

322

Tapio Suominen ja Harri Helminen

Kustavin kalankasvatuksen sijainninohjausmalli

Tapio Suominen ja Harri Helminen

Kustavin kalankasvatuksen sijainninohjausmalli

TURKU 2003

Julkaisua on saatavana vain sähköisenä
www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 952-11-1514-9 (PDF)
ISSN 1238-8610

Taitto: Päivi Niemelä
Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03

Turku marraskuu 2003

Sisällys

| | |
|---|-----------|
| 1 Tausta ja tavoitteet | 5 |
| 2 Aineisto ja menetelmät | 6 |
| 2.1 Tutkimusalue | 6 |
| 2.2 Sääolot vuonna 2001 | 6 |
| 2.3 Kuormitus | 8 |
| 2.3.1 Kalankasvatuksen kuormitus | 8 |
| 2.3.2 Muu kuormitus | 11 |
| 2.4 Vedenlaatu | 12 |
| 2.4.1 Kustavin-Taivassalon alueen vedenlaadun kehitys | 12 |
| 2.4.2 Päälyllysvätutkimus 2001 | 23 |
| 2.5 Virtausmittaukset | 23 |
| 2.6 Virtausmalli | 24 |
| 2.6.1 Vedenlaadun mallinnus lyhyesti | 24 |
| 2.6.2 Kustavin malli | 25 |
| 3 Tulokset | 27 |
| 3.1 Vedenlaatu | 27 |
| 3.1.1 Vedenlaatu vuonna 2001 | 27 |
| 3.1.2 Mallinnetut kokonaisravinnepitoisuudet havaintoasemilla | 28 |
| 3.1.3 Päälyllysvätutkimus | 33 |
| 3.1.4 Mallinnetut kokonaistyyppipitoisuudet päälyllysväasemilla | 35 |
| 3.2 Ravinnekkuormituksen leviäminen | 39 |
| 3.2.1 Vuoden 2001 kuormitus | 39 |
| 3.2.2 Kuormituksen muutosten vaikutus vedenlaatuun | 39 |
| 3.3 Virtausmittaukset | 45 |
| 3.3.1 Mitatut virtaukset | 45 |
| 3.3.2 Mitattujen ja mallinnettujen virtausten vertailu | 46 |
| 4 Tulosten tarkastelu | 47 |
| Lähdeluettelo | 50 |
| Liitteet: | |
| LIITE 1. Huhti-lokakuun tuulen suuntajakauma ja tuulen keskinopeus suunnittain | 51 |
| LIITE 2. Meriveden korkeus Turussa ja Raumalla vuonna 2001 | 53 |
| Kuvailulehdet | 54 |

Tausta ja tavoitteet

Kalankasvatustilakkeen kuormitus on peräisin kalojen ruokintaan käytetystä rehusta, joka sisältää sekä fosforia että typpeä. Jätteenä vesistöön joutuvat kaloihin sitoutumattomat ravinteet: kalojen ulosteet, eritteet ja käyttämättä jäänyt rehu. Valtioneuvoston periaatepäätöksessä vesienpuhdistuksen tavoitteista vuoteen 2005 esitetään kalankasvatuksen ravinnekuormitukselle tiukkoja alentamistavoitteita. Ohjelman mukaan Itämereen ja sisävesiin joutuvaa fosfori- ja typpikuormitusta vähennetään kumpaakin kullakin kuormitusalueella vähintään 30 % vuoden 1993 kuormitustasosta. Samalla kuitenkin kalankasvatuksen aiheuttamista meriympäristöön kohdistuvista haitoista ja vesienpuhdistuksellisesti hyväksyttävän kalankasvatustoiminnan laajuudesta kiistellään jatkuvasti. Tutkijoidenkin piirissä on erilaisia mielipiteitä mm. kalankasvatuksen aiheuttaman päähaitan, rehevöitymisen vaikutusalueiden laajuuksista sekä vesialueiden kyvystä sietää ravinnekuormitusta. Vaikutusten arvioinnissa käytetyt velvoitetarkkailumenetelmäkään eivät ole antaneet kiistatonta tietoa asiasta. Asiasta vallalla olevat erilaiset käsitykset johtuvat pitkälti siitä, että hyväksi koettuja ja yhteisesti sovittuja seurantamenetelmiä ja niiden yhdistelmiä kalankasvatuksen vaikutusten arvioimiseksi ei ole valmiina olemassa.

Lounais-Suomen ympäristökeskuksessa on viime vuosina tutkittu ja kehitetty menetelmiä ja lähestymistapoja, jotta voitaisiin arvioida merialueella kalankasvatuksen aiheuttaman kuormituksen vaikutusalueen laajuutta. Soveltuviksi menetelmiksi ovat osoittautuneet mm. tilastolliset analyysit sekä virtaus- ja vedenlaatumallit. Näitä kehitettyjä malleja voidaan vaikutusten arvionnin lisäksi käyttää kalankasvatuksen sijainninhjauksen apuna.

Tässä julkaisussa raportoidaan hankkeen "Kustavin merialueen kalankasvatuksen sijainninhjauksimalli" tuloksia. Hankkeen tavoitteena oli laatia Kustavin merialueelle kohdennettu virtaus- ja vedenlaatumalli, jonka avulla voidaan tehdä kalankasvatuksen ympäristövaikutusarvioita ja vaihtoehtoisia sijainninhjauksitarkeitä. Sijainninhjauksimallin tuottamia tuloksia käytetään kalankasvatuksen lupaprosessissa sekä uusien velvoitetarkkailuohjelmien suunnittelussa ja toteutuksessa.

Hanke toteutettiin yhteistyössä Lounais-Suomen ympäristökeskuksen (LoSYK) ja Suomen Ympäristövaikutusten Arviointikeskus Oy:n (YVA) tutkijoiden kanssa. Kohdealueella tehtiin täydentäviä virtaus- ja vedenlaatumittauksia kesällä ja syksyllä 2001. Virtaus- ja vedenlaatumallin laadinta aloitettiin kesällä 2001. Mittauksista vastasi LoSYK ja mallin ohjelmoinnista YVA.

Rahoituksen hankkeelle myönsi Varsinais-Suomen TE-keskuksen kalatalousyksikkö EU:n Kalatalouden ohjauksen rahoitusvälineestä (KOR).

2

Aineisto ja menetelmät

2.1 Tutkimusalue

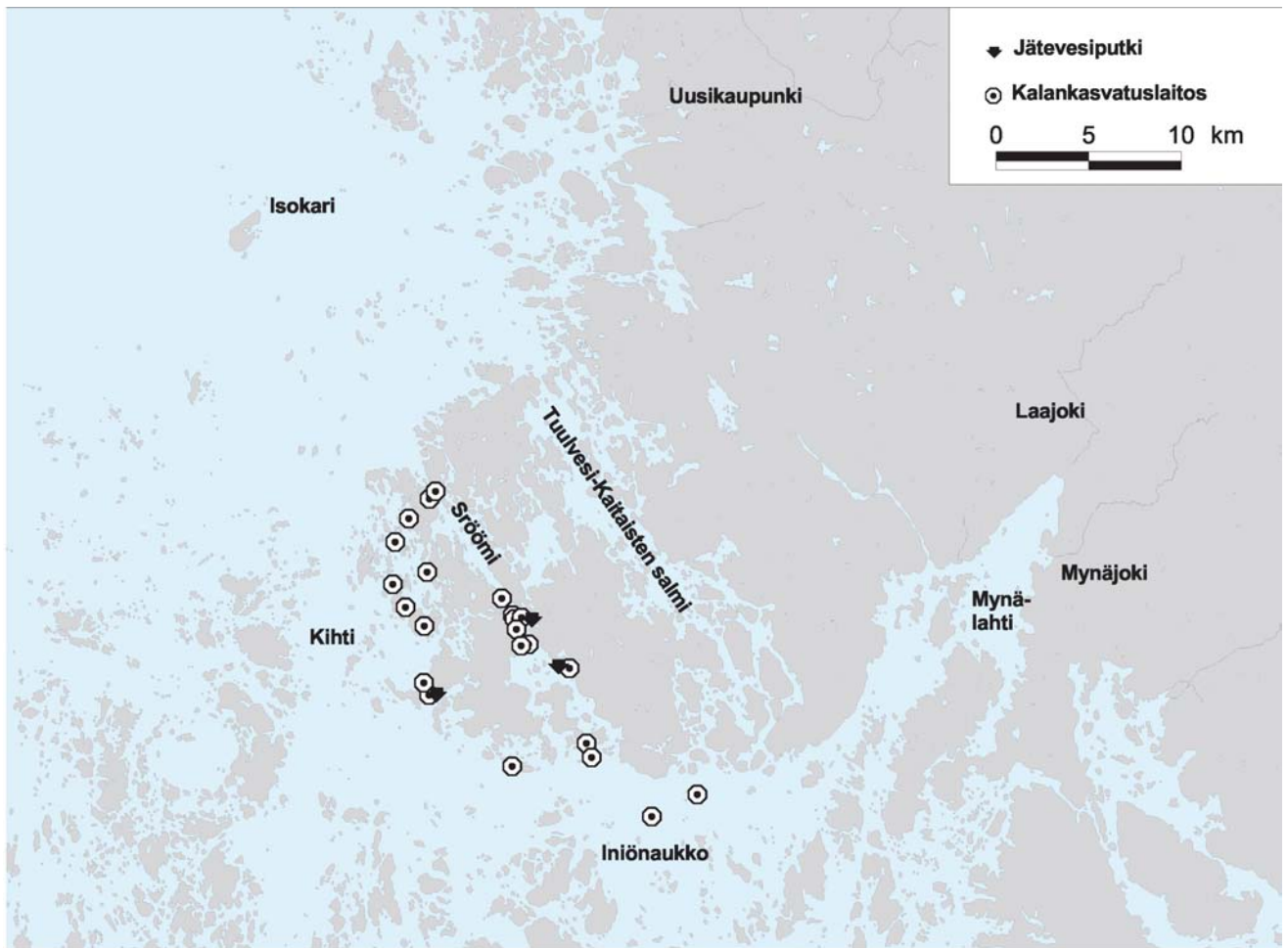
Tutkimusalue sijaitsee pohjoisella Saaristomerellä (kuva 1). Lännessä ja etelässä alue rajautuu avoimiin Kihdin ja Iniönaukon vesialueisiin, pohjoisessa Uudenkaupungin vesialueeseen ja idässä mantereeseen. Aluetta halkoo kolme salmea. Näistä suurin on Kihti, joka on koko Saaristomeren läpi etelästä pohjoiseen ulottuva murroslinja, jonka kautta tapahtuu suuri osa pohjoisen Itämeren päältä ja Selkämeren vedenvaihdosta. Kustavin kohdalla Kihti on noin 50 metriä syvä ja kapeimmillaan alle kaksi kilometriä leveä kalliorantojen reunustama salmi. Kustavin puoleinen ranta on matala ja kivikkoisen. Kihdin itäpuolella Ströömin salmi kulkee lähes suorassa luode-kaakko -linjassa Iniönaukolta Selkämeren etelälaidalle. Salmen eteläpäässä suuaukkoja on kaksi, pohjoisessa vain yksi. Virtaukset salmen keskiuomassa ovat usein voimakkaita. Suurimmassa osassa salmea syvyys on 15-20 metriä, syvimät kohdat ovat noin 30 metriä. Paikoin salmen leveys on vain muutamia satoja metrejä, joten rannat ovat suhteellisen jyrkkiä. Salmen keskiuoman kummankin puolen on alle 10 metrin syvyisiä ruovikoituneita lahtia. Kustavin ja mantereen välissä kulkee saarten rikkoma Tuulveden-Kaitaisten salmi, jossa on useita alle 10 metrin kynnyksiä. Kynnysten ja rikkonaisuuden takia vedenvaihtuvuus salmessa on heikompi. Salmen rannat ovat loivempia ja usein ruovikoituneita.

2.2 Sääolot vuonna 2001

Lämpötila-, sademäärä- ja tuulitiedot perustuvat Ilmatieteenlaitoksen ilmastokatsauksiin (Ilmatieteen laitos 2001). Kuukausittaisia lämpö- ja sademäärätietoja on verrattu normaalijakson 1961-1990 tietoihin ja Isokarin kuukausittaisia tuulitietoja on verrattu saman havaintoaseman keskiarvoihin vuosilta 1992-2001 (ilmatieteen laitos, julkaisematon). Tiedot jääpeitteestä on saatu Merentutkimuslaitokselta (julkaisematon). Alueen virtaamia on arvioitu poimimalla Aurajoen virtaamatiiedot ympäristöhallinnon tietojärjestelmästä ja vertaamalla niitä vuosien 1938-1999 virtaamien keskiarvoihin.

Alkuvuosi (I-IV) oli hieman keskimääräistä lämpimämpi, etenkin tammikuu oli poikkeuksellisen lämmin ja huhtikuussakin keskilämpötila oli muutaman asteen tavanomaista korkeampi. Kustavin seudun salmet saivat pysyvän jääpeitteen tammi-helmikuun taitteessa, Isokarin ympäristö jäätynä helmikuun lopussa. Jääpeitteen kesto oli poikkeuksellisen lyhyt, sillä Isokari vapautui jäistä jo maaliskuun lopussa ja Kustavin salmet huhtikuun ensimmäisellä puoliskolla. Talvikauden sademäärät olivat lähellä keskimääräisiä, mutta huhtikuussa sademäärät esimerkiksi Turussa ja Porissa olivat noin puolet keskimääräistä suurempia. Alkuvuoden jokivirtaamat olivat kuitenkin lähellä keskimääräisiä arvoja.

Kesäkaudella (V-X) touko- ja kesäkuun lämpötilat olivat lähellä pitkäaikaisia keskiarvoja, mutta heinäkuusta lokakuuhun ulottuva jakso oli keskimääräistä lämpimämpi. Sademääriltään eri kuukaudet vaihtelivat suuresti, mutta etenkin syyskuu oli poikkeuksellisen runsassateinen ja sademäärä Turussa oli yli kaksinkertainen.



Kuva 1. Tutkimusalue sekä alueen kalankasvattamot ja jätevesikuormittajat

nen keskiarvoihin verrattuna. Aurajoen virtaama oli muuten lähellä pitkäaikaisia keskiarvoja, mutta syyskuussa virtaama oli moninkertainen verrattuna keskiarvoon.

Huhtikuussa tuulet olivat suuntajakaumaltaan lähellä pitkäaikaisia keskiarvoja, mutta tuulen nopeus oli hieman tavallista suurempi (liite 1). Toukokuussa luoteen ja pohjoisen puoleiset tuulet olivat tavallista yleisempiä ja ne olivat myös hieman keskimääräistä kovempia. Kesäkuussa tuulet olivat sekä suuntajakaumaltaan että nopeuksiltaan lähellä keskiarvoja, mutta heinäkuussa tuuli oli usein etelästä ja eteläpuoleiset tuulet olivat myös tavallista voimakkaampia. Elokuussa etelätuulet olivat yhä tavallista runsaampia ja etenkin kaakonpuoleiset tuulet olivat voimakkaita. Elokuun lopussa eteläisillä merialueilla oli yksi kesän harvinaisista myrskyistä. Syyskuu oli kovatuulinen. Selvästi yleisin tuulensuunta oli idästä tai kaakosta ja pohjoisen, idän ja etelän puoleiset tuulet olivat lisäksi voimakkaita. Lounaistuulia oli puolestaan tavallista harvemmin ja tuulennopeus oli lähellä keskiarvoa. Lokakuussa etelätuulet olivat jälleen poikkeuksellisen vallitsevia, toisaalta idänpuoleiset tuulet olivat yleisesti ottaen tavallista harvinaisempia ja heikompia.

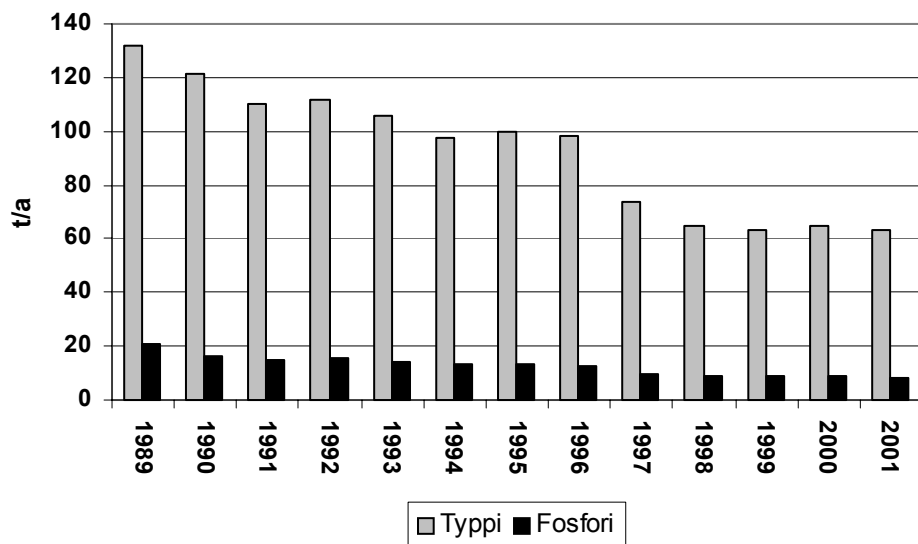
Loppuvuonna (XI-XII) joulukuu oli hieman tavallista kylmempi. Sademäärät olivat keskiarvoja alhaisemmat ja virtaamat marraskuussa suuremmat ja joulukuussa pienemmät kuin keskimäärin.

Vedenkorkeus oli lähes koko kevään teoreettisen keskiveden alapuolella sekä Turussa että Raumalla (liite 2). Kesä-heinäkuussa vesi oli lähellä teoreettista keskiveden korkeutta, mutta heinä-elokuussa veden korkeus vaihteli niin, että jokaisen kuukauden puolessavälissä veden korkeus kävi 20-40 cm keskivedenkorkeutta ylempänä. Korkeimmillaan vesi oli marraskuun puolivälissä, jolloin vesi oli Turussa ja Raumalla noin 60 cm keskivedenkorkeutta ylempänä.

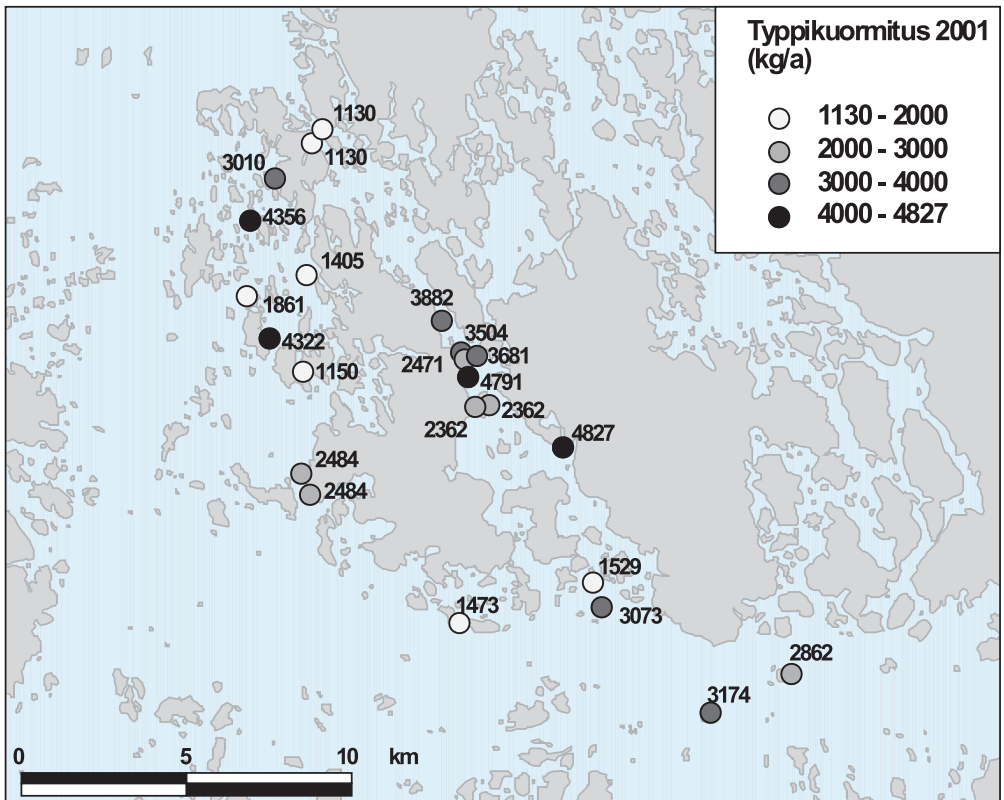
2.3 Kuormitus

2.3.1 Kalankasvatuksen kuormitus

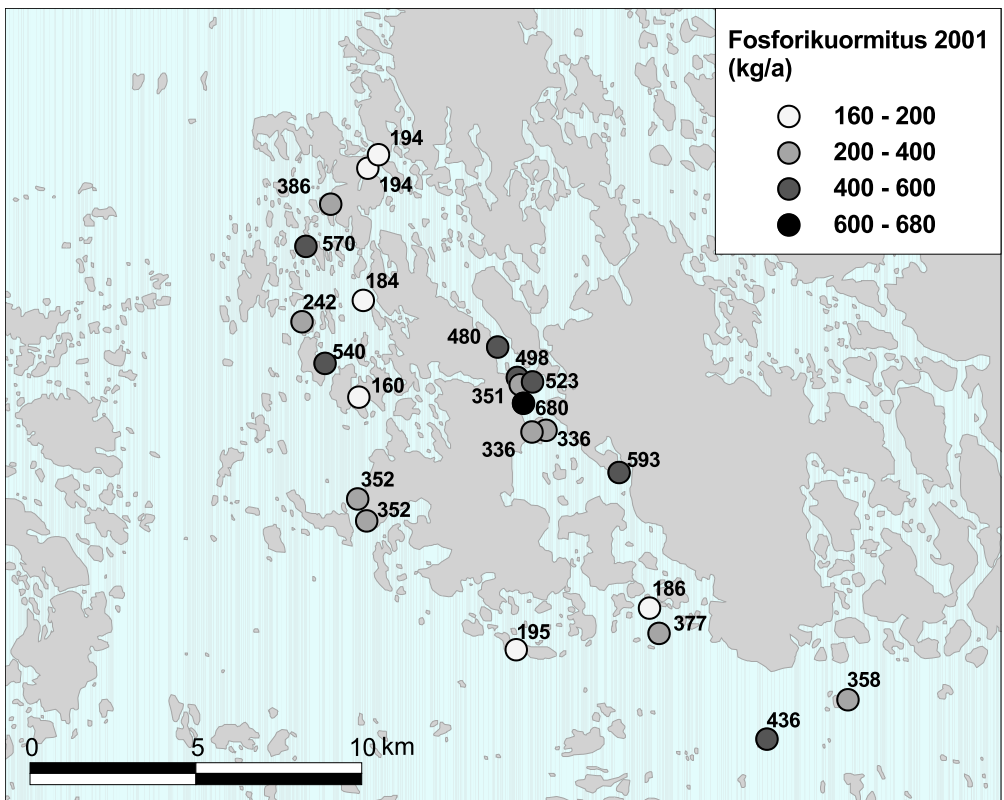
Kalankasvatus alkoi alueella 1970-luvulla ja kiivaimmillaan tuotanto oli 1980 ja 1990 lukujen taitteessa. Vuonna 2001 alueella tuotettiin lisäkasvuna mitattuna 960 tonnia kalaa. Kokonaistyyppinä mitattu kalankasvatuksen kuormitus tutkimusalueella vuonna 2001 oli yhteensä 63,3 t/a (kuvat 2 ja 3). Vielä 1989 typpikuormitus oli 132 t/a, joten se on laskenut runsaassa vuosikymmenessä puoleen. Vuodesta 1997 lähtien kuormitus on ollut kuitenkin melko tasaisesti noin 60-70 t/a. Taivassalon kunnan puolella harjoitettiin tutkimusalueella kalankasvatustoimintaa vuoteen 1999 asti, 1990-luvun loppupuolella laitoksien typpikuormitus oli noin 3-4 t/a.



Kuva 2. Kustavin ja Taivassalon kuntien kalankasvatustilojen aiheuttama kokonaistyyppi- ja -fosforikuormitus 1989-2001 (lähde: Ympäristöhallinnon tietojärjestelmä HERTTA).



Kuva 3. Kustavin alueen kalankasvatustiltojen typpikuormitus vuonna 2001.



Kuva 4. Kustavin alueen kalankasvatustiltojen fosforikuormitus vuonna 2001.

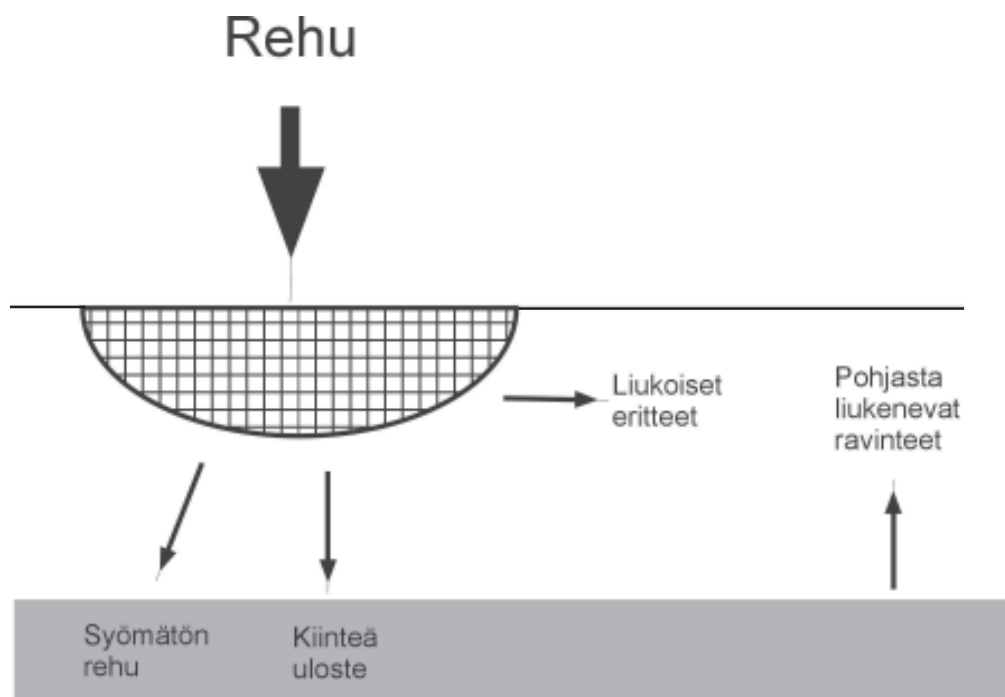
Kalankasvatuksen kokonaisfosforina ilmoitettu kuormitus Kustavin alueella vuonna 2001 oli 8,5 t/a (kuva 4). Myös fosforikuormitus on laskenut lähes puoleen 1990 –luvun alun 14-15 tonnin vuosikuormista, mutta vuodesta 1997 ei fosforin-kaan osalta ole tapahtunut olennaista kuormituksen vähenemistä (kuva 2). Tavassalon 1990 –luvun loppupuolen kuormitus oli noin 0,4-0,5 t/a.

Kuormitus painottuu loppukesän kuukausille jolloin kalojen aineenvaihdunta ja liikkuminen on vilkkainta. Arviolta noin 60 % rehusta käytetään heinä-syyskuussa (taulukko 1).

Taulukko I. Kalankasvatustilosten eri kuukausille jakautunut rehunkäyttö (Laine 1997).

| Kuukausi | Rehunkäyttö (%) |
|----------|-----------------|
| I-IV | 2,0 |
| V | 6,6 |
| VI | 5,9 |
| VII | 20,8 |
| VIII | 20,7 |
| IX | 20,0 |
| X | 10,9 |
| XI-XII | 3,4 |

Alueen kalankasvatustilatokset ovat tyypiltään avoimia verkkokasvatustiloksia, jolloin kaikki kaloihin sitoutumattomat ravinteet eli syömättä jäänyt rehu ja kalojen eritteet päätyvät ympäröivään vesistöön. Osa ympäröivään vesistöön joutuvista ravinteista on suoraan liukoisessa ja siis levätuotannon kannalta nopeasti käyttökelpoisessa muodossa. Osa kuormituksesta on sitoutunut hiukkasiin ja laskeutuu hitaasti pohjaan joko kalankasvatustiloksen alle tai lähialueen hitaamman virtauksen alueille kuten lahtiin ja syvänteisiin. Alusveden happitilanteen ollessa hyvä laskeutuva liete sedimentoituu ja ravinteet poistuvat kierrosta mutta alusveden hapettomuudesta kärsivillä alueilla laskeutuneet ravinteet muuttuvat jälleen liukoiseen muotoon ja johtuvat uudelleen vesimassaan (kuva 5).



Kuva 5. Kalankasvatustiloksen kuormituksen jakaantuminen hiukkasiin sitoutuneisiin ja liukoisiin ravinteisiin.

Levätuotannon kannalta on merkitsevää, missä muodossa ravinteet veteen joutuvat. Liukoisessa, epäorgaanisessa muodossa olevat ravinteet ovat nopeasti mm. kasviplanktonin ja rihmamaisten levien käytettävissä ja ne kiihdyttävät biomassan tuotantoa nopeasti. Hiukkasiin sitoutuneet ravinteet päätyvät mahdollisesti tuotannon käyttöön vasta hajoitusprosessien jälkeen. On arvioitu, että rehun fosforista sitoutuu kalaan 30 %, 35 % on sitoutunut hiukkasiin ja 35 % johtuu mereen liukoisessa muodossa. Typen osalta kalaan arvioidaan sitoutuvan 25 %, hiukkasiin sitoutuvan 15 % ja jopa noin 60 % olevan suoraan liukoisessa muodossa (Suomen ympäristökeskus 1996).

2.3.2 Muu kuormitus

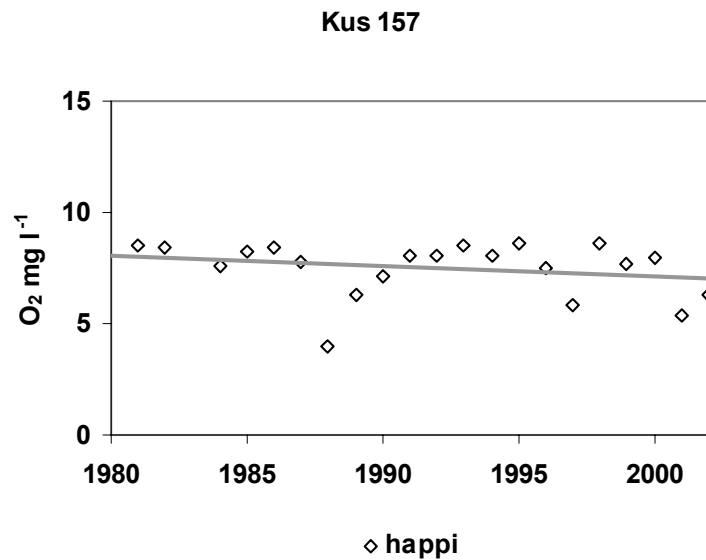
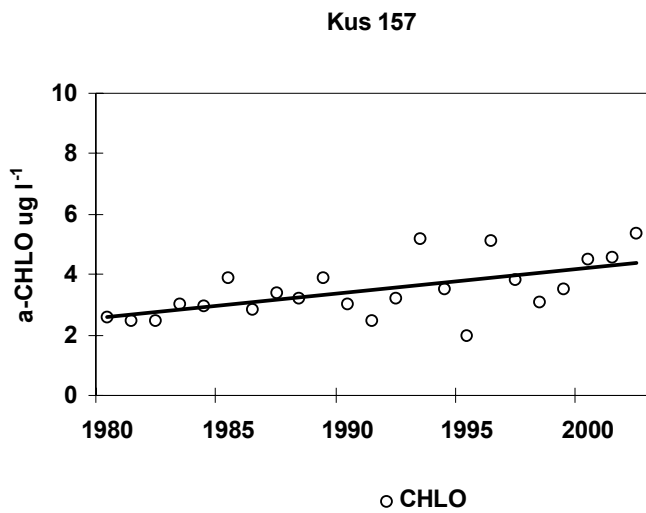
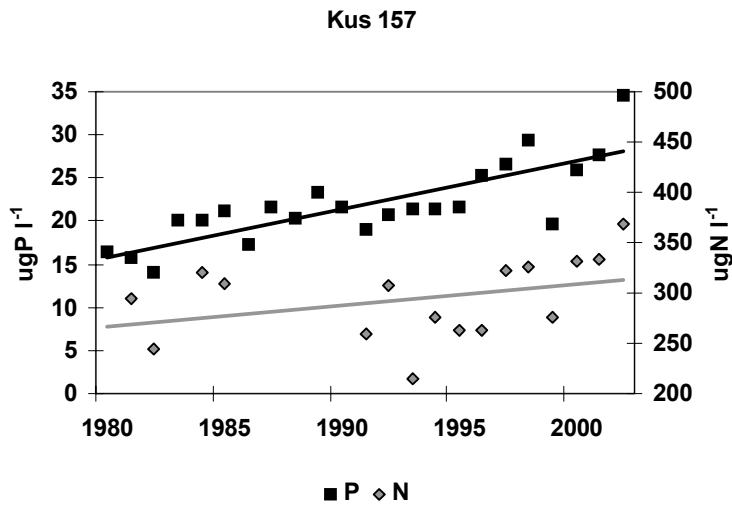
Alueella on kolme velvoitetarkkailun alaista jätevesikuormittajaa (kuva 1). Kustavin kunnan Kärtyn jätevedenpuhdistamon kuormitus vuonna 2001 oli 31 kgP/a ja 1060 kgN/a. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy:n mukaan (Räisänen 2002) puhdistamon kuormitus on vaihdellut vuosina 1995-2000 välillä 0,050-0,11 kgP/d (n. 18,3-40,2 kgP/a) ja 2,1-2,8 kgN/d (n. 767-1022 kgN/a). Tresko Fish Oy:n jätevedenpuhdistamon kuormitus vuonna 2001 oli 58 kgP/a ja 314 kgN/a ja vuosien 1995-2000 kuormitus 0,12-0,27 kgP/d (n. 43,8-98,6 kgP/a) ja 0,45-0,85 kgN/d (n. 164-310 kgN/a). Kustavin lomakeskuksen jätevedenpuhdistamon kuormitus ajoittuu kesään. Vuonna 2001 kuormitus oli 2,9 kgP/a ja 221 kgN/a. Vuosina 1995-2000 kuormitus on ollut 0,021-0,070 kgP/d (n. 2,0-6,5 kgP/a) ja 1,4-3,1 kgN/d (n. 130-288 kgN/a).

Tutkimusalueella ei ole muita pistekuormittajia, joiden kuormitus tunnettaisiin. Saariston jäädyttämö Oy ja alueen perkaamot laskevat jätevesiä alueelle, mutta niitä ei seurattu vuonna 2001. Alueella on haja-asutusta, jonka merkitys kuormittajana voidaan kuitenkin arvioida osuudeltaan pieneksi. Tunnetuista pistemäisistä kuormittajista kalankasvatustaitoksien osuus kokonaiskuormituksesta oli vuonna 2001 fosforin osalta 99 % ja typen osalta 98 %. Tarkempia kuormitusarvioita, joissa on huomioitu myös haja- ja luonnonhuuhtouma, on tehty vain Ströömin salmen osalta. Vuosina 1995-2001 kalankasvatuksen osuudeksi kokonaisfosforikuormituksesta Ströömässä arvioitiin 68-74 %, luonnonhuuhtouman ja hajakuormituksen 24-26 %, puhdistettujen jätevesien 1 % ja oma-asutuksen 1-2% (Räisänen 2002).

Kalankasvatus on alueen merkittävin kuormittaja ja tärkein vedenlaatuun vaikuttava tekijä (Suomen ympäristökeskus 1996), asutuksen ja teollisuuden jätevesien sekä haja-asutuksen kuormitus on kalankasvatukseen verrattuna vain muutamien prosenttien luokkaa. Kustavin vesialue on idässä yhteydessä Mynälahteen, johon laskevat Mynä- ja Laajoki (kuva 1). Näiden kuormitus saattaa ajoittain näkyä myös Kustavin vesialueella etenkin keväisin ja runsassateisina vuosina. Pohjoisessa lähin suurempi pistekuormittaja on Uusikaupunki jätevesineen. Alueeseen vaikuttavat tietysti myös hajakuormitus ja luonnonhuuhtouma.

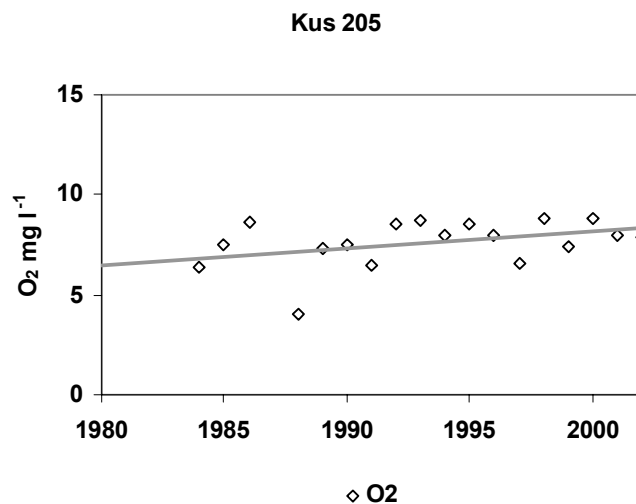
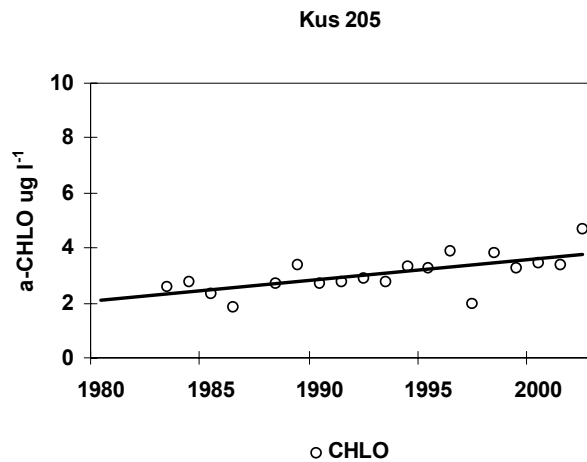
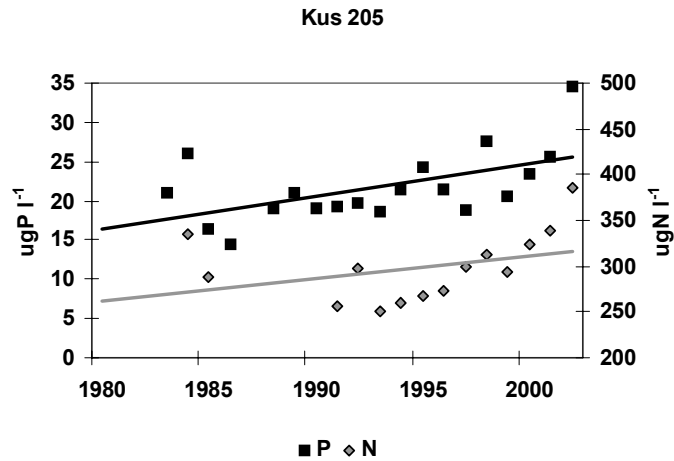
Kustavin alue on yksi Saaristomeren voimakkaimmin kuormitetuista alueista. Vaikka kalankasvatuksen kuormitus on pienentynyt huomattavasti 1980-luvun lopulta lähtien, alueelle on syötetty huomattavia määriä ravinteita joiden kerääntymistä alueen kerrostumispohjille ei ole selvitetty. Näiltä pohjilta vapautuvien ravinteiden, ns. sisäisen kuormituksen osuus on todennäköisesti merkittävä.

pysyneet lähes ennallaan 1980-luvun alusta lähtien ja happitilanne on ollut alusvedessä tyydyttävä vaihdellen välillä 4-8,6 mg l⁻¹. Pintaveden fosfori ja a-klorofyllipitoisuuksien perusteella vedenlaatu asemalla on tippunut 1980-luvun jälkeen luokasta hyvä luokkaan tyydyttävä.



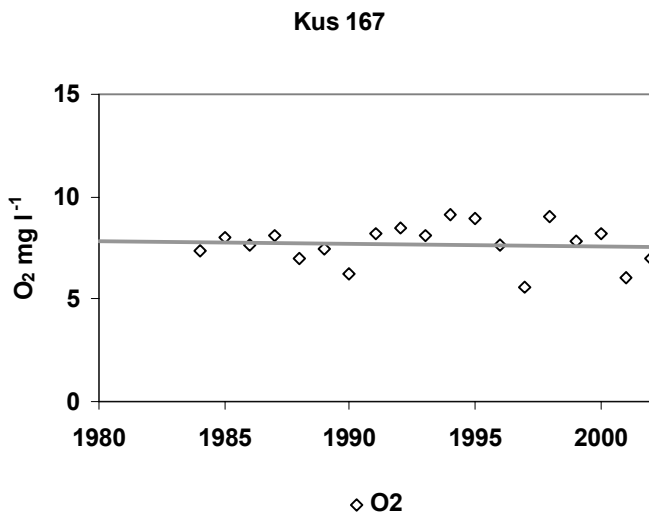
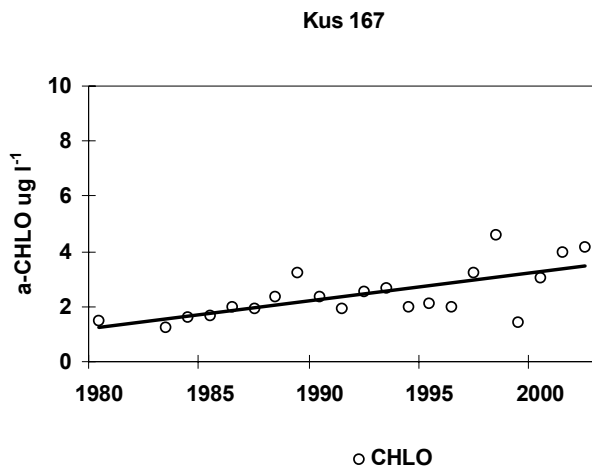
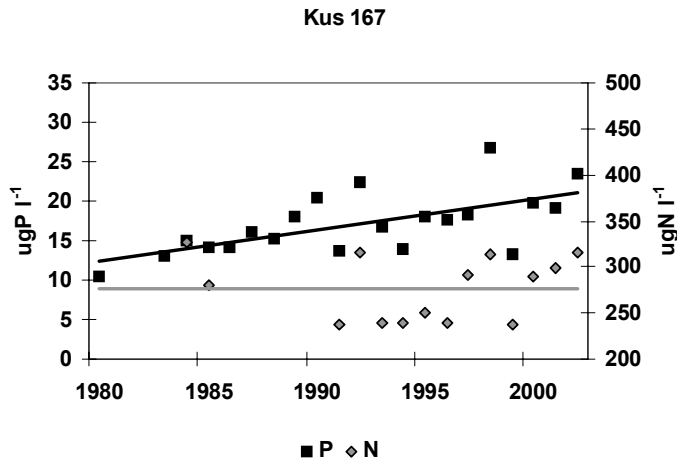
Kuva 7. Havaintoaseman Kus 157 pintaveden kokonaisravinteet ja a-klorofylli sekä alusveden alin happipitoisuus loppukesällä 1980-2001.

Ströömin asemalla Kus 205 pintaveden fosforipitoisuus on myös noussut, vaikkakaan ei niin selvästi kuin Ströömin keskiosissa (kuva 8). 1990-luvun puoliväliin asti pitoisuudet ovat olleet noin $20 \mu\text{g l}^{-1}$, sen jälkeen taso on noussut lähelle $25 \mu\text{g l}^{-1}$:a. Typpipitoisuudet vaihtelivat asemalla 1990-luvulla yleisesti tasolla $250\text{--}300 \mu\text{g l}^{-1}$, mutta merkillepantavaa on 1990-luvun alusta lähtien tapahtunut selkeä typpipitoisuuksien nousu, 2000-luvulla pitoisuudet ovat olleet yli $300 \mu\text{g l}^{-1}$. a-klorofyllipitoisuudet ovat nousseet kahdessa vuosikymmenessä luokasta $2\text{--}3 \mu\text{g l}^{-1}$ viime vuosina luokkaan $3\text{--}5 \mu\text{g l}^{-1}$. Happipitoisuus alusvedessä on ollut tyydyttävä ja pitoisuudet ovat vaihdelleet yleensä 6 ja 9 mg l^{-1} välillä. Pintaveden laatu on laskenut luokasta hyvä luokkaan tyydyttävä.



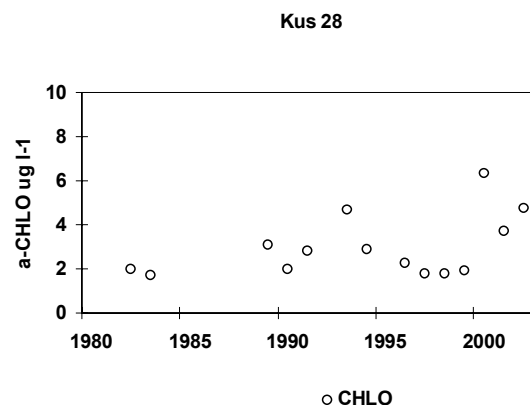
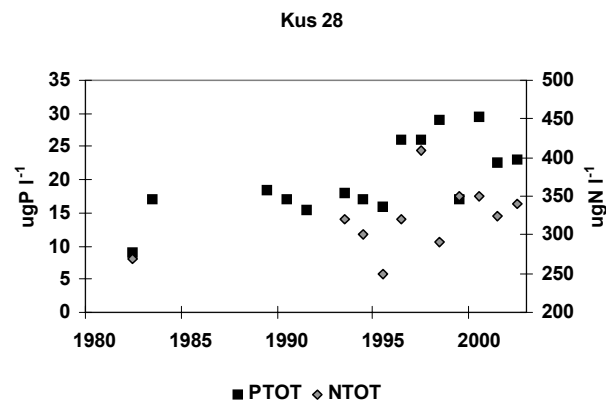
Kuva 8. Havaintoaseman Kus 205 pintaveden kokonaisravinteet ja a-klorofylli sekä alusveden alin happipitoisuus loppukesällä 1983–2001.

Ströömin pohjoispäässä avoimella merialueella sijaitsevan aseman Kus 167 pintaveden kokonaisfosforipitoisuudet ovat vaihdelleet runsaasti, mutta keskimäärin ne ovat nousseet 1980-luvun alun $15 \mu\text{g l}^{-1}$:sta viimevuosien lukemiin lähelle $25 \mu\text{g l}^{-1}$:a (kuva 9). Typpipitoisuuksissa vaihtelu eri vuosien välillä on ollut fosforia suurempaa ($240\text{-}320 \mu\text{g l}^{-1}$) mutta pitoisuuksissa ei kuitenkaan näyttäisi tapahtuneen kasvua. Pintaveden a-klorofylli on noussut. Vielä 1980-luvun alussa loppukesän pitoisuuksien keskiarvo oli alle $2 \mu\text{g l}^{-1}$, nykyään pitoisuudet ovat yleensä $3\text{-}5 \mu\text{g l}^{-1}$. Alusveden happitilanne on sen sijaan ollut tyydyttävä, alimmat pitoisuudet ovat olleet tasaisesti noin $6\text{-}9 \text{ mg l}^{-1}$. Vedenlaatu alueella on laskenut luokasta hyvä luokkaan tyydyttävä.



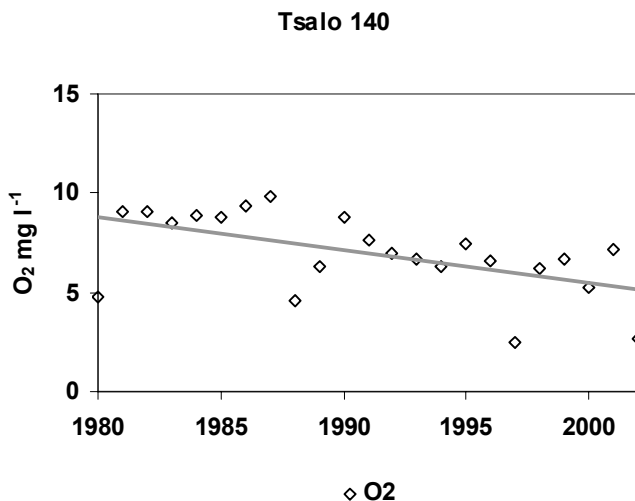
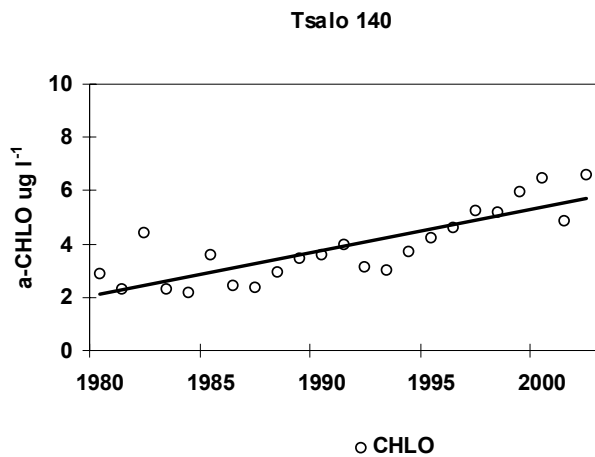
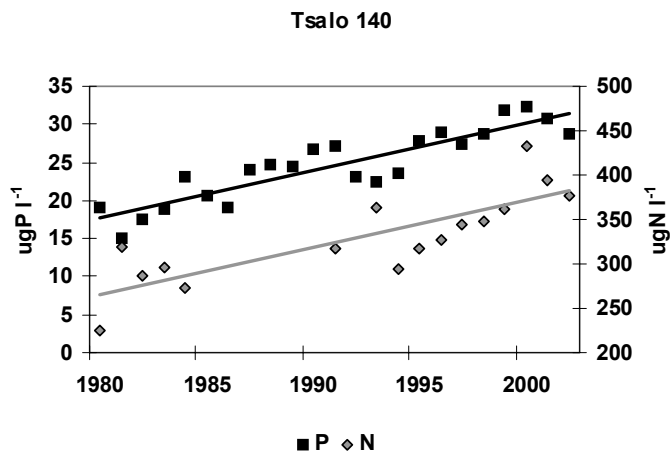
Kuva 9. Havaintoaseman Kus 167 pintaveden kokonaisravinteet ja a-klorofylli sekä alusveden alin happipitoisuus loppukesällä 1980-2001.

Iniönaukon asemalla Kus 28 pintaveden kokonaisfosforipitoisuus oli 1990-luvun alkupuolen tasaisesti 16-19 $\mu\text{g l}^{-1}$, mutta sen jälkeen ne nousivat hyppäysenomaisesti yhtä poikkeusta lukuunottamatta yli 20 $\mu\text{g l}^{-1}$:an (kuva 10). Typpipitoisuuksissa ei ole näkyvissä samanlaista muutosta ja pitoisuudet ovat vaihdelleet yleensä välillä 250-350 $\mu\text{g l}^{-1}$. α -klorofyllipitoisuuksien keskiarvo loppukesällä on vaihdellut 1,7 $\mu\text{g l}^{-1}$:sta 6,4 $\mu\text{g l}^{-1}$:an. Alusveden happimittauksia ei ole asemalta tehty. Pintaveden laatu on laskenut luokasta hyvä luokkaan tyydyttävä.



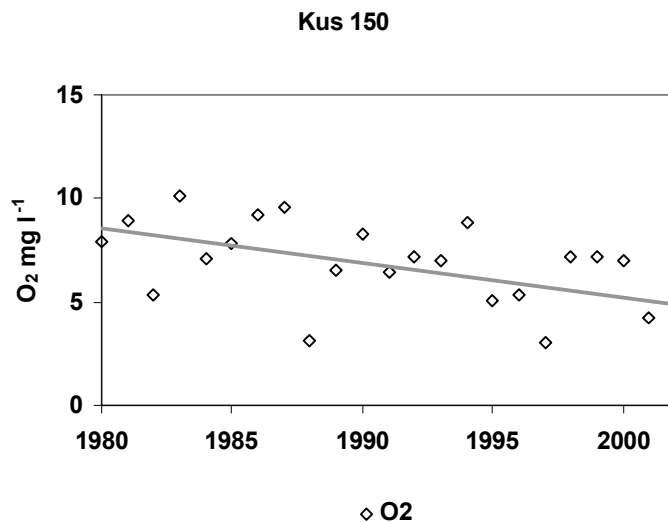
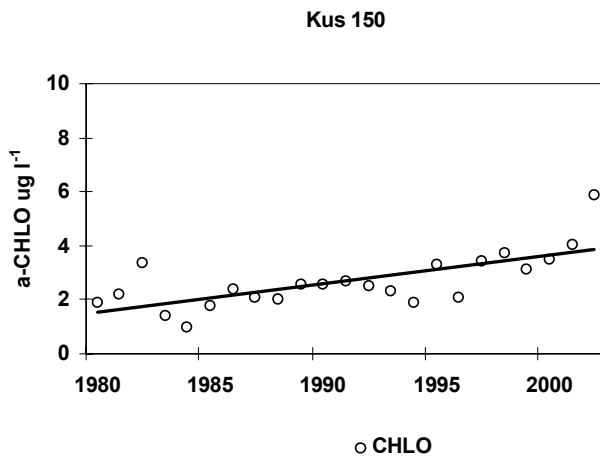
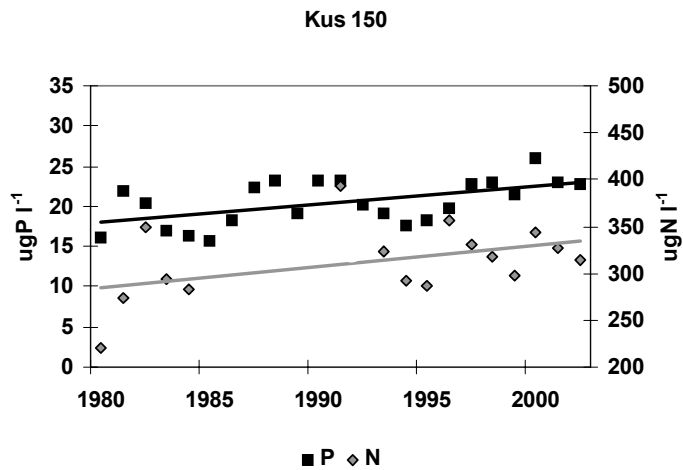
Kuva 10. Havaintoaseman Kus 28 pintaveden kokonaisravinteet ja α -klorofylli loppukesällä 1983-2001.

Tuulveden-Kaitaisten salmessa asemalla Tsalo 140 pintaveden fosfori- ja typ-
 pipitoisuudet ovat nousseet selvästi 1980 -luvulta lähtien (kuva 11). Kokonaisfos-
 fori on lähes kaksinkertaistunut 1980-luvun alun 15-20 $\mu\text{g l}^{-1}$:sta viime vuosien 30
 $\mu\text{g l}^{-1}$:an. Kokonaistyyppipitoisuudet ovat nousseet vastaavana aikana noin 300
 $\mu\text{g l}^{-1}$:sta noin 400 $\mu\text{g l}^{-1}$:an. Pintaveden a-klorofylli oli 1990-luvun puoliväliin asti
 2-4 $\mu\text{g l}^{-1}$, mutta on sen jälkeen noussut noin 6 $\mu\text{g l}^{-1}$:an. Myös alusveden happiti-
 lanne on heikentynyt. 1980-luvun alussa happea oli alusvedessä yleisesti 9-10 mg l^{-1}
 (alin 5 mg l^{-1}), 1990-luvun puolivälin jälkeen pitoisuudet ovat olleet noin 6 mg l^{-1}
 (alin 2,5 mg l^{-1}). Vedenlaatu on laskenut asemalla luokasta hyvä luokkaan tyydyt-
 tävä.



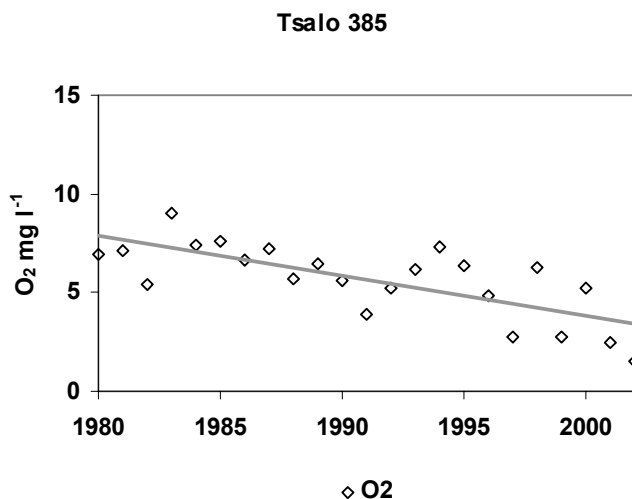
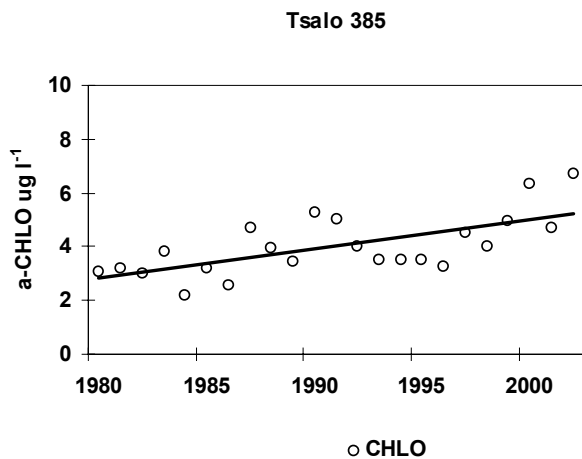
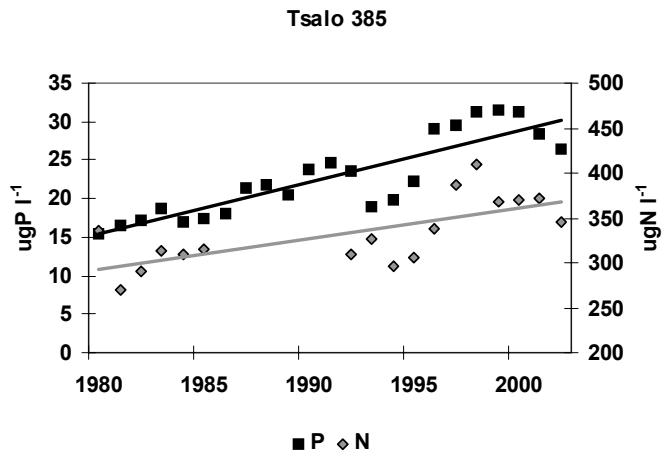
Kuva 11. Havaintoaseman Tsalo 140 pintaveden kokonaisravinteet ja a-klorofylli sekä alusveden alin happipitoisuus loppukesällä 1980-2001.

Tuulveden-Kaitaisten salmen pohjoispäässä asemalla Kus 150 fosforipitoisuudet ovat olleet vaihdelleet 16 ja 26 $\mu\text{g l}^{-1}$ välillä ja pitoisuudet ovat tälläkin asemalla olleet jonkin verran kasvussa (kuva 12). Typpipitoisuudet ovat vaihdelleet suuresti välillä 220-390 $\mu\text{g l}^{-1}$. a-klorofyllipitoisuus asemalla oli 1990-luvun puoliväliin asti noin 2 $\mu\text{g l}^{-1}$, mutta sen jälkeen se on noussut ja vaihtelee nykyään välillä 3-6 $\mu\text{g l}^{-1}$. Alimmat mitatut alusveden happipitoisuudet ovat nekin vaihdelleet vuosien mitaan, viime vuosina pitoisuudet ovat olleet noin 2-7 mg l^{-1} osoittaen ajoittaista hapen vajausta. Vedenlaatu on laskenut asemalla luokasta hyvä luokkaan tyydyttävä.



Kuva 12. Havaintoaseman Kus 150 pintaveden kokonaisravinteet ja a-klorofylli sekä alusveden alin happipitoisuus loppukesällä 1980-2001.

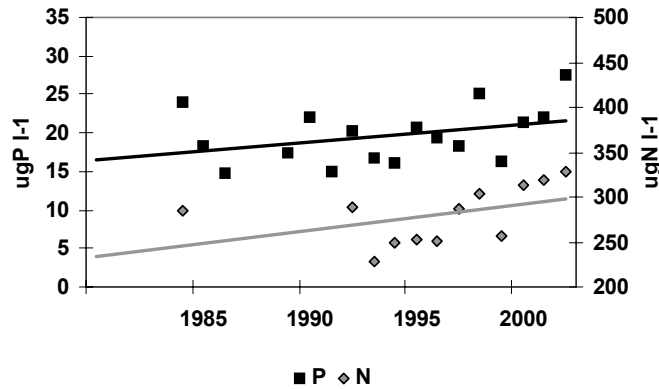
Itäisin asema Tsalo 385 sijaitsee Tuulveden-Kaitaisten salmen eteläpään ulkopuolella. Pintaveden kokonaisfosfori on noussut voimakkaasti 1980-luvun alkupuoliskon 16-19 $\mu\text{g l}^{-1}$:sta viime vuosien noin 25-30 $\mu\text{g l}^{-1}$:an (kuva 13). Typpipitoisuudet ovat nousseet samana jaksona hieman yli 300 $\mu\text{g l}^{-1}$:sta noin 350-400 $\mu\text{g l}^{-1}$:an. Pintaveden a-klorofyllipitoisuudet ovat nousseet ja ovat nykyisin noin 4-7 $\mu\text{g l}^{-1}$. Happitilanne alusvedessä oli vielä 1980-luvun alussa kohtalainen, alimmat mitatut pitoisuudet loppukesällä olivat 5-9 mg l^{-1} . Viimevuosina on mitattu useasti alle 3 mg l^{-1} pitoisuuksia. Vedenlaatu on laskenut asemalla luokasta hyvä luokkaan tyydyttävä.



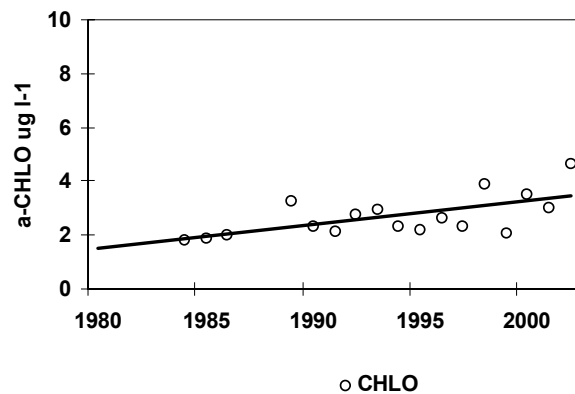
Kuva 13. Havaintoaseman Tsalo 385 pintaveden kokonaisravinteet ja a-klorofylli sekä alusveden alin happipitoisuus loppukesällä 1980-2001.

Asema Kus 220 sijaitsee saarten suojassa Kihdin itäreunalla. Pintaveden kokonaisfosfori on hitaasti noussut ja vaihdellut välillä 15-28 $\mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 14). Typpipitoisuutta on mitattu vuosittain 1992 alkaen ja ne ovat olleet 220 ja 330 $\mu\text{g l}^{-1}$ välillä. a-klorofyllipitoisuus alueella on vaihdellut välillä 2-4 $\mu\text{g l}^{-1}$. Alusveden alin mitattu happipitoisuus vaihtelee suuresti. Erityisen huomattavaa on kuitenkin, että joinkin vuosina happipitoisuus on ollut alle 1 mg l^{-1} ja alusvesi on ollut käytännössä hapetonta. Pintaveden laatu asemalla ei ole asemalla huomattavasti muuttunut ja on nykyään hyvän ja tyydyttävän rajoilla. Alusveden ajoittaiset hapettomat jaksot kertovat kuitenkin vedenlaadun ongelmista syvemmissä vesikerroksissa.

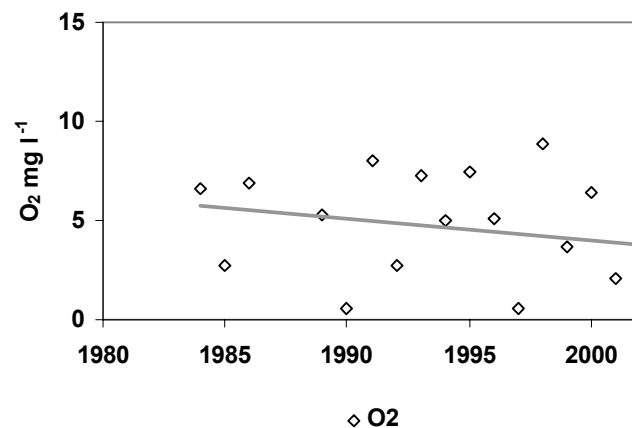
Kus 220



Kus 220

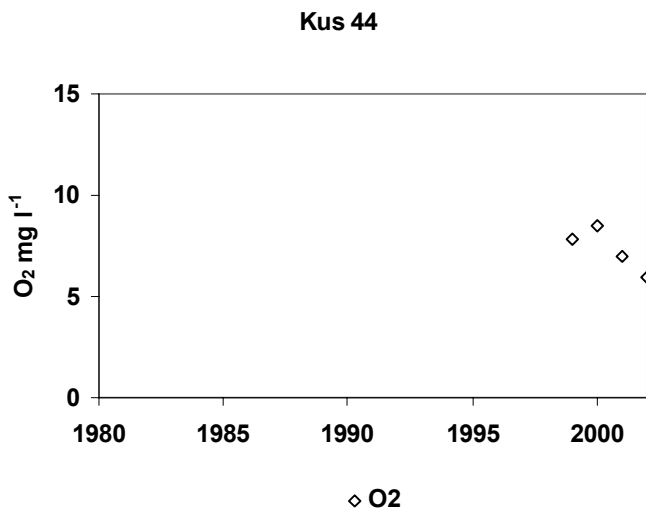
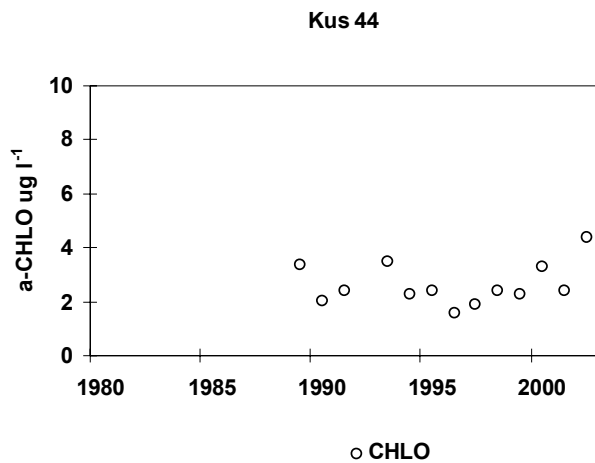
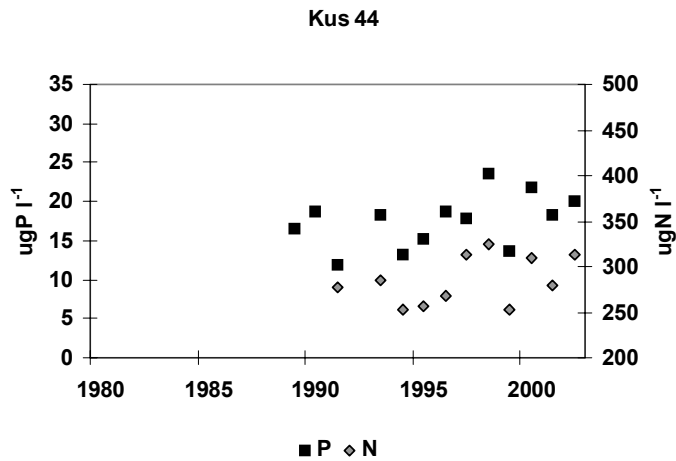


Kus 220



Kuva 14. Havaintoaseman Kus 220 pintaveden kokonaisravinteet ja a-klorofylli sekä alusveden alin happipitoisuus loppukesällä 1984-2001.

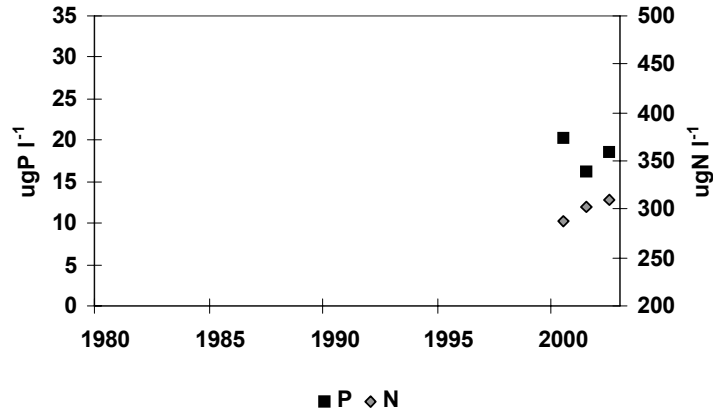
Asema Kus 44 sijaitsee avoimella merialueella Vuosnaisten lounaispuolella ja näyttöä asemalta on otettu 1990-luvun alusta lähtien. Pintaveden kokonaisfosforipitoisuus on vaihdellut välillä 12-24 $\mu\text{g l}^{-1}$ ja kokonaistypipitoisuus välillä 250-330 $\mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 15). a-klorofylli on ollut varsin tasaisesti 2-4 $\mu\text{g l}^{-1}$. Alusveden happea on mitattu vuodesta 1999 ja pitoisuudet ovat olleet 6-9 mg l^{-1} . Pintaveden laadun asemalla voi luokitella hyväksi.



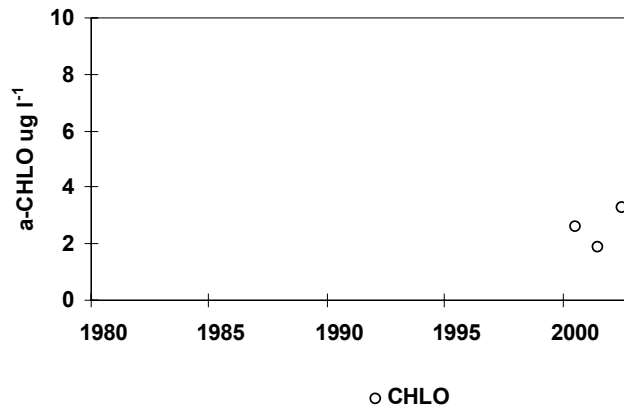
Kuva 15. Havaintoaseman Kus 44 pintaveden kokonaisravinteet ja a-klorofylli sekä alusveden alin happipitoisuus loppukesällä 1989-2001.

Asemalta Brändö 100 näytteitä on haettu vuodesta 2000. Loppukesän pintaveden kokonaisfosforipitoisuus on ollut noin $300 \mu\text{g l}^{-1}$, kokonaisfosforipitoisuus $16\text{-}20 \mu\text{g l}^{-1}$ ja a-klorofylli $1,9\text{-}3,3 \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 16). Alusveden happipitoisuus on alimillaan vaihdellut välillä $7\text{-}9 \text{ mg l}^{-1}$. Vedenlaatu asemalla on hyvä.

Brändö 100

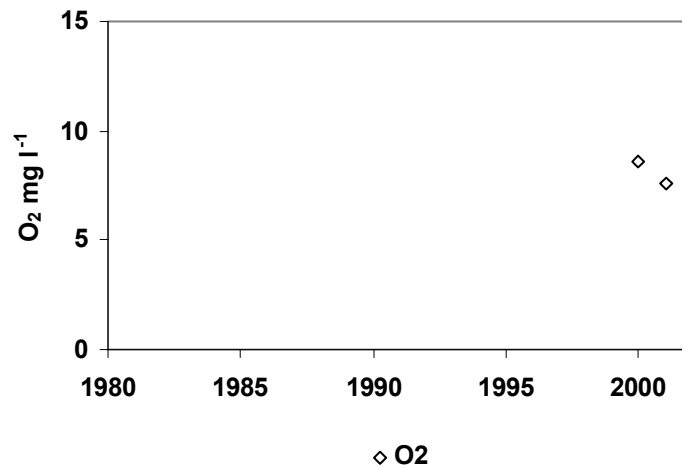


Brändö 100



Kuva 16. Havaintoaseman Brändö 100 pintaveden kokonaisravinteet ja a-klorofylli sekä alusveden happipitoisuus loppukesällä 2000-2001.

Brändö 100



Vedenlaatu Kihdin puolen asemilla on ollut yleensä hyvä. Sen sijaan kaikkien Ströömin, Tuulveden-Kaitaisten salmen ja Iniönaukon asemien vedenlaatu on laskenut 1990-luvulla luokasta hyvä luokkaan tyydyttävä. Ravinne- ja a-klorofyllipitoisuudet ovat nousseet voimakkaasti etenkin 1990-luvun puolivälin jälkeen. Samaan aikaan kalankasvatuksen tuotantomäärät ovat kuitenkin olleet laskussa. Ei vielä voida sanoa onko 1990-luvun puolivälissä tapahtunut käänne huonompaan jatkuva eikä varmuudella tiedetä sen aiheuttajaa. Happitilanne on kuitenkin heikentynyt useimmilla asemilla mikä osaltaan viittaa pohjaan sitoutuneiden ravinteiden vapautumiseen uudelleen kiertoon vesimassaan eli sisäiseen kuormitukseen. Ottaen huomioon alueen raskaan kuormitushistorian sisäisellä kuormituksella saattaakin olla merkittävä vaikutus alueen vedenlaatuun pitkälle tulevaisuuteen.

Kustavin-Taivassalon vedenlaatu luokiteltiin ympäristöhallinnon vedenlaatuoluokituksessa 1994-1997 tyydyttäväksi. Kirkkalan (1998) mukaan veden laatu vaihtelee Tuulveden-Kaitaisten salmessa voimakkaasti, mutta pintaveden fosforipitoisuus ja a-klorofylli ovat kuitenkin kohonneet 1980- ja 1990-luvulla. Vallitsevien virtausten takia Ströömin vedenlaatu vaihtelee vielä enemmän. Alueen virkistyskäyttöarvo on alentunut viimeisten vuosikymmenten aikana mm. veden samentumisen ja rihmalevien lisääntymisen takia (Kirkkala 1998). Suomelan (2001) mukaan pintaveden fosforipitoisuus kasvoi selvimmin 1990-luvulla Norsskatan, Houtskarın, Iniön, Velkuan ja Taivassalon alueella ja myös pohjoisempaan Kustavin alueella ravinteiden pitoisuudet olivat monin paikoin suurempia 1990-luvun lopussa kuin alussa.

2.4.2 Päälyyslevätutkimus 2001

Vuonna 2001 loppukesällä Ströömin-Kihdin-Brändön alueilla toteutettiin päälyyslevätutkimus. Tutkimus tehtiin ankkuroimalla alueelle (kuva 6) 16 ns. perifyton – telinettä. Viitan varteen on puolen metrin syvyyteen kiinnitetty kaksi vastakkain olevaa muovilevyä. Toinen levy on yhtenäinen, toisessa levyssä on kolme 40 mm läpimittaista reikää. Reikien kohdalle levyjen väliin asetetaan 3 suodatinpaperia (Whatmann GF/A). Kolmen suodatinpaperin muovilevyjä kiinnitettiin viittoihin kaksi kappeletta. Levyjen inkubointijaksot olivat 23.7.-6.8. (jakso A, 14 vrk), 13.8.-27.8. (jakso B, 14 vrk) ja 27.8.-11.9. (jakso C, 15 vrk).

Toisesta kolmen paperin sarjasta analysoitiin a-klorofylli, toisesta paperiin kiinnittyneen aineksen kuivapaino ja orgaaninen aines. Päälyyslevän a-klorofyllipitoisuus määritettiin Lounais-Suomen ympäristökeskuksen laboratorion sisäistä menetelmää käyttäen. Inkubointiaikana suodattimelle kerääntynyt leväpigmentti uutettiin kuumaan etanoliin (5 min, 75 °C). Uutteen klorofyllipitoisuus määritettiin spektrofotometrisesti aallonpituudella 665 nm. Sameuskorjausta varten absorbanssi mitattiin myös aallonpituudella 750 nm. Tulokset ilmoitetaan yksikössä mg m⁻².

Suodattimeen kiinnittyneen aineksen kuivapaino määritettiin punnitsemalla jokainen suodatin kuivattuna ennen ja jälkeen inkuboinnin ja laskemalla erotus. Orgaanisen aineksen määrittämistä varten suodatimia hehkutettiin ja orgaaninen aines laskettiin kuivapainon ja hehkutusjäännöksen erotuksena.

2.5 Virtausmittaukset

Ströömässä koordinaatteihin 21°18.65 / 60°33.67 asennettiin kaksi rekisteröivää virtausmittaria 3 ja 16 metrin syvyyteen (kuva 6). Kokonaissyvyys mittareiden kohdalla oli noin 20 m ja mittausjakso 10.9.-10.10.2001. Pintaan asennettu mittari oli

tyypiltään Aanderaa instruments RCM 9 ja syvemmälle asennettu Aanderaa instruments RCM 7. Mittarit taltioivat virtaussuunnan ja -nopeuden sekä lämpötilan 10 minuutin välein. RCM 7:n kynnyksenopeus on 2 cm/s, joten tätä pienempiä virtausnopeuksia mittari ei kykene erottamaan. Virtaussuunnan ja -nopeuden perusteella laskettiin virtauksille salmensuuntainen komponentti, siis se nopeus, jolla vesi virtaa kulloinkin salmen suunnassa (140-320°).

2.6 Virtausmalli

2.6.1 Vedenlaadun mallinnus lyhyesti (Lähde: Lauri 2003)

Vedenlaadun mallinnuksessa pyritään laskemaan vedenlaadun parametrien muutoksia erilaisten ulkoisten ja sisäisten tekijöiden vaikutuksesta ja siten saamaan kuva vedenlaadun kehittymisestä erilaisissa kuormitus ja säätilanteissa.

Kaikkien vedenlaatuparametrien laskennassa huomioidaan virtausmalliin ja tuulitietoihin perustuva aineiden kulkeutuminen ja sekoittuminen vesimassaan. Muita laskentaan vaikuttavia seikkoja ovat mm. aineiden vajoaminen vesikerroksissa alaspäin ja vajoaminen pohjaan. Luonnollisena osana laskelmia toimivat tietysti vesistöön tuleva kuormitus. Aineiden vajoaminen, sitoutuminen ym. oletetaan yleensä olevan yhtä suurta koko mallinnettavalla alueella.

Kulkeutumista mallinnetaan advektio-diffuusio yhtälön avulla, jonka mukaan aineen pitoisuus kulkeutuu virtauksen mukana ja samanaikaisesti leviää diffuusion vaikutuksesta annetulla diffuusionopeudella. Yhdelle muuttujalle kolmessa dimensiossa tämä yhtälö voidaan kirjoittaa seuraavasti:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_h \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + D_v \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + L$$

c = aineen pitoisuus, yksikkö/m³

t = aika, s

u, v, w = tunnetut veden virtausnopeus komponentit, m/s

D_h = horisontaalinen pitoisuuden diffuusiokerroin, m²/s

D_v = vertikaalinen pitoisuuden diffuusiokerroin, m²/s

L = muut prosessit, kuten esimerkiksi sedimentaatio ja hajoaminen

Ensimmäinen termi vasemmalla on pitoisuuden muutos ajan suhteen. Kolme seuraavaa termiä vasemmalla kuvaavat aineen kulkeutumista virtauksen mukana. Kolme ensimmäistä termiä oikealla kuvaavat diffuusiota vaaka (2 ensimmäistä) ja pystysuunnassa (3. termi). Viimeinen termi oikealla riippuu siitä mitä prosesseja ja reaktiota tapahtuu.

Vedenlaadun laskemiseksi virtaukset on ensin tunnettava. Ne voidaan laskea virtausmallilla ainakin kahdella eri tavalla. Ensiksi, virtausten voidaan oletetaan riippuvan lineaarisesti reunaehdoista ja tuulesta mallinnettavalla alueella. Tässä tapauksessa voidaan etukäteen laskea joukko virtauskenttiä, joita yhdistelemällä saadaan laskettua virtauskenttä annetuilla reunaehdoilla ja tuulitiedoilla. Toinen vaihtoehto on laskea virtaus dynaamisesti, tallentaa laskettu virtauskenttä sopivin väliajoin ja käyttää näitä tallennettuja tietoja vedenlaadun laskennassa.

Numeerista laskentaa varten mallialue jaetaan joukoksi laatikoita eli hilakoppeja. Hilakoppien joukon tulee esittää mallialuetta mahdollisimman tarkasti, mutta luonnollisesti hilakoppien koko määrää miten tarkasti alue voidaan kuvata. Mitä pienempiä hilakopit ovat sitä tarkemmin alue voidaan esittää, mutta sitä enem-

män hilakoppeja ja laskentakapasiteettia tarvitaan. Jokainen hilakoppi edustaa kattamaansa aluetta, hilakopin sisällä laskettavien suureiden oletetaan pysyvän vakiona tai muuttuvan ennalta määritellyllä tavalla.

Laskentamalli formuloidaan tavallisesti siten, että kun jollakin ajanhetkellä t laskettavien suureiden arvot hilassa tunnetaan, niin malliyhtälöitä käyttämällä voidaan näistä arvoista ja tunnetuista reuna-arvoista laskea tilanne annetun aika-askelen Δt päästä. Tuloksen on siten tunnettu tilanne hetkellä $t + \Delta t$. Vedenlaadun laskenta numeerisesti käsittää laskettavien aineiden siirtämistä hilakopista toiseen tunnettuja virtaama-arvoja hyödyntämällä, sekä aineiden prosessien laskemista. Nämä prosessit voivat olla esimerkiksi sedimentoitumista, hajoamista, hapen kulumista jne.

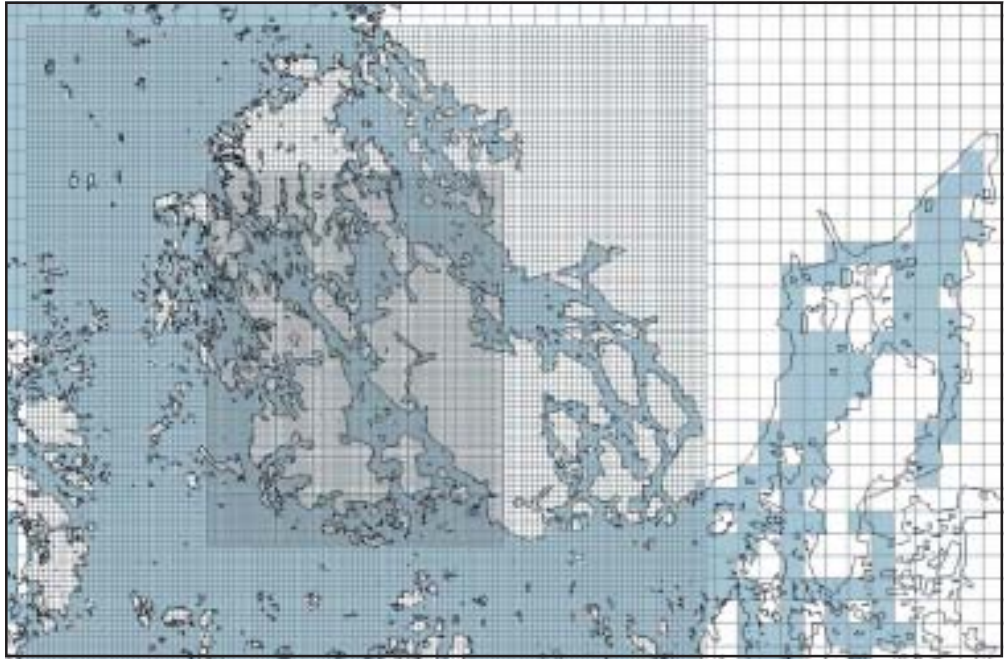
Mallihila on tavallisesti kolmeulotteinen eli siinä on hilakoppeja sekä vaaka-että pystysuunnassa. Hila voi olla sisäkkäinen eli karkeamman hilan sisällä on hila jonka kopit ovat karkeaa hilaa pienempiä. Tällä tavoin laskentaa voidaan tarkentaa jollekin alueelle ja ottaa edelleen huomioon suuremman alueen vaikutus tarkennettuun alueeseen.

Laskentamalli sisältää yleensä joukon parametreja, joita käytetään mallin sovittamisessa mallinnettavalle alueelle. Kaikkia parametreja ei voi arvioida etukäteen, joten ne on kalibroitava mittaustuloksia käyttämällä. Kalibroinnissa malli lasketaan useilla vaihtoehtoisilla parametrikombinaatioilla ja parhaiten mittauksiin sopiva vaihtoehto valitaan.

Malliyhtälöitä joudutaan yleensä yksinkertaistamaan jotta ne olisivat ratkaistavissa riittävän nopeasti mallin käytännön soveltamista varten. Yksinkertaistaminen tuottaa virheitä mallin laskemiin tuloksiin. Usein nämä virheet eivät näy, mutta näin ei ole aina. Virheitä syntyy myös, koska mallialue kuvataan hilakoppeina – nämä virheet vähenevät mitä pienempiä hilakoppeja käytetään. Suurimmat virheet aiheutuvat kuitenkin tavallisesti huonosti tunnetuista reuna-arvoista, kuten kuormituksista ja alkutilanteesta.

2.6.2 Kustavin malli

Kustavin malli koostuu sisäkkäisistä mallihiloista. Sisimmän mallihilan hilakopin koko horisontaalisuunnassa on 125 x 125 m. Hila käsittää lähinnä Ströömin salmen (kuva 17). Seuraavan mallihilan koko on 250 x 250 m ja hila kattaa keskeiset mallinnettavat alueet. Tämän jälkeen hilakopin koko kasvaa ensin 1 x 1 km ja 5 x 5 km kokoiseksi ja viimeisen, koko Itämeren kattava mallihilan kopin koko 30 x 30 km. Vertikaalisuunnassa hilakopin rajat olivat 1, 2, 3, 5, 9, 15, 25, 40, 65 ja 120 metrin syvyydessä. Virtauksia laskettaessa käytettiin Isokarin havaintoasemalla mitattuja tuulitietoja.



Kuva 17. Kustavin mallihilan hilakoko tutkimusalueella.

Tulokset

3.1 Vedenlaatu

3.1.1 Vedenlaatu vuonna 2001

Alueelta noudettiin vesinäytteitä vuonna 2001 sekä velvoitetarkkailujen että Lounais-Suomen ympäristökeskuksen seurantaohjelmien yhteydessä. Vedenlaadun tarkastelemista varten rekistereistä kerättiin loppukesän 1.7. – 10.9.2001 näytteiden tulokset 10 havaintoasemalta (kuva 6). Pintaveden osalta laskettiin asemittain keskiarvot kokonaisravinteista (typpi ja fosfori) ja a-klorofyllistä 0-10 metrin näytteistä. Pohjanläheisen vesikerroksen näytteistä etsittiin em. jakson pienin mitattu arvo liukoisesta hapesta.

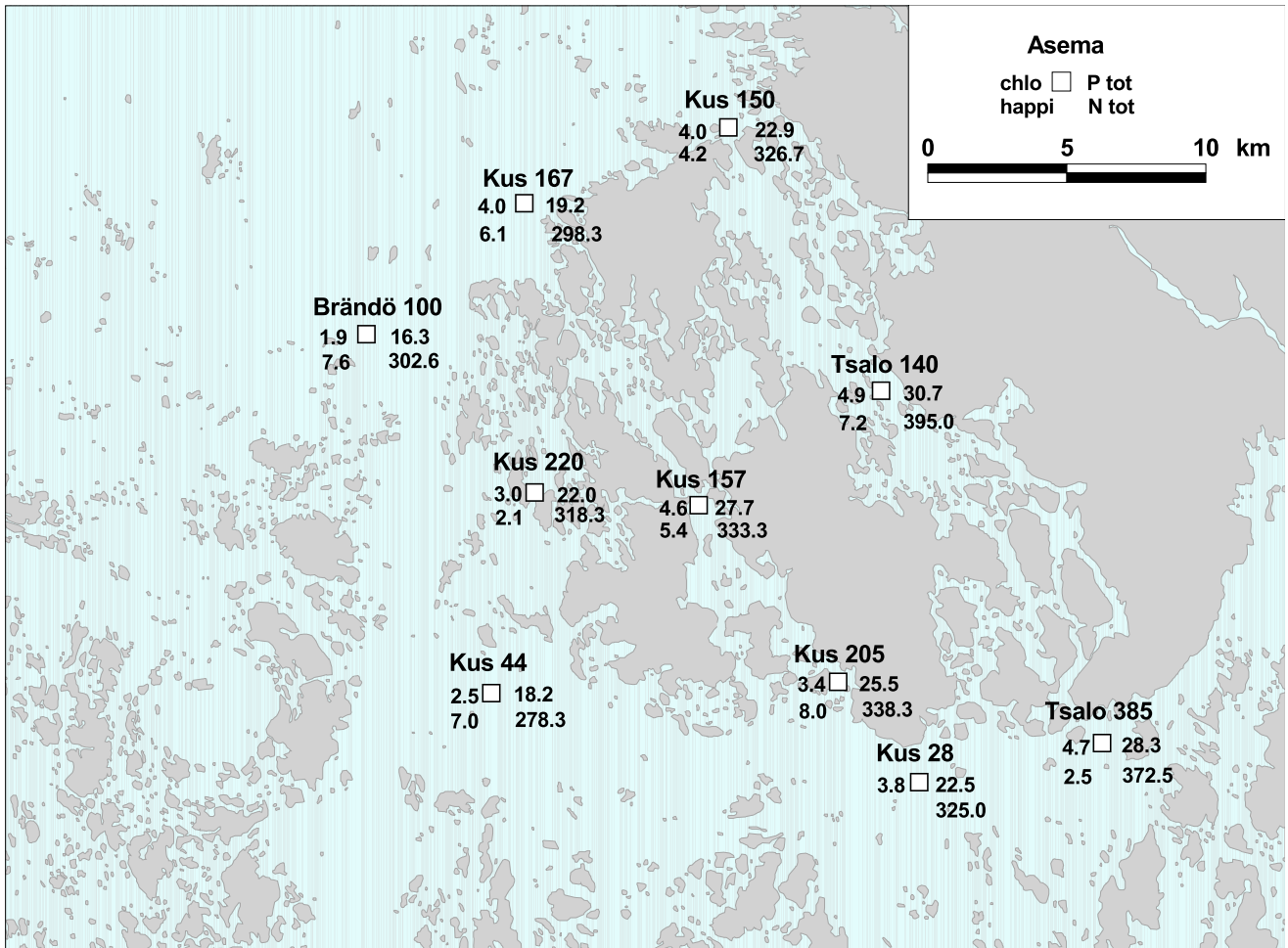
Korkeimmat pintaveden typpipitoisuudet olivat Tuulveden-Kaitaisten salmessa (Tsalo 140, Tsalo 385) ja Ströömin eteläpäässä (Kus 205) $338\text{--}395 \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 18). Alhaisimmat pintaveden kokonaistyyppipitoisuudet olivat suhteellisen avoimilla merialueilla Kustavin pohjois- ja länsipuolella asemilla Kus 44, Kus 167 ja Brändö 100, missä pitoisuudet olivat välillä $278\text{--}303 \mu\text{g l}^{-1}$. Kokonaisfosfori vaihteli samansuuntaisesti, korkeimmat pitoisuudet olivat Tuulveden-Kaitaisten salmessa (Tsalo 140) ja sen eteläpäässä (Tsalo 385) $28\text{--}31 \mu\text{g l}^{-1}$ sekä Ströömässä (Kus 157 ja Kus 205) $26\text{--}28 \mu\text{g l}^{-1}$. Alhaisimmat pitoisuudet olivat jälleen asemilla Kus 44, Kus 167 ja Brändö 100 ($16\text{--}19 \mu\text{g l}^{-1}$).

Suomelan (2003) mukaan epäorgaanisen typen ja fosforin suhde (DIN:DIP) Kustavin havaintoasemilla vuonna 2001 oli välillä 0-2. Koska typensaannin voidaan katsoa rajoittavan kasvua silloin kun DIN:DIP –suhde on alle 5, alueen leväkasvua säätelä epäorgaanisen typen saatavuus.

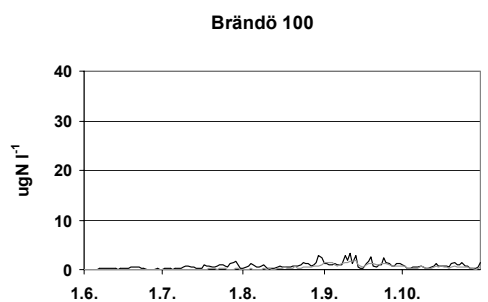
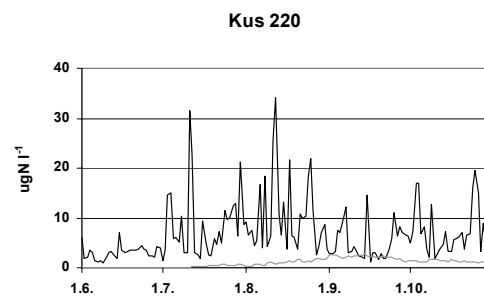
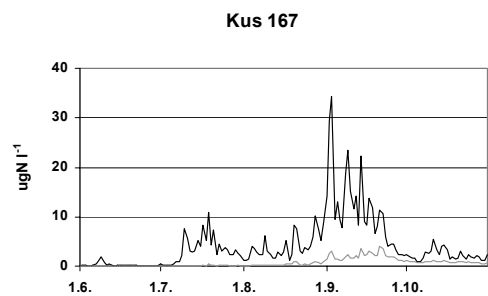
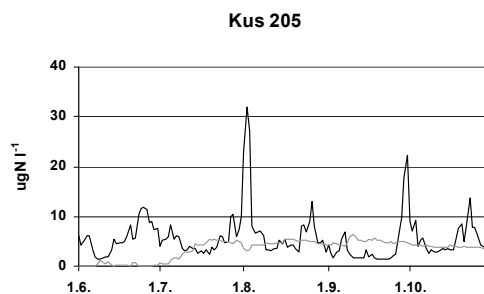
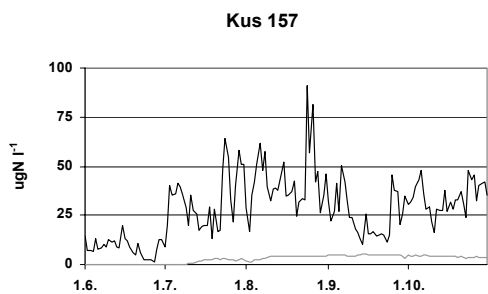
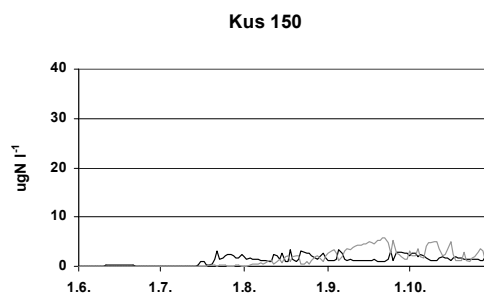
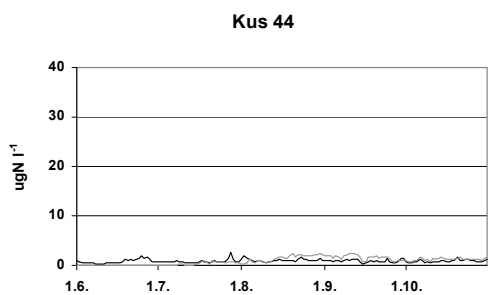
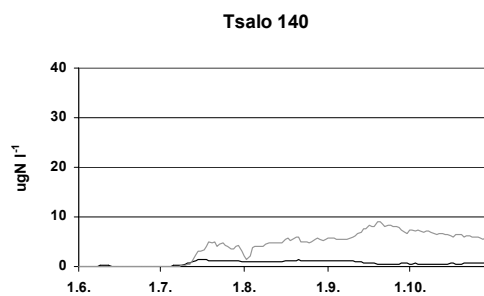
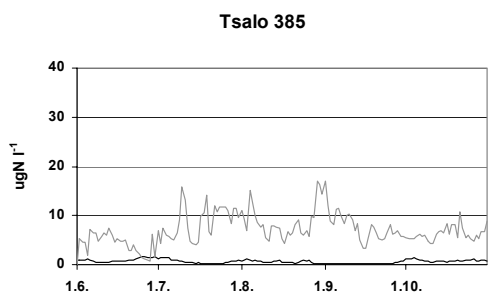
Happitilanne oli heikko asemilla Kus 220 ($2,1 \text{ mg l}^{-1}$) ja Tsalo 385 ($2,5 \text{ mg l}^{-1}$). Ströömässä ja salmien pohjoispäässä happipitoisuus oli tyydyttävällä tasolla ($4,2\text{--}6,1 \text{ mg l}^{-1}$). Avoimella merialueella asemilla Kus 44 ja Brändö 100 happitilanne oli hyvä, samoin kuin Ströömin eteläpäässä asemalla Kus 205 ja Kaitaisten-Laupusten salmessa ($7,0\text{--}8,0 \text{ mg l}^{-1}$).

3.1.2 Mallinnetut kokonaisravinnepitoisuudet havaintoasemilla

Kalankasvatuslaitoksien ja jokivesien ravinnekuormitus painottuu eri aikoihin. Jokien virtaamat ovat suurimmillaan keväällä, kalankasvatuslaitoksien kuormitus on suurinta loppukesällä. Näiden kuormituslähteiden osuutta havaintoasemien pintaveden kokonaisravinteiden lisäyksessä on havainnollistettu kuvissa 19 ja 20.

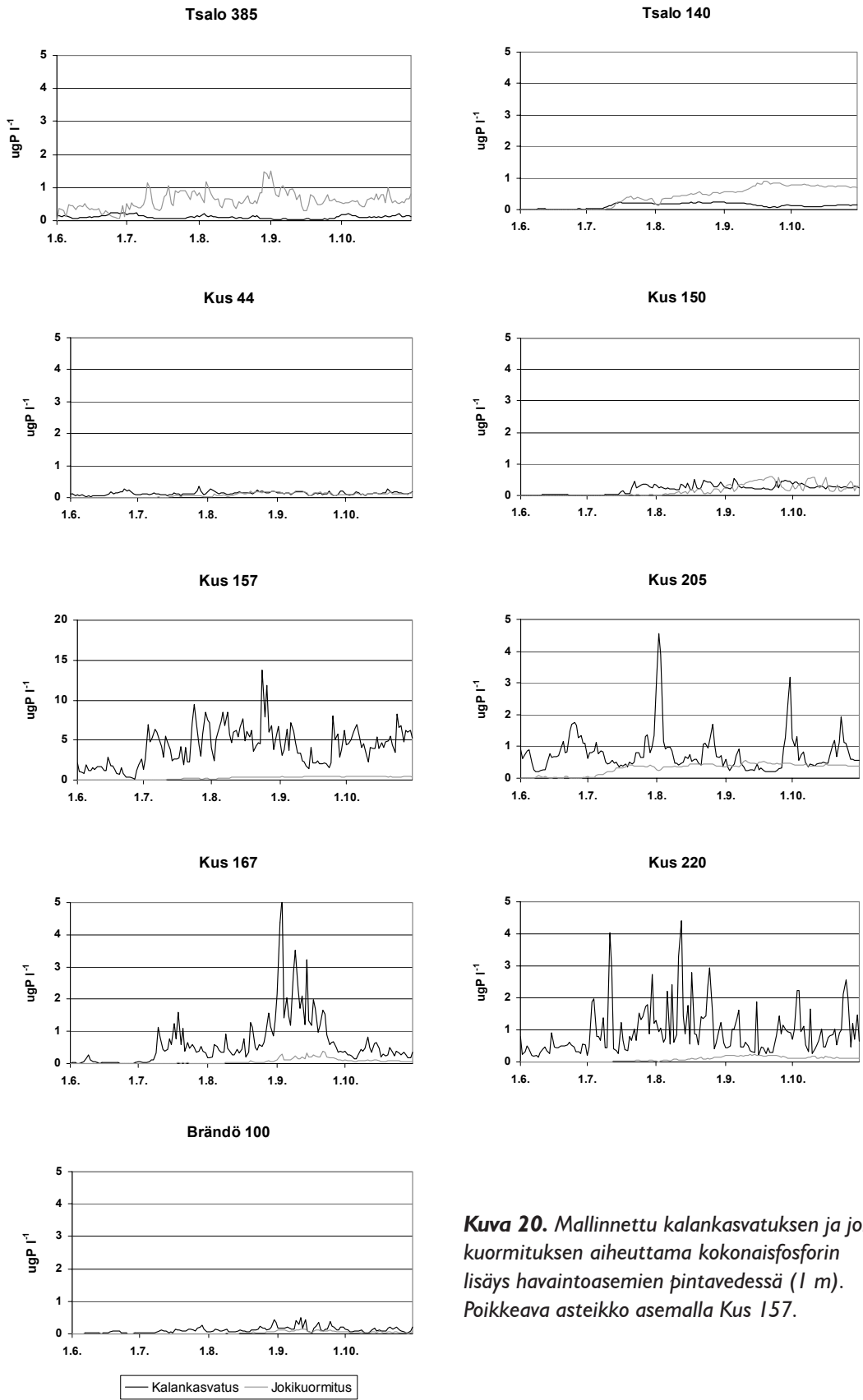


Kuva 18. Pintaveden kokonaisravinteet ja a-klorofylli sekä alusveden alin mitattu happi loppukesällä 2001



— Kalankasvatus — Jokikuormitus

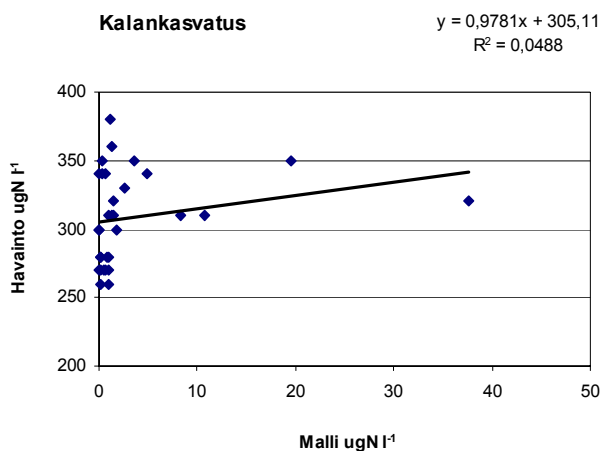
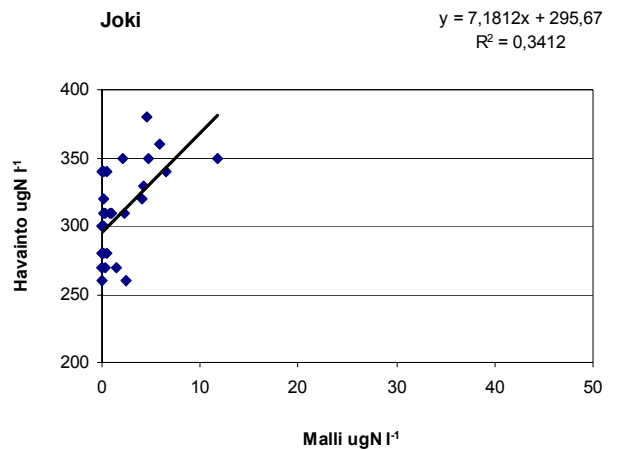
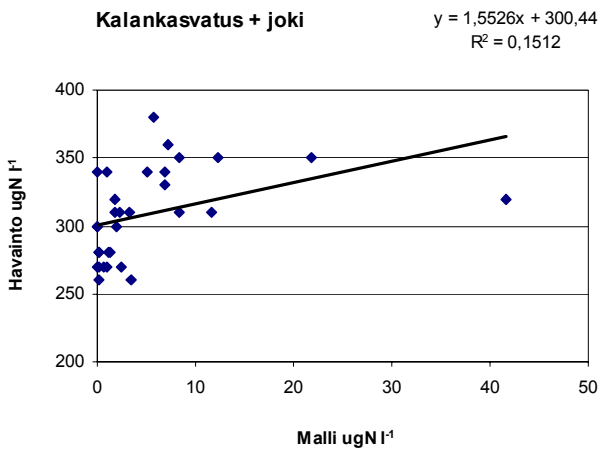
Kuva 19. Mallinnettu kalankasvatuksen ja jokikuormituksen aiheuttama kokonaistypen lisäys havaintoasemien pintavedessä (1 m). Poikkeava asteikko asemalla Kus 157.



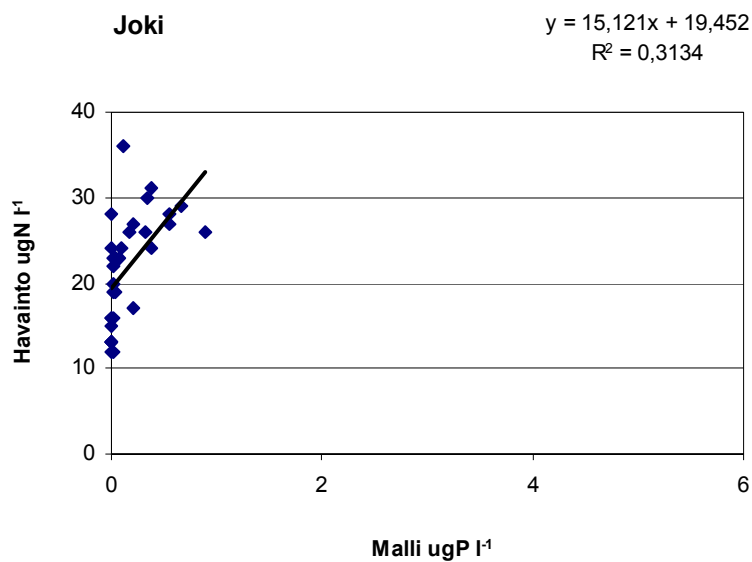
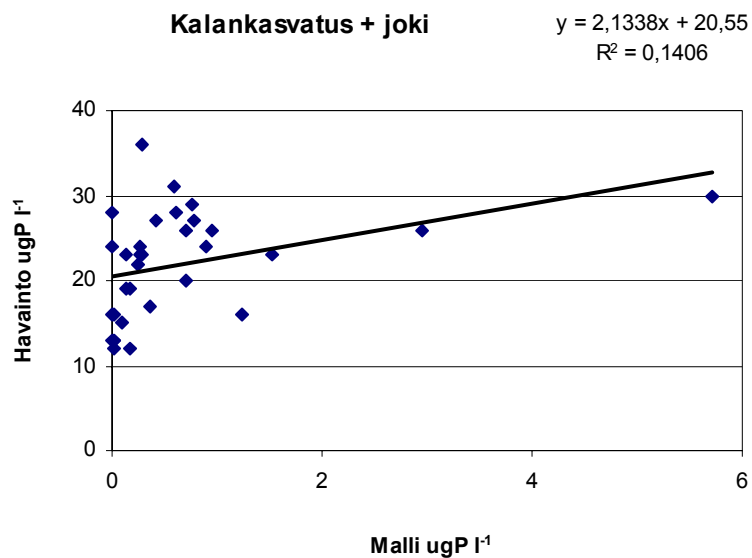
Kuva 20. Mallinnettu kalankasvatuksen ja jokikuormituksen aiheuttama kokonaisfosforin lisäys havaintoasemien pintavedessä (1 m). Poikkeava asteikko asemalla Kus 157.

Mietoistenlahden suulla asemalla Tsalo 385 jokivedet vaikuttavat huomattavasti kalankasvatusta enemmän pintakerroksen (0-1 m) veden ravinnepitoisuuksiin ja nostavat typpipitoisuuksia suurimmillaan noin $17 \mu\text{g l}^{-1}$ ja fosforipitoisuuksia noin $1,5 \mu\text{g l}^{-1}$. Tuulveden-Kaitaistensalmen keski- ja pohjoisosissa asemalla Tsalo 140 ja Tsalo 150 jokivesien vaikutus on edelleen vallitseva ja ne nostivat typpipitoisuuksia suurimmillaan $6-9 \mu\text{g l}^{-1}$ ja fosforipitoisuuksia $0,6-0,9 \mu\text{g l}^{-1}$.

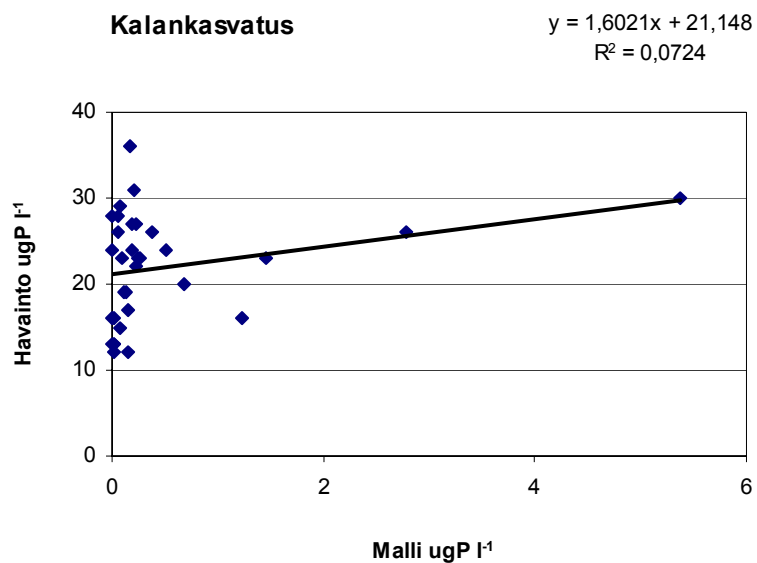
Ströömin eteläpäässä asemalla Kus 205 jokivesien aiheuttama pintakerroksen ravinnelisäys on loppukesällä melko tasaisesti noin $5 \mu\text{gN l}^{-1}$ ja $0,4 \mu\text{gP l}^{-1}$. Kalankasvatuksen tuomat ravinteet sen sijaan vaihtelevat suuresti riippuen virtauksista ollen $2-32 \mu\text{gN l}^{-1}$ ja $0,2-4,6 \mu\text{gP l}^{-1}$. Ströömin keskiosissa jokivesien vaikutus on mallin mukaan samoin noin $5 \mu\text{gN l}^{-1}$ ja $0,4 \mu\text{gP l}^{-1}$. Kalankasvatuksen aiheuttama typenlisäys on asemalla huomattavasti merkittävämpi, $10-90 \mu\text{gN l}^{-1}$ ja $1-14 \mu\text{gP l}^{-1}$. Ströömin pohjoisosan asemalla Kus 167 jokivesien aiheuttama suurin pitoisuus oli noin $4 \mu\text{gN l}^{-1}$ ja $0,2 \mu\text{gP l}^{-1}$. Kalankasvatus nosti pintaveden ravinnepitoisuuksia samalla paikalla suurimmillaan $34 \mu\text{gN l}^{-1}$ ja $5 \mu\text{gP l}^{-1}$.



Kuva 21. Vedenlaatuasemilta mitatut 1 metrin kokonaistypen pitoisuudet ja mallilla lasketut kalankasvatuksen, jokikuorman ja niiden yhteisvaikutuksen aiheuttama pintaveden kokonaistypen lisäykset vastaavina päivinä.



Kuva 22. Vedenlaatuasemilta mitatut 1 metrin kokonaisfosforin pitoisuudet ja mallilla lasketut kalankasvatuksen, jokikuorman ja niiden yhteisvaikutuksen aiheuttama pintaveden kokonaisfosforin lisäykset vastaavina päivinä.



Kihdin puolella asemilla Kus 44 ja Brändö 100 sekä kalankasvatuksen että jokivesien aiheuttama pintakerroksen ravinnepitoisuuksien nousu oli vähäistä verrattuna lähempänä kuormituslähteitä sijainneisiin asemiin. Kummallakin asemalla kokonaistypen pitoisuudet eivät nousseet kummankaan kuormituslähteen takia yli $4 \mu\text{gN l}^{-1}$ ja $0,5 \mu\text{gP l}^{-1}$. Sen sijaan lähellä kalankasvatustiloja sijainneella asemalla Kus 220 kalankasvatus nosti pintakerroksen ravinnepitoisuuksia virtauksista riippuen $2-34 \mu\text{gN l}^{-1}$ ja $0,2-4,4 \mu\text{gP l}^{-1}$. Jokivesien vaikutus alueella oli alle $3 \mu\text{gN l}^{-1}$ ja $0,3 \mu\text{gP l}^{-1}$.

Alueella sijaitsevien vedenlaatuasemien yhdestä metristä mitattuja kokonaisravinnepitoisuuksia vuodelta 2001 vertailtiin mallin tuottamiin kokonaisravinnepitoisuuksiin vastaavina päivinä (kuvat 21 ja 22). Kalankasvatuksen, jokikuormituksen ja näiden yhteisvaikutuksen tuottamia ravinnepitoisuuksien nousua tarkasteltiin erikseen. Mitattujen ja mallinnettujen kokonaisravinteiden pitoisuuksien väliset korrelaatiokertoimet ovat taulukossa 2.

Taulukko 2. Mitattujen ja mallinnettujen pintaveden kokonaisravinteiden väliset korrelaatiokertoimet. Päällysvien a-klorofyllin ja orgaanisen aineksen sekä mallinnettujen pintaveden kokonaistypen väliset korrelaatiokertoimet (r^2) jaksoilla A, B ja C.

| | n | Jokikuormitus | Kalankasvatus | Jokikuormitus + kalankasvatus |
|-----------------------|----|---------------|---------------|-------------------------------|
| kokonaistyyppi (1 m) | 31 | 0,34 *** | 0,05 | 0,15 * |
| Kokonaisfosfori (1 m) | 31 | 0,31 *** | 0,07 | 0,14 * |
| a-klorofylli A | 16 | 0,46 ** | 0,64 *** | 0,67 *** |
| a-klorofylli B | 15 | 0,58 *** | 0,13 | 0,18 |
| a-klorofylli C | 16 | 0,25 * | 0,69 *** | 0,69 *** |
| org. aines A | 16 | 0,53 ** | 0,70 *** | 0,73 *** |
| org. aines B | 15 | 0,57 ** | 0,22 | 0,27 * |
| org. aines C | 16 | 0,30 * | 0,49 ** | 0,51 ** |

* $0,05 > p > 0,01$

** $0,01 > p > 0,001$

*** $p < 0,001$

3.1.3 Päällysvätkä

Jaksolla A 23.7.-6.8.2001 perifytonin a-klorofylli oli Ströömien eteläisillä havaintoasemilla (asemat 1-3, kuva 6) keskimäärin $19,2 \text{ mg m}^{-2}$, Ströömien keskialueella (4-7) $22,2 \text{ mg m}^{-2}$ ja pohjoisella Ströömillä (8-10) $6,6 \text{ mg m}^{-2}$. Kihdin itäreunan asemilla (11-13) a-klorofylliä oli keskimäärin $2,5 \text{ mg m}^{-2}$ ja Brändön puolen asemilla (14-16) $2,9 \text{ mg m}^{-2}$ (kuva 23, taulukko 3).

Orgaanisen aineksen pitoisuus jaksolla A oli Ströömien eteläpään asemilla keskimäärin $7,1 \text{ g m}^{-2}$, Ströömien keskiosissa $7,8 \text{ g m}^{-2}$ ja Ströömien pohjoisosassa $4,0 \text{ g m}^{-2}$ (kuva 26). Kihdin eri puolilla orgaanisen aineksen määrä oli keskimäärin $1,9$ ja $1,5 \text{ g m}^{-2}$ (taulukko 3).

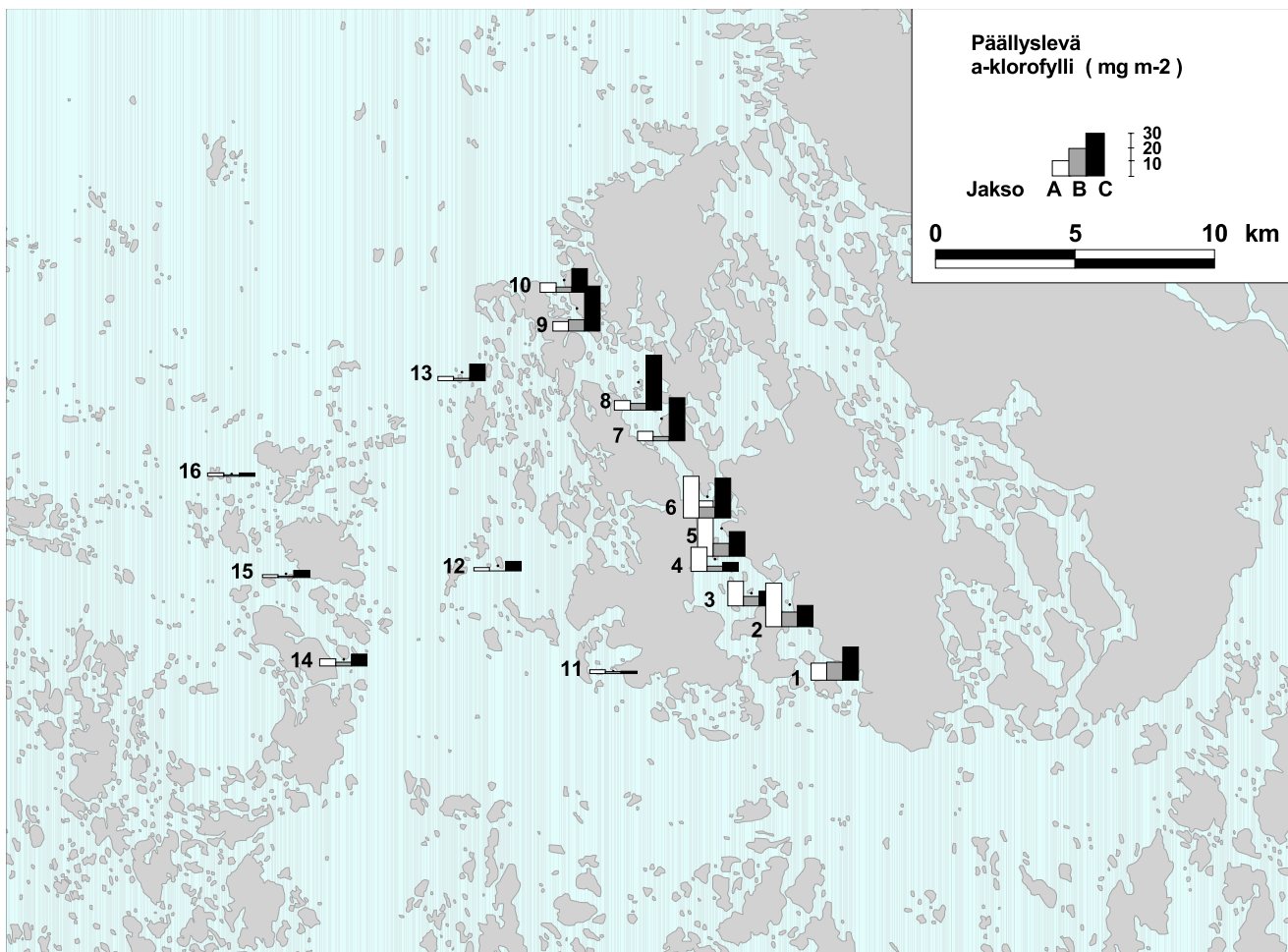
Jaksolla B 13.8.-27.8.2001 korkeimmat päällysvien a-klorofyllipitoisuudet olivat eteläisessä Ströömässä, missä asemien 1-3 keskiarvo oli $9,6 \text{ mg m}^{-2}$ (kuva 23, taulukko 3). Keskisen (4-7) ja pohjoisen (8-10) Ströömien asemien keskimääräiset a-klorofyllipitoisuudet olivat lähellä toisiaan, $5,7$ ja $5,2 \text{ mg m}^{-2}$. Yksi Kihdin itäreu-

nan päällysväeteline oli kadonnut jakson aikana. Asemien 11 ja 13 sekä Brändön asemien (14-16) keskiarvona lasketut a-klorofyllit olivat samankaltaiset, 1,5 ja 1,4 mg m⁻². Näytteitä kerättäessä kova tuuli ja sade saattoivat vaikuttaa näytteisiin.

Orgaanisen aineksen määrä jaksolla B oli Ströomin eteläpäässä 2,8 g m⁻², keskiosissa 1,9 g m⁻² ja pohjoispäässä 1,6 g m⁻² (kuva 26). Kihdin itä- ja länsipuolen asemilla orgaanisen aineksen määrä oli kummallakin 0,6 g m⁻² (taulukko 3).

Jaksolla C 27.8.-11.9.2001 korkeimmat a-klorofylli pitoisuudet mitattiin pohjoisen Ströomin asemilta 8-10, missä pitoisuudet olivat keskimäärin 28,0 mg/m². Ströomin keskiosassa (4-7) pitoisuudet olivat alhaisempia, keskimäärin 19,8 mg/m² ja eteläisessä Ströömossa (1-3) vain noin puolet pohjoisen Ströomin arvoista, 15,5 mg/m². Kihdin itäreunan asemien keskiarvot olivat 6,5 ja Brändön puolen asemien 5,0 mg/m² (kuva 23, taulukko 3).

Orgaanisen aineksen määrä jaksolla C oli suurin Ströomin keskiosien asemilla, keskimäärin 5,9 g m⁻² (taulukko 3). Ströomin pohjoispäässä orgaanista ainesta oli 4,4 g m⁻² ja eteläpäässä 3,0 g m⁻². Kihdin itä- ja länsipuolen asemilla määrät olivat 1,6 ja 1,4 g m⁻².



Kuva 23. Kustavin 16 päällysvä aseman a-klorofylli vuonna 2001 jaksoilla A (23.7.- 6.8.), B (13.8.-27.8.) ja C (27.8.-11.9.).

Taulukko 3. Kustavin 16 päällystettyä asemaa a-klorofylli ja orgaaninen aines vuonna 2001 jaksoilla A (23.7.- 6.8.), B (13.8.-27.8.) ja C (27.8.-11.9.).

| Asema | a-klorofylli (mg m ⁻²) | | | Org. aines (g m ⁻²) | | |
|-------|------------------------------------|-------|-------|---------------------------------|------|------|
| | A | B | C | A | B | C |
| 1 | 11.67 | 12.33 | 22.33 | 6.49 | 2.94 | 3.15 |
| 2 | 29.33 | 9.97 | 14.33 | 8.41 | 3.67 | 3.86 |
| 3 | 16.50 | 6.37 | 9.83 | 6.29 | 1.87 | 1.92 |
| 4 | 16.50 | 3.63 | 6.20 | 6.18 | 1.37 | 1.85 |
| 5 | 37.50 | 8.70 | 16.67 | 11.25 | 1.77 | 7.47 |
| 6 | 28.33 | 7.50 | 27.00 | 10.59 | 3.38 | 9.28 |
| 7 | 6.33 | 3.03 | 29.33 | 3.21 | 1.12 | 5.10 |
| 8 | 6.70 | 4.60 | 37.33 | 3.20 | 1.55 | 5.26 |
| 9 | 6.53 | 7.70 | 30.67 | 4.79 | 1.69 | 4.70 |
| 10 | 6.43 | 3.43 | 16.00 | 3.91 | 1.42 | 3.28 |
| 11 | 2.50 | 1.28 | 1.80 | 2.37 | 0.49 | 1.03 |
| 12 | 2.07 | | 6.30 | 1.68 | | 1.38 |
| 13 | 2.87 | 1.80 | 11.33 | 1.70 | 0.78 | 2.33 |
| 14 | 4.77 | 2.33 | 8.03 | 2.02 | 0.66 | 1.62 |
| 15 | 2.03 | 1.11 | 4.90 | 1.20 | 0.60 | 1.34 |
| 16 | 2.00 | 0.67 | 2.03 | 1.41 | 0.49 | 1.04 |

3.1.4 Mallinnetut kokonaistyyppipitoisuudet päällystettyä asemilla

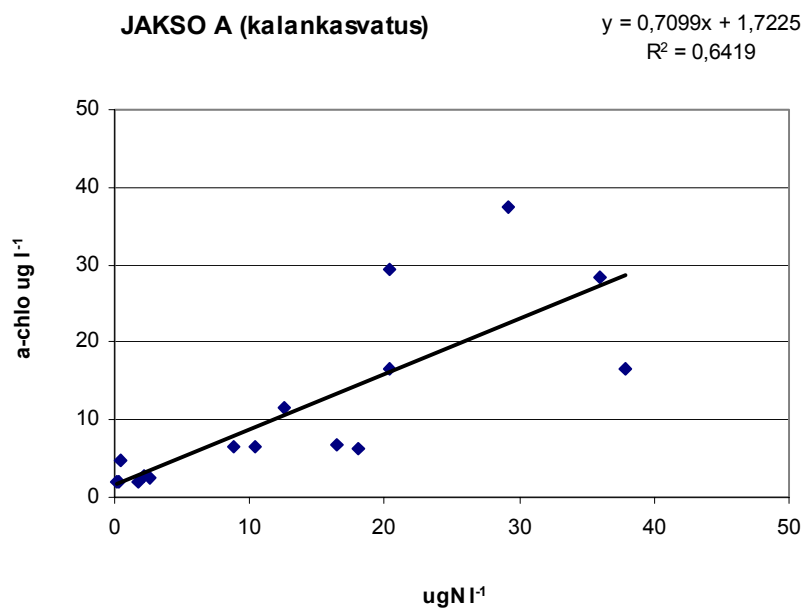
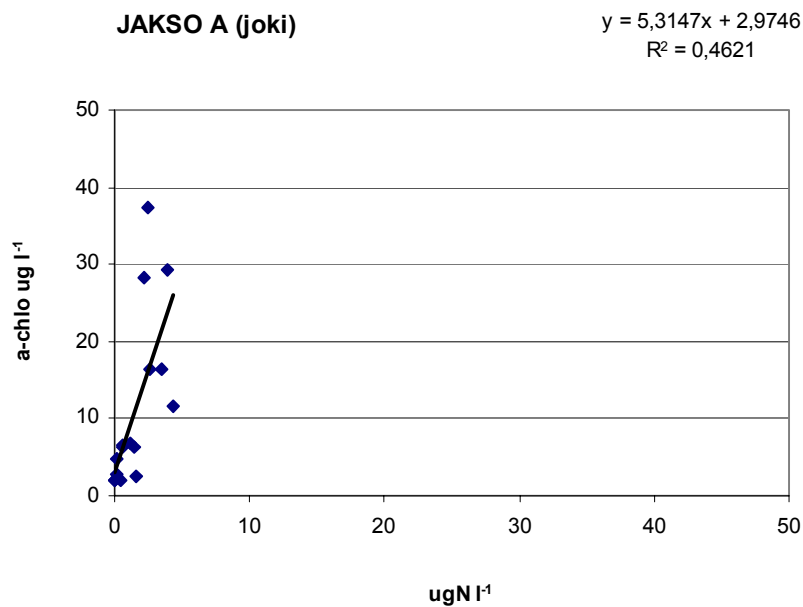
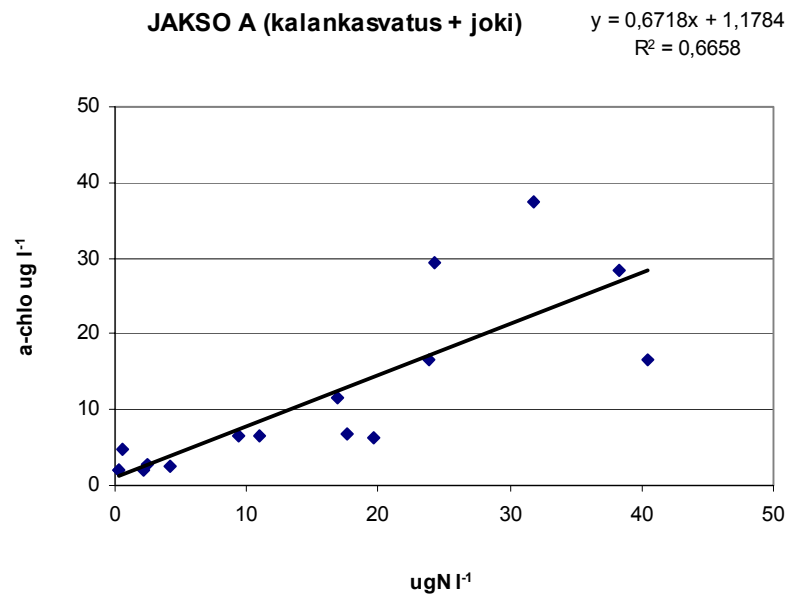
Kalankasvatuksen ja jokikuormituksen (Laajoki ja Mynäjoki) aiheuttaman pintaveden ravinnelisäyksen välistä yhteyttä päällystettyjen kasvuun selvitettiin laskeamalla mallilla päällystettyjen tutkimuksen havaintoasemille aikasarjat sekä kalankasvatuksesta että jokikuormituksesta aiheutuvista kokonaistyyppipitoisuuksien muutoksista. Aikasarjoista laskettiin asemakohtainen keskimääräinen ravinnelisäys inkubointijakson aikana. Ravinnelisäystä verrattiin päällystettyjen a-klorofyllipitoisuuksiin ja inkubointijaksona kerääntyneeseen orgaanisen aineksen määrään.

Jaksolla A Ströomin etelä- ja keskiosan päällystettyjen tuotanto oli voimakasta verrattuna Ströomin pohjoispään ja Kihdin molemmiin puolin olevien asemien tuotantoon (kuva 23). Mallilla lasketut keskimääräiset kokonaisravinteiden lisäykset inkubointijakson aikana vaihtelivat saman suuntaisesti. Mallin avulla lasketut kalankasvatuksen, jokikuorman ja niiden yhteisvaikutuksen aiheuttama kokonaistyyppien keskimääräinen lisäys inkubointijaksona ja vastaavat päällystettyjen mitatut a-klorofyllipitoisuudet on esitetty kuvassa 24 ja niiden väliset korrelaatiokertoimet on taulukossa 2.

Jaksolla B päällystettyjen a-klorofyllipitoisuudet olivat alhaisempia kuin ensimmäisellä jaksolla. Korkeimmat pitoisuudet mitattiin Ströomin eteläisimmässä asemassa ja toisaalta Ströomissä kalankasvatustaitoksien läheisyydessä. Mallilla lasketun kokonaistyyppien lisäyksen ja päällystettyjen a-klorofyllin välistä yhteyttä on tarkasteltu kuvassa 25 ja taulukossa 2.

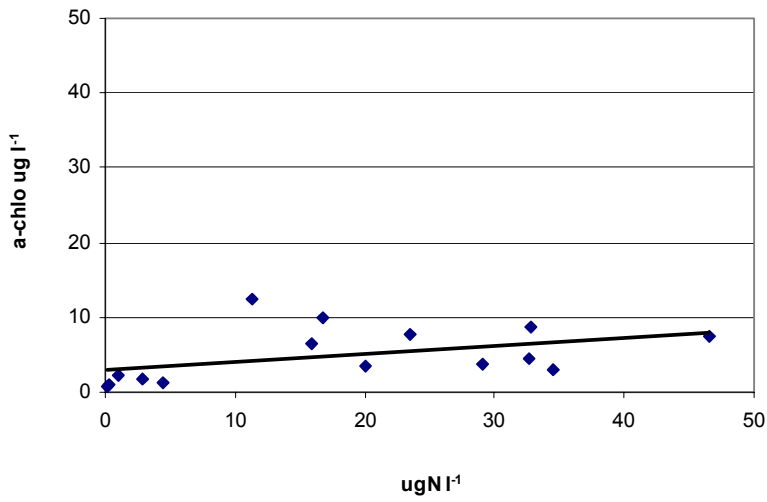
Jaksolla C korkeimmat päällystettyjen a-klorofyllipitoisuudet mitattiin Ströomin keski- ja pohjoisosassa. Myös mallilla lasketut kalankasvatuksen aiheuttamat veden ravinnepitoisuuksien lisäykset olivat korkeimpia Ströomin keski- ja pohjoisosien asemilla. Mallilla lasketun kokonaistyyppien lisäyksen ja päällystettyjen a-klorofyllin välistä yhteyttä on tarkasteltu kuvassa 26 ja taulukossa 2.

Kuva 24. Päällysvä-
tuotanto (a-chlo) ja
mallilla laskettu kalan-
kasvatuksen, jokikuor-
man ja niiden yhteisvai-
kutuksen aiheuttama
pintaveden keskimääräi-
nen kokonaistypen lisäys
inkubointijaksolla A
(23.7.-6.8.2001).



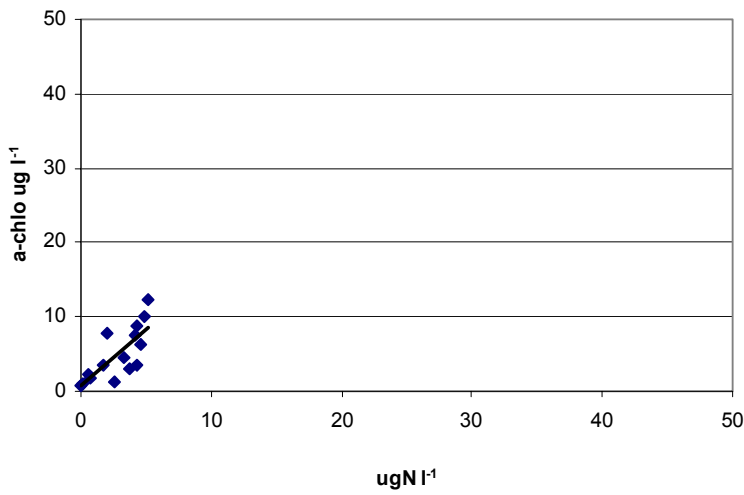
JAKSO B (kalankasvatus + joki)

$$y = 0,1031x + 3,0937$$
$$R^2 = 0,1805$$



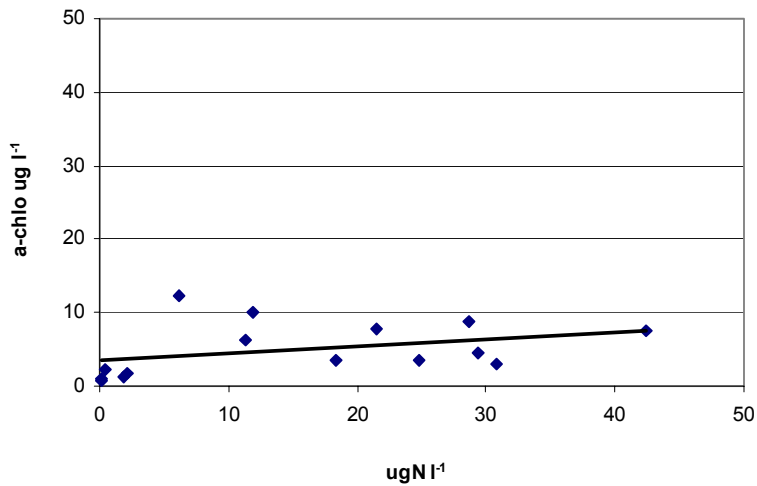
JAKSO B (joki)

$$y = 1,5045x + 0,754$$
$$R^2 = 0,5783$$



JAKSO B (kalankasvatus)

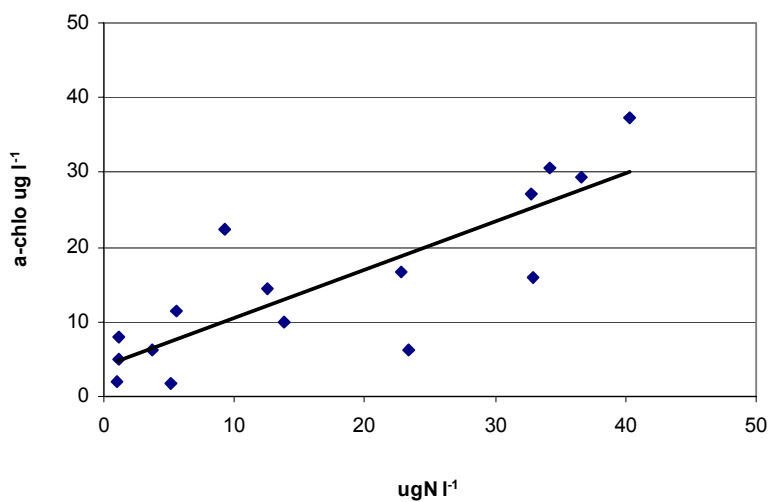
$$y = 0,0937x + 3,5269$$
$$R^2 = 0,128$$



Kuva 25. Päällyslevätuotanto (a-chlo) ja mallilla laskettu kalankasvatuksen, jokikuorman ja niiden yhteisvaikutuksen aiheuttama pintaveden keskimääräinen kokonaistypen lisäys inkubointijaksolla B (13.8.- 27.8.2001).

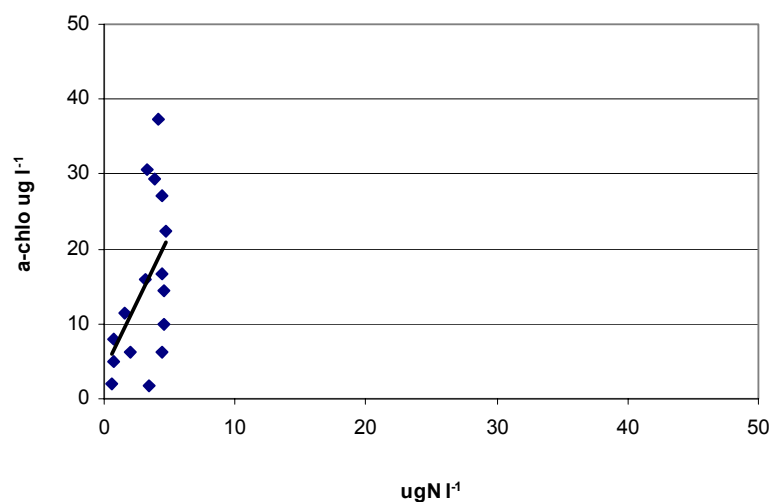
JAKSO C (kalankasvatus+joki)

$$y = 0,6411x + 4,1941$$
$$R^2 = 0,6924$$



JAKSO C (joki)

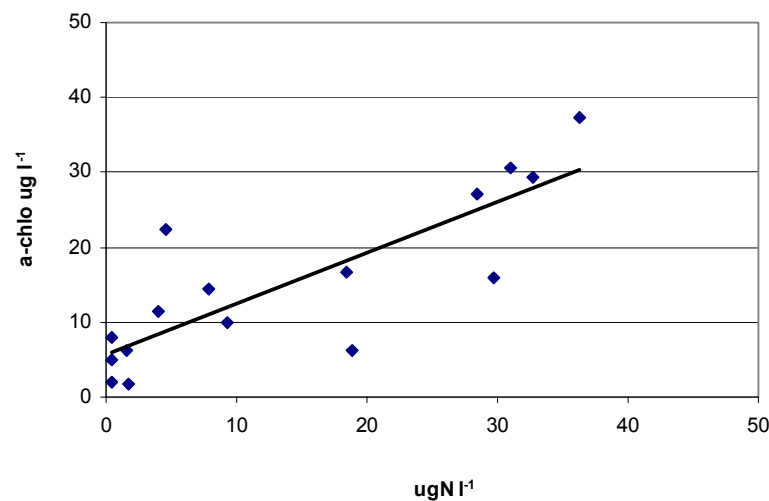
$$y = 3,6294x + 3,8489$$
$$R^2 = 0,2526$$



Kuva 26. Päällysväätötuotanto (a-chlo) ja mallilla laskettu kalankasvatuksen, jokikuorman ja niiden yhteisvaikutuksen aiheuttama pintaveden keskimääräinen kokonaistypen lisäys inkubointijaksolla C (27.8.-11.9.2001).

JAKSO C (kalankasvatus)

$$y = 0,6788x + 5,6771$$
$$R^2 = 0,6858$$



3.2 Ravinnekuormituksen leviäminen

3.2.1 Vuoden 2001 kuormitus

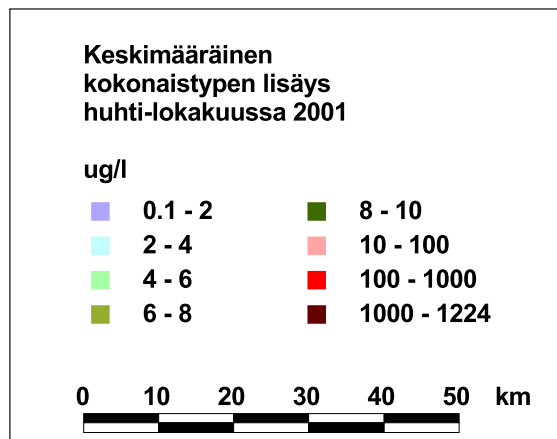
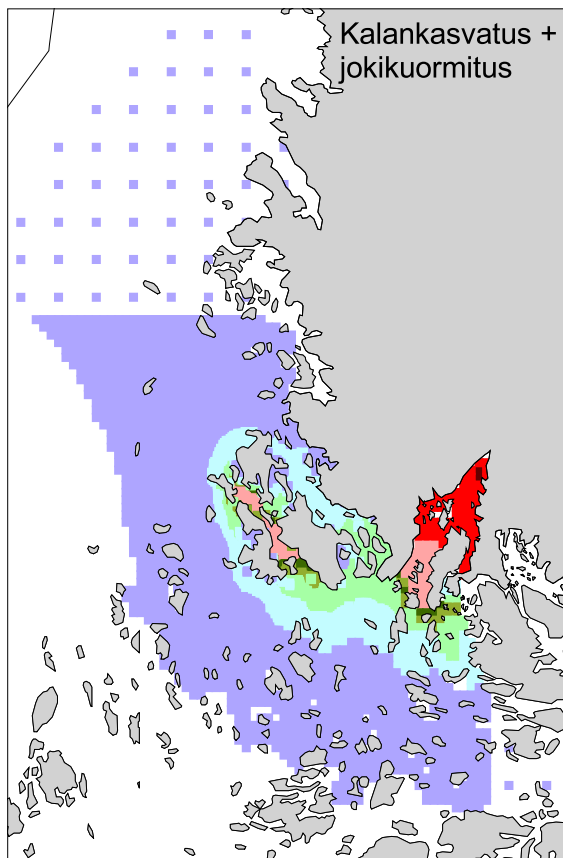
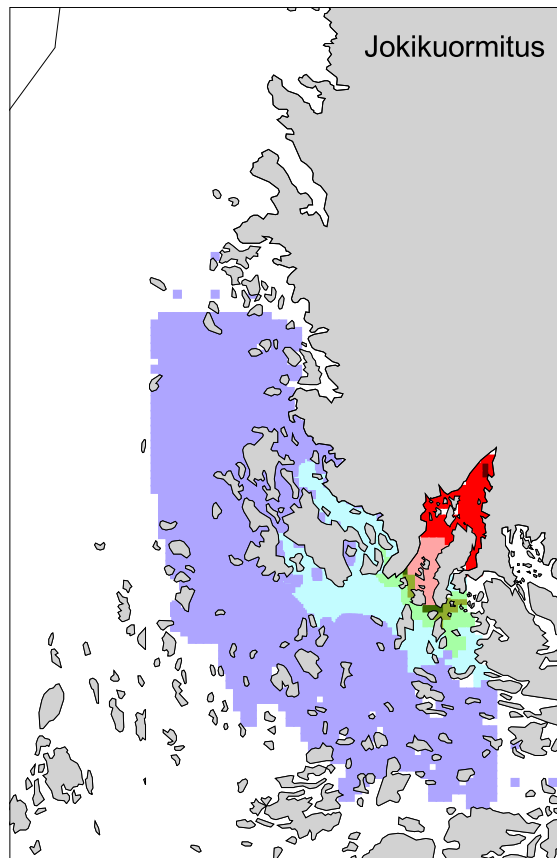
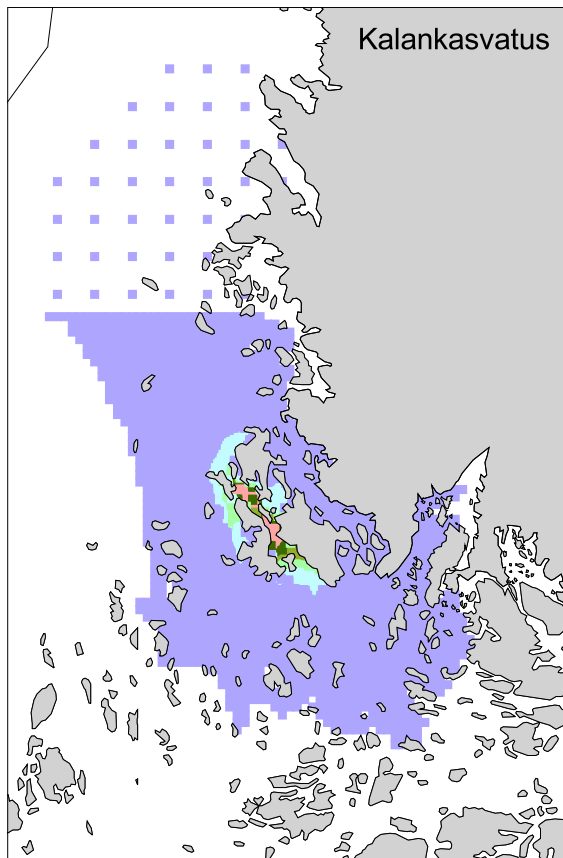
Vuoden 2001 typpi- ja fosforikuormituksen (kuvat 3 ja 4) perusteella mallinnettiin ravinteiden leviäminen pintavedessä (0-1 m). Koska ravinteiden pitoisuudet vaihtelevat tuulen ja virtausten suuntien ja voimakkuuksien mukaan jatkuvasti, tulokset esitetään huhti-lokakuun keskiarvopitoisuuksina. Tuloksia tarkastellessa on siis huomioitava, että pitoisuuksia ei voida pitää suoraan kalankasvatuksen ja/tai jokivesien aiheuttamana ravinnepitoisuuksien nousuna tietyssä päivänä. Jos mallinnusjakso olisi esimerkiksi ajoitettu voimakkaimman kalankasvatustilanteen tapahtuvan ruokinnan aikaan loppukesään, pitoisuudet olisivat suurempia lähellä kalankasvatustilanteita. Kuvien perusteella voidaan kuitenkin tehdä päätelmiä siitä, missä eri kuormituslähteiden vaikutukset ovat yhtä suuria.

Mallitulosten perusteella kalankasvatuksen ja jokivesien vaikutukset olivat ko. jaksolla yhtä suuria vielä aivan Ströömin eteläpäässä (kuvat 27 ja 28). Pian Ströömin suuosien jälkeen kalankasvatuksen vaikutukset ovat kuitenkin jo vallitsevia minkä voi todeta myös kuvista 19 ja 20. Tuulveden-Kaitaistensalmen pintaveden laatuun vaikuttaa voimakkaammin jokivesien tuomat ravinteet.

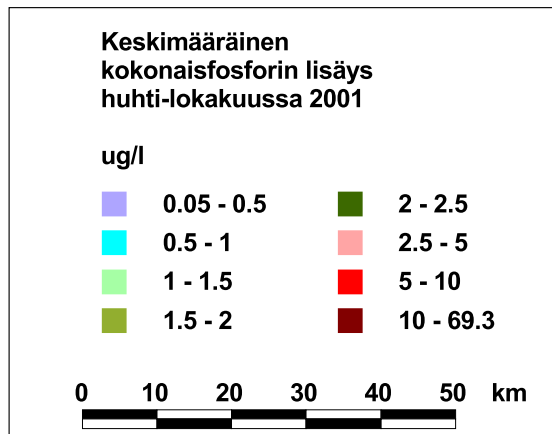
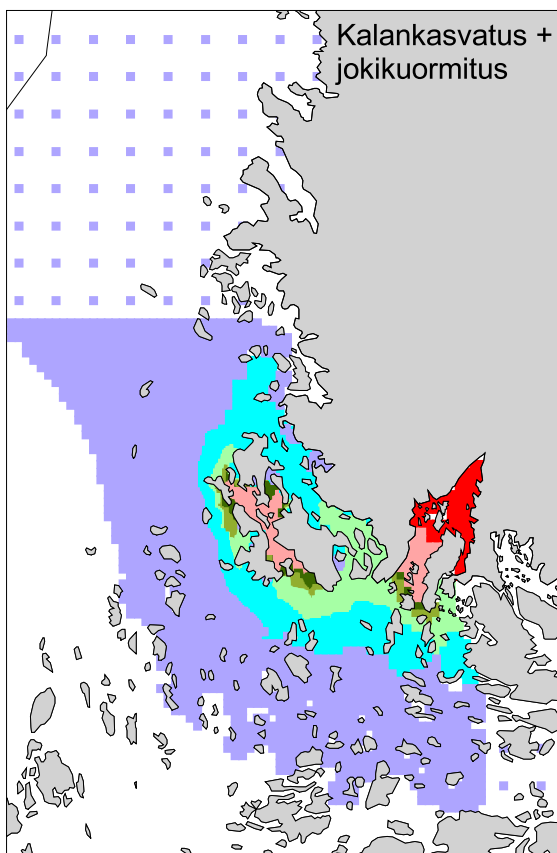
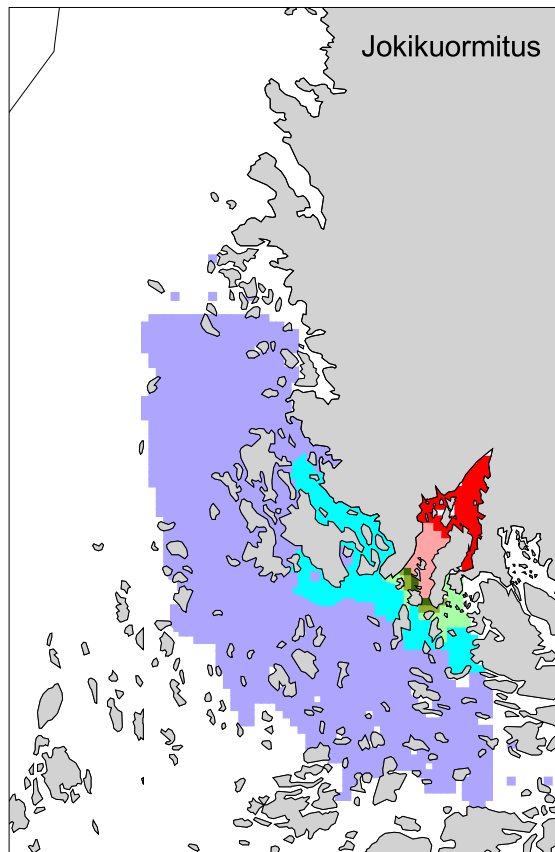
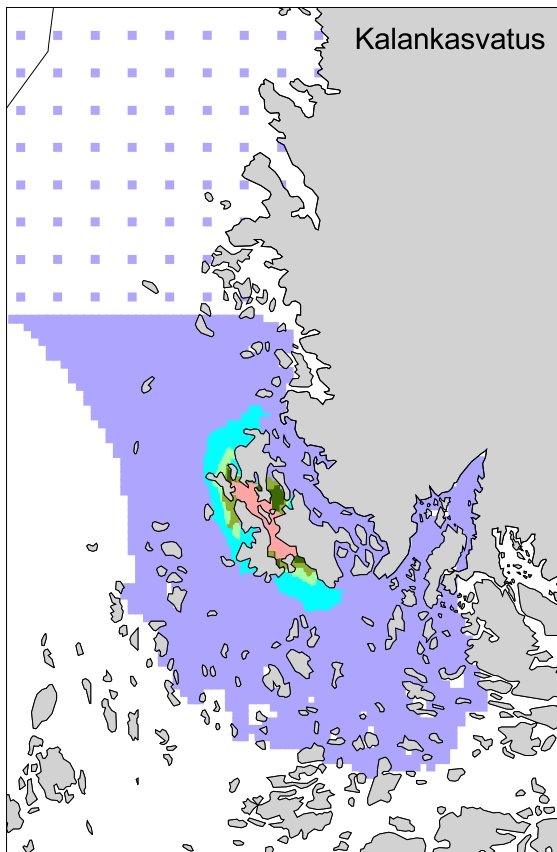
Sekä kalankasvatuksen että jokivesien ravinteet kulkeutuvat tyypillisesti rannikkoa pitkin kohti pohjoista. Kuvassa 29 on kuvattu vyöhykkeet joiden sisään mallin mukaan jäi 50 %, 90 % ja 99% pintaveden (0-1 m) kokonaisuudessaan johduttavasta kalankasvatuksen ja jokivesien aiheuttamasta typen lisäyksestä. Muissa vesikerroksissa vyöhykkeisyys on erilainen.

3.2.2 Kuormituksen muutosten vaikutus vedenlaatuun

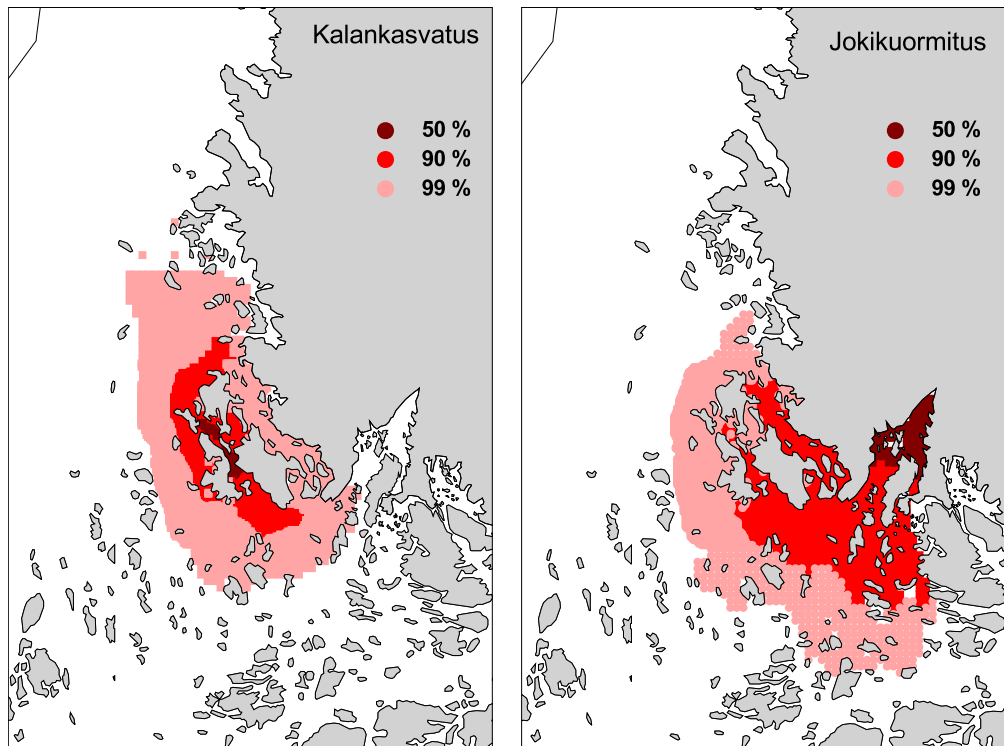
Eräs mallilaskelmien keskeinen käyttöalue on havainnollistaa kuormituksen muutosten vaikutusta vedenlaatuun. Tässä yhteydessä vertailtiin nykyisten lupaehtojen sallimien fosforikuormitusten ja sekä tulevaisuudessa mahdollisesti voimaan astuvien lupien sallimien fosforikuormitusten vaikutuksia alueen vedenlaatuun. Kuormitukset vertailutilanteessa on esitetty kuvassa 30. Kuormitusmuutoksia on vain Ströömin salmessa olevissa laitoksissa, missä kuormitusta laskettaisiin erään esityksen mukaan 25-28 %. Lisäksi toiminta yhdellä altaalla loppuisi, mutta toisaalta saman luvanhaltijan toinen yksikkö laajenisi jonkin verran ja vaihtaisi paikkaa avoimemmalle vesialueelle. Kuvissa 31 ja 32 on esitetty, miten kuormituksen vähentäminen vaikuttaisi pintaveden fosforipitoisuuteen havaintoasemilla.



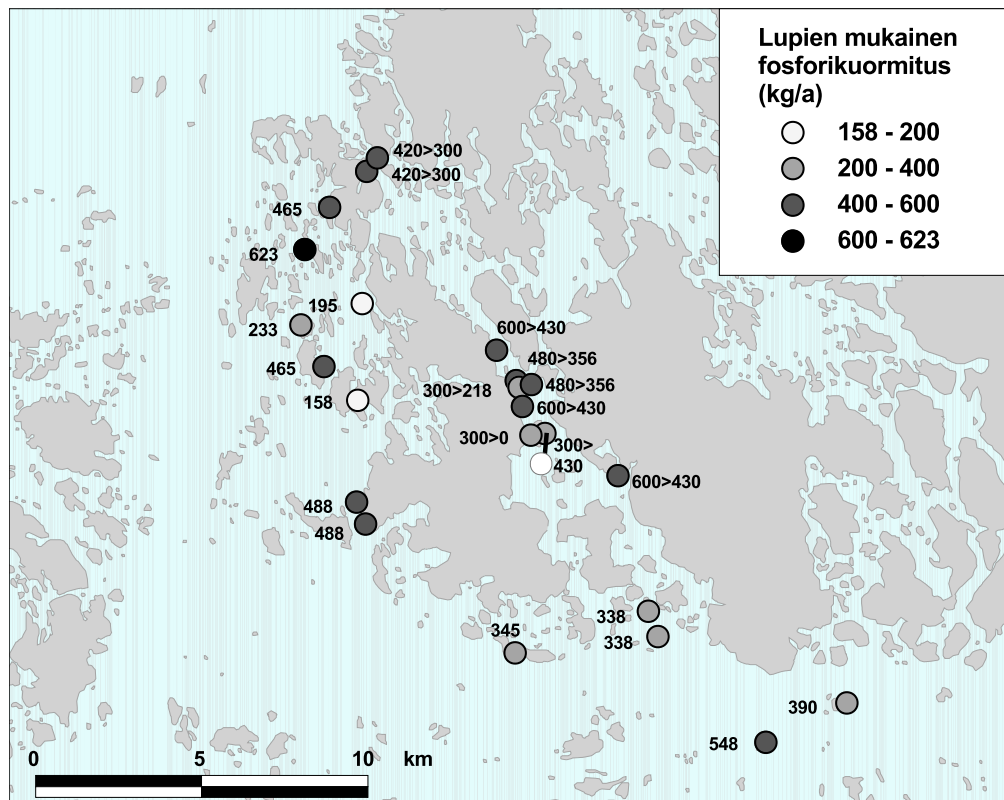
Kuva 27. Mallinnettu kalankasvatuksen, jokivesien ja niiden yhteisvaikutuksen aiheuttama pintaveden (1 m) keskimääräinen kokonaistypen lisäys vuonna 2001 jaksolla huhti-lokakuu.



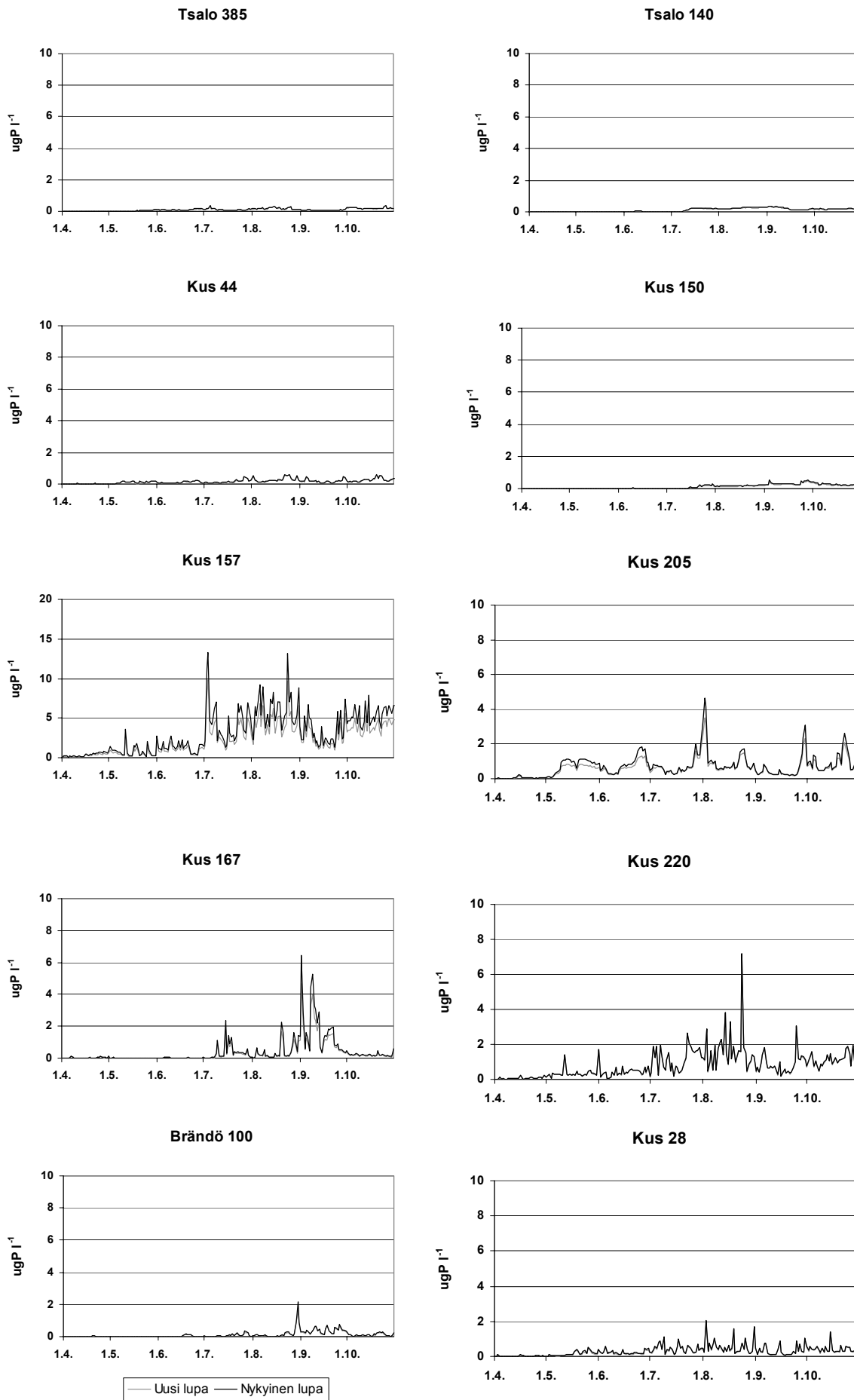
Kuva 28. Mallinnettu kalankasvatuksen, jokivesien ja niiden yhteisvaikutuksen aiheuttama pintaveden (1 m) keskimääräinen kokonaisfosforin lisäys vuonna 2001 jaksolla huhti-lokakuu.



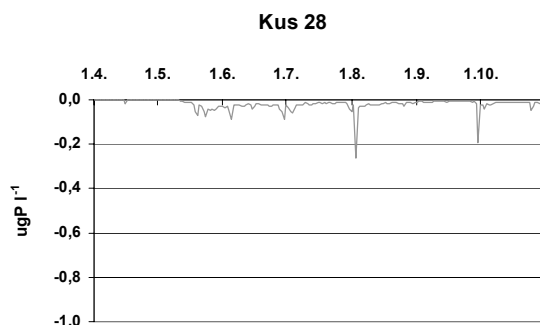
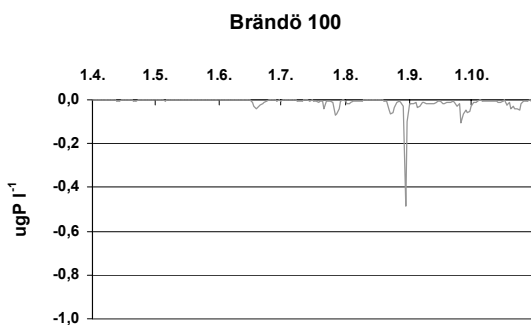
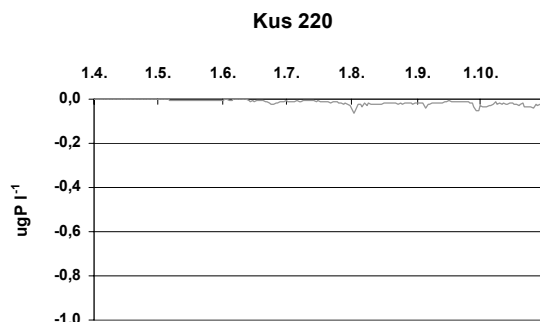
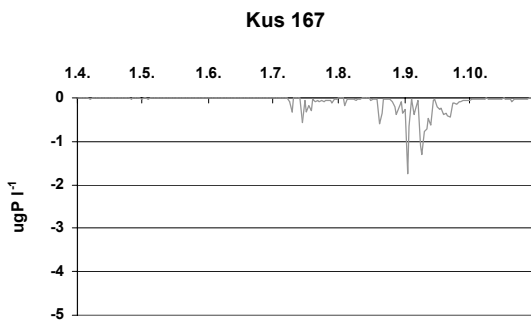
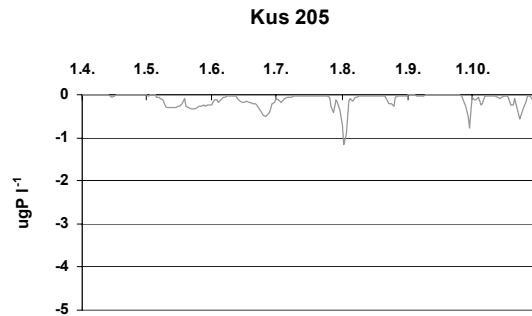
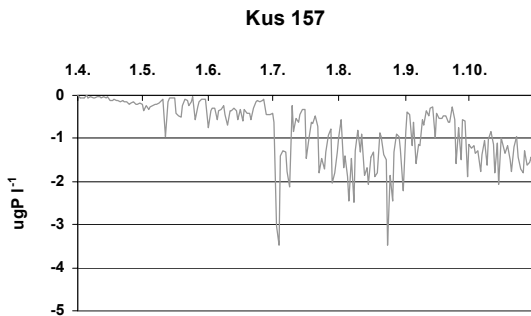
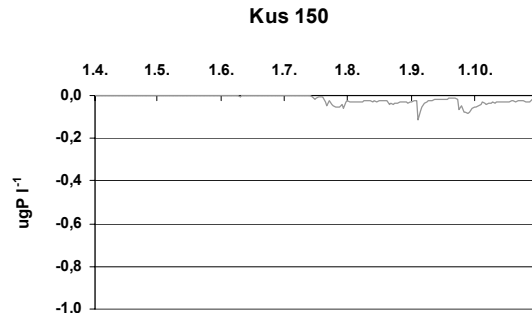
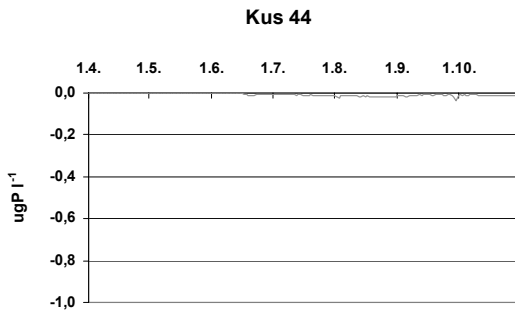
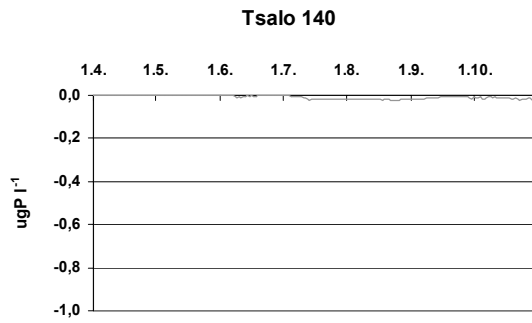
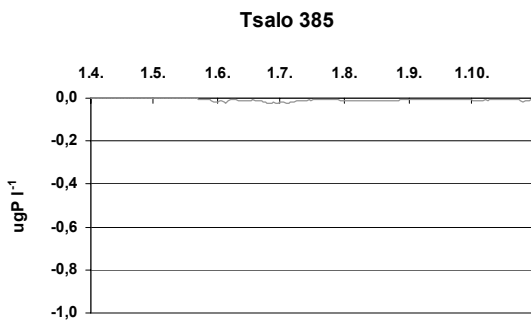
Kuva 29. Alueet joiden sisään jää 50 %, 90 % ja 99 % pintaveden johtuvasta kokonais-typpikuormituksesta.



Kuva 30. Nykyisten lupien pohjalta lasketut fosforikuormitukset sekä erään esityksen mukaan niihin tehtävät muutokset.



Kuva 31. Mallinnettu kalankasvatuksen nykyisten ja ehdotettujen lupaehtojen mukaisen kuormituksen aiheuttama pintaveden (1 m) keskimääräinen kokonaisfosforin lisäys havaintoasemilla vuoden 2001 tuulilla. Huomaa poikkeava asteikko asemalla 157.



— Erotus

Kuva 32. Nykyisten ja ehdotettujen kalankasvatuksen lupaehtojen mukaisen kuormituksen aiheuttama kokonaisfosforin pitoisuuden muutos kerroksessa 0-1 m havaintoasemilla. Huomaa muista poikkeavat asteikot asemilla Kus 157, Kus 205 ja Kus 167.

3.3 Virtausmittaukset

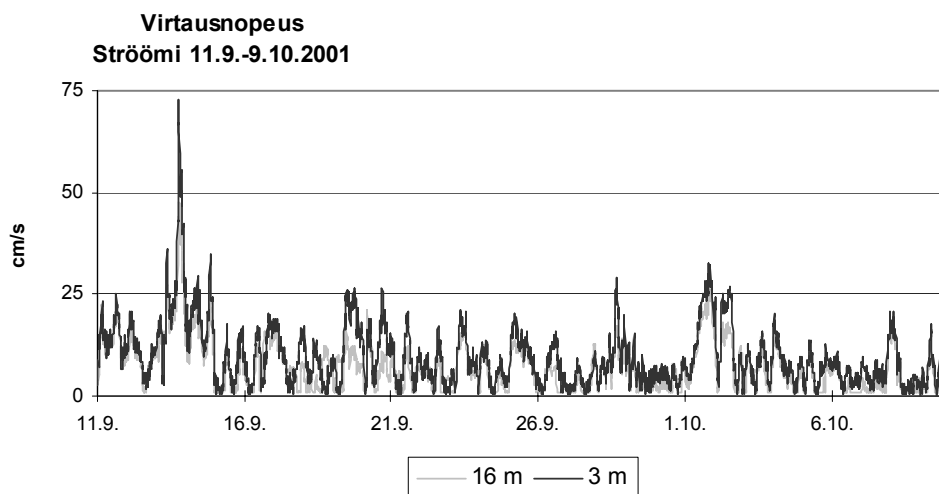
3.3.1 Mitatut virtaukset

Jaksolla 11.9. – 9.10.2001 virtaussuunta oli sekä pinnassa että pohjassa noin kaksi kolmasosaa ajasta pohjoiseen. Usein Saaristomeren salmissa havaitaan erityisesti kerrostuneisuuden vallitessa kahdensuuntaisia virtauksia eri vesikerroksissa. Ströömässä vesi ei mittausajankohtana ollut kerrostunut ja salmen virtaukset olivat 90 % ajasta samaan suuntaan sekä pinta- että pohjakerroksessa.

Taulukko 4. Tunnuslukuja virtausmittauksista Ströömässä 11.9.-9.10.2001

| | 3 m | 16 m |
|--|-------------------|-------------------|
| virtaus suuntaan 320° | 67 % | 63 % |
| virtaus suuntaan 140° | 33 % | 37 % |
| virtaukset yhdensuuntaisia eri kerroksissa | 90 % | |
| virtausnopeuksien keskiarvo | 9,6 cm/s | 7,1 cm/s |
| salmensuuntaisen virtauskomponentin keskiarvo | 4,1 cm/s | 1,9 cm/s |
| salmensuuntaisen virtauskomponentin vaihteluväli | -19,8 – 72,7 cm/s | -17,7 – 46,6 cm/s |

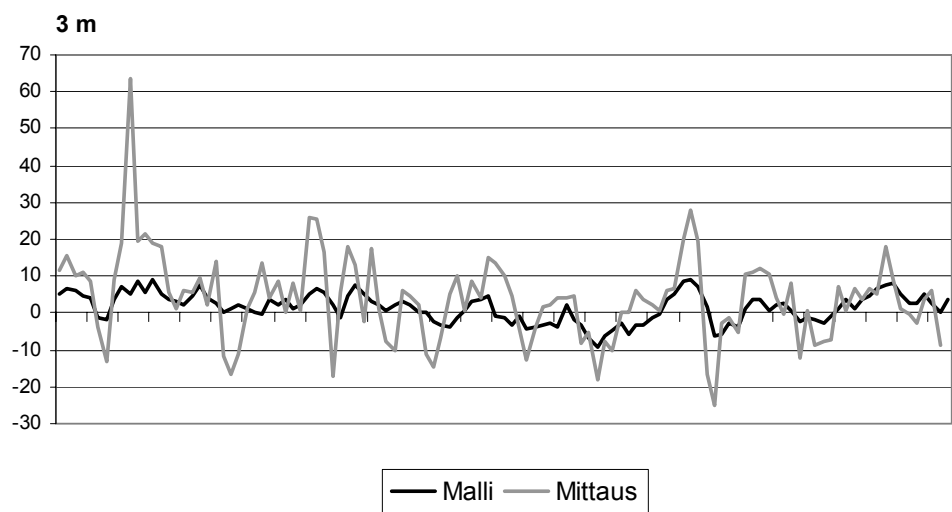
Virtaukset olivat voimakkaita. Suurin virtausnopeus mitattiin 13.9., jolloin vesi virtasi 3 metrin syvyydessä 73 cm/s luoteeseen (kuva 33). Samaan aikaan mitattiin vielä 16 metrin syvyydessä salmen suunnassa 47 cm/s virtaus samaan suuntaan, joten vedenvaihto salmen kautta oli erittäin voimakasta. Keskimäärin virtausnopeus kolmessa metrissä oli 9,6 cm/s ja 16 metrissä 7,1 cm/s (taulukko 4). Salmensuuntainen virtauskomponentti ilmoittaa kuinka nopeaa virtaus on salmen suunnassa (140-320°). Positiiviset arvot osoittavat virtausta luoteen suuntaan ja negatiiviset kaakkoon. Virtauskomponentista lasketun keskiarvon perusteella jakson aikana vesi virtasi 3 metrin syvyydellä keskimäärin 4,1 cm/s nopeudella luoteeseen ja 16 metrin syvyydessä 1,9 cm/s samaan suuntaan.



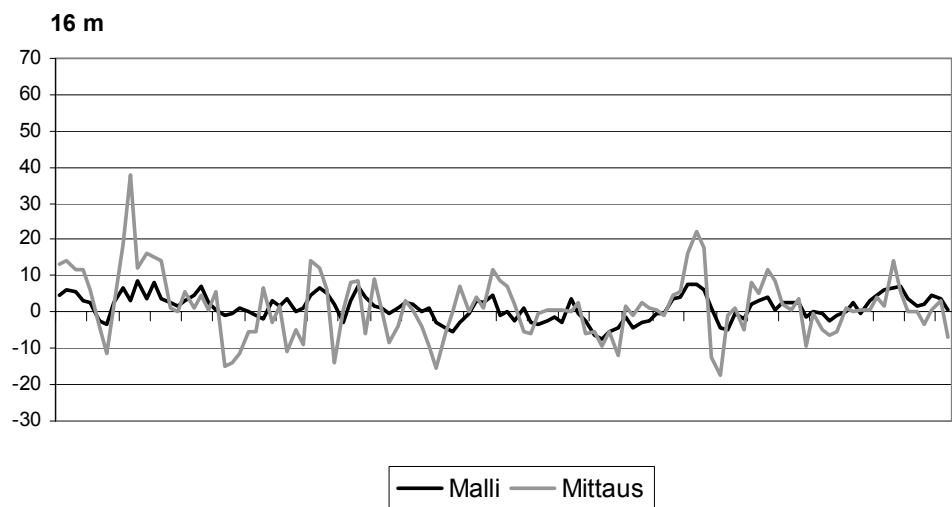
Kuva 33. Ströömän virtausnopeudet 3 ja 16 metrin syvyydessä 11.9.-9.10.2001.

3.3.2 Mitattujen ja mallinnettujen virtausten vertailu

Mitattujen ja mallinnettujen virtausten vertailua varten mallilla laskettiin virtauskentät kuuden tunnin välein ja vertailtiin salmen suuntaisia virtauskomponentteja sekä pinnassa (3 m) että pohjan lähellä (16 m). Malli reagoi tuulen nopeuden muutoksiin nopeammin kuin tosiasialliset virtaukset salmessa. Parhaimmat korrelaatiot mallin tuottamille ja mitatuille virtauksille saatiin vertailemalla mallin tuottamia virtauskomponenttia 12 tuntia myöhäisempään mitattuun virtaukseen. Tulosten perusteella mallin antamat salmen suuntaiset virtauskomponentit vaihtelevat samalla lailla kuin mitatut virtaukset, mutta malli ei pysty täysin toistamaan Ströömissä havaittuja nopeita virtauksia varsinkaan jakson alussa (kuvat 34 ja 35). Mallin ja mitattujen virtausten väliset selitysasteet olivat pinnassa $R^2=0,37$ ja lähellä pohjaa $R^2=0,36$.



Kuva 34. Mallin ja mitattujen salmensuuntaisten virtauskomponenttien vaihtelu kolmen metrin syvyydessä 11.9.-9.10.2001. Mallin laskettua virtauskomponenttia on verrattu 12 tuntia myöhempään mitattuun virtauskomponenttiin.



Kuva 35. Mallin ja mitattujen salmensuuntaisten virtauskomponenttien vaihtelu 16 metrin syvyydessä 11.9.-9.10.2001. Mallin laskettua virtauskomponenttia on verrattu 12 tuntia myöhempään mitattuun virtauskomponenttiin.

Tulosten tarkastelu

Kustavin alueen vedenlaatu on heikentynyt sen jälkeen kun vedenlaadun tarkkailu alueella aloitettiin 1980-luvun alussa. Pintaveden laatu voidaan nykyään luokitella useimmilla alueen havaintoasemilla tyydyttäväksi kun vielä 1980-luvun alussa merialueen tila oli hyvä. Pintaveden kokonaisravinnepitoisuudet ovat paikoin kasvaneet jyrkästi ja korkeimmat pitoisuudet on mitattu alueen havaintoasemilla poikkeuksetta 1990-luvun puolivälin jälkeen. Pohjanläheisen veden happipitoisuus on laskenut jyrkimmin Tuulveden-Kaitaistensalmen havaintoasemilla. Ströömin kautta tapahtuva nopea vedenvaihto sekoittaa pohjan alusveden eikä Stöömässä ole havaittavissa selkeää muutosta pohjan happitilanteessa. Mietoistenlahden suulla havaintoasemalla Tsalo 385 pohjanläheisen veden happi on vähentynyt merkittävästi ja toisaalta esimerkiksi Kihdin puolella asemalla Kus 220 havaittiin 1990-luvulla useana vuonna lähes täydellisiä happikatoja. Nämä viittaavat ongelmiin alusvedessä. Samalla on kuitenkin todettava ulkoisen kuormituksen, mm. kalankasvatuksen aiheuttaman kuormituksen väheneminen. Alueen raskas kuormitushistoria onkin saattanut heikentää alueen pohjien ja sitä kautta alusveden laatua niin, että pohjista vapautuvien ravinteiden merkitys on kasvanut suhteessa ulkoiseen kuormitukseen.

Kustavin alue ei ole ainoa Saaristomeren alue missä vedenlaadun heikentyminen on jatkunut vielä 1990-luvulla. Suomelan (2001) mukaan valtaosassa Saaristoren havaintoasemia pintaveden laatu on ollut heikompi 1990-luvun loppupuolella. Muutos on ollut suurin väli- ja ulkosaaristovyöhykkeessä. Lisäksi etenkin välisaariston pohjanläheisen veden ravinnepitoisuuksien todetaan nousseen.

Mallin tuottamia huhti-lokakuun keskiarvopitoisuuksien perusteella kalankasvatuksen kuormitus vaikuttaa veden ravinnepitoisuuksiin Velkuan-Rymättylän alueelta aina pohjoiseen Uudenkaupungin edustalle asti. Vaikutusalue ulottuu hieman voimakkaammin rannikkoa pitkin pohjoiseen kuin etelään.

Vaikutusalueen laajuus riippuu viime kädessä luokkarajojen valinnasta. Siksi onkin perustellumpaa vertailla eri kuormituslähteiden merkitystä alueella toistensa suhteen. Kalankasvatus ja jokikuormitus vaikuttavat pintaveden ravinnepitoisuuksiin Mietoistenlahden suulla asemalla Tsalo 385 loppukesällä suhteessa 1:9. Tuulveden-Kaitaistensalmessa jokivesien merkitys on edelleen merkittävämpi, salmen keskellä kalankasvatus ja jokivedet vaikuttavat pintavedeen loppukesällä noin suhteessa 2:8 ja salmen pohjoispäässä suhteessa 5:5.

Ströömässä kalankasvatus vaikuttaa jokivesiä enemmän pintaveden ravinnepitoisuuksiin. Salmen eteläpäässä kalankasvatus ja jokivedet nostavat pintaveden ravinnepitoisuuksia suhteessa 6:4. Salmen keski- ja pohjoisosassa suhde on 9:1.

Asemalla Kus 44 Kihdin reunalla kalankasvatuksen ja jokikuormituksen aiheuttama ravinnelisäys pintavedessä on samaa luokkaa (5:5). Pohjoisempaan asemalla Brändö 100 kalankasvatus vaikuttaa pintavedeen voimakkaammin, suhdeluku on noin 7:3. Kihdin reunalla saarten suojassa olevalla asemalla Kus 205 kalankasvatus vaikuttaa keskimäärin hieman jokivesiä enemmän suhteessa 6:4.

Parhaiten mallin avulla lasketut ja vastaavina päivinä pintavedestä mitatut ravinnepitoisuudet korreloivat keskenään, kun tarkasteltiin jokivesien vaikutusta. Joen kuormitus keskittyy yhteen pisteeseen josta ravinnepitoisuudet vyöhykkeisesti laskevat. Koska jokiveden vaikutusalue on laaja ja yhtenäinen, pienet erot virtauksissa eivät ehdi vaikuttaa ravinnepitoisuuksiin. Kalankasvatuksen mallinnettu kuormituksen vaikutus ravinnepitoisuuksiin ei vastannut yhtä hyvin pintavedestä mitattuja pitoisuuksia. Kalankasvatuksen kuormitus on kuitenkin hajautunut laajalle alueelle ja yksittäisen kalankasvatustilanteen kuormitus on jokikuormitukseen verrattuna pieni. Malli soveltuukin paremmin keskiarvotilanteen kuvaamiseen kuin päiväkohtaisten pitoisuuksien laskemiseen.

Mallilla voidaan tutkia ravinteiden kulkeutumista eri vesikerroksissa. Tulosten esittäminen alueellisesti kattavana karttana on kuitenkin hankalaa, koska pitoisuudet vaihtelevat nopeasti virtausten mukaan ja alueellisten keskiarvojen esittäminen rasterikarttana ei anna yksiselitteistä kuvaa alueen vedenlaadusta. Pistekohtaiset aikasarjat antavat helpommin tulkittavan kuvan ravinnepitoisuuksien muutoksista. Sovelluksia, missä mallin edut tulevat esiin ovat vaikutusalueiden määrittäminen ja erilaisten kuormitusskenaarioiden vertailu.

Jokivesien kuormitus ulottuu laajemmalle alueelle kuin kalankasvatuksen. 50 % kokonaisuudessaan pintavedeen päätyvästä joen typpikuormituksesta jää Mietoistelahden sisäosiin. Loput päätyvät alueelle joka ulottuu Houtskarista Kustavin pohjoispuolelle. Vastaavasta Kustavin kalankasvatuksen pintavedessä kulkeutuvasta typpikuormituksesta puolet jää Ströömin sisäosiin, puolet päätyy virtausten mukana uomamaisesti Ströömiä ja Kihtiä pitkin pohjoiseen ja etelään.

Mallin perusteella Ströömin kalankasvatustilanteen kuormituksen leikkaaminen noin 25 % vaikuttaisi merkittävästi vain Ströömin sisäosien vedenlaatuun. Ströömin keskiosissa pintaveden fosforipitoisuudet laskisivat noin 5-10 %, salmen etelä- ja pohjoispäässä vaikutukset olisivat alle 5 %. Näin ollen kuormitusvähennys ei olisi riittävä, jotta sillä olisi huomattavaa merkitystä alueen vedenlaatuun.

Päällysväätuotannossa oli suuria eroja eri alueiden välillä. Ströömin päällysväätuotanto oli a-klorofyllinä mitattuna eri mittausjaksoina 3-7 kertaa suurempaa kuin Kihdin länsipuolen asemilla ja 4-6 kertaa suurempaa kuin Brändön alueen asemilla. Myös Ströömin sisällä oli alueellista vaihtelua. Ensimmäisellä inkubointijaksolla korkein päällysväätuotanto mitattiin Ströömin keski- ja eteläosien asemilla. Seuraavalla jaksolla korkeimmat pitoisuudet mitattiin Ströömin eteläpäässä, tuotanto oli tosin kaikilla asemilla heikompi kuin ensimmäisellä jaksolla. Tähän saattoi vaikuttaa, että jakso oli tuulinen ja pilvisempi kuin muut jaksot. Samoin näytteitä haettaessa ilma oli tuulinen ja sateinen, joten osa päällysväätuotannosta saattoi irrota näytteenoton yhteydessä. Viimeisellä jaksolla päällysväätuotanto oli taas nopeasti ja tuotanto oli voimakkainta Ströömin pohjoisosassa.

Päällysväätuotanto ja inkubointijaksolta mallinnetut keskimääräiset pintaveden kokonaistypen lisäykset korreloivat keskenään erittäin hyvin etenkin jaksolla A ja C eli mallin avulla pystyttiin selittämään päällysväätuotannossa olevien alueellisten erojen johtuvan kuormituksesta ja niiden leviämisestä virtausten mukana. Jaksolla A sekä kalankasvatusta että jokikuormitus selittivät hyvin päällysväätuotannon alueellisia eroja. Jaksolla B jokikuormituksen leviäminen vaikutti kalankasvatusta enemmän päällysväätuotantoon ja jaksolla C kalankasvatusta selitti eroista suuremman osan.

Ströömin virtaukset ovat voimakkaita. Suurimmat nopeudet olivat syksyn 2001 mittausjaksolla pinnassa yli 70 cm/s ja lähellä pohjaa lähes 50 cm/s. Nämä nopeudet riittävät irrottamaan ja siirtämään pohjamateriaalia. Todennäköisesti kuollut orgaaninen aines sekä kalankasvatuksesta aiheutuva liete kerääntyy joko salmen reunaosien lahtiin ja toisaalta Ströömin suuosien ulkopuolella oleviin syvänteisiin niin etelä- kuin pohjoispäässäkin. Mittausjaksolla virtaukset kävivät noin kaksi kolmasosaa ajasta kohti pohjoista ja viitteitä pohjoisen suuntaisen vir-

tauksen vallitsevuudesta saadaan myös mallitarkastelusta. Ströömin kalankasvatuksen vaikutukset ulottuvatkin todennäköisesti voimakkaammin pohjoiseen kuin etelään.

Mallin avulla lasketut ja mitatut virtaukset vastasivat parhaiten toisiaan kun todellisia virtauksia verrattiin mallin avulla laskettuihin 12 tuntia aikaisempiin virtauksiin. Toisin sanoen todelliset virtaukset eivät reagoineet tuuliin yhtä nopeasti kuin malli. Malli ei lisäksi pystynyt ennustamaan nopeita virtaushuippuja, vaikka virtauksen suunta olikin useimmassa tapauksessa oikein. Voidaan arvioida, että malli pystyi laskemaan virtausnopeudet ja suunnat tyydyttävästi.

Lähdeluettelo

Ilmatieteen laitos (2001). Ilmastokatsaus 1-12/2001. Ilmatieteen laitos, Helsinki.

Kirkkala, Teija (1998). Miten voit Saaristomeri? Ympäristön tila Lounais-Suomessa 1. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku.

Lauri, Hannu (2003). VqMod – Vedenlaatumallin käyttöohje. Suomen ympäristövaikutusten arviointikeskus Oy. Julkaisematon.

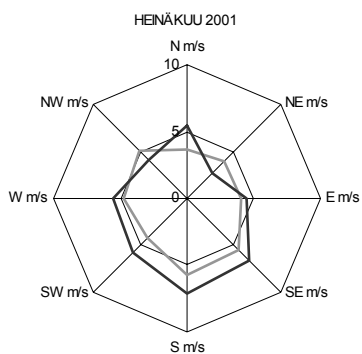
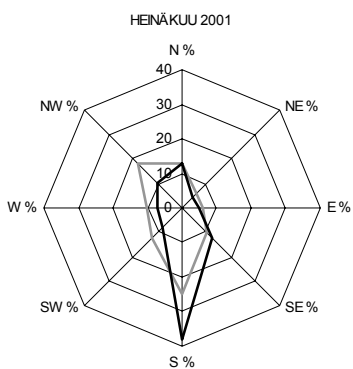
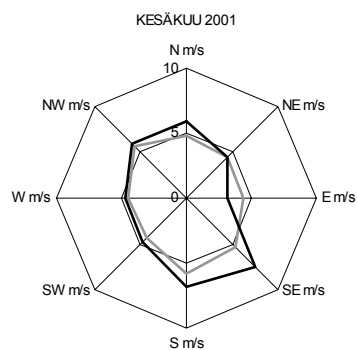
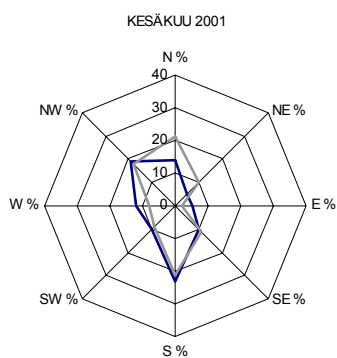
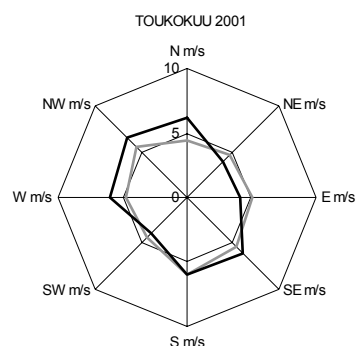
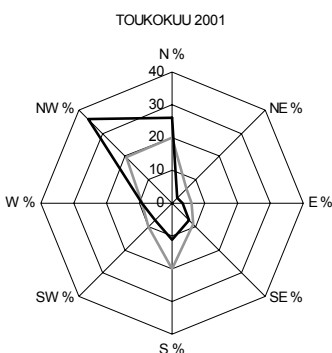
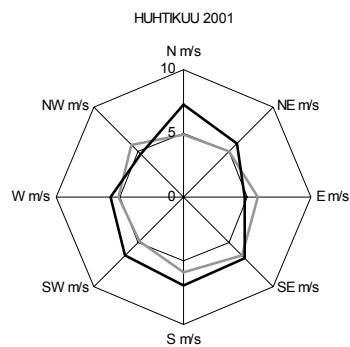
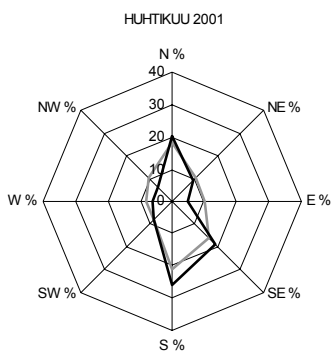
Räisänen, Reetta (2002). Kustavin ja Iniön merialueiden vedenlaatu- ja pohjaeläintutkimus vuonna 2001. Tutkimuslause 199. Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Turku.

Suomela, Janne (2001). Saaristomeren tila vuosituuhannen vaihteessa. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste 20/2001. 99 s. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. (<http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/los/mon202001.htm>)

Suomela, Janne (2003). Saaristomeren veden laatu vuonna 2001. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste 3/2003. Sähköinen julkaisu (<http://www.ymparisto.fi/palvelut/julkaisu/los/mo032003.htm>). Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku.

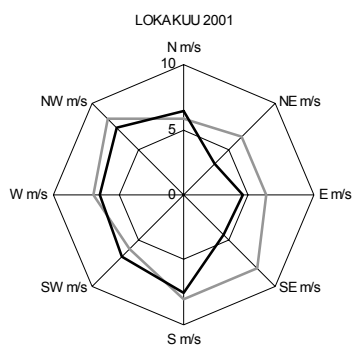
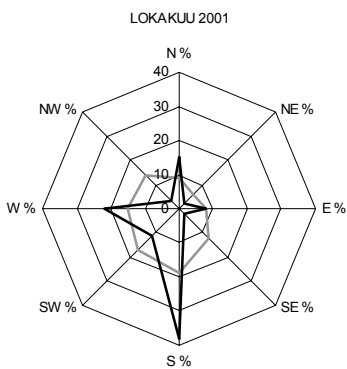
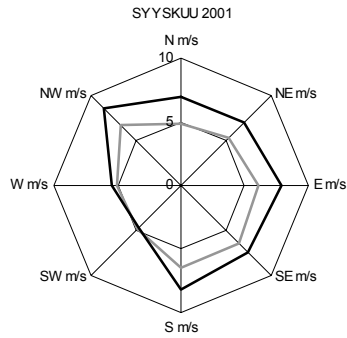
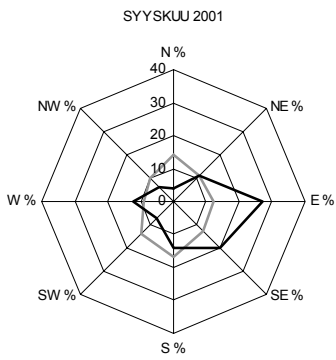
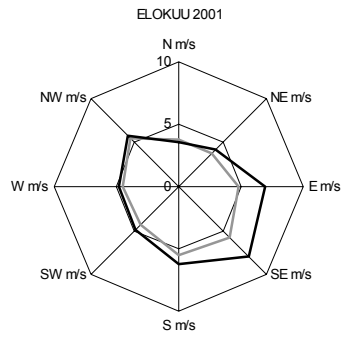
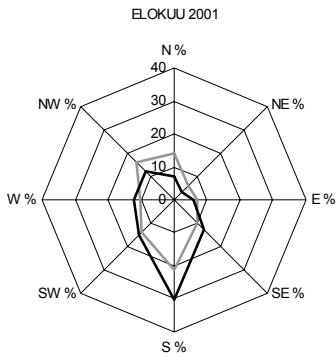
Suomen ympäristökeskus 1996. Kalankasvatuksen ympäristönsuojeluohjelma 1996-2005. Suomen ympäristökeskuksen moniste 14. 122 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

Huhti-lokakuun tuulen suuntajakauma ja tuulen keskinopeus suunnittain



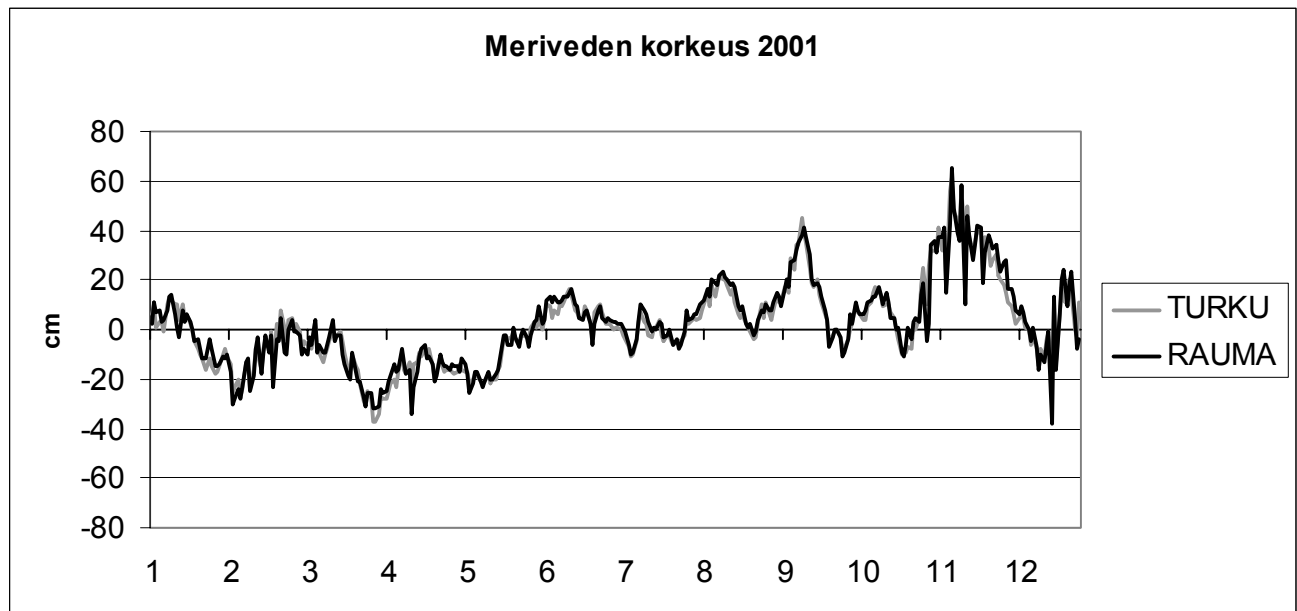
— KESKIARVOJAUKAUMA
— 2001

— KESKINOPEUS
— 2001



— KESKIARVOJAKAUMA
 — 2001

— KESKINOPEUS
 — 2001

Meriveden korkeus Turussa ja Raumalla vuonna 2001

Kuvailulehti

| | | |
|--|--|--------------------------------|
| Julkaisija | Lounais-Suomen ympäristökeskus | Julkaisu-aika joulukuu 2003 |
| Tekijä(t) | Tapio Suominen ja Harri Helminen | |
| Julkaisun nimi | Kustavin kalankasvatuksen sijainninohjausmalli | |
| Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut | | |
| Tiivistelmä | <p>Kustavin alueen kalankasvatuksen aiheuttaman ravinnekuormituksen leviämistä tutkittiin kohdennetun matemaattisen virtausmallin avulla. Mallin lähtötietoina käytettiin vuoden 2001 tuulitietoja sekä ajankohdan kalankasvatuksen tilastoitua kuormitusta ja alueelle laskevien jokien arvioitua kuormitusta.</p> <p>Mallilla laskettuja ravinnepitoisuuksien muutoksia verrattiin mallinnusjakson aikana otettujen vesinäytteiden ravinnepitoisuuksiin sekä alueella tehdyn päällyslevätutkimuksen tuloksiin. Vesinäytteiden ravinnepitoisuudet eivät täysin vastanneet mallinnettua pitoisuuksia, mutta päällyslevätuotannolla ja mallinnetuilla ravinnepitoisuuksilla oli selkeä yhteys. Mallinnetut virtaukset vastasivat tyydyttävästi alueella mitattuja virtaussuuntia. Sen sijaan virtausnopeudet eivät toistuneet mallissa yhtä hyvin.</p> <p>Mallitarkastelun perusteella Kustavin kalankasvatuksen kuormitus suuntautuu useammin rannikkoa pitkin pohjoiseen Uudenkaupungin suuntaan kuin etelään. Läheisen Mietoistenlahden pohjukkaan laskevien jokien vaikutus on kalankasvatusta merkittävämpi pintavesien ravinnepitoisuuksia lisäävä tekijä Kustavin eteläpuolisilla merialueilla, mutta Kustavin länsi- ja pohjoispuolella kalankasvatuksen vaikutus on ko. jokien kuormitusta voimakkaampaa. Kustavin Ströömmin salmen pintavesien ravinnepitoisuuksien muutokset johtuvat lähes yksinomaan kalankasvatuksesta.</p> | |
| Asiasanat | Kustavi, kalankasvatus, virtausmalli, rehevöityminen | |
| Julkaisusarjan nimi ja numero | Alueelliset ympäristöjulkaisut 322 | |
| Julkaisun teema | | |
| Projektihankkeen nimi ja projektinumero | | |
| Rahoittaja/ toimeksiantaja | | |
| Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot | | |
| | ISSN 1238-8610 | ISBN 952-11-1514-9 (PDF) |
| | Sivuja 54 | Kieli suomi |
| | Luottamuksellisuus Julkinen | Hinta |
| Julkaisun myynti/ jakaja | Julkaisu on saatavissa vain sähköisenä. | |
| Julkaisun kustantaja | | |
| Painopaikka ja -aika | | |

Kustavin kalankasvatuksen ravinnekuormituksen mallitarkastelu

Kustavin alueen kalankasvatuksen ravinnekuormituksen leviämistä tarkasteltiin matemaattisen virtausmallin avulla. Virtausmallilla laskettuja pintaveden ravinnepitoisuuksien muutoksia verrattiin mallinnusjakson aikana kerättyjen vesinäytteiden ravinnepitoisuuksiin ja päällysväetuo-
tantaan sekä arvioitiin eri kuormituslähteiden merkitystä alueen veden-
laadun heikentäjänä.

Julkaisu on saatavissa vain sähköisessä muodossa
<http://www.ymparisto.fi/julkaisut>

ISBN 952-11-1514-9 (PDF)

ISSN 1238-8610