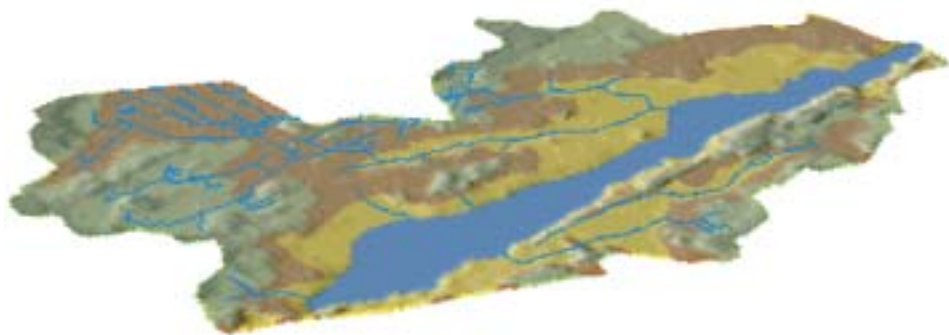




Valuma-alueen ja vesistön välisen vuorovaikutuksen arviointi

Anna-Mari Nyholm, Håkan Jansson, Niina Puronummi,
Rainer Nyholm, Pasi Ala-Opas, Ilpo Hakala, Eeva Huitu,
Suvi Mäkelä, Tiina Tulonen ja Lauri Arvola



Maa- ja elintarviketalous 38
75 s., 1 liite

Valuma-alueen ja vesistön välisen vuorovaikutuksen arviointi

Anna-Mari Nyholm, Håkan Jansson, Niina Puronummi,
Rainer Nyholm, Pasi Ala-Opas, Ilpo Hakala, Eeva Huitu,
Suvi Mäkelä, Tiina Tulonen ja Lauri Arvola

ISBN 951-729-820-X (Painettu)
ISBN 951-729-821-8 (Verkkajulkaisu)
ISSN 1458-5073 (Painettu)
ISSN 1458-5081 (Verkkajulkaisu)
www.mtt.fi/met/pdf/met38.pdf

Copyright

MTT

Anna-Mari Nyholm, Håkan Jansson, Niina Puronummi,
Rainer Nyholm, Pasi Ala-Opas, Ilpo Hakala, Eeva Huitu,
Suvi Mäkelä, Tiina Tulonen ja Lauri Arvola

Julkaisija ja kustantaja

MTT, 31600 Jokioinen

Jakelu ja myynti

MTT, Tietopalvelut, 31600 Jokioinen

Puhelin (03) 4188 2327, telekopio (03) 4188 2339

Julkaisuvuosi

2003

Kannen kuva

Anna-Mari Nyholm

Painopaikka

Data Com Finland Oy

Valuma-alueen ja vesistön välisen vuorovaikutuksen arviointi

Anna-Mari Nyholm¹⁾, Håkan Jansson¹⁾, Niina Puronummi¹⁾, Rainer Nyholm¹⁾,
Pasi Ala-Opas²⁾, Iipo Hakala²⁾, Eeva Huitu²⁾, Suvi Mäkelä²⁾,
Tiina Tulonen²⁾ ja Lauri Arvola²⁾

¹⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, 31600 Jokioinen, anna-mari.nyholm@mtt.fi, hakan.jansson@mtt.fi, niina.puronummi@mtt.fi, rainer.nyholm@mtt.fi

²⁾Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema, 16900 Lammi, pasi.ala-opas@helsinki.fi, ilpo.hakala@helsinki.fi, eeva.huitu@helsinki.fi, suvi.m.makela@helsinki.fi, tiina.tulonen@helsinki.fi, lauri.arvola@helsinki.fi

Tiivistelmä

Tässä tutkimuksessa selvitettiin, miten hyvin matemaattisella mallinnuksella voidaan arvioida maatalousvaltaisten valuma-alueiden ravinnekuormituksen vaikutusta vastaanottavan vesistön tilaan. Valuma-alueelta tulevaa kuormitusta arvioitiin SWAT-mallilla ja vesistön tilan muutoksia PROTECH-mallilla. Paikkaan sidotut tulokset esitettiin internet-pohjaisella karttapalvelulla.

Tutkimuksen yhteydessä kerättiin runsaasti veden laatuun liittyvää mittaus-tietoa mallinnuksen tueksi ja mallitulosten vertailuaineistoksi. Molempia malleja tarkasteltiin Forssan ja Tammelan välisellä Kaukjärvellä ja SWAT-mallia lisäksi Lempäälän Mäyhäjärvellä ja Jokioisten Rehtijärvellä. SWAT-mallin todettiin soveltuvan nykyisessä muodossaan ainakin fosforikuormituksen tason arviointiin. Valumavesien virtaus sen sijaan painottui virheellisesti vuodenaikoihin nähden, mikä aiheutti vaikeuksia järvimallinnuksessa. Tarkempia laskelmia varten olisi syytä sovittaa mallin yhtälöitä Suomen oloihin paremmin sopiviksi.

Maa-analyyseillä ja astiakokeilla selvitettiin järvi- ja laskeutusallasedimenttien käyttökelpoisuutta viljelyssä. Näytteitä kerättiin 18 eri järvestä tai laskeutusaltaasta. Useimpien kasviravinteiden pitoisuuksissa havaittiin suuria vaihteluita. Fosforipitoisuudet olivat yhtä näytettä lukuun ottamatta peltojen keskimääräistä pitoisuutta alhaisempia, minkä vuoksi ruoppausmassojen peltolevitystä kannattaisi harkita niillä tiloilla, joilla peltojen fosforilukemat ovat nousseet tarpeettoman korkealle.

Avainsanat: mallintaminen, valuma-alueet, järvet, ympäristön tila, ravinteet, kuormitus, vesistökuormitus, maatalous, sedimentit, paikkatietojärjestelmät

Evaluation of the interaction between the watershed and the water system

Anna-Mari Nyholm¹⁾, Håkan Jansson¹⁾, Niina Puronummi¹⁾, Rainer Nyholm¹⁾,
Pasi Ala-Opas²⁾, Iipo Hakala²⁾, Eeva Huitu²⁾, Suvi Mäkelä²⁾,
Tiina Tulonen²⁾ and Lauri Arvola²⁾.

¹⁾MTT Agrifood Research Finland, Environmental Research, FIN-31600 Jokioinen,
anna-mari.nyholm@mtt.fi, hakan.jansson@mtt.fi, niina.puronummi@mtt.fi,
rainer.nyholm@mtt.fi

²⁾University of Helsinki, Lammi Biological Station (HY/LBA), FIN-16900 Lammi,
pasi.ala-opas@helsinki.fi, ilpo.hakala@helsinki.fi, eeva.huitu@helsinki.fi,
suvi.m.makela@helsinki.fi, tiina.tulonen@helsinki.fi, lauri.arvola@helsinki.fi

Abstract

In this project, we evaluated suitability of two models in estimating the effects of nutrient loads from agriculture-dominated watersheds on lake-water quality. Nutrient load was modelled with the SWAT model and changes in water quality were modelled with the PROTECH model. Spatial results were presented with an IMS (Internet Map Server) application.

Large amount of water quality data was collected to support the modelling work and to provide reference for the modelling results. Both the watershed and lake-model were studied in two lakes, Lake Kaukjärvi, which is located between Forssa and Tammela, and Lake Mäyhäjärvi, which is located in Lempäälä. According to the modelling results, SWAT is suitable for estimation of phosphorus load level from a watershed. However, runoff was distributed incorrectly in respect to seasons, which caused problems in modelling lake-water quality. If more specific results are needed, the model equations and coefficients should be adapted for Finnish conditions.

The usability of lake and sedimentation pond sediments were investigated with soil analyses and pot experiments. Samples were collected from 18 lakes or sedimentation ponds. Nutrient concentrations varied remarkably. Phosphorus concentrations in sediments proved to be lower than in Finnish fields and, thus, addition of the sediments to fields gives an excellent opportunity to decrease the high phosphorus load from agricultural areas.

Key words: modelling, watershed, lakes, environment, nutrients, environmental load, agriculture, sediments, GIS

Alkusanat

Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen (MTT) ympäristöntutkimuksen ja Helsingin yliopiston Lammin biologisen aseman (HY/LBA) yhteistyönä toteutettiin vuosina 2001-2003 hanke ”Maa- ja metsätalouden vesistövaikutusten kokonaisvaltainen hallinta ja valuma-alueeseen soveltaminen”. Hankkeen tavoitteena oli yhdistää valuma-alueelta tulevan ravinnekuormituksen mallintaminen ja veden laadun mallintaminen yhdeksi kokonaisuudeksi.

Hanketta rahoittivat maa- ja metsätalousministeriö, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus sekä Helsingin yliopisto. Hankkeen etenemistä seurasi maa- ja metsätalousministeriön asettama ohjausryhmä, johon kuuluivat Risto Timonen (pj), Helena Merisaari, Olli-Pekka Peltomäki, Ilkka Reponen ja Sini Wallenius maa- ja metsätalousministeriöstä, Tom Frisk Pirkanmaan ympäristökeskuksesta, Helinä Hartikainen Helsingin yliopistosta, Ulla Kaarikivi-Laine ympäristöministeriöstä, Juha Kämäri ja Seppo Rekolainen Suomen ympäristökeskuksesta, Eila Turtola Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksesta sekä Pertti Vakkilainen Teknillisestä korkeakoulusta.

Tässä julkaisussa on tekstinä, taulukoina ja kuvina esitetty hankkeen tärkeimmät tulokset. Karttamuotoisiin tuloksiin pääsee tutustumaan luvussa 5 kuvatun käyttöliittymän avulla. MTT:n tutkijat ovat kirjoittaneet julkaisun luvut 2, 4 ja 5 ja HY/LBA:n tutkijat luvut 1 ja 3.

Jokioisilla ja Lammilla 24. lokakuuta 2003

Työryhmä

Sisällysluettelo

1 Johdanto	9
2 Ravinnekuormituksen mallintaminen valuma-alueella	11
2.1 Johdanto	11
2.2 Aineisto ja menetelmät	11
2.2.1 Sääaineisto.....	11
2.2.2 Paikkatietoaineisto.....	12
2.2.3 Parametrisointi	12
2.2.3.1 Maaperän parametrisointi	12
2.2.3.2 Maankäytön parametrisointi.....	15
2.2.3.3 Muut parametrit	18
2.2.4 Mittaukset.....	18
2.2.5 Mallin koodi	18
2.3 Tulokset.....	19
2.3.1 Kaukjärvi.....	19
2.3.2 Mäyhäjärvi	20
2.3.3 Rehtijärvi.....	21
2.4 Johtopäätökset	22
3 Järvien fysiikka, kemia ja biologia.....	23
3.1 Johdanto	23
3.2 Aineisto ja menetelmät	23
3.2.1 Tutkimusjärvet.....	23
3.2.2 Kemiallinen ja planktonnäytteenotto.....	27
3.2.3 Vesikasvillisuuskartoitukset.....	28
3.2.4 Kalastokartoitukset.....	28
3.2.5 Mallinnus.....	30
3.3 Tulokset.....	30
3.3.1 Tutkimusvuosien sääolosuhteet.....	30

3.3.2	Vesikemiallisten ominaisuuksien vaihtelu	31
3.3.3	Tutkimusjärvien kemialliset ominaisuudet	32
3.3.4	Happitilanne	35
3.3.5	Plankton.....	37
3.3.5.1	Bakteeriplankton	37
3.3.5.2	Kasviplankton ja perustuotanto	38
3.3.5.3	Eläinplankton	41
3.3.6	Kalat	43
3.3.7	Vesikasvillisuus.....	46
3.3.8	Hapenkulutus ja orgaanisen aineksen hajoaminen	47
3.3.9	Näytteenottotiheyden merkitys	49
3.3.10	Mallinnus.....	50
3.4	Johtopäätökset	53
4	Järvi- ja laskeutusallasedimenttien käyttökelpoisuus maataloudessa	55
4.1	Johdanto	55
4.2	Aineisto ja menetelmät.....	55
4.2.1	Sedimenttiaineiston keruu	55
4.2.2	Sedimenttien esikäsittely.....	56
4.2.3	Sedimenttien analyysit	56
4.2.4	Astiakoe.....	56
4.3	Tulokset ja johtopäätökset.....	56
4.3.1	Humus	56
4.3.2	Sedimentin tilavuuspaino	57
4.3.3	Sedimentin pH.....	57
4.3.4	Johtoluku	58
4.3.5	Alkuaineet	58
4.3.5.1	Fosfori	58
4.3.5.2	Kalium.....	59
4.3.5.3	Kalsium	59
4.3.5.4	Magnesium.....	60
4.3.5.5	Rauta.....	60

4.3.5.6	Rikki	60
4.3.5.7	Boori	61
4.3.5.8	Kupari	61
4.3.5.9	Mangaani	61
4.3.5.10	Sinkki	61
5	Mallinnustulosten esittäminen ArcIMS-karttapalveluna	62
5.1	Johdanto	62
5.2	Karttapalvelun suunnittelu ja tekninen toteutus	62
5.2.1	Suunnittelu	62
5.2.2	ArcIMS	63
5.2.3	Karttapalvelun rakentaminen ArcIMS:llä	64
5.2.3.1	Author	64
5.2.3.2	Designer	66
5.2.3.3	Administrator	66
5.3	Räätälöity käyttöliittymä	66
5.3.1	Karttapalvelun rakentaminen	67
5.3.2	Karttapalvelun esittely	69
5.3.3	Työkalut	70
5.4	Johtopäätökset	71
6	Kirjallisuus	72
7	Liitteet	

1 Johdanto

Jo vuosisatojen ajan on tiedetty, että kasvien kasvua voidaan tehostaa lannoittamalla maaperää eläinten virtsalla. Vasta paljon myöhemmin ymmärrettiin, että nimen omaan fosfori ja typpi ovat ne alkuaineet, jotka useimmiten ovat kasvien kasvun kannalta nk. minimitekijöitä. Tämä on johtanut siihen, että fosforin ja typen käyttö maataloudessa on lisääntynyt räjähdysmäisesti. Sen ohella, että typpeä ja fosforia lisätään virtsan muodossa maaperään, yhä suurempi osa ao. ravinteista on peräisin teollisesti tuotetuista kemiallisista lannoitteista. On arvioitu, että esimerkiksi Yhdysvalloissa maatalouden typen käyttö on lisääntynyt 20-kertaiseksi viimeisten 50 vuoden aikana, ja tästä pääosa on tapahtunut lähimpien 30 vuoden aikana. Globaalisti tämä on merkinnyt sitä, että vuoteen 1992 mennessä maataloudessa käytetystä tyypestä noin 50 % käytettiin viimeisen 10 vuoden ajanjaksona eli vuosien 1982-1992 aikana. Suomessa typpilannoitteiden käyttö peltopinta-alaa kohti laskettuna lisääntyi 50 vuoden aikana (1947-1996) yli 40-kertaiseksi ja fosforilannoitteiden käyttö yli kaksinkertaiseksi, huippuvuoteen 1975 suhteutettuna jopa seitsemänkertaiseksi. Samaan aikaan maamme metsien lannoitus lisääntyi nopeasti etenkin 1960- ja 1970-luvuilla. 1970-luvun huippuvuosina typen ja fosforin lannoitusmäärät olivat jopa 60-80 kertaa suurempia kuin 1960-luvun alussa. 1990-luvulla metsien lannoitus kuitenkin väheni selvästi ja läheni 1960-luvun lannoitusmääriä. Vuonna 1998 metsätalouden osuudeksi vesistöjen kokonaiskuormituksesta arvioitiin fosforin osalta 6 % ja typen osalta 5 %. Samaan aikaan maatalouden osuus ihmistoiminnan aiheuttamasta typen kuormituksesta arvioitiin olevan 49 % ja fosforin kokonaiskuormituksesta 60 %. Määrällisten muutosten ohella on oleellista se, että lannoiteperäinen kuormitus muuttaa kyseisten alkuaineiden huuhtoutuvien jakaiden keskinäisiä suhteita. Kun luonnontilaisilta metsäalueilta huuhtoutuvasta tyypestä jopa yli 90 % on sitoutuneena orgaaniseen aineeseen (Kortelainen ym. 1997), maatalousalueilta pääosa huuhtoumasta on leville helpokäyttöisenä nitraattityppenä.

Alueelliset ja paikalliset erot kuormituslähteissä ja kokonaiskuormituksen tasossa voivat olla kuitenkin hyvin suuria ilmastollisista, maaperällisistä ja maankäyttöön liittyvistä tekijöistä johtuen. Esimerkiksi Pohjois-Pohjanmaalla maankäyttö lisää jokivesiin valuma-alueelta virtaavia ainemääriä alueen pohjoisosassa noin 40 % ja eteläosassa noin 70 %. Maatalous on maakunnan eteläisten vesistöjen selvästi suurin ravinnekuormittaja (Ferin-Westerholm 1994, Halonen & Heikkinen 1997, Heinimaa ym. 1998). Tilanne on sama osassa Kokemäenjoen valuma-alueella sekä suuressa osassa Suomen eteläisen rannikkoalueen vesistöjä. Esimerkiksi Suomenlahteen Suomen alueelta huuhtoutuvan typen määrä on pysynyt koko 1990-luvun samalla korkealla tasolla (10000-15000 tn vuodessa) kuin kahtena aikaisempana vuosikymme-

nenä. Fosforin kuormitus näyttää sitä vastoin hieman laskeneen, olkoonkin, että vuosien välinen vaihtelu sekoittaa jossain määrin kokonais kuvaa.

Kun fossiilisten hiiliyhdisteiden poltto on lisääntynyt vielä lannoitteidenkin käyttöä nopeammin, globaalisesti ilmakehän typen oksidien määrä on kasvanut voimakkaasti. Kehitys on merkinnyt dramaattista muutosta typen biogeokemiallisessa kierrossa. Fosforin kierto luonnossa on sekin muuttunut lannoitteiden käytön seurauksena. On kuitenkin muistettava, että fosforin ja typen kierrot eroavat oleellisesti toisistaan.

Typpi ja fosfori säätelevät myös vesistöjen perustuotantoa. Niiden pitoisuuksien kohoaminen edistää levien kasvua ja vaikuttaa haitallisesti vesistöjen tilaan ja käyttöön. Molempien pääravinteiden pitoisuudet sisävesissä heijastuvat Suomen oloissa myös Itämeren tilaan, koska meri on ravinteet vastaanottava vesistö. Valuma-alueen kohonnut typpipitoisuus lisää myös pohjaveden saastumisriskiä etenkin nitraatti-typen suhteen. Suomen ympäristökeskuksen mukaan Suomen sisävesien kokonaisfosforin keskiarvopitoisuus on virtahavaintopaikoilla 60 mg m^{-3} ja järvissä 23 mg m^{-3} . Typen osalta Suomen järvien keskipitoisuus on luokkaa $500\text{-}600 \text{ mg m}^{-3}$, mutta maatalousvaltaisilla alueilla pitoisuudet selvästi suurempia ylittäen selvästi pelkän luonnonhuuhtouman edellyttämän tason.

Tämän tutkimushankkeen tarkoituksena oli tuottaa uutta tietoa maatalouden vesistökuormituksen vähentämiseksi. Tavoitteeseen pyrittiin tarkastelemalla maa- ja metsätalouden vesistövaikutuksia kokonaisvaltaisesti valuma-alueittain. Työn taustalla on ollut EU:n vesipuitedirektiivi, joka velvoittaa, että ”Jäsenmaiden on kerättävä ja ylläpidettävä tietoja kunkin vesipiirin pintavesimuodostumille aiheutuvien merkittävien paineiden tyypistä ja suuruudesta” (Direktiivi 2000/60/EY).

Ravinnekuormitus arvioitiin jokaisen tutkimukseen valitun esimerkkivaluma-alueen osalta erikseen mallinnuksen avulla ja samalla selvitettiin kuormitusta vastaanottavien järvien ekologinen tila tärkeimpien kemiallisten ja biologisten muuttujien avulla. Tutkitut valuma-alueet sijaitsivat Loimijoen valuma-alueen yläosassa Forssan-Tammelan alueella ja Jokioisilla sekä Kokemäenjoen latvaveistöissä Lempäälässä ja Lammilla. Valuma-alueelta tulevan kuormituksen vaikutuksia vastaanottavassa vesistössä tutkittiin myös mallitarkastelun avulla. Lisäksi tutkimuksen tavoitteena oli kerättävään aineistoon perustuen arvioida se, mihin vuodenaikaan ja kuinka usein biologiset ja kemialliset määritykset kannattaa tehdä, jotta saadaan luotettava kuva vesistön tilasta. Ennen tutkimuksen aloittamista oli jo tiedossa, että EU:n vesipuitedirektiivi edellyttää kasviplanktonin tutkimista 6 kk:n välein ja vesikemian 3 kk:n välein, sekä vesikasvillisuuden, kalojen ja pohjaeläinten 3 vuoden välein.

Näiden lisäksi tutkimuksessa selvitettiin ruoppauksen käyttöä ravinteiden poistomenetelmänä laskeutusaltaista ja järvistä sekä poistetun sedimentin käyttöä maanparannusaineena. Lähtökohdaksi asetettiin, että ravinteet päätyisivät takaisin kasvintuotantoon ja samalla viljelijän ostolannoitteiden tarve vähenisi ja valuma-alueen ravinteiden sisäinen kierto tehostuisi.

2 Ravinnekuormituksen mallintaminen valuma-alueetasolla

2.1 Johdanto

Valuma-alueelta tulevan ravinnekuormituksen mallinnuksessa keskityttiin paikkatietotekniikkaan perustuvien työkalujen soveltamiseen ja kehittämiseen. Maa- ja metsätalousalueiden ravinnekuormitusta mallinnettiin ArcView-käyttöliittymään yhdistetyllä SWAT-mallilla (Soil and Water Assessment Tool). SWAT on kehitetty SWRRB-mallista (Simulator for Water Resources in Rural Basins) arvioimaan maa- ja metsätalousvaltaisilta valuma-alueilta tulevaa vesi-, kiintoaines- ja ravinnekuormitusta pitkällä aikavälillä. Malli perustuu fysikaalisiin yhtälöihin, ja siihen on otettu osia myös CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems)-, GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems)- ja EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator)-malleista. (Neitsch ym. 2001b.)

Valuma-alueen sisällä on paljon muuttuvia tekijöitä, kuten maalaji, maankäyttö ja korkeus merenpinnasta. Paikkatietotekniikkaa (*engl.* Geographical Information System, GIS) hyväksi käyttäen nämä tiedot voidaan syöttää malliin digitaalisesti. Lisäksi tulosten esittäminen onnistuu havainnollisesti karttojen avulla. SWAT-mallin sisältämiä paikkatietoratkaisuja on esitelty tässä luvussa ja internet-pohjainen karttapalvelu on kuvattu luvussa 5.

2.2 Aineisto ja menetelmät

Mallia testattiin kolmella pilot-alueella: Forssan ja Tammelan välisellä Kaukjärvellä, Lempäälän Mäyhäjärvellä sekä Jokioisten Rehtijärvellä. Seuraavassa on esitelty näiden järvien mallintamiseen tarvittava tausta-aineisto.

2.2.1 Sääaineisto

SWAT-malliin syötetään sääaineistoksi päivittäiset sade-, lämpötila-, tuulennopeus-, ilmankosteus- ja auringonsäteilytiedot. Ne voidaan laskea myös säägeneraattorilla, mutta mitattuja arvoja käyttämällä saadaan luotettavammat

mallinnustulokset. Tässä projektissa tarvittava sääaineisto saatiin Ilmatieteen laitoksen Jokioisten sääasemalla tehdyistä mittauksista.

2.2.2 Paikkatietoaineisto

SWAT-malli tarvitsee paikkatietoaineistona mallinnettavan valuma-alueen topografiatiedot, maankäyttö- ja maalajijakauman sekä valuma-alueen rajat ja ojaverkoston. Korkeusmallin sekä peruskartan maankäyttö- ja ojaverkosto-tietoja varten saa Maanmittauslaitokselta, peltolohkojen sijaintitiedot maa- ja metsätalousministeriöstä, maaperäkartan Geologian tutkimuskeskuksesta sekä valuma-alueiden rajat alueellisista ympäristökeskuksista. Kaikki em. aineistot ovat maksullisia.

2.2.3 Parametrisointi

Järven valuma-alue on erittäin heterogeeninen niin maankäytön kuin maaperän koostumuksenkin kannalta. Tarkkojen parametrien kerääminen vaatisi siten yksityiskohtaisen valuma-alueanalyysin. Maatalousvaltaisilla alueilla tulisi selvittää mm. jokaisen peltolohkon viljelykierto, maaperän fysikaaliset, kemialliset ja biologiset ominaisuudet sekä yksityiskohtaiset viljelytoimenpiteet. Tutkimusten mukaan kuitenkin erityisesti fysikaaliset parametrit voivat muuttua vuosia kestäneen viljelyn aikana (Alakukku 1997) ja mittaustulos on vain tietyllä hetkellä mitattu arvo tietylle parametrille. Vaikka parametrisointia varten olisi siis käytössä mittaustuloksia, niidenkin avulla päättäisiin vain arvioon valuma-aluekuormituksesta. Tämän vuoksi tässä tutkimuksessa haluttiin selvittää mallin toimivuutta yleiseen tutkimustietoon sekä asiantuntija-arvioihin perustuvalla parametrisoinnilla.

Seuraavassa on esitetty mallinnuksessa käytetty maaperän ja maankäytön parametrisointi. Tämän lisäksi malliin syötetään useita kymmeniä koko valuma-alueeseen sekä sen osiin liittyviä parametrejä. Niistä tärkeimpiä esitellään tämän kappaleen lopussa.

2.2.3.1 Maaperän parametrisointi

Maaperän parametrisointi on eritelty taulukossa 1. Lounais-Suomessa pelto-alueiden yleisin maalaji on savi ja tämän vuoksi se asetettiin tässä projektissa valuma-alueen kaikkien peltojen maalajiksi. Savimaan savi-, siltti-, hiekka- ja orgaanisen hiilen pitoisuudet on annettu Kanta-Hämeen ja Pirkanmaan maaperäkartoituksen yhteydessä tehtyjen laboratoriomääritysten perusteella (Vuorinen 1961, Erviö 1965, Urvas 1997). Savella tarkoitetaan tässä tutkimuksessa raekooltaan alle 0,002 mm maapartikkeleita, siltillä maapartikkeleita, joiden raekoko on 0,002 mm:n ja 0,06 mm:n välillä ja hiekalla maapartikkeleita, joiden raekoko on 0,06 mm:n ja 2 mm:n välillä.

Muiden parametrien taustana on käytetty maan rakenteeseen ja maatalouteen liittyviä suomalaisia ja ruotsalaisia tutkimuksia (Andersson & Wiklert, 1972, Heinonen ym. 1992, Toro & Arvidsson 2003).

Metsässä maalaji on tavallisesti moreeni, joten se asetettiin tässäkin työssä metsäalueiden maalajiksi. Moreenin parametrisoinnissa hyödynnettiin lohkomittakaavan mallinnuksessa käytettyjä parametrisointeja sekä alan kirjallisuutta (Erviö 1965, Maanrakennusalan tutkimus- ja suunnitteluohjeita 1971, Kujala-Räty & Santala 2001, Talkkari & Hypén 1996).

Taulukko 1. Maaperäparametrit Rehtijärven, Kaukjärven ja Mäyhäjärven valuma-alueilla.

Parametri	Yksikkö	Savi 1 (Rehtijärvi, Kaukjärvi)	Savi 2 (Mäyhäjärvi)	Moreeni		
Kerroksen paksuus	mm	0 – 200	200 - 500	0 – 500		
Maan savipitoisuus ¹	%	56	73	47	54	3
Maan silttipitoisuus	%	34	21	46	39	34
Maan hiekkapitoisuus	%	10	6	7	7	63
Maan kiviainespitoisuus	% kokonaispainosta					31
Maan orgaanisen hiilen pitoisuus	%	4	1	4	1	4
Kostean maan tiheys	g/cm ³	1,15	1,3	1,15	1,3	1,3
Kasville käyttökelpoinen vesi	mm/mm	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
Kyllästetyn maan vedenjohtavuus	mm/h	650	30	650	30	50
Maanpinnan heijastuskyky		0,17		0,17		0,17
USLE-yhtälön eroosiotekijä K	0,013·t·m ² ·h/m ³ ·t·cm	0,24		0,24		0,14

¹ Savi-, siltti- ja hiekkapitoisuuksien summan tulee olla 100 %.

2.2.3.2 Maankäytön parametrisointi

Maatilatilastollisen vuosikirjan 2002 (2002) tietoihin perustuen 80 %:lle peltoalueista asetettiin kasvamaan ohraa ja 20 %:lle nurmea. Peltojen ulkopuolisilla alueilla oletettiin kasvavan metsää. Mallin kasviparametreille annetut arvot löytyvät kuvista 1, 2 ja 3. Kunkin parametrin sisältö ja merkitys on määritelty mallin käsikirjassa (Neitsch ym. 2001a).

Land Cover/Plant Growth database

Crop Name: Crop is Fertilized

CPNM	CHRA [4 character]	BN1	0.0590 [kg N/kg biomass]
IDC	Warm season annual	BN2	0.0226 [kg N/kg biomass]
BIO_E	35.00 [(kg/ha)/(MJ/yF)]	BN3	0.0110 [kg N/kg biomass]
HVST1	0.50 [(kg/ha)/(kg/ha)]	BP1	0.0057 [kg P/kg biomass]
BLAI	4.00 [m/yF]	BP2	0.0023 [kg P/kg biomass]
FRGRw1	0.15 [fraction]	BP3	0.0022 [kg P/kg biomass]
LAINC1	0.01 [fraction]	WSyF	0.200 [(kg/ha)/(kg/ha)]
FRGRw2	0.45 [fraction]	LISLE_C	0.010
LAINC2	0.95 [fraction]	OSI	0.000 [m/s]
DLAI	0.60 [heat units/heat units]	VPDFR	4.000 [kPa]
CHTMK	1.20 [m]	FRGMAX	0.750 [fraction]
FDMK	1.30 [m]	WAVP	7.000 [rate]
T_OP1	20.00 [°C]	CD2HI	660.000 [g/d]
T_BASE	5.00 [°C]	BIOEHI	45.000 [ratio]
CNYLD	0.0190 [kg N/kg seed]	RSDCO_PL	0.050 [fraction]
CPYLD	0.0039 [kg P/kg seed]		

Buttons: Delete, Add New [Modify], Add New, Help, Exit

Kuva 1. Ohran parametrisointi.

Land Cover/Plant Growth database

Crop Name: Nurmi

Crop is Fertilized

CPNM	NURM	[4 character]	BN1	0.0294	(kg N/kg biomass)
IDC	Perennial		BN2	0.0240	(kg N/kg biomass)
BIO_E	20.50	(kg/ha)/(MJ/ha)	BN3	0.0140	(kg N/kg biomass)
HVST1	0.90	(kg/ha)/(kg/ha)	BP1	0.0028	(kg P/kg biomass)
BLAI	8.00	(m ² /m ²)	BP2	0.0020	(kg P/kg biomass)
FRGRw1	0.15	(fraction)	BP3	0.0019	(kg P/kg biomass)
LAIMG1	0.01	(fraction)	WSYF	0.900	(kg/ha)/(kg/ha)
FRGRw2	0.50	(fraction)	USLE_C	0.003	
LAIMG2	0.95	(fraction)	GS1	0.003	(m/s)
DLAI	0.99	(heat units/heat units)	VPDFR	4.000	(hPa)
CHTMK	1.20	(m)	FRGMK	0.750	(fraction)
RDMK	0.50	(m)	WAVP	8.000	(rate)
T_OP1	20.00	(°C)	CD3H	660.000	(g/l)
T_BASE	5.00	(°C)	BIOEH	45.000	(ratio)
CNYLD	0.0230	(kg N/kg seed)	RSDCO_PL	0.050	(fraction)
CPYLD	0.0029	(kg P/kg seed)			

Buttons: Delete, Add New [Modify], Add New, Help, Exit

Kuva 2. Nurmen parametrisointi.

Land Cover/Plant Growth database

Crop Name: Forest-M

Crop is Fertilized

CPNM	FRST	[4 character]	BN1	0.0060	(kg N/kg biomass)
IDC	Trees		BN2	0.0020	(kg N/kg biomass)
BIO_E	15.00	(kg/ha)/(MJ/ha)	BN3	0.0015	(kg N/kg biomass)
HVST1	0.76	(kg/ha)/(kg/ha)	BP1	0.0007	(kg P/kg biomass)
BLAI	5.00	(m ² /m ²)	BP2	0.0004	(kg P/kg biomass)
FRGRw1	0.05	(fraction)	BP3	0.0003	(kg P/kg biomass)
LAIMG1	0.05	(fraction)	WSYF	0.010	(kg/ha)/(kg/ha)
FRGRw2	0.40	(fraction)	USLE_C	0.001	
LAIMG2	0.95	(fraction)	GS1	0.002	(m/s)
DLAI	0.99	(heat units/heat units)	VPDFR	4.000	(hPa)
CHTMK	6.00	(m)	FRGMK	0.750	(fraction)
RDMK	3.50	(m)	WAVP	8.000	(rate)
T_OP1	30.00	(°C)	CD3H	660.000	(g/l)
T_BASE	10.00	(°C)	BIOEH	16.000	(ratio)
CNYLD	0.0015	(kg N/kg seed)	RSDCO_PL	0.050	(fraction)
CPYLD	0.0003	(kg P/kg seed)			

Buttons: Delete, Add New [Modify], Add New, Help, Exit

Kuva 3. Metsän parametrisointi.

Viljelytoimenpiteet ohra- ja nurmilohkoille tehtiin taulukon 2 mukaisesti siten, että ohralohkon toimenpiteet toistettiin samanlaisena vuosittain ja nurmilohkon toimenpiteet kolmena kolmen vuoden ja yhtenä neljän vuoden syklinä vuodesta 1990 vuoteen 2002. Metsäalueilla ei tehty mitään toimenpiteitä.

Taulukko 2. Ohra- ja nurmilohkojen viljelytoimenpiteet mallinnuksessa.

Vuosi	Ohralohko		Nurmilohko	
1990	30.4.	Muokkaus	30.4.	Muokkaus
	5.5.	Lannoitus	5.5.	Lannoitus
	5.5.	Kylvö	5.5.	Kylvö
	10.8.	Korjuu		
	15.9.	Muokkaus		
1991			5.5.	Lannoitus
			20.6.	Korjuu
			20.6.	Lannoitus
			5.8.	Korjuu
1992			5.5.	Lannoitus
			20.6.	Korjuu
			20.6.	Lannoitus
			5.8.	Korjuu
			15.9.	Muokkaus
1993 - 2001	Yllä mainittuja viljelytoimenpiteitä jatketaan vuoteen 2001 saakka.			
2002	30.4.	Muokkaus	5.5.	Lannoitus
	5.5.	Lannoitus	20.6.	Korjuu
	5.5.	Kylvö	20.6.	Lannoitus
	10.8.	Korjuu	5.8.	Korjuu
	15.9.	Muokkaus	15.9.	Muokkaus

Lannoitusmäärät vaihtelivat vuoden ja lohkolle kylvetyn kasvin mukaan. Ohra- ja nurmilohkojen lannoitusmäärät on esitetty taulukossa 3. Ohralohkon osalta tiedot perustuvat vuoteen 1995 saakka Maatilatilastollisen vuosikirjan 2002 (2002) tietoihin maataloille myydyistä kasvinravinteista ja siitä eteen päin ympäristötuen ehtoihin. Nurmen lannoituksen taustana käytettiin ympäristötuen ehtoja. (Maa- ja metsätalousministeriö 2000.)

Taulukko 3. Ohra- ja nurmilohkojen vuosittaiset lannoitusmäärät.

Vuosi	Ohralohko		Nurmilohko	
	Typpi (kg/ha)	Fosfori (kg/ha)	Typpi (kg/ha)	Fosfori (kg/ha)
1990	109	26	100	15
1991	93	20	200	15
1992	94	19	200	15
1993	94	19	100	15
1994	102	20	200	15
1995	92	16	200	15
1996	90	15	100	15
1997	90	15	200	15
1998	90	15	200	15
1999	90	15	100	15
2000	90	15	200	15
2001	90	15	200	15
2002	90	15	200	15

2.2.3.3 Muut parametrit

Ylimpään maakerrokseen asetettiin peltoalueille liukoisien fosforin pitoisuuksi 10 mg/kg. Lumen sulamisrajaksi asetettiin 0,5 °C ja lumen satamisrajaksi -0,5 °C. Fosforin ja maan väliselle jakautumisvakiolle annettiin arvo 200 ja fosforin sorptiovakiolle arvo 0,3. CN2-numeron arvo oli ohralohkoilla 91 lukuun ottamatta kylvön ja syysmuokkauksen välistä aikaa, jolloin se oli 83. Nurmilohkoilla CN2-numeron arvo oli 83 kylvöstä kahden ja puolen vuoden päässä olevaan syysmuokkaukseen ja 91 syysmuokkauksesta seuraavaan kylvöön. Muille parametreille jätettiin pääasiassa mallin ehdottamat oletusarvot.

2.2.4 Mittaukset

Mallinnuksen tueksi ja vertailuarvoiksi mitattiin viidestä suurimmasta Kaujärveen tulevasta ojasta liukoisien ja kokonaisfosforin pitoisuudet viikoittain syksyn 2001 ajan. Rehtijärveen tulevan kuormituksen mallinnuksessa käytettiin vertailuarvoina aiemmin järjestetyn seurannan tuloksia vuodesta 1994 vuoteen 1996.

2.2.5 Mallin koodi

Tässä projektissa käytettiin SWAT:n alkuperäistä koodia, johon tehtiin pieniä muutoksia. Muutokset on kuvattu liitteessä 1.

2.3 Tulokset

2.3.1 Kaukjärvi

SWAT-malli laski Kaukjärven valuma-alueen pinta-alaksi 11,28 km². Todellisuudessa pinta-ala on 14,93 km². Mallissa valuma-alue määritetään annettujen valuma-alue-rajojen lisäksi ojaverkoston ja korkeusmallin perusteella. Koska alueen määrittäminen perustuu matemaattisiin yhtälöihin, ristiriidat annettujen tietojen välillä johtavat siihen, että malli laskee valuma-alueen pinta-alan aina todellisuutta pienemmäksi. Esimerkiksi Kaukjärven valuma-alueen luoteisnurkassa vesi virtasi korkeusmallin mukaan pois alueelta, vaikka sen on maastonselvityksissä todettu virtaavan ojien kautta Kaukjärveen.

Malli jakoi valuma-alueen laskennallisiin osavaluma-alueisiin ja laski tulokset osavaluma-aluekohtaisesti. Valuma-aluekohtaiset tulokset on laskettu painotettuna keskiarvona kaikilta osavaluma-alueilta tulleista kuormituksista. Mallin laskemat tulokset sisältävä tiedosto oli niin suuri, että sitä ei voitu käsitellä tavallisimmilla taulukkolaskentaohjelmilla. Päivittäisen kuormituksen laskentaan piti siten tehdä erillinen sovellus, joka kirjoitettiin ArcView:n omalla ohjelmointikielellä Avenuella. Ohjelma toimi myös linkkinä luvussa 3 esiteltävään PROTECH-malliin, joka tarvitsee syöttötietona vesistöön tulevan päivittäisen ravinnekuormituksen.

Koska fosfori on suomalaisissa järvissä yleensä minimiravinne, keskityttiin tässä projektissa fosforikuormituksen mallintamiseen. Vesistömallia varten laskettiin myös typpikuormitus. Taulukossa 4 on vertailtu liukoisen fosforin ja taulukossa 5 kokonaisfosforin mallinnus- ja mittaustuloksia. Normaalisti kuormitus arvioidaan yksikössä kg/ha. Mittaustulokset ovat pitoisuuksia oja-vedessä, joten mallinnustuloksetkin muunnettiin pitoisuuksiksi (µg/l) ravinnekuormituksen (kg/ha) ja valunnan (mm) perusteella. Kuten taulukoista 4 ja 5 nähdään, malli yliarvioi fosforikuormituksen; syksyn 2001 mallinnettu kuormitus on keskimäärin kolminkertainen mitattuihin pitoisuuksiin verrattuna. Lisäksi kuukausittaisten ja päivittäisten tulosten tarkastelu osoitti, että sade- ja sulamisvedet kulkeutuvat mallissa pois valuma-alueelta nopeammin kuin todellisuudessa tapahtuu. Näin ollen esimerkiksi joulukuussa 2001 ei mallinnustulosten mukaan enää virrannut lainkaan vettä, vaikka mittaustulosten mukaan vettä edelleen virtasi.

Taulukko 4. Liukoisen fosforin mallinnus- ja mittaustulosten vertailu.

Aika	Mallinnustulos	Mittaus
9/01	138 µg/l	26 µg/l
10/01	76 µg/l	24 µg/l
11/01	88 µg/l	19 µg/l
12/01	0 µg/l	22 µg/l

Taulukko 5. Kokonaisfosforin mallinnus- ja mittaustulosten vertailu.

Aika	Mallinnustulos	Mittaus
9/01	633 µg/l	85 µg/l
10/01	269 µg/l	103 µg/l
11/01	272 µg/l	97 µg/l
12/01	0 µg/l	77 µg/l

2.3.2 Mäyhjärvi

SWAT-malli laski Mäyhjärven valuma-alueen pinta-alaksi 3,9 km². Todellisuudessa pinta-ala on 5,5 km². Kaukjärven tavoin siis myös Mäyhjärven mallinnettu valuma-alue oli pienempi kuin todellinen valuma-alue. Lisäksi mallin valuma-alue koostui neljästä irrallisesta osasta. Ero todellisen ja mallin laskeman pinta-alan välillä on muutaman neliökilometrin kokoisella valuma-alueella suhteellisen suuri ja esimerkiksi merkittävä osa pelloista saattaa jäädä mallinnettavan alueen ulkopuolelle.

Koska Mäyhjärven valuma-alueelta ei mitattu tulevaa fosforikuormitusta, käytettiin vertailussa keskimääräisiä kuormitusarvoja. Tutkimusten mukaan peltoalueilta tuleva kokonaisfosforikuormitus vaihtelee tavallisesti välillä 0,9 – 1,8 kg/ha/vuosi (Rekolainen 1993). Luonnontilaisilta metsäalueilta tuleva fosforikuormitus on n. 0,11 – 0,16 kg/ha/vuosi (Heinonen ym. 1992). Yleensä valuma-alueella on sekä maa- että metsätalousalueita ja kuormituksen suuruus riippuu siitä, mikä on näiden maankäyttömuotojen suhde. Lisäksi kuormitusta tulee pistelähteistä kuten navetoista sekä asutuksesta, mutta tässä projektissa huomioitiin ainoastaan hajakuormitus.

Peltoprosentti mallin rajaamalla Mäyhjärven valuma-alueella oli 21 %. Tältä alueelta teoreettinen kokonaisfosforikuormitus olisi vuodessa 0,28 – 0,50 kg/ha. Taulukossa 6 on vertailtu mallin laskemia vuosittaisia kuormitusarvoja sekä teoreettista kuormitusarvoa.

Taulukko 6. Kokonaisfosforikuormituksen vertailu mallin ja teoreettisen kuormitusarvon välillä.

Vuosi	Mallinnustulos, kokonais-P	Teoreettinen tulos, kokonais-P
1991	0,74 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha
1992	0,46 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha
1993	0,34 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha
1994	0,75 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha
1995	3,66 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha
1996	1,41 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha
1997	0,73 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha
1998	1,70 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha
1999	0,51 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha
2000	0,77 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha
2001	0,67 kg/ha	0,28–0,50 kg/ha

Mallilla saadut tulokset ovat taulukon 5 mukaan pääasiassa oikeaa suuruusluokkaa, mutta Kaukjärven tulosten tavoin enemmän liian suuria kuin liian pieniä. Tuloksista erottuu selvästi vuosi 1995, jolloin todellisuudessa tuli kesällä runsaasti kuormitusta muutaman rankan sadekuuron seurauksena. Mallin laskema kuormitus, 3,66 kg/ha, vaikuttaa kuitenkin liian korkealta, sillä esimerkiksi Jokioisilla, Lintupajun suojakaistakentän reunassa sijainneen mittauspisteen tulosten mukaan kuormitus oli vuonna 1995 hieman yli 1 kg/ha (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000).

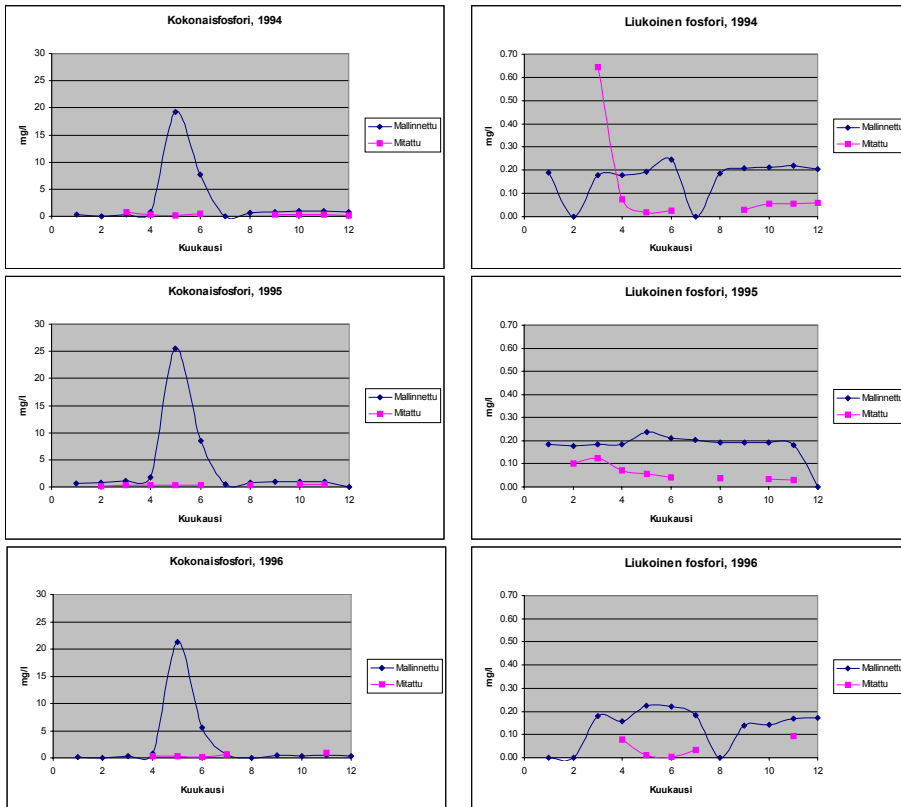
Mallinnetut liukoisen fosforin kuormitusmäärät pysyivät samalla tasolla koko mallinnusperiodin (1991-2001) ajan. Arvot vaihtelivat välillä 0,14 kg/ha ja 0,21 kg/ha.

Sekä Mäyhjärven että Kaukjärven osavaluma-alueen tulokset on esitetty osoitteessa <http://kronos.mtt.fi/website/mallinnus> sijaitsevalla, ArcIMS-ohjelmistolla tehdyllä karttapalvelulla. Karttapalvelun toteutus on kuvattu luvussa 5.

2.3.3 Rehtijärvi

Rehtijärven ravinnekuormituksen tarkastelussa hyödynnettiin vuosina 1994 – 1996 järjestettyä ojavesien kuormituksen seuranta. Tässä projektissa käytettiin ojavedestä mitattuja kuormitusarvoja ja verrattiin niitä saman ojan mallinnustuloksiin. Kuvassa 4 on vertailtu kokonaisfosforin ja liukoisen fosforin mitta- ja mallinnustuloksia.

Sekä liukoisen että kokonaisfosforikuormituksen mallinnustulokset ovat pääasiassa hieman mitattuja suurempia. Poikkeuksena on kokonaisfosforikuormitus toukokuussa, jolloin mallinnustulokset ovat moninkertaisia mitattuihin verrattuna. Yksittäiset kuormituspiikit saattavat johtua viljelytoimenpiteiden parametrisoinnista; mallissa maata muokattiin huhtikuun lopussa ja muokkauksen seurauksena valumavesien mukana tulee runsaammin partikkeleihin sitoutuneita ravinteita kuin todellisuudessa. Vuoden 1995 kesäkuun rankkasateet eivät erotu Rehtijärven tuloksissa samanlaisena piikkinä kuin Mäyhjärven tuloksissa, koska Rehtijärven tulokset on esitetty yksikössä 'mg/l', Mäyhjärven 'kg/ha'.



Kuva 4. Mittaus- ja mallinnustulosten vertailu.

2.4 Johtopäätökset

Tässä projektissa haluttiin saada kokemuksia paikkatietopohjaisen mallin käyttämisestä ja tarkastella lisäksi mallin antamien tulosten oikeellisuutta. Suuri osa mallin tarvitsemasta lähtöaineistoista oli helposti saatavana niitä kerääviltä viranomaisilta ja tutkimuslaitoksilta. Sen sijaan asiantuntija-arvioita tarvitsevien tietojen antaminen oli huomattavasti vaikeampaa. Valuma-alueella on useita erilaisia kuormituslähteitä ja kunkin lähteen aiheuttaman kuormituksen arviointiin tarvitaan oma asiantuntijansa. Pelkästään maatalousalueiden parametriseointiinkin tarvitaan niin maaperä- kuin kasvi-tieteilijöitäkin. Tämän vuoksi valuma-aluemallinnusta tulisi tehdä eri alojen asiantuntijoista koostuvan työryhmän voimin.

Kolmen pilot-kohteen mallinnustulosten perusteella havaittiin, että SWAT-mallin yhtälöiden soveltuvuutta Suomen oloihin pitäisi selvittää. Esimerkiksi veden liikkeitä mallintavat yhtälöt antoivat virheellisiä tuloksia ja vaikuttivat luonnollisesti myös ravinnekuormituksen laskentaan. Vuosittaisen fosforikuormituksen laskenta saatiin kuitenkin oikealle tasolle pienten yhtälömuu-

tosten avulla, joten SWAT-malli soveltuu ainakin fosforikuormituksen suuruusluokan arviointiin.

3 Järvien fysiikka, kemia ja biologia

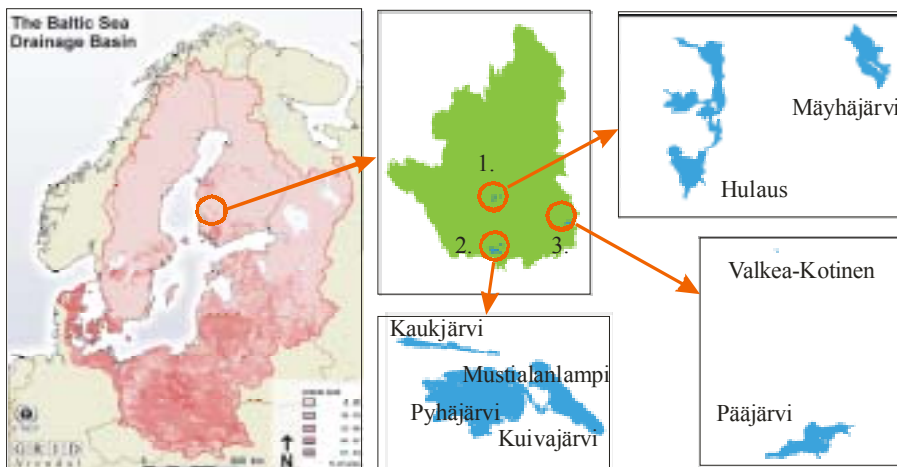
3.1 Johdanto

Järvi on valuma-alueensa tuote. Valuma-alueen muoto, koko, kaltevuus, maaperän laatu ja maankäyttö ovat tärkeimpiä tekijöitä, jotka vaikuttavat järveen tulevan kuormituksen määrään, laatuun ja vuodenaikaisvaihteluun. Järven lähialueen maaston peitteisyys, maankäyttö ja topografia määräävät valumavesien lisäksi myös järven fysiikkaa, esim. järven alttiutta tuulen vaikutukselle. Kun ravinne- ja kiintoainekuormitus saavuttaa järven, järven sisäiset prosessit alkavat hyödyntää ja samalla muuttaa järveen tullutta materiaalia. Näitä prosesseja säätelevät osaltaan järven fysikaaliset ominaisuudet kuten pinta-ala, alttius tuulille (mm. järvioltaan muoto ja suunta suhteessa vallitseviin tuuliin) syvyysuhteet (suurin syvyys, keskisyvyys, rantojen kaltevuus), lämpötilakerrostuneisuus ja mahdollinen pohjavesivaikutus. Siten samankaltaisen valuma-alueen omaavat järvet eivät välttämättä reagoi samoin valuma-alueelta tulevaan kuormitukseen. Järven kemialliset ominaisuudet, esim. pH, sähkönjohtokyky, alkaliniteetti eli puskurikapasiteetti, valon läpäisevyys (väri, näkösyvyys), kiintoaineen määrä ja laatu, kationikonsentraatio, epäorgaaniset ja kokonaisravinnepitoisuudet ja hiilen pitoisuudet määräävät järven biologisia ominaisuuksia. Tässä tutkimuksessa pyrittiin painottamaan järvien kemiallisten ja biologisten ominaisuuksien välisiä suhteita ja vuorovaikutuksia.

3.2 Aineisto ja menetelmät

3.2.1 Tutkimusjärvet

Tutkimuksessa oli mukana kuusi varsinaista tutkimusjärveä sekä kaksi vertailujärveä (Kuva 5). Varsinaiset tutkimusjärvet ovat kaikki runsasravinteisia, vertailukohteissa valuma-alueen ihmistoiminnan määrä on pienempää tai se puuttuu kokonaan. Järvet ovat kooltaan, syvyysuhteiltaan ja veden väriltään varsin erityyppisiä (Taulukko 7).



Kuva 5. Tutkimusjärvien sijainti Suomessa (iso kartta) ja Kokemäenjoen vesistöalueella (keskikokoinen kartta). 1= Lempäälän-Vesilahden alue, 2= Tammelan-Forssan alue, 3= Lammin alue. © Maanmittaushallitus.

Taulukko 7. Tutkimusjärvien ominaisuuksia.

Järvi	Pinta-ala ha	Suurin syvyys m	Rantaviiva km	Näkösyvyys m
Kaukjärvi	200	19	13,4	0,6
Mustialanlampi	23	15	2,52	0,6
Kuivajärvi	830	10	22,59	1
Pyhäjärvi	2285	4	42,28	0,7
Mäyhäjärvi	213	3	9,86	2,3
Hulaus	280		24,89	
Heinälahti	186	4	11,77	
Mantereenjärvi	95	1	7,34	0,5
Pääjärvi	1342	87	33	2
Valkea-Kotinen	4,1	6	1,02	1,5

Tutkimusjärvistä neljä sijaitsee Tammelan-Forssan alueella, ja ne muodostavat peräkkäisten järviäntaiden ketjun. Kaukjärvi, Mustialanlampi, Kuivajärvi ja Pyhäjärvi ovat kooltaan ja syvyysuhteiltaan varsin erityyppisiä järviä. Kaukjärvelle ja Mustialanlammelle tyypillinen piirre on vahva savisamennus, vesistöketjun alempiin Kuivajärveen ja Pyhäjärveen tulee lisäksi selvä huumuskuormitus valuma-alueen turvemailta.

Kaukjärvi on keskikokoinen, pitkänomainen latvajärvi. Veden suuri kiintoainepitoisuus heijastuu järven biologisiin ominaisuuksiin ja eliöyhteisön toimintaan ennen kaikkea veden heikon valonläpäisykyvyn takia: perustuotanto keskittyy järven pintakerrokseen ja vesikasvillisuus on suhteellisen vähäistä.

Rannat jyrkkenevät keskimäärin melko nopeasti. Tammelan kirkonkylän puoleista etelärantaa luonnehtii jyrkkä järveen viettävä harjunrinne. Harjun läheisyydestä johtuen osa Kaukjärven veden vaihdosta tapahtunee pohjaveden kautta.

Mustialanlampi on Kaukjärven alapuolinen pieni järvi. Toisistaan järviä erottaa vain kapea kannas. Kuten Kaukjärvessä, myös Mustialanlammessa vesi on savisameaa ja runsasravinteista. Pienempää pinta-alaa lukuun ottamatta Mustialanlammen ja Kaukjärven ulkoiset ominaisuudet ovat samantyyppisiä: jyrkät rannat ja valuma-alueen erityispiirteet (jyrkkä harjumuodostuma etelärannalla, peltovaltaisuus pohjoisrannalla). Pienestä koostaan huolimatta Mustialanlampi on varsin syvä. Suuri syvyys, pieni pinta-ala, tuulilta suojainen sijainti harjun alla ja vanha kuormitushistoria näkyvät lammen varsin vakavina alusveden happiongelmina.

Kuivajärvi on suurehko pohjois-eteläsuuntainen järvi, joka poikkeaa kahdesta edellisestä ennen kaikkea veden selvän humusvaikutuksen (punaruskean värin) vuoksi. Suuresta pinta-alastaan huolimatta järvi on matala; keskisyvyys jää vain 2,4 metriin. Järvessä on laajoja matalia lahdelmia ja syväne on selväräinen ja kooltaan melko pieni. Kun järviketjun yläpuoliset tutkimusjärvet olivat jyrkkärantaisina niukkoja kasvillisuudeltaan, leimaavat Kuivajärveä laajat kasvittuneet ranta-alueet. Kuivajärvi saa vetensä pohjoisessa toisaalta Mustialanlammen kautta Kaukjärvestä ja toisaalta Myllyojan ja Pehkijärven kautta suurelta, varsin runsaasti turvemaita sisältävältä alueelta. Järven eteläpäähän laskee toinen suurempi joki, joka kerää vetensä laajalta alueelta toisaalta Liesjärven metsäalueelta ja toisaalta Portaan alueen viljelysmailta. Yläpuolisissa järviketjuissa on useita järviä ja Kuivajärvi onkin vasta kahdeksas järvi pisimmässä ketjussaan. Kuivajärven ja Pyhäjärven välisen kannaksen muodostaa Kaukolanharju, joten on oletettavaa, että myös Kuivajärven vedenvaihtoa tapahtuu pohjaveden kautta.

Pyhäjärvi on suuri, matala ja pyöreähkö alueensa keskusjärvi, joka kerää Tammelan-Forssan alueelta järvivedet ennen niiden matkaa Loimijokea pitkin kohti Kokemäenjokea. Kuivajärven reitin kautta Pyhäjärveen tulee vesiä järvi- ja suoalueilta, eteläosiin tulevat purot taas keräävät vetensä peltovaltaiselta alueelta. Pyhäjärven ranta-alueet ovat varsin vaihtelevat hiekkarannoista kivikko- ja kalliorantoihin, mutta ulappa-alueille antavat leimansa karikot ja kallioiset saaret sekä veden sameus, joka on sekoitus sekä savisamennuksesta että humuksen aiheuttamasta ruskeudesta. Matalan, laakean altaan tapaan Pyhäjärvi on altis tuulille, joten aallokko pitää pohjasedimenttiä liikkeessä nostamalla sitä takaisin vesimassaan. Pyhäjärven päältäan lisäksi voidaan erottaa ominaisuuksiltaan ja morfologialtaan muusta järvestä selvästi eroava osa, Pyhäjärven ja Kuivajärven välinen harjujen reunustama salmi.

Kaksi tutkimusjärveä, Mäyhjärvi ja Hulaus, sijaitsevat Lempäälän-Vesilahden alueella. Ne eivät Tammelan järvien tapaan ole suorassa yhteydessä toisiinsa.

Mäyhjärvi on keskikokoinen, matala, pohjavesivaikutteinen latvajärvi, jossa mataluus yhdistettynä kirkkaaseen veteen näkyy mm. runsaana uposvesikasvillisuutena. Mäyhjärvessä on ollut jo vuosikymmenten ajan kesäaikaan sinilevien massaesiintymiä. Järven poikki kulkee harjujakso pitkänomaisine saarineen keskellä järveä.

Hulausjärvi on monialtainen, matala, keskikokoinen järvi, jolle on luonteenomaista veden sameus. Tässä tutkimuksessa olivat mukana Mantereenjärvi ja Heinälahti. Mantereenjärvi on hyvin matala, Heinälähdellä vettä on hieman enemmän. Hulaus on melko voimakkaasti säännöstelty järvi, joten erityisesti talvella matalimmat järviolueet voivat jäätyä pohjaan saakka. Suuren pinta-alansa ja mataluutensa takia Hulaus sekoittuu jatkuvasti avovesikaudella, myös sedimentistä sekoittuu materiaalia takaisin vesimassaan. Järven eri osat ovat yhteydessä toisiinsa kapeiden salmien kautta, joten niiden ominaisuudet voivat vaihdella suuresti. Esimerkiksi valuma-alueelta tulevien purojen sijoittuminen määrännee veden laatua eri osissa järveä. Heinälähdren rannat ovat maisemaltaan monimuotoisemmat kivikko-, metsä- ja kalliorantoineen. Hulauden pääallas on salmiyhteydessä suureen reittiveteen.

Tutkimuksen vertailukohteina olleet Pääjärvi ja Valkea-Kotinen sijaitsevat Lammilla. Pääjärvi edustaa kooltaan suurehkoa, ihmistoiminnan vaikutuksen alaisena olevaa vähä-keskiravinteista järveä, Valkea-Kotinen valuma-alueeltaan täysin koskematonta, tummavetistä ja pienikokoista metsäjärveä.

Pääjärvi on erittäin syvä järvi, jonka laajalla valuma-alueella harjoitetaan maanviljelystä (18 % valuma-alueen pinta-alasta). Suurimmaksi osaksi valuma-alue on kuitenkin metsän ja soiden peitossa. Varsinaisista tutkimusjärvistä poiketen viljelysmaat ovat lähinnä hieta- ja hiesumaille, savimaita alueella on erittäin vähän. Vesi on humuksen värjäämää. Pääjärvessä fosfori rajoittaa tuotantoa; veden tyypipitoisuudet ovat vähäravinteiseksi järveksi huomattavan korkeita.

Valkea-Kotinen on pieni latvajärvi, jonka valuma-alue koostuu lähes koskemattomasta moreenimaalla kasvavasta aarnimetsästä. Järvi on suurimmalta syvyydeltään n. 6 m, alusvesi on hapeton sekä kesä- että talvikerrostuneisuuden aikana. Tumma humusvesi kerrostuu nopeasti, joten täyskierron jäävät ajoittain vajaiksi. Valkea-Kotisen rannat ovat soistuneet.

3.2.2 Kemiallinen ja planktonnäytteenotto

Vesikemia- ja planktonnäytteenotto suoritettiin vuosina 2001-2002 seuraavasti: Mustialanlammesta, Kuivajärvestä, Pyhäjärvestä ja Hulaudesta neljä kertaa vuodessa, Kaukjärvestä ja Mäyhjärvestä noin kerran kuukaudessa (vuonna 2001 kymmenen kertaa, vuonna 2002 kaksitoista kertaa). Neljästi vuodessa otetut näytteet haettiin maaliskuussa, toukokuussa, elokuussa ja lokakuussa. Näytteenotto-ohjelmalla pyrittiin löytämään sekä keväiset että syksyiset järvien täyskierrot että mahdolliset talviset ja loppukesäiset alusveden happikadotkin. Näytteenotto tapahtui kullakin järvellä syvänteen kohdalta, paitsi Hulaudessa, jossa seurantaan oli valittu Mantereenjärvi sekä Mäyhjärvestä, jossa näytteenottopisteeksi oli valittu paremmin koko järven tilannetta edustava kohta järven keskiosasta. Pääjärvestä näytteitä otettiin noin kerran kuukaudessa, yhteensä 8 näytettä/vuosi, Valkea-Kotiselta viikoittain avovesikaudella. Pääjärveen laskevien purojen veden laatua seurattiin viikoittain virtaamamittausten ollessa jatkuvia.

Vesikemiallisia näytteitä otettiin kullakin järveltä kaksi kappaletta/näytteenottokertaa; toinen 1 m syvyydestä, toinen 1 m pohjan yläpuolelta. Kullakin näytteenottokerralla mitattiin myös näkösyvyys sekä järven lämpötila- ja happiprofiili metrin välein. Näytteet nostettiin Limnos-vedennoutimella (n. 2 l), happi-lämpötilamittaukseen käytettiin Yellow Springs Instruments (YSI) -happimittareita. Vesinäytteet analysoitiin Lammin biologisen aseman laboratoriossa käyttäen standardimenetelmiä. Lisäksi vedestä mitattiin kiintoainepitoisuus ja tuhkaprosentti (mineraaliaineksien osuus) kaksi kertaa, maaliskuussa ja toukokuussa 2002. Valon tunkeutumissyvyyttä mitattiin Li-cor-säteilymittarilla elokuussa 2002.

Hapenkulutusta (orgaanisen aineen hajotusta) arvioitiin Kaukjärvestä ja Mäyhjärvestä samalla näytteenotto-ohjelmalla kuin kemiallisia näytteitä (n. kerran kuussa). Näytteet otettiin samoista syvyyksistä kuin kemialliset näytteet, mutta ne suljettiin 150 ml hioskaulapulloihin, kaksi rinnakkaista näytettä kutakin. Näytesarjat olivat vuonna 2001 0, 1, 4, ja 7 vrk, mutta 1 vrk näyte jätettiin myöhemmin tarpeettomana pois, sillä hapen kuluminen oli lineaarista. Näytteitä säilytettiin pimeässä ja mahdollisimman hyvin järven lämpötilaa jäljittelevässä lämpötilassa (kuitenkin päälly- ja alusvedestä otetut näytteet keskenään samassa lämpötilassa). Hapenkulutus mitattiin käyttäen Winkler-titrausmenetelmää. Kustakin näytteestä oli kaksi rinnakkaisnäytettä (2 pulloa), joista molemmista happipitoisuus määritettiin kahdesti.

Perustuotantopotentiaali mitattiin Kaukjärvestä ja Mäyhjärvestä n. kerran kuussa. Näytteet (500 ml hioskaulapulloon) otettiin 1 m syvyydestä. Samalla otettiin liuenneen epäorgaanisen hiilen (DIC) määrittystä varten kaksi rinnakkaista näytettä 150 ml:n hioskaulapulloihin. Näytteitä inkuboitiin 24 h loisteputkien alla vakiovalossa, mahdollisimman lähellä järvien alkuperäisiä lämpötilaoloja.

Planktonnäytteet otettiin vesikemiallisen näytteenoton yhteydessä. Sekä bakteeri-, kasvi- että eläinplanktonnäytteet otettiin kokoomanäytteenä 0-2 m:n syvyydestä. Bakteeri- ja kasviplanktonnäytteet kestävöitiin happamalla Lugolin liuoksella (1ml/100 ml vettä), eläinplanktonnäytteet konsentroidiin ensin 50 µm haavin läpi (yhteensä 6 l) ja säilöttiin formaliinilla (10 ml/100 ml vettä). Kasviplanktonnäytteistä määritettiin käänteismikroskoopin avulla levälajisto ja –biomassa käyttäen 200x ja 400x -suurennoksia. Bakteeriplanktonnäytteet saatiin kasviplanktonnäytteistä käsittelemällä ne natriumtio-sulfaattilla, joka poistaa näytteestä Lugolin liuoksen aiheuttaman värin. Näytteet suodatettiin 0,2 µm membraanisudattimen läpi ja värjättiin acrifla-viinilla, jonka jälkeen ne analysoitiin käyttäen epifluoresenssimikroskooppia ja kuvankäsittelyohjelmaa. Bakteerinäytteistä analysoitiin solujen lukumäärä ja biomassa. Eläinplanktonnäytteistä laskettiin pienimmät eläinplanktonryh-mät käänteismikroskoopilla (100x), sekä suuremmat vesikirput ja hankajal-kaiset tutkimusmikroskoopilla.

3.2.3 Vesikasvillisuuskartoitukset

Vesikasvillisuuskartoitukset tehtiin Kaukjärvellä, Mustialanlammella, Mäy-häjärvellä ja osalla Kuivajärvestä heinä-elokuussa 2001, Pyhäjärvellä, Hu-laudella ja Kuivajärven loppuosalla kesällä 2002. Tavoitteena oli selvittää tutkimusjärvien kasvillisuuden pääpiirteet: lajistokoostumus ja eri lajien väli-set runsaussuhteet sekä kasvustojen pinta-alat. Kartoitus tehtiin kanootista kiertäen rannat (ei saaria), käyttäen apuna vesikiikaria ja haraa. Havaitut lajit ja kasvustot merkittiin kartalle ja myöhemmin siirrettiin digitaaliseen kartta-pohjalle, jolloin voitiin laskea kasvustojen pinta-alat. Saroja ei tunnistettu lajilleen.

3.2.4 Kalastokartoitukset

Koekalastuksissa käytettiin pyydyksenä pohjoismaista yleiskatsausverkkoa (NORDIC). Verkkojen pituus oli 30 m ja korkeus 1,5 m. Samassa pyydyk-sessä on 12 eri solmuväliä (43; 19,5; 6,25; 10; 55; 8; 12,5; 24; 15,5; 5; 35 ja 29 mm), siten että kukin silmäharvuus muodostaa 2,5 m pätjän verkosta.

Pyynti toteutettiin satunnaisotannalla syvyysvyöhykkeittäin. Koekalastusta varten järvet ja Hulausjärven Heinälahti jaettiin yhdestä kolmeen syvyys-vyöhykkeeseen riippuen altaan syvyys-suhteista (Taulukko 8). Matalimmalla vyöhykkeellä (0-3 m) pyydettiin vain pohjaverkoilla, yli kolmen metrin vyö-hykkeellä käytettiin pohjaverkkojen lisäksi myös pintaverkkoja (0,5 m ko-hotapsit) ja järvestä riippuen myös välivesiverkkoja (3 m ja 6 m kohonartut).

Taulukko 8. Tutkimusjärvien verkkokoekalastusten pyydysmäärät osaluueittain ja syvyyvyöhykkeittäin vuosina 2001-2002. Po = pohja, Pi = pinta, Vv 1 = ylempi välivesi (3 m) ja Vv 2 = alempi välivesi (6 m). Yht. = syvyyvyöhykkeen tai pyyntialueen kokonaispyyntiponnistus. Pp/ha = pyyntiponnistus pinta-alaa kohti (verkkoo/ha).

Syvyyvyöhyke	Verkkotyyppi	Mustialanlammi	Kaukjärvi	Kuivajärvi	Pyhäjärvi	Mäyhäjärvi	Heinälahti
<3 m	Po	8	7	16	30	—	11
<4 m	Po	—	—	—	—	22	—
>3 m	Pi	3	—	—	—	—	—
	Vv 1	2	—	—	—	—	—
	Po	2	—	—	—	—	—
	Yht.	7	—	—	—	—	—
3-6 m	Pi	—	4	8	15	—	5
	Po	—	3	8	15	—	6
	Yht.	—	7	16	30	—	11
>6 m	Pi	—	1	5	—	—	—
	Vv 1	—	2	6	—	—	—
	Vv 2	—	2	—	—	—	—
	Po	—	2	5	—	—	—
	Yht.	—	7	16	—	—	—
Yht.		15	21	48	60	22	22
Pp/ha		0,65	0,11	0,06	0,03	0,10	0,12

Tammelan alueen järvet Mustialanlammi, Kaukjärvi, Kuivajärvi- ja Pyhäjärvi kalastettiin v. 2001 ja Lempäälän alueen Mäyhäjärvi ja Hulauksen Heinälahti v. 2002. Pyynnit ajoitettiin normaaliin koekalastusaikaan, heinäkuun puolivälistä syyskuun alkuun ja kalastuskertoja järville kertyi kahdesta viiteen. Verkotukset jakaantuivat pitkälle aikavälille, jolloin säätilan, veden lämpötilan, päivänpituuden ym. ympäristötekijöiden aiheuttamaa saalisvaihtelua oli mahdollista tasoittaa (esim. Olin ym. 1998). Verkot olivat pyynnissä illasta aamuun 11-16 tunnin ajan.

Joka pyydyksestä laskettiin saalislajien yksilömäärä ja yhteispaino (g tarkkuudella) lajeittain solmuvälikohtaisesti ja summattiin lopuksi. Lajin yksilöiden pituudet mitattiin pääsääntöisesti jokaisesta mittauskelpoisesta kalasta erikseen sentin tarkkuudella ja myös joka silmäkoosta erikseen. Poikkeuksen muodostivat toisinaan runsaat saalit, jolloin turvaututtiin otoskohtaisiin (n. 30 yks.) pituusmittauksiin, joista laskettiin pituusjakaumat kaikille saman solmuvälin yksilöille.

Ikä- ja kasvunäytteitä otettiin ahvenelta (Lempäälän järvet) ja kuhalta (Tammelan järvet). Lajien lisääntymismenestystä (nuorimman vuosiluokan runsaus) tutkimusvuosina arvioitiin yksilöiden pituusjakaumien perusteella. Ahvenen, kuhan ja särjen osalta ikäarvioissa käytettiin apuna pääasiassa Vesijärven tutkimustuloksia (Horppila ym. 2000, Olin & Rask 2000, Ruuhijärvi 2002) ja muilla lajeilla muiden järvien tuloksia (Raitaniemi ym. 2000, Olin & Ruuhijärvi 2002).

Koska kaloista punnittiin vain lajin yhteispainoja em. tapaan, ei aluekohtaisissa tarkasteluissa ollut mahdollista laskea suoraan petokala-ryhmän painosaaliisiin liittyviä arvoja tai osuuksia (väh. 15 cm ahvenet luokiteltiin myös petokaloiksi, mutta näitä yksilöitä ei punnittu erikseen, eikä yksilöiden painoja arvioitu myöskään pituus-paino –taulukoiden avulla). Ongelma ratkaistiin laskemalla ahvenen biomassasaalis ja yksilöiden keskipaino 19,5 mm ja sitä harvemmista paneeleista (saalis valtaosin yli 15 cm kaloja). Saaliiseen lisättiin vielä pienempien solmuvälien petoahventen biomassa em. keskipainon avulla. Istutustiedot (v. 1989 - 2003) ovat peräisin Hämeen työvoima- ja elinkeinokeskuksesta kalataloushallinnon istutusrekisteristä.

3.2.5 Mallinnus

Projektin järvision mallinnusosuudessa oli tarkoituksena Englannissa kehitetyn PROTECH-mallin (Reynolds ym. 2001) linkittäminen luvussa 2 kuvattuun SWAT-malliin siten, että SWAT-mallin tuloksena saatuja ravinnekuormitustietoja hyödynnettäisiin PROTECH-kasviplanktonmallin syöttötietoina. Päivittäisten ravinnekuormitustietojen lisäksi PROTECH-mallin syöttötietoihin kuuluvat mm. päivittäiset auringon säteilyenergian arvot sekä tuulitiedot. Mallilla oli tarkoitus laskea Mäyhäjärven ja Kaukjärven kasviplanktonpopulaatioiden esiintymistä ja verrata mallilla saatuja tuloksia järvessä havaittuun kasviplanktonin esiintymisdynamiikkaan.

3.3 Tulokset

3.3.1 Tutkimusvuosien sääolosuhteet

Tutkimusvuodet 2001 ja 2002 olivat molemmat varsin lämpimiä. Suurin vuosia erottava tekijä säätilassa oli sademäärä: vuosi 2002 oli Etelä-Suomessa erittäin vähäsateinen ja kuiva. Vuosi 2001 alkoi poikkeuksellisen leutona. Erityisen lämmintä oli myös heinäkuussa. Terminen kasvukausi alkoi varhain huhtikuussa, mutta toukokuu oli kolea. Runsaita sateita esiintyi melko laajasti lähinnä kesä-heinäkuussa ja syyskuussa. Elokuu taas oli niukkasateinen. Lumi tuli maahan aikaisin, Etelä-Suomessa jopa kuukauden etuajassa. Tammi-kuu ja heinäkuu olivat koko maassa paljon keskimääräistä lämpimämpiä, sillä vuoden keskilämpötila oli koko maassa vain vähän (0,1-0,7 astetta) vertailukauden 1971-2000 keskiarvoa korkeampi. Sademäärät olivat lähellä tavanomaisia, mutta alueelliset erot olivat melko suuria (Helminen ym. 2002).

Vuonna 2002 kaikki kesäkuukaudet olivat tavanomaista lämpimämpiä. Terminen kesä alkoi tavanomaista aikaisemmin. Touko-kesäkuun vaihe oli lämmin ja vähäsateinen ajanjakso, kesäkuun lopussa sää oli viileämpi ja kolmen viikon ajan satoi lähes päivittäin. Heinäkuu oli 1,5-2,7 astetta keskimääräistä lämpimämpi, elokuussa ero tavanomaiseen oli erityisesti Etelä-

Suomessa vieläkin suurempi. Elokuu oli vähäsateinen, ja sademäärän kertymä kesällä jäi selvästi tavanomaista alhaisemmaksi; esimerkiksi Jokioisissa heinäkuun sademäärä jäi 83 %:iin ja elokuun 16 %:iin pitkän aikavälin arvoista. Syksy kylmeni nopeasti ja ensilumi satoi aikaisin lokakuussa. Kuivuus jatkui, ja marraskuu oli selvästi tavanomaista kylmempi. Sade tuli lumena, mutta sademäärä jäi edelleen paikoin normaalia alhaisemmaksi (Helminen ym. 2002).

Jokioisten sääaseman vuoden keskilämpötila oli vertailukaudella 1971-2000 4,3 °C ja sademäärä 607 mm, Pälkäneen mittauspisteillä vastaavasti 4,2°C ja 591 mm (Drebs ym. 2002).

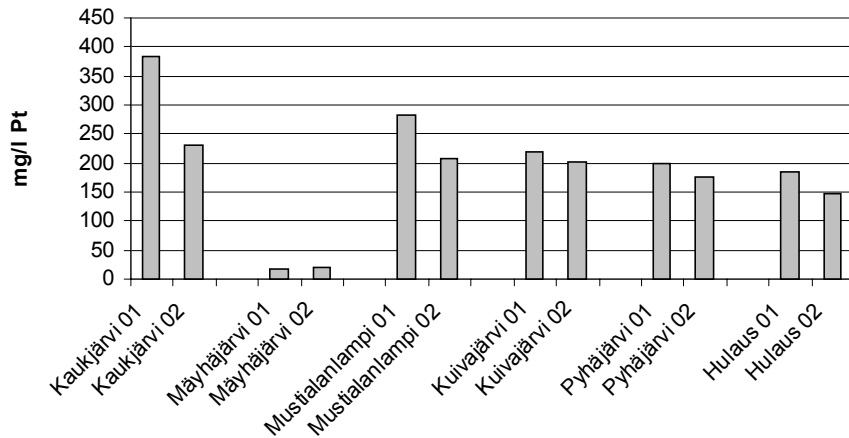
3.3.2 Vesikemiallisten ominaisuuksien vaihtelu

Järvien kemiallisten ominaisuuksien vuosien välinen vaihtelu oli melko suurta. Vaihtelun suuruus selittyy pitkälti tutkimusvuosien säätilaeroista. Toisaalta kemialliset ominaisuudet eivät vaihdelleet kaikissa järvissä edes samansuuntaisesti. Nämä järviokohtaiset poikkeamat ”yleisestä säännöstä” selittyvät järven omilla ominaisuuksilla, esim. alusveden hapettomuudella.

Veteen liuenneiden ionien määrää kuvaava sähkönjohtokyky (vuoden keskiarvo) oli suurimmassa osassa tutkimusjärviä alhaisempi vuonna 2002 kuin 2001. Tulos on odotusten mukainen, sillä vähäsateisen vuoden aikana valuma-alueelta tuleva vesimäärä sekä valumavesien mukana kulkeutuva kiintoaine ja liennut materiaali oli vähäistä. Mäyhäjärvessä ja Mustialanlammessa pintaveden sähkönjohtokykyarvojen vuotuiset keskiarvot olivat kuitenkin vuonna 2002 edellisvuotta korkeammat. Mäyhäjärvessä ero edelliseen vuosi-keskiarvoon oli kohtalaisen suuri.

Kokonaisravinnepitoisuudet olivat keskimäärin hieman korkeampia vuonna 2002 kuin 2001. Pintaveden kokonaisfosforin keskiarvo laski vain Mustialanlammessa ja Hulaudessa, kokonaistypen pitoisuus oli alempi Kaukjärvessä ja Mustialanlammessa vuonna 2002. Kaikissa muissa tutkimusjärvissä pintavedessä oli hieman enemmän ravinteita jälkimmäisenä tutkimusvuonna. Piileville tärkeän silikaattipiin pitoisuuksissa ei havaittu säännönmukaisuutta. Kaukjärvessä ja Mustialanlammessa pitoisuuksien vuotuiset keskiarvot olivat melko tasaiset, vaikkakin ne laskivat hieman vuonna 2002. Mäyhäjärvessä ja Pyhäjärvessä piitä oli selvästi enemmän 2002 kuin 2001, Hulaudessa taas vähemmän.

Vuoden 2002 kuivuus näkyi kaikista mitatuista muuttujista selvimmin veden värissä: Mäyhäjärveä lukuun ottamatta pintaveden väri oli selvästi alhaisempi jälkimmäisenä tutkimusvuonna (Kuva 6). Suurin väriarvon lasku havaittiin Kaukjärvessä, missä vuoden 2002 keskiarvo oli lähes puolet alhaisempi kuin vuonna 2001.



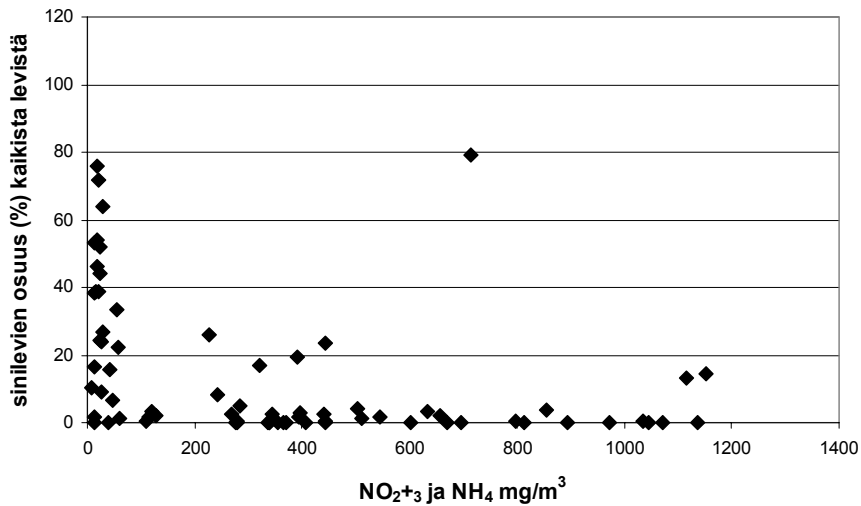
Kuva 6. Pintaveden (1m) veden värin keskiarvot tutkimusjärvissä vuosina 2001 ja 2002.

Klorofylli-*a*-pitoisuus, joka kuvaa vedessä olevien levien määrää, oli keskimäärin hieman korkeampi useimmissa tutkimusjärvissä vuonna 2002. Vain Mustialanlamessa ja Hulaudessa leviä oli vähemmän jälkimmäisen vuoden aikana. Mustialanlamessa pudotus levien määrässä oli huomattavan suuri. Kuivajärvessä taas vastaavasti havaittiin suurin levien määrän nousu vuoteen 2002.

3.3.3 Tutkimusjärvien kemialliset ominaisuudet

Kaikki tutkimusjärvet on luokiteltavissa runsasravinteisiksi eli eutrofisiksi (Tot.P > 25 mg/m³). Tuotantoa rajoittava ravinne oli kaikissa järvissä fosfori, vaikka kesäisin ajoittain alhaisiksi laskeneet epäorgaanisten typpiyhdisteiden pitoisuudet edesauttoivat sinilevien runsastumista luomalla sinileville kilpailuedun muihin leväryhmiin nähden (Kuva 7). Vertailujärvistä Pääjärvi on fosforin suhteen vähäravinteinen, Valkea-Kotinen keskiravinteinen (Taulukko 9).

Näyttääkin siltä, että veden ravinnepitoisuus riittäisi savisameissa järvissä nykyistä suurempaan levätuotantoon, mutta tuotantoa rajoittaa valon määrä. Tutkimusjärvistä vain Mäyhäjärvi on luonteeltaan kirkasvetinen, Kaukjärveä ja Mustialanlampea voi luonnehtia savisameiksi, Kuivajärvessä, Pyhäjärvessä ja Hulaudessa savipartikkelien seassa on myös jonkin verran humusaineita. Tuottavan kerroksen paksuudeksi elokuussa 2002 mitattiin Kaukjärvessä 3,7 m, Mustialanlamessa 4 m, Kuivajärvessä 2,6 m, Pyhäjärvessä 2,8 m, Mäyhäjärvessä 3,5 m ja Hulaudessa 2,4 m.



Kuva 7. Veden ammonium- ja nitraatti-nitriittitypen pitoisuuksien ja sinilevien suhteellisen määrän (osuus kaikista levistä) välinen suhde kaikissa tutkimusjärvisissä.

Taulukko 9. Tutkimusjärvien kemiallisten ominaisuuksien vuotuiset keskiarvot. Tot. N = kokonaistypppi, Tot. P = kokonaisfosfori.

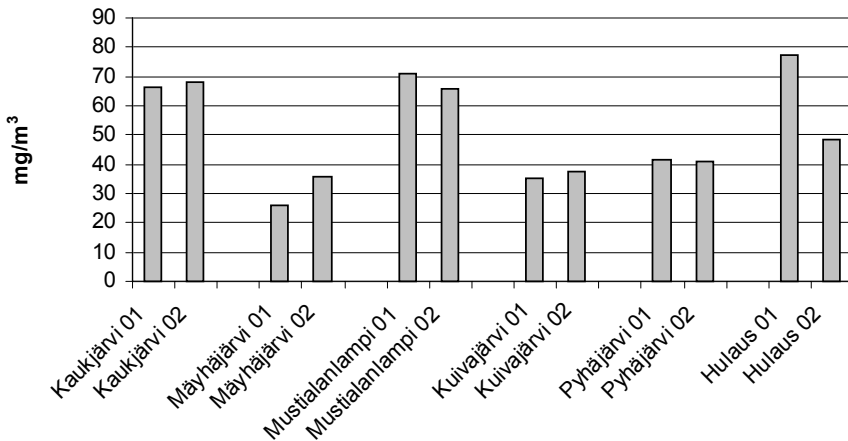
	pH	Alkaliteetti mmol/l	Sähkönjohtokyky mS/cm/25°C	Väri mg/l Pt	N/NH ₄ mg/m ³	N/NO ₂ +NO ₃ mg/m ³	P/PO ₄ mg/m ³	Tot. N mg/m ³	Tot. P mg/m ³
Kaukjärvi 01	7,41	0,422	102,8	384	19	627	11	1215	67
Kaukjärvi 02	8	0,454	100,2	229	47	386	11	1092	68
Mäyhäjärvi 01	7,32	0,257	63,4	19	32	93	3	735	26
Mäyhäjärvi 02	9,25	0,395	69,4	21	52	109	5	951	36
Mustialanlampi 01	8,96	0,584	124,1	284	12	666	7	1617	71
Mustialanlampi 02	8,06	0,690	128	209	73	400	8	1190	66
Kuivajärvi 01	7,1	0,223	65,5	220	32	265	3	932	35
Kuivajärvi 02	7,02	0,235	62,2	202	38	207	4	954	38
Pyhäjärvi 01	7,18	0,269	69,7	199	31	254	3	919	42
Pyhäjärvi 02	7,05	0,269	67,9	176	30	348	4	1066	41
Hulaus 01	7,12	0,311	70,2	184	29	162	4	1059	78
Hulaus 02	7,09	0,283	57,8	146	48	255	5	1119	48
Pääjärvi 01	7,15	0,274	89,8	98	12	934	3	1388	10
Pääjärvi 02	7,15	0,287	88,9	93	12	981	2	1464	10
Valkea-Kotinen 01	5,12	0,006	27,0	165	18	13	1	532	20
Valkea-Kotinen 02	5,4	0,012	29,0	165	18	12	1	474	14

Kaikissa tutkimusjärvisä pH on melko korkea (> 7,1), ja veden puskurikyky (alkaliniteetti) pH:n muutoksia vastaan erittäin hyvä. Korkeimpien levätuotantomaksimien aikana päällysveden pH nousi jopa yli 10:een.

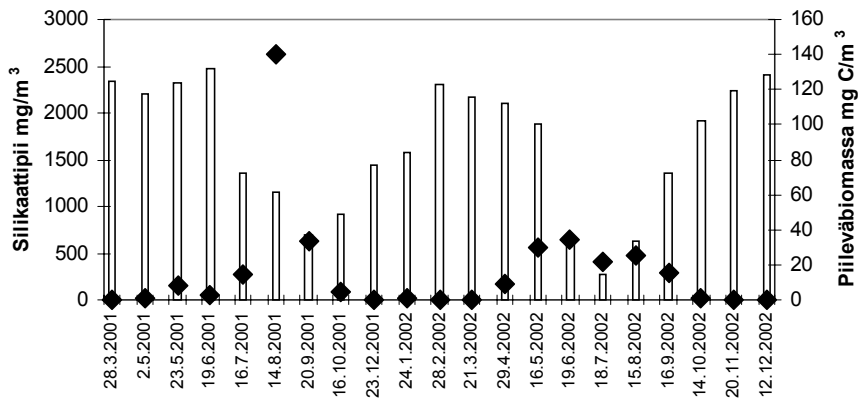
Sähkönjohtokyky on selvästi korkein Mustialanlammessa ja Kaukjärvesä. Järviketjun alaosassa Kuivajärven ja Pyhäjärven sähkönjohtavuus on selvästi alhaisempi, Kuivajärven hieman matalampi kuin Pyhäjärven. Myös Mäyhjärven ja Hulauden pintaveden sähkönjohtavuus oli samalla tasolla kuin Kuiva- ja Pyhäjärvesä.

Kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvot olivat Kaukjärvesä ja Mustialanlammessa sekä Hulaudessa selvästi muita järviä korkeammat (Kuva 8). Alhaisimmat keskiarvot mitattiin Mäyhjärvestä, mikä johtunee pohjaveden suuresta osuudesta järven vesitaseessa. Järvien kokonaistyyppipitoisuudet olivat hieman tasaisempia kuin fosforin. Vain Mustialanlammen pintavedessä vuoden 2001 keskiarvo kohosi selvästi muita korkeammaksi. Mäyhjärvi osoittautui myös typhen suhteen vähäravinteisimmaksi tutkimusjärveksi.

Piin pitoisuus vedessä on hyvin selvästi sidoksissa piilevien esiintymiseen ja silikaatin kulutukseen (Kuva 9). Tämä selittää ainakin osaksi järvien väliset erot silikaatin pitoisuuksissa. Korkeimmat keskimääräiset pitoisuudet mitattiin Kuivajärvestä, mutta myös Hulauden pitoisuudet olivat ensimmäisen tutkimusvuoden aikana hyvin korkeita.



Kuva 8. Pintaveden (1m) kokonaisfosforipitoisuuksien keskiarvot tutkimusjärvisä vuosina 2001 ja 2002. Runsaravinteisen (eutrofisen) järven kokonaisfosforipitoisuus on > 25 mg/m³.



Kuva 9. Silikaatti-piin (pylväät) ja piilevien (pisteet) esiintyminen Kaukjärvesä.

Veden väri oli korkein Kaukjärvesä ja alhaisin Mäyhäjärvesä. Tammelan-Forssan järviketjussa veden väri laskee tasaisesti edettäessä vesistöketjua alaspäin (Kuva 6).

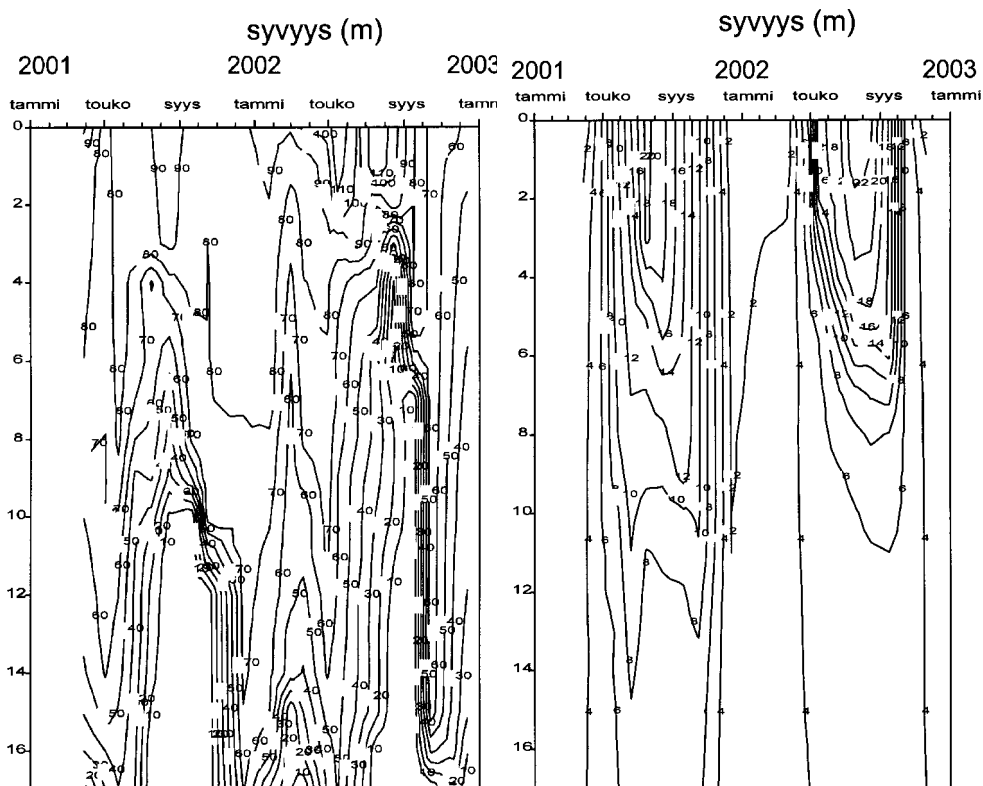
Pyhäjärvesä sekä Hulaudessa, jotka ovat erittäin matalia, leviä (klorofylli-a:ta) oli tasaisen runsaasti. Sitä vastoin Kaukjärvesä ja erityisesti Mustialanlammessa levien määrä vaihteli suuresti vuosien välillä (Kuva 14). Kaukjärvesä leviä oli keskimäärin melko vähän, Mustialanlammessa selvästi enemmän. Erityisesti Mustialanlammelle olivat tyypillisiä kasviplanktonin ajoittaiset massaesiintymät, jotka osaltaan nostivat klorofyllitulosten vuotuista keskiarvoa.

3.3.4 Happitilanne

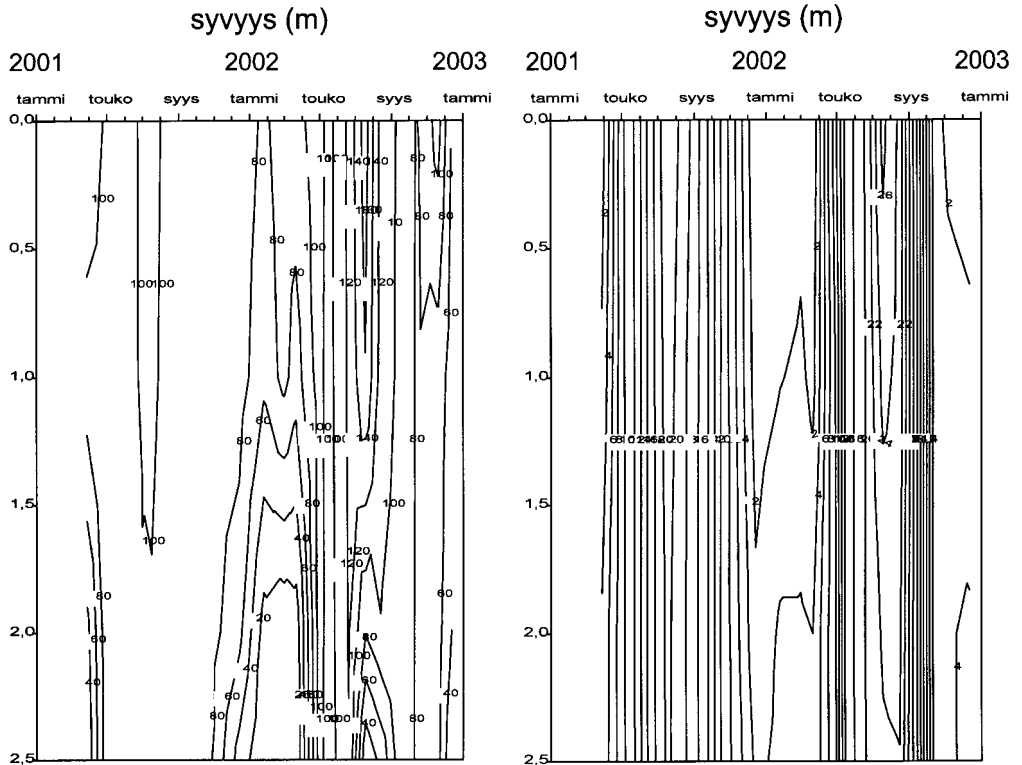
Järvien alusveden happitilanne vaihteli järvittäin Mustialanlammen lähes pysyvästä alusveden hapettomuudesta Pyhäjärven ja Hulauden läpi avovesikauden tapahtuvaan sekoittumiseen.

Kaukjärvesä (Kuva 10) ja Mustialanlammessa happi loppui alusvedestä säännöllisesti sekä kesäisin että talvisin. Mustialanlammessa kevät- ja syyskäskierrot jäivät tyypillisesti vaillinaisiksi, eikä järven alusvesi saanut lainkaan happitäydennystä. Myös Kuiva- ja Pyhäjärvesä tavattiin ajoittain happikatoa. Pyhäjärven mataluus ja suuri pinta-ala mahdollistavat avovesiaikana järven jatkuvan sekoittumisen, joten happiongelmat Pyhäjärvesä rajoittuvat vain talviaikaan. Hulaus (Mantereenjärvi) ei mittausten mukaan ollut hapeton. Talvisin Mantereenjärvi jäätyy lähes pohjaa myöden, mutta jään alla oleva vesi virtaa ja pysyy hapellisena kulkiessaan kohti Hulauden pääallasta.

Mäyhäjärven (Kuva 11) alusveden happipitoisuus laski talvisin ajoittain alle $1 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$, mikä on osalle eliöstöstä (mm. lähes kaikille kalalajeille) liian alhainen pitoisuus.



Kuva 10. Kaukjärven happitilanne (kyllästysprosentti) ja lämpötilakerrostuneisuus tutkimusjakson aikana. Syvyys(m) on y-akselin yksikkö. Käytännössä <math>< 10\%</math> happikyllästys merkitsee happikatoa.

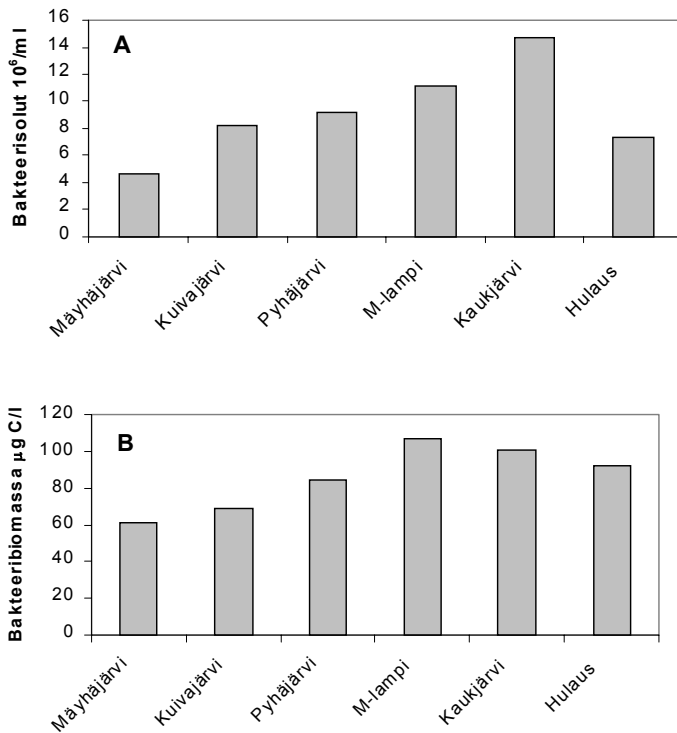


Kuva 11. Mäyhjärven happi- ja lämpötilakerrostuneisuus. Syvyys(m) on y- akselin yksikkö. Tutkimusjakson aikana happikatoa havaittiin Mäyhjäjärnessä tammi-maaliskuussa 2002.

3.3.5 Plankton

3.3.5.1 Bakteriplankton

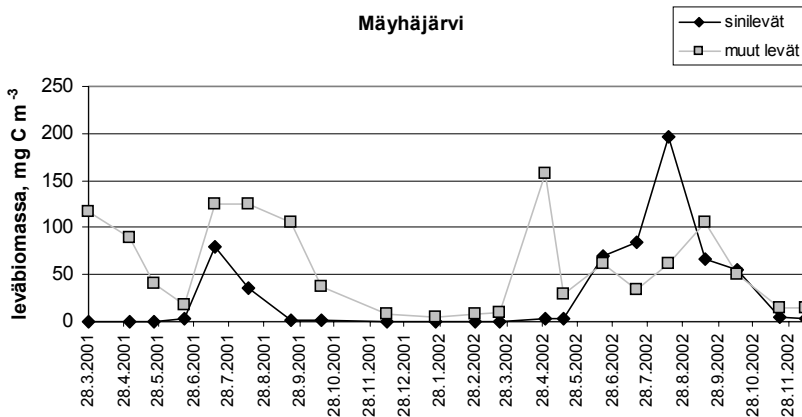
Päällysveden keskimääräiset bakteerimäärät kasvoivat samassa suhteessa järvien kokonaisfosforimäärien kanssa. Mäyhjäjärnessä bakteereita oli vähiten ja Mustialanlammessa ja Kaukjärnessä eniten (Kuva 12). Useimmissa järvisä bakteerien määrä oli pienimmillään maaliskuussa ja suurimmillaan loka-kuussa. Järvien väliset erot olivat pienempiä, kun vertailun kohteena olivat bakteerien biomassat. Esimerkiksi Kaukjärnessä lukumäärältään runsas bakteriplankton oli kooltaan hyvin pientä, Mäyhjäjärnessä solut taas olivat suurikokoisia. Bakteeribiomassa järvisä oli vuonna 2002 keskimäärin korkeampi kuin vuonna 2001.



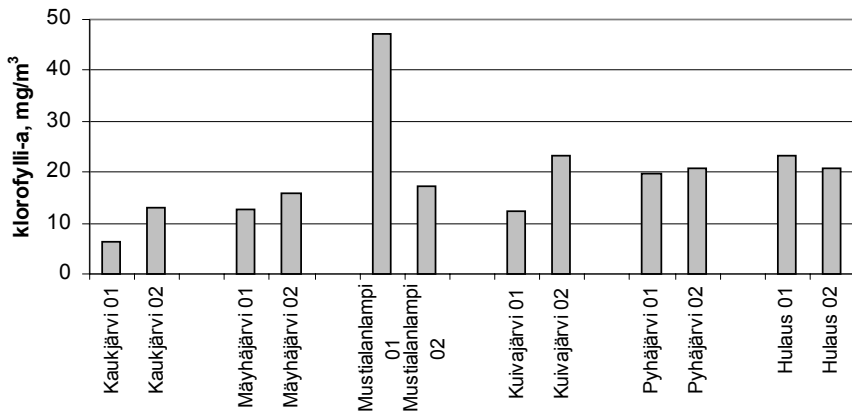
Kuva 12. Bakteeriplanktonin solumäärän (A) ja biomassan (B) kaikkien näytteiden keskiarvot. Järvet esitetty rehevyysjärjestyksessä.

3.3.5.2 Kasviplankton ja perustuotanto

Vuodenaikainen kasviplanktonin biomassan vaihtelu oli suuri. Koska säätilalla ym. ympäristötekijöillä on suuri vaikutus levien määrään, vuosien välinen vaihtelu noudatti yleispiirteissään vuosien sääolosuhteissa havaittuja eroja (Kuvat 13 ja 14). Myös planktonlajisto ja vallitsevat ryhmät vaihtelevat sekä vuodenaikaisesti että vuosien välillä.



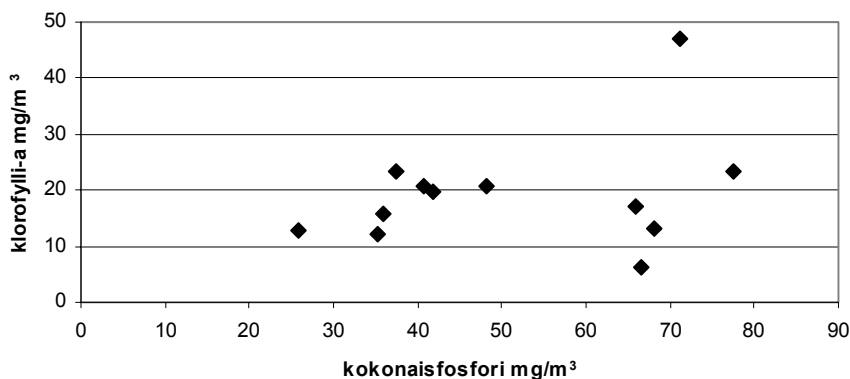
Kuva 13. Sinilevien ja muun kasviplanktonin määrän vaihtelu tutkimusjaksolla 2001-2002 Mäyhjärvessä.



Kuva 14. Tutkimusjärvien pintaveden (1m) keskimääräinen levien määrä klorofylli-a:na mitattuna.

Veden ravinnepitoisuuden (fosfori) ja levien määrän korrelaatio ei tutkimusjärvisissä ollut aivan selvä (Kuva 15): erityisesti Kaukjärvessä kokonaisfosforin korkea pitoisuus ylläpitää huomattavasti oletettua vähäisempää levämäärää. Tutkimusjärvisissä kasviplanktonin säätely on riippuvainen myös muista tekijöistä kuin ravinteiden määrästä.

Vuodenaikaisvaihtelussa havaittiin mielenkiintoisia eroja tutkimusjärvien välillä: Pyhäjärvelle olivat tunnusomaisia kasviplanktonin suuret keväiset

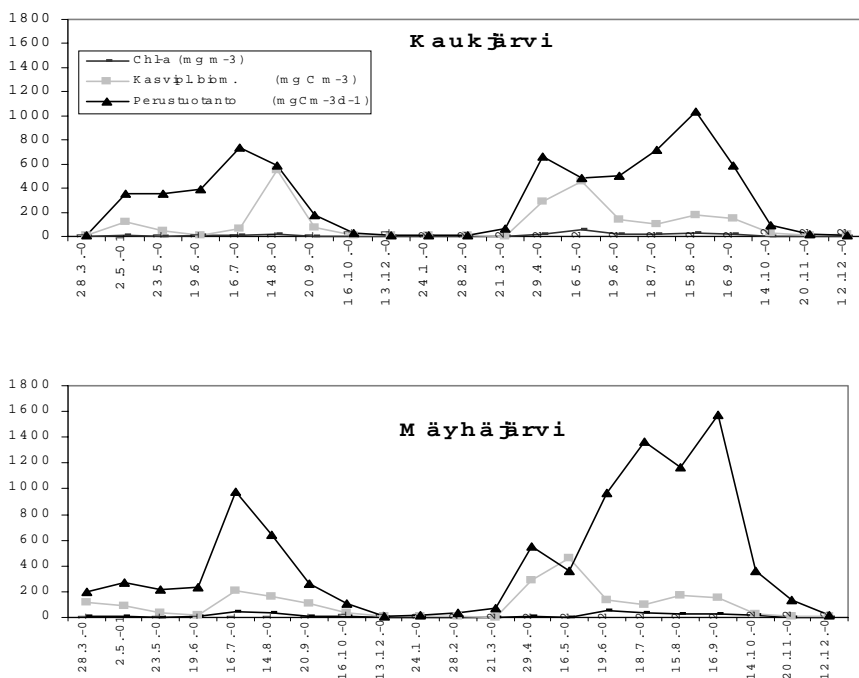


Kuva 15. Kokonaisfosforin ja klorofylli-a:n vuoden keskiarvojen välinen korrelaatio.

maksimit, muissa järvissä suurimmat levämäärät yleensä ajoittuivat loppukesään. Keväthuippuja havaittiin pienemmässä mittakaavassa myös Kuivajärvessä, Kaukjärvessä ja Mäyhäjärvessä.

Sinilevätilanne oli keskimäärin huonompi lämpimänä ja tyyneenä kesänä 2002 kuin edellisenä vuonna 2001. Vain Mustialanlammessa oli elokuussa -01 erittäin runsas sinileväkukinta näytteenoton aikaan. Elokuussa 2002 havaittu sinilevä määrä oli vain murto-osa edellisvuotisesta. Kaukjärvessä sinilevien osuus pysyi koko vuoden 2001 hyvin matalalla tasolla, loppukesällä 2002 niiden osuus kaikista levistä oli hieman alle 50 %. Mäyhäjärvelle tyypilliset *Gleotrichia*-sinileväesiintymät olivat silmiinpistäviä molempina tutkimusvuosina. Kesällä 2002 sekä sinilevien biomassassa että osuus kaikesta Mäyhäjärven kasviplanktonista oli selvästi korkeampi kuin 2001. Pyhäjärvessä elokuussa 2001 havaittiin melko runsaasti sinilevää, joka muodosti yli puolet kaikesta leväbiomassasta. Kuivajärvessä sinileviä havaittiin molempien tutkimusvuosien loppukesän näytteissä jonkin verran, mutta niiden biomassaa tai osuus kaikista levistä ei noussut kovinkaan korkeaksi.

Perustuotantopotentiaali oli Mäyhäjärvessä yleensä suurempi kuin Kaukjärvessä (Kuva 16). Molemmista järvissä oli havaittavissa selkeä perustuotantopotentiaalimaksimi heinä-elokuulla, mutta korkein yksittäinen perustuotantopotentiaalimaksimi arvo havaittiin Mäyhäjärvessä syyskuussa 2002. Vuonna 2001 ja vuoden 2002 keväällä perustuotannon tason nousu ennakoivat kasviplanktonbiomassan kasvua, mutta loppukesän 2002 perustuotantopotentiaalimaksimille ei löydy selvää vastetta kasviplanktonbiomassan muutoksista kummallakaan tutkimusjärvellä. Yksi mahdollinen selitys tämäläiselle ilmiölle voi olla eläinplanktonin, erityisesti vesikirppujen, aiheuttama laidunnuspaine.

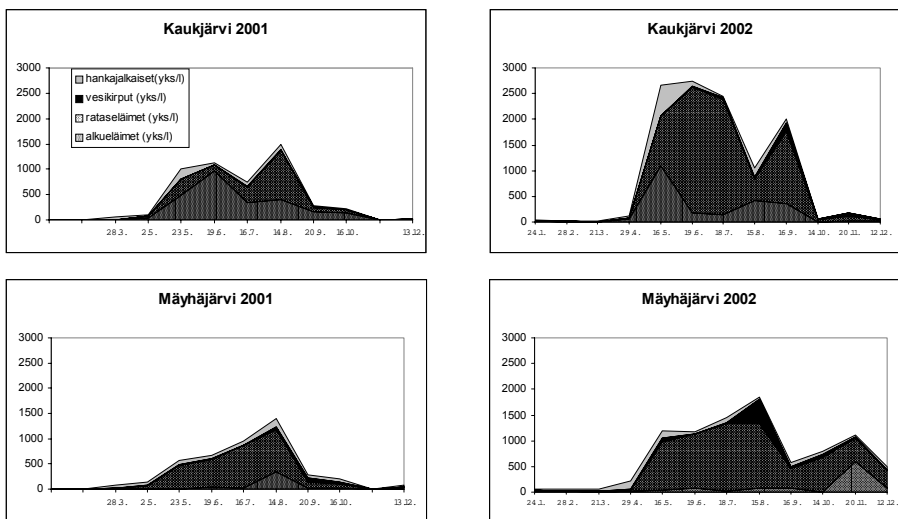


Kuva 16. Kaukjärven ja Mäyhäjärven klorofylli a:n pitoisuudet, kasviplanktonin biomassat ja perustuotantopotentiaali tutkimusjakson aikana.

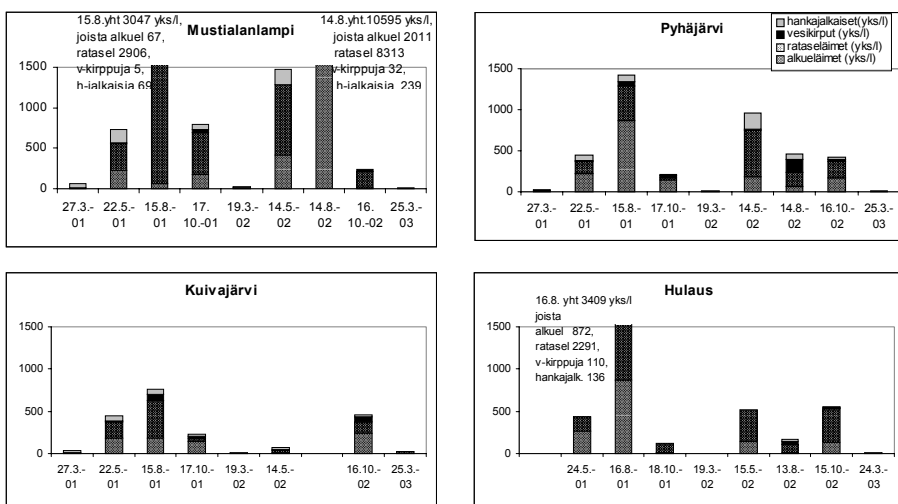
3.3.5.3 Eläinplankton

Sekä Mäyhäjärven että Kaukjärven havaittiin vuonna 2002 suurempia eläinplanktonin yksilömääriä kuin edellisvuonna (Kuva 17). Kaukjärven vuosien välinen ero oli erityisen selvä. Molempina vuosina eläinplanktonin määrät kasvoivat nopeasti jäidenlähden jälkeen, mutta suurimmat yksilömäärät havaittiin yleensä vasta elokuussa. Syyskuussa 2001 eläinplanktonia ei ollut kovin runsaasti intensiivitutkimusjärvisissä. Seuraavana vuonna yksilömäärät säilyivät koko syksyn ajan korkeina erityisesti Mäyhäjärven ja jäen alla voitiin havaita rataseläimillä lähes kevätmaksimiin verrattava esiintymishuippu. Myös Kaukjärven eläinplanktonin määrät pysyttelivät korkeina lokakuuhun asti, ja sen jälkeenkin määrä oli suurempi kuin edellisvuoden näytteissä. Molempina tutkimusvuosina Kaukjärven havaittiin alkueläinten (lähinnä *Vorticella* sp. ja *Tintinnopsis lacustris*) esiintymishuippu keväällä, kun taas Mäyhäjärven alkueläimiä (*Epistylis rotans* ja *Tintinnopsis lacustris*) havaittiin runsaimmin loppukesän ja syksyn näytteissä. Em. lajeista *Vorticella*-lajeja pidetään selkeämpänä eutrofian indikaattorina kuin *Epistylis rotans*-alkueläintä. Elokuussa 2002 Mäyhäjärven oli havaittavissa *Chydorus sphaericus*-vesikirpunan esiintymismaksimi.

Mustialanlammissa havaittiin muiden tutkimusjärvien suurimmat eläinplanktonin yksilömäärät lähes joka näytteenotokerta (Kuva 18). Suurin eläinplanktonitiheys havaittiin Mustialanlammissa 14.8.2002, jolloin *Diffugia limnetica* -alkueläin muodosti lähes 20 % ja *Pompholyx sulcata* -rataseläin, myös rehevyyden indikaattorilaji, 65 % eläinplanktonin kokonaisyksilömäärästä. Vähiten eläinplanktonyksilöitä havaittiin Kuivajärvessä.



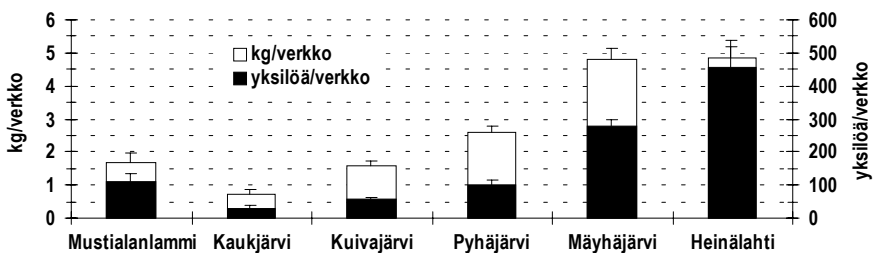
Kuva 17. Eläinplanktonin yksilömäärät Kaukjärvessä ja Mäyhäjärvessä vuosina 2001 ja 2002.



Kuva 18. Eläinplanktonin tiheydet Mustialanlammissa, Pyhäjärvässä, Kuivajärvessä ja Hulaudessa tutkimusjaksolla 2001–2003.

3.3.6 Kalat

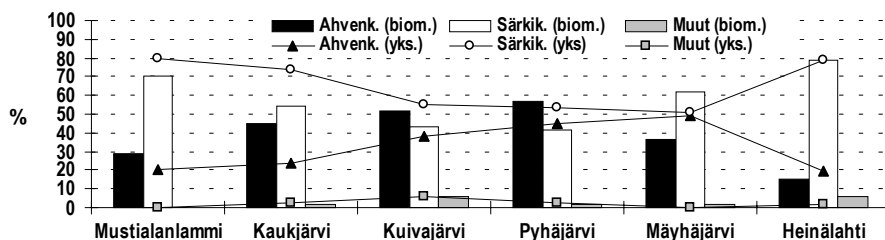
Tammelan järvien saalismäärät pysyivät vielä kohtuullisella tasolla, mutta Lempäälässä saaliit olivat suuria. Biomassasaaliit vaihtelivat Kaukjärven 700 g/verkko saaliista Mäyhjärven ja Hulauksen Heinälahden 4,8 kg/verkko (Kuva 19). Pyhjärven kaloista painoa kertyi 2,6 kilon edestä, kun Mustialanlammella ja Kuivajärvellä jäätiin reiluun 1,5 kg. Ääripäiden järjestys säilyi samana myös lukumäärätarkastelussa, sillä Kaukjärven kalaa oli niukimminkin (30 yks./verkko) ja Mäyhjärven (276 yks./verkko) sekä etenkin Heinälahdessa (457 yks./verkko) runsaammin. Mustialanlammella ja Pyhjärvellä yksikkösaalis ylsi vielä yli 100 kalaan, Kuivajärven saaliin jäädessä alle 60 kalaan.



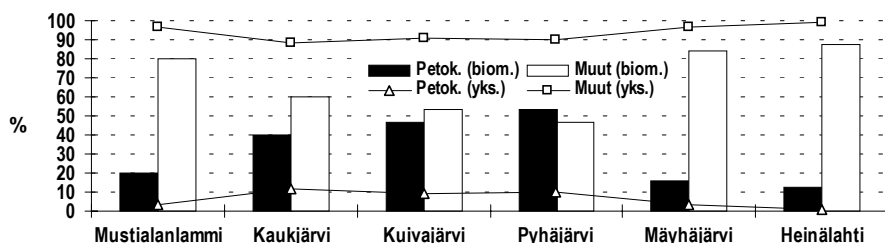
Kuva 19. Tutkimusjärvien kokonaisyksikkösaaliit painoina (kg/verkko) ja yksilömäärinä (yksilöä/verkko) vuosina 2001-2002. Hajontajanat kuvaavat keskiarvon keskiarvohetkettä (se).

Verkotusten perusteella Mustialanlammin, Kaukjärven, Mäyhjärven ja Heinälahden kalastoa hallitsevat biomassan osalta särkikalat (särki, salakka, sorva, pasuri, lahna, sulkava, toutain ja suutari), kun taas ahvenkalat (ahven, kuha, kiiski) vallitsevat Pyhä- ja Kuivajärvellä (Kuva 20). Yksilömäärätarkastelussa kaikki järvet osoittautuvat särkikalavaltaisiksi (51-80 % osuuksin), vaikka Mäyhjärvellä ahvenkalat olivatkin lähes yhtä lukuisia.

Petokalojen (yli 15 cm ahven, kuha, hauki made ja toutain) biomassasuudet vaihtelivat Heinälahden 13 % Pyhjärven 54 % (Kuva 21). Tammelan järvillä painoa kasautui pääasiassa kuhien osalle, mutta Lempäälässä ryhmän saalis-kertymästä vastasivat valtaosin isommat ahvenet ja Heinälahdella myös muutamat kookkaat hauet. Lukumääräisesti petokaloja kertyi verkkoapajilta 1-11 % edestä, eniten Kaukjärveltä ja vähiten Heinälahdelta. Vahvat kuhakannat vaikuttivat selkeästi Tammelan saaliisiin, kun taas Lempäälän järvillä kalaryhmän vetovastuu oli petoahvenilla.



Kuva 20. Tutkimusjärvien ahven- ja särkikalajien saalisosuudet painoina ja yksilömäärinä v. 2001-2002.



Kuva 21. Tutkimusjärvien petokalajien saalisosuudet painoina ja yksilömäärinä v. 2001-2002.

Tammelan alueen järvistä savisameiden Kaukjärven ja Mustialanlammin välissä on vain lyhyt puronpätkä ja myös humussävytteiset Pyhä- ja Kuivajärvi ovat yhteydessä keskenään. Etenkin jälkimmäisten järvien kalasto muistuttaa toisiaan. Hyvät kuhakannat näkyvät varsinkin Pyhäjärven ahven- ja petokalasaaliissa massiivisten istutusten ansiosta, mutta myös viime vuosien lämpimillä kesillä (1997, 1999, 2001) on ansionsa vahvoihin vuosiluokkiin ja kalojen nopeaan kasvuun (esim. Olin & Ruuhijärvi 2002). Ahvenkannat vaikuttavat kohtuullisilta ja kookkaampiakin kaloja saaliista löytyi. Tutkimusvuonna 2001 lajin lisääntyminen sujui hyvin. Särkikalamäärät (särki tärkeimpänä lajina) ovat maltilliset ja kantojen kokorakenne monipuolinen, joten esim. hoitokalastukseen ei ole välitöntä tarvetta. Ainakin Pyhäjärven kohdalla tulisi jatkossa miettiä vuosittaisten kuhaistutusten mielekkyyttä, sillä todennäköisesti järven oma poikastuotanto on nykytilanteessa riittävä.

Mustialanlammi ja Kaukjärvi ovat em. järviä selkeämmin särkikalavaltaisia ja ryhmän lukumääräsaaliisiin vaikuttavat särkeäkin voimakkaammin suhteellisen runsaat salakkakannat. Kuha on näilläkin altailla merkittävässä roolissa, jopa niin, että yleensä petoahventen (>15 cm) hallitsevat petokalajien lukumääräsaaliit kertyvät pääosin kuhan kontolle. Toisaalta tilanne kielii osaltaan ahvenkantojen heikosta tilasta etenkin Kaukjärvessä. Kaukjärven koeverkkosaaliit olivat rehevälle järvelle poikkeuksellisen niukat (kalamäärät ovat vähäiset tai kalojen aktiivisuus pyyntiaikana poikkeuksellisen vähäistä). Voimakas savisamennus haittaa ainakin ahvenen menestymistä. Mustialan-

lammilta saatiin melko runsaasti ahvenen ja särjen nuorimpia v. 2001 poikasia. Kaukjärven saalis kertyi Mustialanlammia keskimäärin kookkaammista yksilöistä, ja kaikkien lajien kohdalla tutkimusvuoden lisääntymistulos näytti heikolta. Hoitokalastuksiin ei liene tarvetta näilläkään järvilla. Ankara, pitkä talvi 2002-2003 kuivan kesän jälkeen loi otollisen tilanteen rehevien järvien happikadoille ja ainakin Mustialanlammilla havaittiin jonkin verran kuolleita kaloja jäiden lähdön jälkeen.

Hulauksen Heinälahtea ja Mäyhäjärveä voidaan verrata *Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset (1997-2002)* -yhteistutkimuksen 10 järveen (HOKA-järvet), joiden kalaston rakennetta ja kehitystä on tutkittu Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen toimesta (esim. Olin ja Ruuhijärvi 2002). HOKA-järviinkin verrattuna etenkin Heinälahden yksikkösaaliit osoittautuvat merkittävän suuriksi. Heinälahden kalasto on varsinkin hallitsevien särkikalojen suhteen monipuolinen, sillä särjen lisäksi muita heimon edustajia tavattiin kuutta lajia. Mäyhäjärven lajisto havaittiin niukemmaksi. Syynä oli ilmeisesti se, ettei järvellä Hulauksen tapaan ole selkeää yhteyttä isompiin reittivesiin. Särkikalat (etenkin särki) hallitsivat järveä Heinälahden tapaan, mutta ahvenenkin osuus oli merkittävä. Särkikalakantoja kurissa pitäviä petokaloja kaivattaisiin kummallekin järvelle lisää. Molemmilla altailla lämmin kesä 2002 oli myötävaikuttamassa särjen ja varsinkin ahvenen hyvään lisääntymistulokseen kyseisenä vuonna. Mäyhäjärven kalakannat hupeivat viime talven happikadon seurauksena murto-osaan. RKTL:n koekalastuksissa kesällä 2003 järvestä saatiin suutaria, jonkun verran särkeä ja niukasti ahventa (Jukka Ruuhijärvi, RKTL Evon kalantutkimusasema, 5.9.2003, suullinen tiedonanto). Ahven on sovelias ja luontainen (peto-)kala kirkasvetiselle, matalalle Mäyhäjärvelle ja kannan vahvistumista tulisikin nopeuttaa esim. siirtoistutuksin.

Heinälahden saaliin perusteella hoitokalastus (esim. nuottaukset, rysäpyynnit) ja esim. petokalaistutukset (kuha) voisivat olla tarpeen (ellei tilanne oleellisesti muuttunut talven heikon happitilanteen seurauksena). Tällöin kalaston rakenne paranisi (särkikalojen kannat pienemmiksi, petokalojen kannat suuremmiksi) ja sinileväkukinnat sekä ravinnepitoisuudet voisivat vähentyä (Ruuhijärvi ym. 2001). Ennen hankkeeseen ryhtymistä on syytä miettiä, riittävätkö rahat ja into monivuotiseen, tehokkaaseen (esim. 200-500 kg hehtaarilta 3 vuoden aikana) kalastukseen, joka ei useinkaan onnistu pelkällä talvovoimalla. Lisäksi hoitokalastusvaiheen jälkeenkin tarvitaan usein ylläpitävää kalastusta, ettei tilanne palaudu takaisin hoitokalastusta edeltäneeseen tilaan (särkikalakannat voivat toipua nopeasti ja myös Pyhäjärvestä siirtyy kaloja Hulauksen puolelle). Ongelmaksi voi nousta myös ulkoinen kuormitus, sillä jos ravinnekuorma valuma-alueelta on suuri, ei hoitokalastuksella saavuteta pysyviä tuloksia, vaan hoidetaan vain oiretta.

3.3.7 Vesikasvillisuus

Tutkimusjärvien vesikasvillisuudelle on luonteenomaista lajiston painottuminen runsasravinteisuutta vaativiin tai sietäviin lajeihin (Taulukko 10). Lajisto on pääosin tyypillistä maatalousvaikutteisille järville, mutta kartoituksissa havaittiin myös muutamia harvinaisempia lajeja, kuten vesinenätti.

Mäyhäjärveä lukuun ottamatta veden sameudesta johtuva valon vähäisyys rajoittaa vesikasvillisuuden esiintymisalueen suhteellisen matalille alueille. Näin ollen järven rantojen jyrkkyys määrää pitkälti kasvustojen laajuuden. Esimerkiksi jyrkkärantaisen Kaukjärven kasvustojen laajuus on hyvin pieni (kasvillisuus peittää järven pinta-alasta vain n. 1,5 %. Taulukko 10). Toisaalta matalat, hiekkapohjaiset ranta-alueet ovat alttiita jäätymään pohjaan saakka, ja lisäksi suurilla järvillä jäiden liike pitää osan rannoista kasvittomina.

Myös kasvillisuuden jakaantuminen eri elomuotoihin määräytyy osittain järvien valo-olosuhteiden mukaan; pohjalla kasvavien, pienikokoisten pohjaruusukskeellisten lajien kasvustoja ei tutkimusjärvestä havaittu juuri lainkaan. Kelluslehtisten (mm. ulpukka, lumpeet, uistinviita) osuus muusta kasvillisuudesta oli korkeampi niissä tutkimusjärvissä, joissa oli tarjolla riittävästi tuulta ja aallokelta suojaisia kasvupaikkoja (tai järven pinta-ala on pieni), kun ilmaveroiset (mm. järviruoko, -korte, -kaisla, isosorsimo) kovempaa fyysistä aallokon kulutusta sietävinä yleensä dominoivat suurikokoisissa järvissä ja avonaisilla rannoilla. Mäyhäjärven veden kirkkaus näkyi uposkasvillisuuden (mm. useat vidat, vesirutto) suhteellisen suurena osuutena kaikesta kasvillisuudesta.

Taulukko 10. Tutkimusjärvien vesikasvillisuuden tunnuspiirteitä. o = vähäravinteisuuden ilmentäjälajit, o-m = vähä-keskiravinteisuuden ilmentäjälajit, m-e = keski-runsasravinteisuuden ilmentäjälajit, e = runsasravinteisuuden ilmentäjälajit.

	Mustialaniemi	Kaukjärvi	Mäyhäjärvi	Kuivajärvi	Pyhäjärvi	Hulaut
KASVUSTOJEN PINTA-ALA YHTEENSÄ, ha	1,4	3,0	56,89	87,88	76,50	41,3
JÄRVEN KARTOITETTU PINTA-ALA, ha	23,1	199,8	214,2	829,8	2292	280
Kasvillisuusprosentti	6,2	1,5	26,60	10,59	3,34	14,8
Kelluslehtisten osuus kasvustoista	77,0	6,7	27,4	24,1	13,9	36,5
Ilmaversoisten osuus kasvustoista	3,4	56,7	2,4	72,5	84,2	62,5
Pohjaruusukskeellisten osuus kasvustosta	0	0	0	0	0	0
Lajilkm	28	31	37	45	39	41
Veden laadun ilmentäjälajit, lkm						
o	0	0	1	1	0	0
o-m	3	4	3	4	4	2
m-e	7	6	10	10	10	9
e	4	4	4	4	4	5

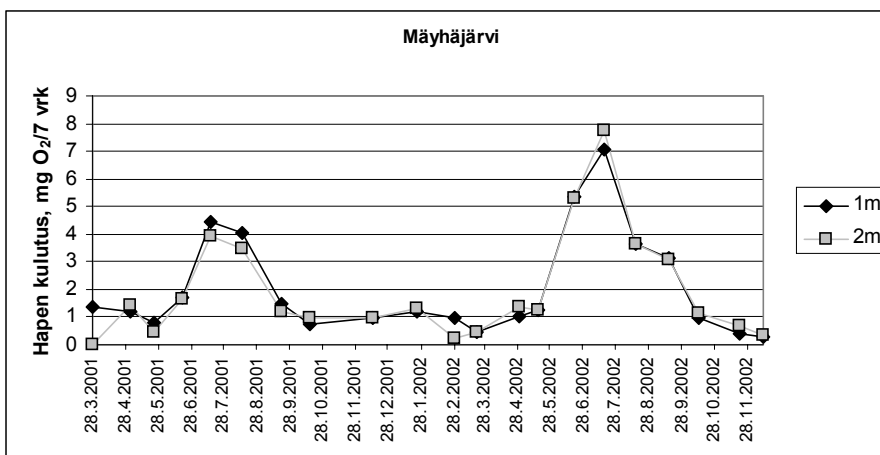
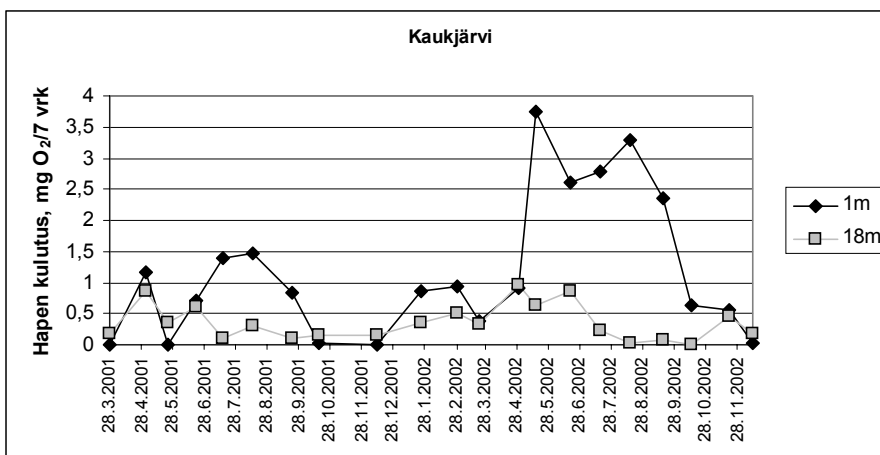
Lajilukumäärä oli korkea suurikokoisissa järvissä, joista oli lyhyt yhteys muihin vesistön osiin. Eniten lajeja havaittiin Kuivajärvestä (45 lajia), vähiten Mustialanlammesta (28 lajia).

Vesikasvien runsaus aiheuttaa paikoin haittaa järvien virkistyskäytölle. Toisaalta tulopurojen suistoalueilla kasvaessaan kasvustot toimivat tehokkaina valumavesien puhdistajina. Erityisesti kiintoainetta, mutta myös ravinteita, jää kasvien ja niiden pinnalla kasvavien epifyyttisten levien muodostamalle ”suodattimelle”.

3.3.8 Hapenkulutus ja orgaanisen aineksen hajoaminen

Hajotustoiminnan aktiivisuus vaihteli melko paljon vuodenaikojen mukaan; kesäaikaan korkea tuotanto ja lämpötila nostavat hapen kuluman noin 3-7-kertaiseksi talviaikaan verrattuna. Molemmissa tutkimusjärvissä vuoden 2002 kesäaikaisen hapen kulutuksen havaittiin olleen suurempi kuin edellisenä kesänä. Ero selittynee ainakin osin korkeammilla veden lämpötiloilla, päällysveden korkealla tuotannolla ja runsaammalla bakteeriplanktonilla. Tutkimusjärvet erosivat keskenään hapen kulutuksen perustasoltaan: Mäyhäjärven hapenkulutus oli yleensä vähintään kaksi kertaa korkeammalla tasolla kuin Kaukjärven vastaavana ajankohtana, vaikka bakteeriplanktonin määrä oli selvästi korkeampi Kaukjärvässä.

Päällys- ja alusveden hajotustoiminnan erot olivat suuria syvässä Kaukjärvässä, mutta matalassa Mäyhäjärvässä vertikaalisia eroja ei juuri havaittu (Kuva 22). Kaukjärvässä orgaanisen aineen hajotusnopeus oli pintavedessä alusveden hajotusta nopeampaa koko avovesikauden lokakuuta lukuun ottamatta. Vuonna 2001 pohjan läheisten vesikerrosten hajotustoiminnot olivat päällysveden hajotusta suurempia syksyllä ja talvella. 1 metrin näytteissä hajotusaktiivisuus kasvoi keväällä nopeasti toukokuun alussa, mutta laski sitten toukokuun loppua kohden kasvaakseen jälleen kohti elokuun huippua. Elokuun jälkeen hapenkulutus aleni nopeasti ollen lokakuussa jo lähellä nollaa. Alusveden hapenkulutus oli sitä vastoin tehokkaampaa alkuvuodesta ja tasaantui loppukesää kohden. Tämä selittynee ainakin osaksi alusveden näytteiden happipitoisuuden alhaisuudella. Vuonna 2002 mikrobiologinen hajotustointa oli tehokkaimmillaan toukokuussa. Tosin päällysveden hajotusaktiivisuus pysyi korkeana läpi koko kesän ja alkoi laskea vasta elo-syyskuussa.



Kuva 22. Hapenkulutus intensiivijärvien päällys- (1m) ja alusvesinäytteissä (1m-pohja) 2001-2002.

Mäyhjärvessä päällys- ja alusveden hapenkulutuksen vuodenaikaisvaihtelut seurasivat melko tarkasti toisiaan: vain maaliskuussa jään alta otetussa näytteessä päällysveden hajotusaktiivisuus oli selvästi alusveden aktiivisuutta korkeampi. Avovesikaudella ero oli hyvin vähäinen. Syksyä lukuun ottamatta päällysveden hapenkulutus oli kuitenkin alusvettä hieman korkeampi. Talvella hajotustoiminnan ”perustaso” pysyi verraten korkeana, noin 1 mg O₂/viikko -kulumassa. Mäyhjärvessä havaittiin toukokuun lopun näytteissä kevään hajotustoiminnan hidastumista ennen loppukesän hajotushuippua,

joka Mäyhäjärvessä osui heinäkuulle. Vuonna 2002 hajotuksen vuodenaikadynamiikka seurasi melko tarkasti edellistä vuotta

3.3.9 Näytteenottotiheyden merkitys

Kaukjärven ja Mäyhäjärven veden laadun muutoksia seurattiin kahden vuoden ajan kuukausittain, kun muista tutkimusjärivistä näytteet otettiin neljä kertaa vuodessa. Näin voitiin verrata näytteenottotiheyden ja -ajankohdan merkitystä kemiallisten analyysien tulosten luotettavuuteen.

Mäyhäjärven ja Kaukjärven kerran kuussa mitattujen analyysitulosten vuotuista keskiarvoa verrattaessa maaliskuun, toukokuun, elokuun ja lokakuun tulosten keskiarvoihin virhemarginaali oli yleensä selvästi <15 %. Klorofylli-*a*:n kohdalla virheet nousivat kuitenkin korkeammiksi, sillä klorofylli-analyysi kuvaa enemmän järven biologisia kuin kemiallisia ominaisuuksia. Järvien välillä kuitenkin havaittiin ero; Mäyhäjärven veden ominaisuudet vaihtelivat selvästi enemmän ja erot keskiarvoissa olivat keskimäärin suurempia. Mäyhäjärvessä suurimman virheen antoi jokaisella vertailukaudella nitraatti-nitriittityppi, Kaukjärvessä yleensä klorofylli-*a*. Kaukjärvi on levämääriä lukuun ottamatta luonteeltaan melko vakaa systeemi, jolloin vuodenaikaiset ja vuosien väliset erot jäivät melko pieniksi (Taulukko 11).

Suurimmat virheet havaittiin epäorgaanissa ravinteissa (erityisesti nitraatti- ja nitriittityppi), joiden virhemarginaali oli korkeimmillaan noin 30 %. Myös piipitoisuus vaihtelee vuodenaikaisesti melko paljon. Siksi virhe saattaa nousta suureksi, esimerkiksi Mäyhäjärvessä silikaatti-piin pitoisuudessa virhe oli 21 %:a vuonna 2001. Neljä kertaa vuodessa otetut kokonaistyyppi- ja –fosforinäytteet sitä vastoin antoivat erittäin hyvän kuvan vuoden ravinnetilanteesta. Virhe oli suurimmillaankin n. 10 %, yleensä selvästi alle.

Tämän aineiston perusteella neljä kertaa vuodessa tapahtuva näytteenotto kuvaa kohtuullisen luotettavasti järven kemiallisia ominaisuuksia tiettyä vuotta, kun näytteenotto tehdään huolellisen ja asiantuntevan suunnittelun mukaisesti. Jos näytteenottotiheyttä alennetaan, virhemarginaalit kasvavat varsin nopeasti (Taulukko 11).

Taulukko 11. Veden värin, kokonaistypen (kok.N), kokonaisfosforin (kok.P), silikaattipiini (SI) ja klorofylli-a:n vuoden keskiarvot (1 m, kaikki näytteet) molempina tutkimusvuosina intensiivijärvissä sekä virheprosentin vaihteluvälit verrattaessa neljän, kolmen, kahden tai yhden näytteenottokerran keskiarvoa kaikkien näytteiden keskiarvoon.

		Väri mg/lPt	Kok.N mg/m ³	Kok.P mg/m ³	Klorofylli-a mg/m ³	SI mg/m ³	Huonoin %	Huonoin
Kaukjärvi 2001	keskiarvo	384	1215	67	6,2	1655		
	4 kierrosta	4,2	3,4	2	12	1,4	15	näkösyvyys
	3 kierrosta	3,4-11,9	0,6-9,2	0,8-9,1	22,2-34,5	9,5-14,4	57,7	N/NH ₄
	2 kierrosta	0,1-20,4	2,3-15,6	1,6-13,8	44,9-459	2-60,6	459	Klorofylli-a
	1 kierros	5,9-38,7	7,1-19,8	2,1-23,3	71,4-689	28,8-81,1	689	Klorofylli-a
Kaukjärvi 2002	keskiarvo	229	1092	68	13,2	1627		
	4 kierrosta	1,9	1,8	1,5	66,2	1,5	66,2	Klorofylli-a
	3 kierrosta	4,5-27,9	3,8-10,1	7,4-10,8	21,3-121	3,2-9,2	121	Klorofylli-a
	2 kierrosta	10,2-42,8	0,7-28,1	1,5-23,5	3,6-217	16,9-25,8	217	Klorofylli-a
	1 kierros	5,8-91,4	18,7-37,5	14,7-29,4	70,9-328,7	15,9-61,4	328,7	Klorofylli-a
Mäyhjärvi 2001	keskiarvo	19	735	26	12,7	823		
	4 kierrosta	24,1	6,6	8,6	4,4	21,2	29,6	N/NO ₂ +NO ₃
	3 kierrosta	7,1-23,2	1,8-19,4	12,5-22,8	8,8-20,5	9,5-48,8	71,1	N/NO ₂ +NO ₃
	2 kierrosta	12,5-54,5	3-29,4	5-37,7	37,7-64,2	2,7-53,1	150,7	N/NO ₂ +NO ₃
	1 kierros	8,9-44,6	9,4-38,1	3-78,4	44-154,6	29-134,5	311,4	N/NO ₂ +NO ₃
Mäyhjärvi 2002	keskiarvo	21	951	36	15,9	1680		
	4 kierrosta	0,4	10,2	0	20,8	3,7	28,8	N/NO ₂ +NO ₃
	3 kierrosta	8,4-14,7	0,9-12,8	6,3-16,7	2,3-11	10,8-26,9	93,6	N/NO ₂ +NO ₃
	2 kierrosta	2-29,1	0,1-24,1	16,7-36,1	1,5-82,6	7-70,8	94,5	N/NO ₂ +NO ₃
	1 kierros	14,7-43,4	2,5-38,1	8,3-80,6	12,5-93,9	47,1-94,6	211,9	N/NO ₂ +NO ₃

Biologisten ominaisuuksien arviointiin neljä kertaa vuodessa otetut näytteet eivät kaikilta osin anna kovinkaan luotettavaa kuvaa yhteisön populaatioiden vuodenaikaisdynamikasta. Esimerkiksi kasviplanktonin kokonaisbiomassan osalta neljä kertaa vuodessa otettujen näytteiden virhemarginaali oli 17-89 % verrattaessa koko vuoden (10-12 näytettä) keskiarvoon. Yksittäisten, vain ajoittain esiintyvien, leväryhmien tai -lajien suhteen virhe on vielä huomattavampi. Bakteeriplanktonin osalta neljästi vuodessa otetut näytteet antoivat noin 10 % virheen, mikäli laskettiin yhteen kahden vuoden aikana kertynyt aineisto. Verrattaessa yksittäisten vuosien neljää näytteenottoa virhe nousee suurimmillaan 27 %:iin. Bakteeriplanktonin esiintyminen on huomattavasti leviää vakaampaa; siten pienemmällä näytemäärällä saadaan luotettavampi tulos kuin kasviplanktonin kohdalla.

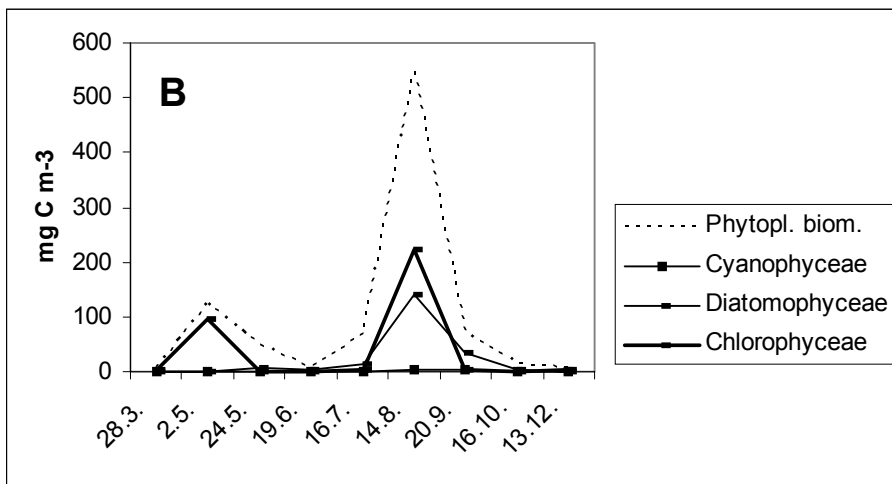
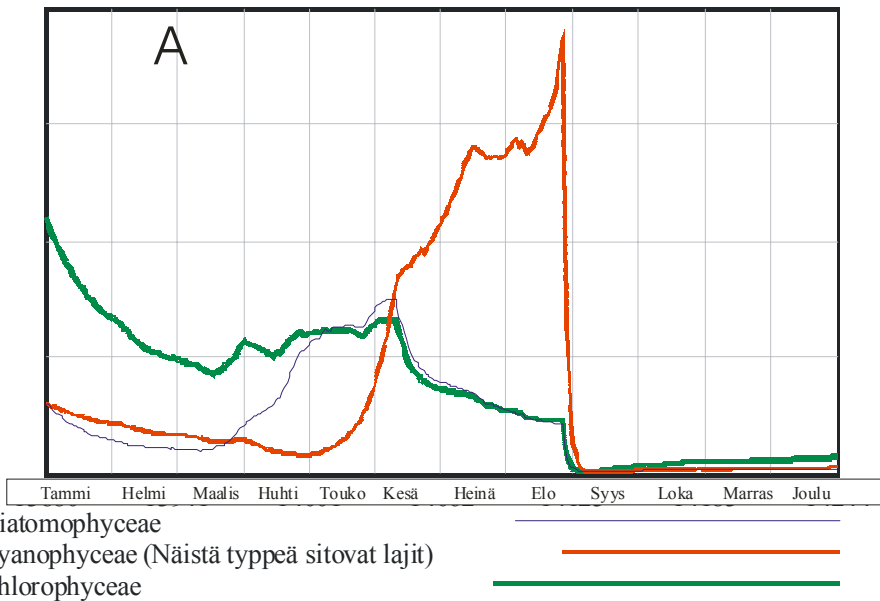
3.3.10 Mallinnus

Kuten luvussa 2 todettiin, SWAT-valuma-aluemallissa sade- ja sulamisvedet kulkeutuvat pois valuma-alueelta nopeammin kuin todellisuudessa tapahtuu. Tämän takia päivittäisten kuormitustulosten välinen vaihtelu on hyvin suurta ja sateiden jälkeen kuormitus laskee melko nopeasti nollassa. Tällainen

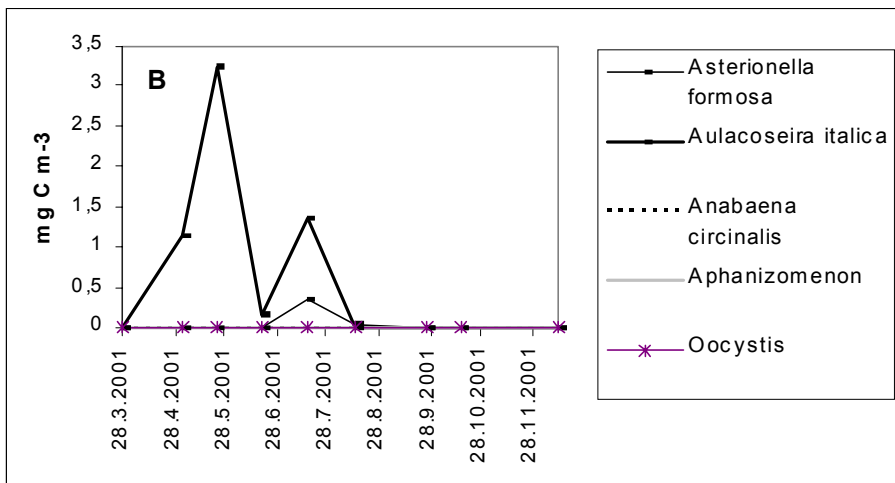
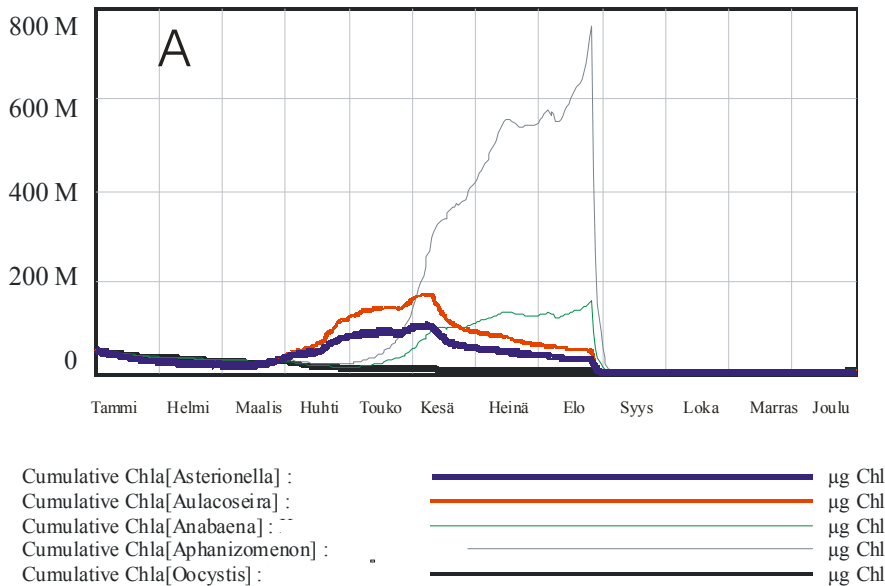
kuormituksen vaihtelu ei ole realistista, sillä esim. Lammin pienilläkin tutkimuspuroilla liukoisen fosforin pitoisuudet eivät viikoittaisen näytteenoton perusteella vuosina 2000–2002 laskeneet alle 6 µg/l eivätkä kokonaisfosforin pitoisuudet alle 32 µg/l (Arvola, Helsingin yliopisto, 10. lokakuuta, julkaisematon). Mäyhäjärven mallitarkastelu jätettiin tässä vaiheessa suorittamatta, sillä esimerkiksi pohjaveden suuri osuus järven sisäänvirtaamasta vaikeutti huomattavasti kuormituksen vaikutusten sekä järven veden viipymän arviointia. Kun SWAT-mallin antamia output-tietoja käytettiin PROTECH-mallin syöttötietoina simuloitaessa Kaukjärven kasviplanktonpopulaatioita, keväiset kasviplanktonmaksimit käyttivät saatavissa olevat ravinteet loppuun jo alkukesästä. Kuormitus ei myöskään kyennyt tuomaan riittävästi uusia ravinteita levien käyttöön. Tämän vuoksi mallin syöttötietoina käytettiin Pääjärven purojen kuormitustuloksia vuodelta 2001. Purojen valuma-alueita ja kemiaa on kuvannut mm. Hakala ym. 2002.

PROTECH-mallin mukaan sinilevät olisivat olleet Kaukjärven vallitsevin leväryhmä kesällä 2001, mutta mikroskopoitujen näytteiden perusteella sinilevien määrä oli hyvin alhainen (kuva 23). Mallin mukaista viherlevien runsasta jäänalaista esiintymistä ei myöskään havaittu. Levien määrä laski mallin mukaan syyskuussa hyvin nopeasti, mikroskopoiduissa tuloksissa lasku ei ollut yhtä dramaattinen. Malli käyttää yksikkönä klorofyllin määrää, kun taas mikroskopoidut tulokset annetaan hiilen määränä. Tämä hankaloittaa hieman tulosten tulkintaa, sillä klorofyllin ja hiilen määrät eivät välttämättä korreloi aivan suoraviivaisesti.

Tarkasteltaessa mallin tuloksia esimerkkilajeittain sinilevien puuttuminen mikroskopoiduista näytteistä tulee jälleen esiin (kuva 24). Mikroskopoitujen näytteiden perusteella havaittu piilevien esiintymisen kaksihuippuisuus on näkyvissä myös mallin tuloksissa, joskin mallin mukaan esiintymishuippujen välinen notkahdus tapahtuisi jo toukokuun puolella ja jälkimmäinen huippu olisi korkeampi.



Kuva 23. Kaukjärven mallinnustulokset (A) ja mikroskopoidut tulokset (B) vuonna 2001 PROTECH- mallin tärkeimpien lajiryhmien mukaan. Mallinnetuista tuloksista ilmenevät ainoastaan ryhmien keskinäiset suhteet.



Kuva 24. Kaukjärven mallinnustulokset (A) ja mikroskopoidut tulokset (B) v. 2001 PROTECH-mallin tärkeimpien lajien mukaan. Mallinnetuissa tuloksissa M = milj. µg Chl-a /järvi ja mikroskopoiduissa tuloksissa tutkitaan järven päällimmäisen 2 m vesipatsaan leväpopulaatioita.

3.4 Johtopäätökset

Järvitutkimuksen johtavana ajatuksena oli seurata järvien kemiallisten muutosten heijastumista eri tason ja eri aikaskaalan omaaviin biologisiin muuttujiin. Kasviplanktonin määrän ja lajiston muutoksia suhteessa veden muuttuviin ravinnemääriin voidaan pitää yhtenä nopeimmista vasteista. Näin ollen mallinnuksen kannalta kasviplanktondynamiikan suhde veden ravinnepitoi-

suuksiin tarjoaa toistaiseksi parhaan lähtökohdan yhdistää kuormituksen aiheuttamat veden laadun muutokset järven biologiaan.

Tässä tutkimuksessa pyrittiin seuraamaan ravintoverkon ominaisuuksia ja vasteita kahdessa järvessä pidemmälle kuin mihin nykyinen mallinnus yleensä ulottuu. Järvien kuluttajayhteisöjen dynamiikka on kuitenkin niin monimuotoista, että esimerkiksi selkeitä riippuvuussuhteita on lähes mahdoton osoittaa. Esimerkiksi kahden tutkimusvuoden kasvukauden aikainen eläinplanktonin määrä järvissä vaihteli huomattavasti, mutta vuosien väliset erot eivät olleet edes samansuuntaisia eri järvissä.

Mallinnus tarjoaa mahdollisuuden arvioida, seurata ja mahdollisesti ennustaa järven tilaa ja siinä tapahtuvia muutoksia. Toimiessaan malli tuottaa ainutlaatuista tietoa tutkimuksen ja ympäristönsuojelun käyttöön. Mallitarkastelu integroi suuren määrän tausta-aineistoa. Mallin avulla on mahdollista havaita järvessä tapahtuneita nopeita muutoksia, jotka perinteisillä mittausmenetelmillä ja harvemmalla mittausintensiteetillä todennäköisesti jäisivät havaitsematta. Toisaalta järvimallinnukseen tarvittavan tausta-aineiston saatavuus rajoittaa mallin käyttökelpoisuutta; esimerkiksi päivittäisten sää- tai kuormitustietojen saaminen useimmilla kohdealueilla on vaikeaa tai jopa mahdotonta. Tulevaisuudessa mallitarkastelujen kehittäminen saanee yhä tärkeämman roolin myös järvien ominaisuuksien seurannassa, mm. EU:n vesipuitedi-
rektiiviin liittyvien seurantavaatimusten täytäntöönpanossa.

Tutkimusjärvissämme PROTECH-mallin käyttöä vaikeuttava tekijä oli sisäisen kuormituksen suuri osuus kokonaiskuormituksesta sekä pohjaveden osuus järven vesibudjetista. Malli ottaa tällä hetkellä huomioon ainoastaan valuma-alueelta tulevan ravinnekuorman. Sisäisen kuormituksen osuus saattaa olla alusveden happikadoista kärsivissä järvissä selvästi ulkoista kuormitusta suurempi. Esimerkiksi Kaukjärvessä kokonaisfosforipitoisuudet ovat alusvedessä keskimäärin n. 3-4 -kertaiset verrattuna päällysveteen, ajoittain ero oli jopa kymmenkertainen. Hapettoman alusveden fosforivarannot ovat huomattavat. Kevät- ja syystäyskiertojen aikana osa näistä varannoista tulee päällysveden levien käyttöön. Erityisesti keväällä täyskierron aiheuttama ravinnetason lisäys osuu ajallisesti samoihin aikoihin kuin valuma-alueelta tuleva kuormitushuippu. Tällöin siis levien käyttöön tulee enemmän ravinteita kuin mihin valuma-alueen ominaisuudet viittaisivat.

Veden ravinnepitoisuus ei selittänyt järvien perustuotantopotentiaalin määrää tai hajotusaktiivisuutta: vähäravinteisemmässä Mäyhäjärvessä molemmat olivat rehevempää Kaukjärveä korkeampia. Teoriassa Mäyhäjärven alusveden happitilanne olisi siis Kaukjärven tilannetta huonompi, mutta käytännössä järvi-altaiden morfologiset erot, lähinnä alttius tuulille ja syvyys, tasaavat tilannetta Mäyhäjärven hyväksi, sillä matalan järven vesimassa sekoittuu tuulten vaikutuksesta helposti. Järviältäan muoto, erityisesti matalan ranta-alueen laajuus, vaikuttaa suorasti myös vesikasvillisuuden määrään, lajistoon

ja biomassaan. Kasvillisuusrannat toimivat tehokkaina ravinteiden ja kiintoaineen suodattimina valuma-alueen ja järven ulappaekosysteemin välissä. Näillä alueilla on suuri merkitys myös kalojen lisääntymisalueina.

4 Järvi- ja laskeutusallasedimenttien käyttökelpoisuus maataloudessa

4.1 Johdanto

Suomessa on viime aikoina enenevässä määrin ryhdytty kunnostamaan maldaltuneita järviä. Läjitysalueista on usein pulaa ja lähistön peltoalueet tarvittaisiin tähän käyttöön. Kokemuksia sedimenttien käytöstä on toistaiseksi vähän. Kun peltoalueiden käytöstä neuvotellaan maanviljelijän kanssa, on otettava huomioon useita seikkoja, kuten onko pelto läjitysmassojen kuivumisajan EU-tukikelpoinen.

Suomen viljelymaiden fosforipitoisuudet ovat kohonneet viidessäkymmenessä vuodessa noin 2,5-kertaisiksi lähtötasoon verrattuna. Sellaisten järvien valuma-alueilla, joissa peltoja on paljon, olisi maaperän fosforipitoisuus saatava laskemaan, jotta fosforikuormitus ja siitä seuraava vesistöjen rehevöityminen saataisiin kuriin. Se onnistuu parhaiten kohdistamalla toimenpiteet niihin peltolohkoihin, joissa fosforipitoisuudet ovat korkeimmat.

4.2 Aineisto ja menetelmät

Projektin aikana kerättiin 18 erityyppisestä järvestä ja laskeutusaltaasta sedimenttiä maa-analyysijä ja astiakokeita varten. Näytteet edustivat Lounais-Suomen ja Pirkanmaan alueella sijaitsevia, maatalouden kuormittamia järviä ja altaita. Näiden lisäksi näytteitä otettiin Pohjois-Karjalassa sijaitsevasta Kattilalammesta, jonka valuma-alue on suurelta osin ojitettua suota.

4.2.1 Sedimenttiaineiston keruu

Näytteet otettiin toukokuun loppupuolella 2002 yleensä veneestä käsin joko pitkävartisella kuokalla tai pohjanoutimella. Näytteeseen pyrittiin saamaan noin 10 cm sedimentin ylintä kerrosta. Sedimentti siirrettiin lastaa käyttäen litran muovirasiaan, josta vesi kaadettiin pois kallistamalla.

4.2.2 Sedimenttien esikäsittely

Sedimenttinäytteitä käsiteltiin kuten peltojen maanäytteitä viljavuusanalyysijä varten. Näytteet kuivattiin 35 asteen lämmössä, minkä jälkeen kuivuneet sedimentit jauhettiin maanjauhatusmyllyssä.

4.2.3 Sedimenttien analyysit

Sedimentit analysoitiin Suomessa käytettävän maan viljavuusuuttomenetelmän mukaan eli sedimentit kuivattiin n. viikon ajan 35 °C:n lämpötilassa. Tämän jälkeen maa jauhettiin, jotta se läpäisisi seulan, jonka silmäkoko on 1 mm. Uuttuvat pää- ja hivenaineet määritettiin uutoista, joihin sedimentit annosteltiin tilavuusmittaa käyttäen. Sedimentin booripitoisuus määritettiin kuumavesiuuttoa käyttäen ja muut hivenaineet (kupari, mangaani, sinkki ja rauta) Suomessa kehitettyä hivenaineuuttomenetelmää käyttäen (Lakanen & Erviö 1971). Sedimentistä määritettiin vesiutteista maan pH ja johtoluku (uuttosuhde 1:2,5). Johtoluku mitataan sähkönjohtokykyä mS/cm ja se ilmoitetaan johtolukuna kertomalla mittaustulos 10:llä (Viljavuuspalvelu Oy 1998). Sedimenttinäytteiden pääravinteet analysoitiin maan viljavuusuuttoa (hapan ammoniumasetaattiuutto) käyttäen; sedimentin liukoinen kalsium, fosfori, kalium ja magnesium kuten Suomen peltojen viljavuusanalyysissä (Vuorinen & Mäkitie 1955). Sedimenteistä määritettiin lisäksi maan orgaaninen hiilipitoisuus ja tilavuuspaino.

4.2.4 Astiakoe

Astiakoe suoritettiin kasvattamalla pensastusvaiheeseen asti vehnää (Sillanpää 1982). Sillanpään kokeessa käytettiin myös fosfori- ja kaliumlannoitusta, mutta tässä kokeessa käytettiin ainoastaan typpilannoitusta. Astiakokeessa ei saatu riittävästi satoa analyysiä varten Mustialanlammin sedimentistä ja näin ollen astiakokekasvinäytteet edustivat 17 eri järveä tai laskeutusallasta. Astiakokeen kasvien alkuainepitoisuudet analysoitiin ICP-AES-laitteella märkämällä hajotetuista kasvinäytteistä (kts. MTT 1986).

4.3 Tulokset ja johtopäätökset

4.3.1 Humus

Sedimenteistä analysoitu humuspitoisuus vaihteli 4,4 ja 54 prosentin välillä (Taulukko 12). Järvisedimenttien keskimääräinen humuspitoisuus (20 %) oli paljon suurempi kuin laskeutusallasedimenttien (8 %). Selityksenä voisi olla että laskeutusaltaisiin tulee pääasiassa peltojen vettä, mutta järviin tulee myös metsien humuspitoisempaa vettä. Sedimentin korkeasta humuksen määrästä

olisi hyötyä peltomaan rakenteen parantajana, koska Suomen pelloista joka toisella on humusta vähemmän kuin 5,6 % (Mäkelä-Kurtto ym. 2002).

Taulukko 12. Järvi- ja laskeutusallasedimenttien yleiset ominaisuudet sekä viljavuus- ja hivenainepitoisuudet.

Nimi	Humus s paino, % kg/l	Tilav. paino, kg/l	pH	Johtolu ku Mg 10 ⁻⁴ S/cm	Ca/ Mg	P mg/l	K mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	B mg/l	Cu mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l	Zn mg/l
Koijärvi	28,9	0,34	5,55	1,99	10,9	3,89	55	1375	127	0,39	2,10	1289	68	13,42
Mustialan lammi	8,3	0,78	5,86	3,45	4,6	7,20	293	2348	506	1,29	13,94	3015	165	10,23
Vallonjärvi	23,6	0,51	5,35	4,08	4,9	1,41	141	2089	426	0,69	7,89	1422	106	21,50
Kiipunjärvi 0-20 cm	8,1	0,84	5,85	0,85	2,8	1,73	221	1789	630	0,44	12,29	1532	94	5,29
Kiipunjärvi 70 -90 c	13,9	0,59	5,77	0,88	3,2	2,83	90	1282	406	0,23	5,07	1559	88	6,28
Kattilalampi	9,7	0,68	5,12	0,68	9,4	2,30	18	533	57	0,16	1,54	1052	33	3,99
Kuivajärvi	13,8	0,65	5,27	1,96	6,8	0,01	74	1517	223	0,31	6,10	1416	141	13,11
Pehkijärvi	28,0	0,36	5,05	0,84	8,1	0,00	21	954	118	0,19	4,42	2260	65	10,03
Rehtijärvi	10,9	0,78	5,45	1,30	2,8	1,36	341	1478	521	0,62	16,12	1364	35	15,66
Mantereenjärvi	21,2	0,53	5,33	2,36	5,3	0,62	117	1658	314	0,46	6,71	1615	182	8,65
Mäyhajärvi	29,9	0,42	5,34	1,96	5,4	0,48	129	1260	234	0,75	6,17	719	129	35,63
Laikkalammi	53,4	0,58	5,97	2,89	8,8	25,54	269	2451	277	2,61	11,07	2200	374	66,53
Järvet keskimäärin	20,8	0,59	5,49	1,94	4,9	3,95	147	1561	320	0,68	7,79	1620	123	17,53
Järvet, mediaani	17,6	0,58	5,40	1,96	5,1	1,57	123	1498	296	0,45	6,44	1477	100	11,67
Mustialan allas	7,2	0,90	6,03	1,08	3,0	6,63	256	1794	604	0,74	13,59	2217	165	8,08
Lontilan	8,8	0,78	5,52	0,67	2,9	2,97	184	1310	449	0,35	7,35	1940	63	3,19
yläpuolinen allas														
Lontilan	6,4	0,91	5,44	0,57	3,5	3,40	126	1087	306	0,27	7,99	2853	230	2,82
alapuolinen allas														
Kiipunjärven allas	4,5	1,03	5,69	0,67	3,5	2,98	263	2350	676	0,25	10,45	1443	113	4,02
Sarkkila	19,6	0,67	5,68	2,40	4,8	2,33	157	2707	569	0,71	11,17	3390	198	12,96
I-ojan allas	4,4	0,93	5,59	2,18	2,4	3,10	301	1826	747	1,05	13,97	1913	289	2,25
Altaat, keskimäärin	8,5	0,87	5,66	1,26	3,3	3,57	214	1846	559	0,56	10,75	2293	176	5,55
Altaat, mediaani	6,8	0,90	5,64	0,88	3,1	3,04	220	1810	587	0,53	10,81	2078	181	3,61
Kaikki, keskimäärin	16,7	0,68	5,55	1,71	4,1	3,82	170	1656	399	0,64	8,77	1844	141	13,54
Kaikki, mediaani	12,3	0,67	5,54	1,63	3,8	2,58	149	1588	416	0,45	7,94	1587	121	9,34

4.3.2 Sedimentin tilavuuspaino

Kun yksittäisiä tilavuuspainoja ja humuspitoisuuksia verrataan keskenään, havaitaan, että mitä kevyempää maa on, sitä korkeampi on sen humusprosentti. Tutkittujen allasedimenttien keskimääräinen tilavuuspaino (0,87 kg/l) oli hieman alhaisempi kuin Mäkelä-Kurtto ym. (2002) on ilmoittanut peltoaineiston keskiarvoksi (0,95 kg/l). Järvisedimenttien keskimääräinen tilavuuspaino oli vielä alhaisempi (0,59 kg/l).

4.3.3 Sedimentin pH

Laskeutusaltaiden sedimenttien pH-arvojen keskiarvo oli 5,66. Se oli hieman korkeampi kuin järvien vastaava pH-arvo, 5,49 (Liite 2). Peltoviljelyn analyysitulokinnan mukaan sedimentit menevät useimmiten tyydyttävään luokkaan (Viljavuuspalvelu Oy 1998). Keskiarvot jäävät kuitenkin alle Suomen

peltojen keskiarvon, 5,76 (vrt. Mäkelä-Kurtto ym. 2002) ja pH:n suhteen vaativilla kasveilla kalkitus tulee sedimentinlisäyksen jälkeen tarpeelliseksi.

Kalkitusaineen valinta riippuu viljavuusanalyysin kalsiumin suhteesta magnesiumiin. Jos suhde on alle 8, on käytettävä kalkkikivijauhetta. Ainoastaan Kojjärven ja Laikkalammin sedimenteissä suhteet olivat yli kahdeksan eli useimmat sedimentit tulisi kalkita kalsiittikalkkia käyttäen.

4.3.4 Johtoluku

Sedimenttien johtoluku vaihteli melko laajasti, $0,57 - 4,8 \cdot 10^{-4} \text{Scm}^{-1}$. Korkein johtoluku löytyi Vallonjärven sedimentinäytteestä. On arvioitu, että Vallonjärven valuma-alueen kuormituksesta suurin osa on asumajätevesikuormitusta. Lisäksi todettiin, että peltokuormituksen lisäksi hevostarhat ovat suuria kuormittajia (Närvänen ym. 2003). Vaikka tässä tutkimuksessa mitattiin korkeampi johtolukutaso kuin Suomen peltomaissa keskimäärin, mitatut johtolukuarvot olivat kuitenkin selvästi alle arveluttavan korkeana pidetyn tason, joka on $10 (10^{-4} \text{Scm}^{-1})$.

4.3.5 Alkuaineet

4.3.5.1 Fosfori

Sedimenttien helppoliukoisen fosforin pitoisuus vaihteli laajasti, mutta oli yllättävän matalalla tasolla. Peräti neljä näytettä oli pitoisuuksiltaan niin matalalla tasolla, että määrittäminen alaraja (1 mg/l maata) alittui. Ainoastaan Laikkalammin sedimentin fosforipitoisuus, 25,54 mg/l maata, on korkeampi kuin Suomen peltojen keskiarvo (13,0 mg/l. Mäkelä-Kurtto ym. 2002). Sedimenttien viljavuusfosforit olisivat sopivan matalaa tasoa levitykseen pelloilla, joiden fosforin huuhtoutumista halutaan laskea. Tämän tutkimuksen korkeimmat lukemat tulivat ajoittain hapettomista järvisyvänteistä tai laskeutusaltaista, joiden valuma-alueilla on runsaasti peltoa. Lähipeltojen viljavuusfosforipitoisuuteen (9,7 mg/l, Jansson ym. 1999) verrattuna MTT:n 1-ojan laskeutusaltaan pitoisuus oli alhainen. Laajemmassa ojasedimenttiaineistossa (Jansson ym. 2000) viljavuusfosforipitoisuudet olivat korkeammalla tasolla (6 mg/l maata) verrattuna tähän aineistoon (3,82 mg/l maata).

Astiakasvien fosforipitoisuudet (Taulukko 13) kielivät alhaisesta kasvin fosforinsaannista (vrt. Sippola ym. 1978). Jos sedimenttimassoja viedään pelolle, niitä olisi tämän takia syytä lannoittaa fosforilla (Viljavuuspalvelu Oy 1998). Peltovuori (2002) esittää syvämuokkausta ratkaisuksi pienentää fosforikuormitusta runsaasti fosforia sisältävissä maissa. Verrattuna usein humusköyhään jankkoon sedimentin sekoittaminen pintamaahan lienee parempi vaihtoehto.

Taulukko 13. Järvi- ja laskeutusallasedimenttien astiakokeen ravinnepitoisuudet

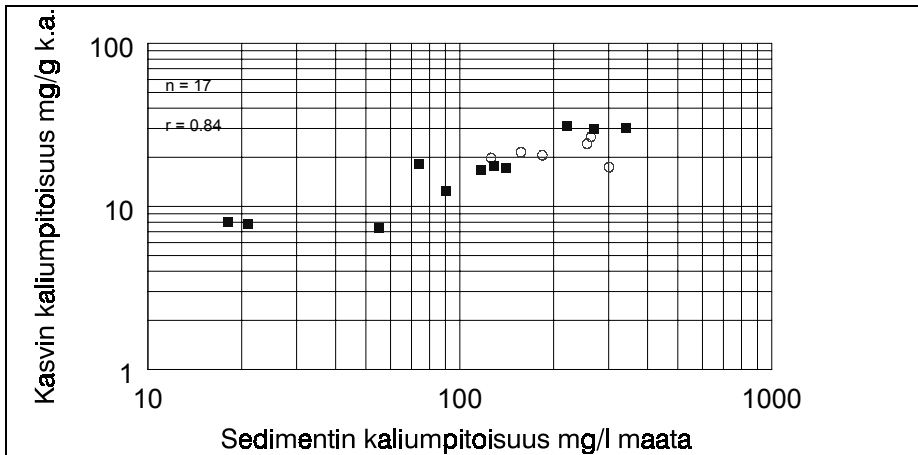
Nimi	Kuivasat 0 60 °C g	P g/kg	K g/kg	Ca g/kg	Mg g/kg	S g/kg	B mg/kg	Cu mg/kg	Mn mg/kg	Zn mg/kg
Koijärvi	0,82	0,93	7,40	8,80	2,19	4,45	14,00	3,23	280	37,66
Mustialan lammi										
Vallonjärvi	0,71	1,22	17,09	2,62	1,70	2,35	14,09	7,91	133	51,00
Kiipunjärvi 0-20 cm	0,61	2,27	30,98	6,13	3,34	3,26	9,24	10,31	187	35,09
Kiipunjärvi 70 -90 cm	0,52	1,15	12,51	1,35	1,25	1,52	6,54	4,84	76	31,91
Kattilalampi	0,24	1,31	7,96	8,74	2,18	4,16	19,60	5,40	283	43,91
Kuivajärvi	0,60	0,96	18,05	8,80	3,26	3,36	17,75	6,66	762	46,34
Pehkijärvi	0,55	1,47	7,80	6,14	2,29	2,95	13,05	6,81	352	43,23
Rehtijärvi	0,60	1,36	30,20	2,55	1,92	2,61	10,19	9,30	77	38,60
Mantereenjärvi	0,67	1,29	16,68	4,59	2,10	3,18	17,07	7,36	240	37,65
Mäyhäjärvi	0,52	1,06	17,73	1,84	1,41	3,10	12,04	8,12	237	85,41
Laikkalammi	0,80	3,01	29,94	2,37	1,29	3,08	17,37	8,59	173	48,06
Järvet keskimäärin	0,60	1,46	17,85	4,90	2,08	3,09	13,72	7,14	255	45,35
Järvet, mediaani	0,60	1,29	17,09	4,59	2,10	3,10	14,00	7,36	237	43,23
Mustialan allas	0,81	1,44	24,29	2,61	1,79	2,33	15,40	8,17	162	33,99
Lontilan yläpuolinen allas	0,65	1,08	20,67	4,35	2,56	2,35	8,09	5,38	194	22,54
Lontilan alapuolinen allas	0,77	1,32	19,83	2,04	1,33	1,63	5,10	6,68	340	26,22
Kiipunjärven allas	0,36	1,21	26,72	3,10	1,73	2,13	8,01	6,88	74	28,32
Sarkkila	0,44	1,88	21,56	2,96	1,98	2,94	11,47	8,29	190	38,01
1-ojan allas	0,82	1,01	17,46	1,36	1,06	1,24	5,57	5,28	117	20,00
Altaat, keskimäärin	0,64	1,32	21,76	2,74	1,74	2,10	8,94	6,78	180	28,18
Altaat, mediaani	0,71	1,27	21,12	2,79	1,76	2,23	8,05	6,78	176	27,27
Kaikki, kesimäärin	0,62	1,41	19,23	4,14	1,96	2,74	12,03	7,01	228	39,29
Kaikki, mediaani	0,61	1,29	18,05	2,96	1,92	2,94	12,04	6,88	190	37,66

4.3.5.2 Kalium

Sedimenttien kaliumpitoisuus vaihteli välillä 18-341 mg/l maata keskiarvon ollessa 170 mg/l maata. Vaikka keskiarvo on paljon korkeampi kuin Mäkelä-Kurton ym. (2002) ilmoittama peltojen keskiarvo, on astiakokeen perusteella havaittavissa, että sedimentin ja kasvin kaliumpitoisuuden välillä on selkeä vuorovaikutus (Kuva 25). Tämä viittaa siihen että sedimentin käyttö järven tai laskeutusaltaan yläpuolisen valuma-alueen pelloilla ei olennaisesti muuta pellon lannoitussuosituksia, sillä esimerkiksi Rehtijärven 1-ojan ja järven sedimentit ovat yhtä kaliumrikkaita kuin valuma-alueen pellot.

4.3.5.3 Kalsium

Sedimenttien kalsiumpitoisuus vaihteli välillä 533 – 2707 mg/l sedimenttiä keskiarvon ollessa 1656 mg/l sedimenttiä. Tämä on jopa korkeampi kuin Mäkelä-Kurton ym. (2002) ilmoittama Suomen peltojen keskiarvo. Alhaisin kalsiumpitoisuus oli Kattilalammen 533 mg/l maata.



Kuva 25. Kasvin kaliumin riippuvuus sedimentin viljavuusuuttoisesta kaliumista

4.3.5.4 *Magnesium*

Sedimenttien magnesiumpitoisuudet vaihtelivat välillä 57 – 747 mg/l maata. Sedimenttien keskiarvoksi muodostui 399 mg/l maata, joka on melkein kaksinkertainen verrattuna peltojen keskiarvoon (Mäkelä-Kurtto ym. 2002).

4.3.5.5 *Rauta*

Sedimenttien uuttuvat rautapitoisuudet vaihtelivat välillä 719 - 3390 mg/l maata ja keskiarvo oli Suomen peltojen keskiarvoon verrattuna yli kaksinkertainen (vrt. Mäkelä-Kurtto ym. 2002). Raudan puute on Suomen peltoviljelyssä hyvin harvinaista ja pitoisuutta yli 1500 mg/l maata pidetään korkeina (Viljavuuspalvelu Oy, 1998).

4.3.5.6 *Rikki*

Astiakasvien rikin keskiarvo oli 2,74 mg/g k.a. Tämä on hieman matalampi kuin Janssonin (1995) ilmoittama Suomen keskipitoisuus (3,22 g/ kg k.a). Kiipunjärvestä otettiin sedimenttiä kahdesta ei kerroksesta. Pintakerroksen sedimentissä kasvatetussa vehnässä oli yli kaksi kertaa niin paljon rikkiä kuin syvemmissä kerroksissa kasvatetussa vehnässä (Liite 2). Tähän voi olla selityksenä viime vuosikymmenten suurempi rikin kertyminen sekä lannoitteista että ilmalaskeutumana. Koijärven sedimentissä kasvatettu vehnä oli rikkipitoisuudeltaan tämän tutkimuksen korkein. Tämän tutkimuksen valossa olisi aina selvitettävä sedimentin rikkipitoisuus viljavuustutkimuksen yhteydessä, koska astiakoevehnän rikkipitoisuus monessa tapauksessa jäi huomattavan alhaiseksi (vrt. Jansson 1995) ja rikkilannoitus saattaisi usein olla tarpeen pellolla ruoppausmassojen lisäyksen jälkeen.

4.3.5.7 Boori

Suomessa on järjestelmällisesti hoidettu kasvien boorintarvetta lisäämällä sitä NPK-lannoitteisiin. Tässä tutkimuksessa sedimentin vesiuuttoiset määrät vaihtelivat laajasti. Kattilalammen sedimentin pitoisuus (0,16 mg/l) on peltoviljelyluokituksessa (Viljavuuspalvelu Oy 1998) "huono". Laikkalammin sedimentissä oli booria 2,61 mg/l sedimenttiä, joka viljavuusluokituksen mukaan on arveluttavan korkea pitoisuus. Sedimenttien booripitoisuus lienee hyvä valuma-alueen maanperän booritason kuvaaja. Siitä on esimerkkinä Kiipunjärven pintasedimentin booripitoisuus, joka nykyään on kaksinkertainen verrattuna sedimentin booripitoisuuteen ennen boorilannoitusta.

4.3.5.8 Kupari

Uuttuvan kuparin määrä vaihteli tutkituissa sedimentinäytteissä 1,54 - 16,12 mg/l ja keskiarvo oli 8,77 mg/l. Verrattuna Mäkelä-Kurto ym. (2002) tekemään tutkimukseen Suomen pelloista (4,50 mg/l) määrä on melkein kaksinkertainen. Kasvin kasvua haittaava kuparin puute on kuitenkin mahdollinen sedimenttejä käytettäessä. mutta ainoastaan järvisedimenttien joukossa oli niin alhaisia pitoisuuksia, joilla kuparilannoitusta suositellaan peltoviljelyssä (Viljavuuspalvelu Oy 1998).

4.3.5.9 Mangaani

Sedimenttien mangaanipitoisuus vaihteli välillä 33-374mg/l ja keskiarvo (141 mg /l) oli paljon korkeampi kuin Mäkelä-Kurton ym. (2002) Suomen pelloista ilmoittama keskiarvo (58 mg/l). Mangaanipitoisuudet sedimenttien astiakokeesta osoittivat myös korkeata tasoa verrattuna vastaavaan peltomaiden astiakokeeseen. Sedimenttien astiakokeessa kasvien mangaanipitoisuus oli keskimäärin 228 mg/l, kun peltomaiden keskimääräinen pitoisuus oli 107 mg/l (Sillanpää 1982).

4.3.5.10 Sinkki

Sedimentinäytteiden sinkkipitoisuus vaihteli välillä 2,25 - 66,53 mg/l maata ja keskiarvo oli 13,54 mg/l maata, mikä on huomattavasti korkeampi kuin Suomen peltojen keskiarvo (4,28 mg/l). Sinkkipitoisuudet olivat erityisen korkeita joissakin järvisedimenteissä. Aineiston suurin sinkkipitoisuus, 66,53 (Laikkalammi), oli suurempi kuin paljon laajemman peltoaineiston maksimipitoisuus (Mäkelä-Kurto ym. 2002).

5 Mallinnustulosten esittäminen ArcIMS-karttapalveluna

5.1 Johdanto

Internet-pohjainen karttapalvelu antaa mahdollisuuden paikkatietoaineiston tarkasteluun ja analysointiin verkkoympäristössä. Käyttäjä voi valita karttapalvelusta aineiston, joka avautuu näytölle. Tuotua aineistoa voidaan käsitellä yleisimpien paikkatietosovellusten tapaan erilaisten työkalujen avulla. Viime aikoina nopeasti yleistyneet internet-karttapalvelut ovat erittäin käyttökelpoinen tapa tuoda paikkatietoaineistoa laajan käyttäjäkunnan ulottuville. Etuna on myös se, että karttapalvelun käyttäjän ei tarvitse asentaa koneelleen mitään paikkatieto-ohjelmistoja.

Tässä osiossa tarkoituksena oli toteuttaa tutkimushankkeelle internet-pohjainen karttapalvelu, jonka avulla valuma-aluemallin tuloksia esitetään verkkoympäristössä. SWAT-mallista saadaan tuloksena runsaasti pienvaluma-aluekohtaista tietoa ja sitä on tarkoituksenmukaisinta tarkastella ja analysoida paikkatieto-ohjelmiston avulla, koska tieto on paikkaan sidottua. Mallin antamien tulosten arviointi on vaivattomampaa, kun tietoa voidaan analysoida erilaisiin ominaisuustietoihin perustuen ja haluttuihin luokkiin jaoteltuna. Lisäksi valuma-alueelta tulevan kuormituksen ja vastaanottavan vesistön prosessien välinen yhteys nähdään karttapalvelun avulla havainnollisesti. Karttapalvelun toteutukseen käytettiin Esri:n ArcIMS 4.0 -ohjelmistoa.

5.2 Karttapalvelun suunnittelu ja tekninen toteutus

5.2.1 Suunnittelu

Karttapalvelua suunniteltaessa on otettava huomioon monenlaisia seikkoja. Aluksi on mietittävä, kenelle palvelu on suunnattu, mitä aineistoja siinä halutaan näyttää ja tuleeko karttapalvelu internetiin vai ainoastaan yrityksen sisäiseen käyttöön esim. intranettiin. Käyttäjäkunta voi myös pitkälti määrätä, millaisia toimintoja karttapalveluun kannattaa liittää. Monimutkaisia tietokantakyselyjä ei esimerkiksi kannata liittää karttapalveluun, jos käyttäjäkunta ei osaa niitä käyttää. Jos oletettava käyttäjäkunta on laaja, kannattaa keskittyä palvelun keveyteen ja yksinkertaiseen toimintaan. Käytettävien paikkatietoaineistojen osalta tulee miettiä, mistä eri lähteistä aineistot kerätään, käyttäkö palvelu rasteri- vai vektorimuotoista tietoa ja täytyykö aineistoja keräämisen jälkeen muuntaa formaatista toiseen. Myös muiden aineistojen, kuten kuvien, tekstin ym. tarve kartoitetaan. Kun käyttäjäkunta ja aineistojen laatu ja määrä on selvitetty, pitää miettiä, mitä työkaluja ja ominaisuuksia kartta-

palvelu-pohjaan tarvitaan perustoimintojen lisäksi. Nämä erikoistoinnot pitää ohjelmoida erikseen.

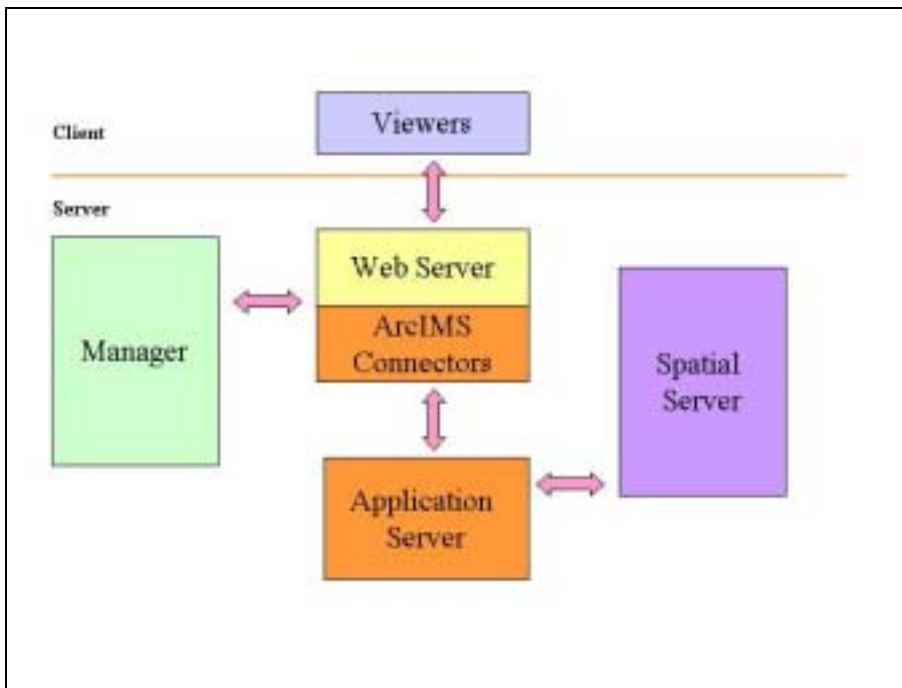
5.2.2 ArcIMS

ArcIMS (Arc Internet Map Server) on Esri:n karttapalvelujen toteuttamiseen tarkoitettu ohjelmisto, joka mahdollistaa paikkatietoaineistojen jakelun ja esittämisen verkkoympäristössä. Kun paikkatietoaineistoja pääsee tavallisesti tarkastelemaan vain rajoitettu joukko käyttäjiä, joiden työasemille paikkatietosovelluksia on asennettu, karttapalvelun avulla voidaan vähemmällä resursseilla saada paikkatietoaineistot verkkoympäristöön, laajemman käyttäjäkunnan tarkasteltaviksi ja käytettäviksi. Kartat ovat interaktiivisia, eli käyttäjä pystyy kullekin karttapalvelulle määritetystä toiminnallisuudesta riippuen mm. liikkumaan kartta-alueella, kohdentamaan näkymän haluamaansa paikkaan ja poistamaan karttatasoja näkyvistä. (Environmental Systems Research Institute 2002b.)

ArcIMS-kokonaisuus koostuu palvelin- (server) ja käyttäjäpuolen (client) komponenteista (Kuva 26). Käyttäjäpuolelta lähetetään pyyntö verkkopalvelimelle (Web Server), joka ohjaa sen "välityskaapelin" (Connector) kautta Application Serverille ja edelleen Spatial Serverille. Application Serverin tehtävänä on ohjata pyyntö oikealle Spatial Serverille, joka prosessoi kaikki paikkatietoihin liittyvät operaatiot. Connectoreita on neljää tyyppiä (Servlet Connector, ColdFusion Connector, ActiveX Connector, Java Connector). Connector määriytyy sen perusteella, mitä ohjelmointikieltä palvelun ohjelmointiin halutaan käyttää. Kyselyn tulos palaa samaa reittiä takaisin käyttäjäpuolelle. Kaikki käyttäjäpuolen kyselyt ja tiedot esitetään käyttöliittymässä. Lisäksi ArcIMS vaatii toimiakseen palvelinsovelmamoottorin (Servlet Engine) ja loppukäyttäjä tarvitsee palvelujen käyttämiseen internet-selaimen. (Environmental Systems Research Institute 2002b.)

Käyttäjäpuolelle voidaan valita joko HTML- tai Java-pohjainen käyttöliittymä (HTML Viewer tai Java Viewer), jolla loppukäyttäjä käyttää karttapalvelua. Java Viewer -käyttöliittymistä on olemassa kaksi erilaista versiota: räätälöitävä ja ei-räätälöitävä. Liikenne Clientin ja Application Serverin välillä käydään ArcXML-kielellä, joka on ESRI:n oma mukaelma XML-merkintäkielestä. (Environmental Systems Research Institute 2002b.)

Manager-kokonaisuudella (sisältää Author-, Designer- ja Administrator-sovellukset) perustetaan karttapalvelu ja hallinnoidaan sitä. (Environmental Systems Research Institute 2002b.) Karttapalvelun perustamisesta kerrotaan tarkemmin seuraavassa kappaleessa.



Kuva 26. ArcIMS-arkkitehtuuri

5.2.3 Karttapalvelun rakentaminen ArcIMS:llä

ArcIMS Manager koostuu kolmesta eri osasta, joilla karttapalvelu toteutetaan: Author, Designer, ja Administrator. Näiden osien avulla luodaan karttapalvelu, lisätään aineistot, otetaan käyttöön halutut työkalut ja luodaan karttapalvelun toimintaan tarvittavat HTML- ja JavaScript-tiedostot. Author, Designer ja Administrator ovat helppokäyttöisiä, ns. velho-toiminnolla (Wizard) ohjattuja sovelluksia. (Environmental Systems Research Institute 2002b.)

5.2.3.1 Author

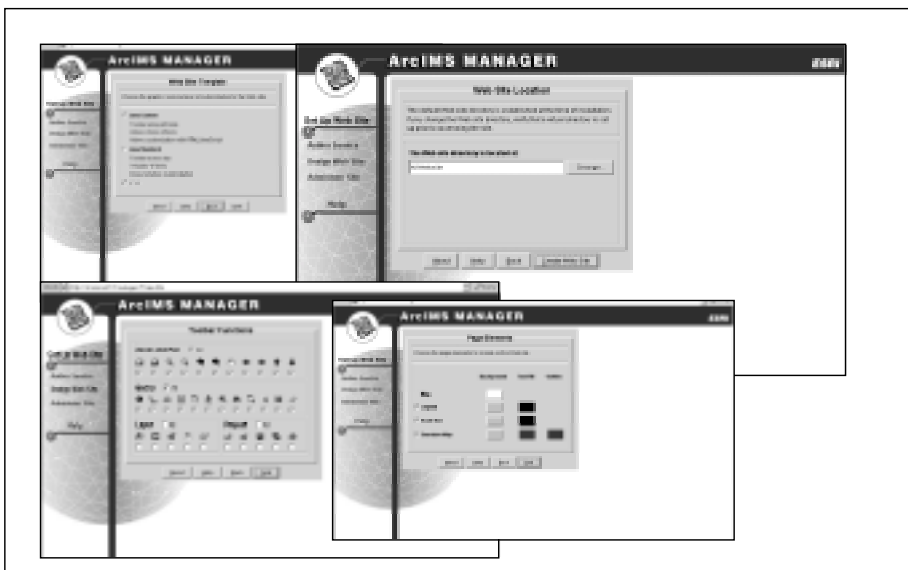
Authorissa luodaan perusta karttapalvelulle. Sen avulla kerätään palvelussa tarvittavat kartta-aineistot eri lähteistä. Lisäksi Authorissa määritellään näkyyshdot eli tehdään esim. aineistojen luokittelu attribuuttitietoihin perustuen (kuva 27). Kuva 28 havainnollistaa kartta-aineiston lisäämistä palveluun palvelimelta. Authorin tiedot tallennetaan ArcXML- kuvaustiedostoon (*.axl). Axl-kuvaustiedosto sisältää tiedot karttapalvelun sisällöstä ja symboliikasta. (Environmental Systems Research Institute 2002b.)



Kuva 27. Aineiston luokittelu ominaisuustietojen perusteella Authorissa.



Kuva 28. Shapefile-tiedoston lisääminen karttapalveluun.



Kuva 29. Karttakäyttöliittymän toiminnallisuus määritellään Designerissä.

5.2.3.2 Designer

Designerillä luodaan käyttöliittymä ja lisätään toiminnot, joilla käyttäjä pääsee vuorovaikutukseen kartan kanssa. Designerissa määritellään karttakäyttöliittymän toiminnallisuus (Kuva 29), kuten käyttöliittymän kehykset, työkalut ym. Lisäksi Designerissä määritellään, halutaanko luoda HTML Viewer- vai Java Viewer-käyttöliittymä (ei-räätälöitävä/räätälöitävä). (Environmental Systems Research Institute 2002b.)

5.2.3.3 Administrator

Administratorin avulla hallitaan ja ylläpidetään karttapalvelujen toimintaa, kuten niiden käynnistämistä ja pysäyttämistä. (Environmental Systems Research Institute 2002b.)

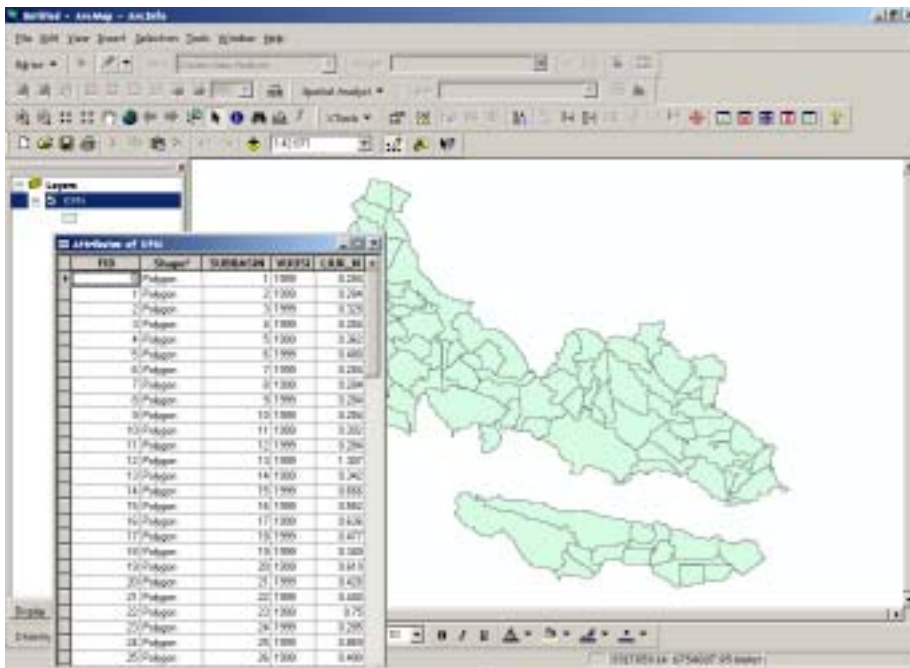
5.3 Räätälöity käyttöliittymä

Perustoiminnot eivät aina riitä, kun halutaan luoda omia toimintoja ja palveluja karttapalveluun eli tehdä ns. räätälöity käyttöliittymä. ArcIMS-käyttöliittymää on mahdollista muokata halutunlaiseksi monilla eri kehitysympäristöillä. Tässä työssä lisätyökalut ohjelmoitiin JavaScript:llä ja HTML:llä. Lisäksi hyödynnettiin Java Viewer Object Model:n tarjoamia, ArcIMS:n mukana tulevia valmiita funktioita.

5.3.1 Karttapalvelun rakentaminen

Karttapalvelun rakentaminen aloitettiin luomalla Java Custom Viewer - pohjainen peruskäyttöliittymä. Nimenomaan Custom-tyyppisestä peruskäyttöliittymästä voidaan muokata räätälöity käyttöliittymä käyttäen Java Viewer -oliomallia. Perusliittymään valittiin halutut karttatasot (valuma-alueet ja järvet) väriyksineen Authorissa sekä tarpeelliseksi todetut karttatyökalut ja sopivat mittayksiköt Designerissä. Karttapalvelun räätälöidyt osiot ohjelmoitiin Java Script:llä, HTML:llä ja Java Viewer Object Modelin tarjoamilla valmiilla funktioilla.

Seuraava työvaihe oli tarvittavan karttamateriaalin kerääminen ja muokkaaminen sovelluksen käyttämään muotoon. SWAT-mallilla oli laskettu tulokset kullekin projektin esimerkkivaluma-alueelle - joista kukin koostuu useista kymmenistä mallin määrittämistä pienvaluma-alueista - vuosittain ja jokaiselle tarkasteltavalle ominaisuudelle, joita olivat pintavalunta, kokonaisvalunta, eroosio, partikkeleihin sitoutunut typpi, liukoinen typpi, partikkeleihin sitoutunut fosfori ja liukoinen fosfori. Jokaisesta vaihtoehdosta tehtiin oma shapefile-muotoinen tiedosto, joka nimettiin valinta-arvojen mukaan, esim. 9KLP (9 = vuosi 1999, K= Kaukjärvi ja LP = liukoinen fosfori). Karttojen attribuuttitietoina olivat ominaisuuksien arvot. (Kuva 30). Järviveden arvot - liuennut fosfori, liuennut typpi, kokonaislevämäärä sekä sinilevien osuus kokonaislevämäärästä - oli mallinnettu PROTECH-mallilla ja niiden arvot liitettiin kunkin järvitason attribuuttitiedostoon.



Kuva 30. Jokaisella shape-tiedostolla on attribuuttitietonaan mallinnetun ominaisuuden arvot, tässä esimerkissä Kaukjärven alueella liukoinen tyyppi.

Sovelluksessa tarvittavat valintalomakkeet koodattiin HTML:llä ja JavaScript:illä. Tarkoituksena on antaa käyttäjän valita lomakkeesta haluamansa valuma-alue, vuosi ja se ominaisuus, mitä halutaan tarkastella. Tuo valinta -painike tuo käyttäjän valitseman aineiston karttapalveluun, luokittelee sen ja kohdistaa näkymän sen kattamalle alueelle. Karttatason tuomiseen käytettiin Java Viewer Object Modelin mukaisia käskyjä kuten karttatason kohdennus (ZoomToSelectedLayer).

Käyttöliittymään lisättiin kaksi uutta työkalua: Lisätietoja-painike ja Poista taso -painike. Tietoikkunan lisäys toteutettiin lisäämällä työkalu, joka avaa uuden selainikkunan sovellukseen. Ikkunassa on tietoa valuma-alueiden ominaisuuksista. Toisella lisätyllä työkalulla, Poista taso- painikkeella voidaan poistaa karttataso. Poistettava taso aktivoidaan tasokehyksessä ja painetaan Poista taso –työkalua, jolloin karttapalvelu poistaa kyseisen tason.

Karttaliittymän ulkoasua muokattiin myös värityksellä ja muuttamalla kehysten kokoa sekä poistamalla yleisnäkömähkehys (overview frame) kokonaan, koska se koettiin tarpeettomaksi.

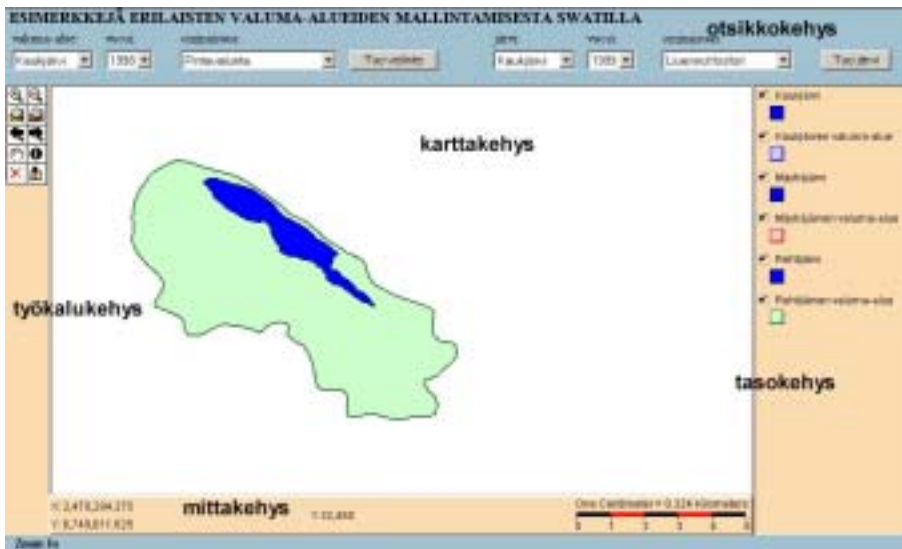
5.3.2 Karttapalvelun esittely

Valmis karttapalvelu toimii internetin selainympäristössä vain Microsoftin Internet Explorer 4.X (tai uudempi) -selaimella osoitteessa: <http://kronos.mtt.fi/website/mallinnus>. Internet-selaimen lisäksi sovelluksen käyttö vaatii kahden lisäosan, Java ajoympäristön ja Java Viewerin asentamista omalle koneelle. Karttapalvelun sivulle kirjoittauduttaessa ohjelmisto ohjaa käyttäjän automaattisesti ohjattuun asennukseen, mikäli näitä lisäosia ei valmiiksi löydy koneelta. Lisäosien asennuksen ja internet-selaimen uudelleenavaamisen jälkeen karttapalvelu avautuu selaimeen ja on käytettävissä.

Loppukäyttäjän karttasovellus koostuu kehyksistä (Kuva 31), joita ovat otsikkokehys (title frame, sisältää karttapalvelun otsikon ja käyttäjälle suunnatut valintalomakkeet), työkalukehys (toolbar frame), karttatasot sisältävä tasokehys (legend frame) ja mittakehys (scalebar frame) sekä keskellä karttakehys (map frame), johon kaikki karttainformaatio piirtyy. (Environmental Systems Research Institute 2002a.)

Avattaessa sovellus karttakehys on kohdennettuna tiettyyn valuma-alueeseen ja järveen ja tasokehyksessä näkyy, mitä karttatasoja sovelluksessa on valmiina. Sovellukseen on sisällytetty Mäyhjärvi ja Kaukjärvi valuma-alueineen. Karttatasoja saa pois näkyvistä ja takaisin näkyviin klikkaamalla karttatason nimen vasemmalla puolella olevan rastin pois/päälle tasokehyksessä. Suorittaessa tietyille karttatasolle kohdistuvia toimintoja taso aktivoidaan klikkaamalla sen nimeä tasokehyksessä.

Käyttöliittymä tarjoaa loppukäyttäjälle kymmenen erilaista työkalua ja ne on esitelty seuraavassa luvussa. Työkalujen avulla voidaan esimerkiksi liikkua kartalla ja tarkastella kohteitten ominaisuustietoja. Mittakehyksessä näkyy mittakaavajana, mittakaava ja peruskoordinaatiston 2. kaistan koordinaatit. Otsikkokehyksessä olevien lomakkeiden avulla voidaan tehdä kohdealueen valinta. Ylimmässä otsikkokehyksessä on kaksi kolmen alasettovalikon lomaketta, joista voidaan valita tarkasteltava alue. Vasemmanpuoleisessa lomakkeessa valitaan valuma-aluemallinnuksessa tuotettu karttamateriaali valitsemalla haluttu valuma-alue, vuosi ja ominaisuus. Oikeanpuoleinen lomake taas viittaa järvimallinnukseen ja siitä voidaan samoin valita haluttu järvi, vuosi ja tarkasteltava ominaisuus. Kun on valittu valuma-aluekohtaiset kriteerit, painetaan Tuo valinta -painiketta, jolloin käyttöliittymä lataa karttakehykseen valitun materiaalin kohdennettuna ja tasokehykseen ilmestyy haluttu karttataso otsikko ja valmis luokittelu selityksineen. Samoin voidaan toimia myös haluttaessa tarkastella järvimallinnuksia.



Kuva 31. Karttapalvelun alkunäkymä ja kehykset.

5.3.3 Työkalut

Karttasovellukseen otettiin mukaan tässä palvelussa tarvittavat oleellimmat, yleisimmissä paikkatietosovelluksissakin esiintyvät työkalut.

Kohdenna ja loitonna- työkalut

Näitä työkaluja käytetään kohdentamaan/loitontamaan näkymää. Klikattaessa ensin työkalua ja sitten kohdetta karttakehyksessä sovellus kohdentaa/loitontaa. Näkymä voidaan kohdentaa tietynkokoiselle alueelle myös rajaamalla alue hiiren vasen näppäin alas painettuna.

Kohdennustyökalut

Kohdenna koko karttapalvelun kattamalle alueelle -toiminnon (vasemmanpuoleinen kuvake) toteuttamisen jälkeen karttakehyksessä ei välttämättä näy kuin pienet pisteet tasoista, koska tasoja saattaa olla laajalta maantieteelliseltä alueelta. Tässä sovelluksessa tasoja on Tammelasta, Forssasta ja Vesilahdelta.

Kohdenna valittuun -toiminto (oikeanpuoleinen kuvake) kohdentaa näkymän sen tason kattamalle alueelle, joka on tasokehyksestä asetettu aktiiviseksi. Eli valittaessa esim. taso ”Kaukjärvi” karttakehykseen tulee näkyviin Kaukjärvi-taso kokonaisuudessaan.

Takaisin- ja eteenpäin siirtyminen

Näillä työkaluilla siirrytään edelliseen näkymään tai takaisin ”seuraavaan” näkymään.

Liikuttelu

Työkalun valitsemisen jälkeen voidaan hiiren vasen nappi alas painettuna siirtyä karttanäkymässä haluttuun paikkaan. Mittakaava pysyy liikuttelun ajan muuttumattomana.

Info-työkalu

Taso, jonka ominaisuustietoja halutaan tarkastella, täytyy olla valittuna tasot-kehuksesta. Sen jälkeen painetaan info-työkalua ja karttakohdetta, jolloin kohteeseen liittyvät attribuuttitiedot tulevat näkyviin.

Lisäksi lisättiin kaksi omaa työkalua:

Poista taso -työkalu

Työkalulla voidaan poistaa sovelluksesta mikä tahansa tasokehyksessä oleva taso. Taso aktivoidaan klikkaamalla ja poistetaan painamalla Poista taso -työkalua. Jos mitään tasoa ei ole valittuna, ohjelma ilmoittaa “Ei tasoa valittuna?”. Esim. jos halutaan lisätä samalta valuma-alueelta useampia karttoja, edellinen kartta kannattaa poistaa ennen seuraavan lisäämistä. Muuten kartta-palvelu ei automaattisesti kohdenna eikä tee uutta karttaa näkyväksi, vaan se pitää itse käydä rastittamassa näkyviin.

Tietoikkuna-työkalu

Tietoikkunasta saa tietoa hankkeen esimerkkivaluma-alueista. Avautuvasta ikkunasta löytyy tietoja mm. valuma-alueen ja järven koosta sekä peltoalueista.

5.4 Johtopäätökset

Luonnonvara-alalla digitaaliset paikkatietoaineistot ovat monipuolisesti käytössä ja ongelmana onkin ollut, miten saada tätä arvokasta materiaalia yleiseen käyttöön. Usein aineistot ovat jääneet vain suunnittelijoiden ja tutkijoiden työasemille, ilman että niitä olisi tehokkaasti hyödynnetty tiedonjakelussa. Yksinkertaisimmin aineistot voi esittää paperimuotoisella kartalla, mutta sillä saa usein levitettyä tietoa hyvin suppeasti ja vain muutama ominaisuustieto kerrallaan. Paikkatieto-ohjelmistoissa aineistoja voi olla tasoina päällekkäin lukematon määrä, ja sieltä voidaan vaivattomasti katsoa kulloinkin tarvittavaa tietoa. Eri lähteistä peräisin olevaa materiaalia voidaan yhdistää ja käyttää tehokkaasti.

ArcIMS-ohjelmisto soveltuu monenlaisiin käyttötarkoituksiin. Kyselytoiminnot, kartalle tehtävät kommentit (map notes), välimatkojen mittaaminen ja käyttäjäpuolen datan lisääminen ovat kaikki helposti toteutettavissa ja mahdollistavat monipuolisten karttasivujen toteuttamisen. Ohjelmoinnin avulla sivuille voidaan lisätä myös teksti-ikkunoita, kuvamateriaalia ja muita net-

tisivuilla yleisesti esiintyviä toimintoja. Tämän tutkimusprojektin tulosten esittämiseen IMS-karttapalvelu sopi hyvin, koska hankkeen tuottamaa informaatiota olisi ollut hankalaa ja mahdotontakin esittää paperimuotoisena, ainakaan nykyisessä laajuudessaan suhteellisen suuren digitaalisen aineistomäärän takia. Myös loppukäyttäjän on helppo päästä tarkastelemaan aineistoja nyt, kun materiaali on internetissä.

6 Kirjallisuus

Alakukku, L. 1997. Long-term soil compaction due to high axle load traffic. 55 s. + 71s. Academic dissertation. ISBN 951-729-485-9.

Andersson, S. & Wiklert, P. 1972. Markfysikaliska undersökningar i odlad jord. Grundförbättring 25: 53-143.

Drebs, A., Nordlund, A., Karlsson, P., Helminen, J. & Rissanen, P. (toim.) 2002. Tilastoja Suomen ilmastosta 1971-2000, Climatological statistics of Finland 1971-2000. Ilmastotilastoja Suomesta no 2002:1. Helsinki: Ilmatieteen laitos. 99 s.

Erviö, R. 1965. Valkeakoski – Leteensuu. Agrogeologisia karttoja 21. Maatalouden tutkimuskeskuksen aikakauskirja. 4/1. 22 s. + 34 liites.

Environmental Systems Research Institute (ESRI) 2002a. Customizing ArcIMS – Java Viewer. CD-ROM. 329 s.

Environmental Systems Research Institute (ESRI) 2002b. Using ArcIMS – ArcIMS 4. Redlands: ESRI. 198 s. ISBN 158948042-2.

2000/60/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi yhteisön vesipolitiikan puitteista. Saatavissa internetistä:
http://europa.eu.int/eurllex/pri/fi/oj/dat/2000/l_327/l_32720001222fi00010072.pdf Viitattu 27.10.2003

Ferin-Westerholm, P. (toim.) 1994. Ympäristön tila Pohjois-Pohjanmaalla ja Kainuussa. Vesi- ja ympäristöhallitus, Ympäristötietokeskus. Painatuskeskus, Helsinki.

Hakala, I., Huitu, E., Mäkelä, S. & Arvola, L. 2002: Impacts of land-use on concentrations of nutrients in runoffs: Preliminary results in small catchment areas. Archiv für Hydrobiologie, Supplementband 141/3: 285-303.

Halonen, A. & Heikkinen, K. 1997. Siuruanjoki kuntoon yhteistyöhanke. Kuormitus selvitys ja toimintaohjelma. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 47 s.

Heinimaa, S., Kähkönen, P., Heikkinen, K. & Ylitolonen, A. 1998. Virtaavien vesien tila soiden käyttöä ohjaavana tekijänä Pohjois-Pohjanmaalla. Alu-

- eelliset ympäristöjulkaisut 99. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Oulu, 1-82.
- Heinonen, R., Hartikainen, H., Aura, E., Jaakkola, A. & Kemppainen, E. 1992. Maa, viljely ja ympäristö. Porvoo: WSOY. 334 s. ISBN 951-0-17090-9.
- Helminen, J., Nordlund, A. & Karlsson, P. (toim.) 2002. Ilmastokatsaukset 12/2001- 11/2002. Helsinki: Ilmatieteen laitos. 12 s. ISSN 1239-0291.
- Horppila, J., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Karppinen, C., Nyberg, K. & Olin, M. 2000. Seasonal changes in the diets and relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagic zones of a large lake. *Journal of Fish Biology* 56: 51-72.
- Jansson, H. 1995. Status of Sulphur in Soils and Plants of Thirty Countries. *World soil resources reports* 79. Rooma: FAO. 101 s.
- Jansson, H., Mäntylähti, V., Närvänen, A. & Uusitalo, R. 2000. Phosphorus content of ditch sediments as indicator of critical source areas (Research Note). *Agricultural and food science in Finland* 9: 217-222. Saatavissa myös internetistä: http://www.mtt.fi/afsf/pdftu/afsf9_217.pdf Verkkójulkaisu päivitetty 22.11.2001. Viitattu 29.10.2003.
- Jansson, H., Närvänen, A. & Rantala, P. 1999. Viljavuusfosforin muutokset Rehtijärven valuma-alueella. *Koetoiminta ja käytäntö* 6: 3.
- Kortelainen, P., Saukkonen, S. & Mattsson, T. 1997. Leaching of nitrogen from forested catchments in Finland. *Global Biogeochemical Cycles* 11: 627-638.
- Kujala-Räty, K & Santala, E. 2001. Haja-asutuksen jätevesien käsittelyn tehostaminen. Hajasampo-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 491. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 183 s. + 126 liites. ISBN 952-11-0918-1.
- Lakanen, E. & Erviö R. 1971. A comparison of extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agriculturae Fenniae* 123: 223-232.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2000. Maatalouden ympäristötuki 2000 – 2006. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 28 s. Saatavissa myös internetistä: http://www.mmm.fi/tuet/ohjeet_oppaat_tiedonannot/oppaat/ymparisto/maatalouden_ymparistotukioppaat/perustu~.pdf Viitattu 28.10.2003.
- Maarakennusalan tutkimus- ja suunnitteluohjeita. Osa I. 1971. Helsinki: Valtion painatuskeskus. 328 s.
- Maatilatilastollinen vuosikirja 2002. 2002. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. 266 s. ISSN 1456-8268.

- MTT 1986. Methods of soil and plant analysis. Jokioinen: Agricultural Research Centre, department of Soil Science. 45 s.
- Mäkelä-Kurtto, R., Sippola, J. & Grek, K. 2002. Peltomaiden viljavuus ja heppoliukoiset raskasmetallit. Teoksessa: Uusitalo, R. (toim.) & Salo, R. (toim.). Tutkittu maa - turvalliset elintarvikkeet. Viljavuustutkimus 50 vuotta -juhlaseminaari, Jokioinen 24.9.2002. Maa- ja elintarviketalous 13. Jokioinen: MTT, ss. 30-46. Saatavissa myös internetistä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met13.pdf> Verkkojulkaisu päivitetty 24.9.2002. Viitattu 29.10.2003.
- Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, J. & Williams, J. 2001a. Soil and water assessment tool. User's manual. Version 2000. Texas: Agricultural research service. 340 s.
- Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, J. & Williams, J. 2001b. Soil and water assessment tool. Theoretical documentation. Version 2000. Texas: Agricultural research service. 506 s.
- Närvänen, A., Purunummi, N. & Jansson, H. 2003. Vesistökuormituskartoitus Etelä-Pirkanmaan alueella. MTT:n selvityksiä 41. 28 s. Saatavissa myös internetistä: <http://www.mtt.fi/mmts/pdf/mmts41.pdf> Verkkojulkaisu päivitetty 27.8.2003. Viitattu 29.10.2003.
- Olin, M. & Rask, M. (toim.) 2000. Tuusulanjärven ja Rusutjärven ravintoketjukurin kunnostuksen kalantutkimuksia vuosina 1996-1999. Kala- ja riistaraportteja 184. Helsinki: Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 74 s.
- Olin, M., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Villa, L., Savola, P., Sammalkorpi, I. & Poinonen, K. 1998: Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset, vuosiraportti 1997. Kala- ja riistaraportteja 123. Helsinki: Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 99 s.
- Olin, M. & Ruuhijärvi, J. (toim.) 2002. Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset, vuosiraportti 2001. Kala- ja riistaraportteja 262. Helsinki: Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 136 s.
- Peltovuori, T. 2002. Phosphorus extractability in surface soil samples as affected by mixing with subsoil. Agricultural and food science in Finland. Vol. 11, pp. 371-379. Saatavana myös internetistä osoitteessa http://www.mtt.fi/afsf/pdftu/afsf11_371.pdf Verkkojulkaisu päivitetty 19.3.2003. Viitattu 29.10.2003.
- Raitaniemi, J., Nyberg, K. & Torvi, I. 2000. Kalojen iän ja kasvun määrittäminen. Helsinki: Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 232 s. ISBN 951-776-296-8.
- Rekolainen, S. 1993. Assessment and mitigation of agricultural water pollution. Helsinki: National board of waters and the environment. 34 s. ISBN 951-47-8146-5.

- Reynolds, C.S., Irish, A.E. & Elliott, J.A. 2001. The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change (PROTECH). *Ecological modeling* 140: 271-291.
- Ruuhijärvi, J. 2002. Vesijärven kalataloudellinen tarkkailu vuodelta 2001. Evo: Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evon kalantutkimusasema. *Moniste*, 16 s.
- Ruuhijärvi, J., Olin, M. & Keskitalo, J. 2001. Satoja kiloja saalista hehtaarilta – vähenivätkö sinilevät. Teoksessa: Kalat ja ympäristö. Kalantutkimuspäivät 2001. Kala- ja riistaraportteja 236. Helsinki: Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, ss. 19-22.
- Sillanpää, M. 1982. Micronutrients and the nutrient status of soils: a global study. *FAO Soils Bulletin* 48. Rooma: FAO. 444 s.
- Sippola, J., Ylärinta, T. & Jansson, H. 1978. Macronutrient contents of wheat during the growing season. *Annales Agriculturae Fenniae* 17, 4: *Annales Agriculturae Fenniae. Seria Agrogeologia et -chimica* 88: 158-162.
- Talkkari, A. & Hypén, H. 1996. Development and assessment of a gap-type model to predict the effects of climate change on forests based on spatial forest data. *Forest ecology and management* 83: 217 - 228.
- Toro, A. de. & Arvidsson J. 2003. Influence of spring preparation date and soil water content on seedbed physical conditions of a clayey soil in Sweden. *Soil & Tillage Research* 1767: 1-11.
- Tuhkanen, H.-R. 1998. Maan orgaanisen fosforin mallintaminen ICECREAM-mallilla. Pro gradu –tutkielma, Oulun yliopisto. 76 s. + 42 liites.
- Urvas, L. 1997. Maaperäkarttaselitys Forssa. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 16. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 18 s. + 21 liites.
- Uusi-Kämppe, J. & Kilpinen, M. 2000. Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. MTT:n julkaisuja Sarja A 83. Jokioinen: MTT. 49 s. + 2 liites.
- Viljavuuspalvelu. 1998. Viljavuustutkimuksen tulkinta peltoviljelyssä. Mikkeli: Viljavuuspalvelu Oy. 30 s. ISBN 951-97434-1-3.
- Vuorinen, J. 1961. Kangasala – Pälkäne. Agrogeologisia karttoja N:o 18. Maatalouden tutkimuskeskus, maantutkimuslaitos. 40 s. + 49 liites.
- Vuorinen, J. & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. *Agrogeological Publication* 63: 1-44.

7 Liitteet

Liite 1. SWAT-mallin alkuperäiseen koodiin tehdyt muutokset

Soilchem.f

Alkup. lauseke: $\text{sol_orgp}(j,i) = .125 * \text{sol_orgn}(j,i)$
Muutettu lauseke: $\text{sol_orgp}(j,i) = 10000. * (\text{sol_cbn}(j,i) / 100.) * \text{wt1}$
(Heinonen ym. 1992)

Alkup. lauseke: $\text{sol_orgn}(j,i) = 10000. * (\text{sol_cbn}(j,i) / 14.) * \text{wt1}$
Muutettu lauseke: $\text{sol_orgn}(j,i) = 10000. * (\text{sol_cbn}(j,i) / 10.) * \text{wt1}$
(Heinonen ym. 1992)

Lisätty lauseke: $\text{sol_solp}(j,i) = (109 / \text{sol_bd}(j,i)) * (1 - \exp ((-\text{sol_solp}(j,i) - 0.6) / 15))$!! PAAc(mg/l) -> PLAB mg/kg (Tuhkanen 1998)

Enrsb.f

Alkup. lauseke: $\text{if}(\text{enratio} > 3.5) \text{enratio} = 3.5$
Muutettu lauseke: $\text{if}(\text{enratio} > 2) \text{enratio} = 2$

Solp.f

Alkup. lauseke: $\text{surqsolp} = \text{sol_solp}(1,j) * \text{surfq} / \text{xx}$
Muutettu lauseke: $\text{surqsolp} = \text{sol_solp}(1,j) * \text{qday} / \text{xx}$

Maa- ja elintarviketalous -sarjassa ilmestyneitä julkaisuja

Ympäristö

- 38 Valuma-alueen ja vesistön välisen vuorovaikutuksen arviointi. *Nyholm ym.* 75 s. Hinta 20 euroa.
- 35 Emmental Sinileima –juuston tuotantoketjun ympäristövaikutukset ja parannusmahdollisuudet. *Voutilainen ym.* 91 s. Hinta 20 euroa.
- 34 Kesäpöytä Juustokermaperunoiden ja Pirkka-perunajauhon ympäristövaikutukset. *Voutilainen ym.* 54 s. Hinta 20 euroa.
- 33 Elovena-kaurahiutaleiden ympäristövaikutukset. *Katajajuuri ym.* 47 s. Hinta 15 euroa.

Kasvintuotanto

- 37 Adaptogeenikasvien viljelytutkimus ja käyttö Suomessa. Ruusujuuri-seminaari, Mikkeli, 18.6.2002. *Galambosi, B. (toim.).* 106 s. Hinta 25 euroa.
- 26 Luomumansikan viljelytekniikka ja kasvinsuojelu. Kirjallisuusselvitys. *Prokkola ym.* 160 s. (verkkojulkaisu osoitteessa: www.mtt.fi/met/pdf/met26.pdf).
- 17 Uhanalaisten lääkekasvien markkinat ja viljely. Kirjallisuusselvitys. *Galambosi & Jokela.* 88 s. (verkkojulkaisu osoitteessa: www.mtt.fi/met/pdf/met17.pdf).

Talous

- 30 Suurten tilojen talous Suomessa ja vertailumaissa. *Remes ym.* 114 s. Hinta 25 euroa.
- 29 Kumppanuus kuntatasolla maaseutupolitiikan toimeenpanossa. *Mustakangas ym.* 179 s. Hinta 25 euroa.

Teknologia

- 31 Viljan korjuu ja varastointi laajenevalla viljatilalla. *Suomi ym.* 100 s. Hinta 25 euroa.
- 21 Luomusikala Suomen olosuhteissa. *Kivinen.* 79 s. Hinta 20 euroa.

Julkaisuviitteet löytyvät sarjojen internetsivuilta
www.mtt.fi/julkaisut/sarjathaku.html.

