

VESIHALLITUS—NATIONAL BOARD OF WATERS, FINLAND

**Tiedotus
Report 233**

TIMO TAMMINEN

**SULFAATTISELLUTEHTAAN VAIKUTUS
MURTOVEDEN PLANKTISEEN
HAJOTUSTOIMINTAAN**

HELSINKI 1983

Tekijä on vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesihallituksen virallisena kannanottona.

VESIHALLITUKSEN TIEDOTUKSIA koskevat tilaukset: Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki 10,
puh. 90-539 011/julkaisutilaukset

ISBN 951-46-7000-0
ISSN 0355-0745

SISÄLLYSLUETTELO

sivu

1	JOHDANTO	5
2	SELLUTEOLLISUUDEN VAIKUTUS VESIEKOSYSTEEMIIN	6
	2.1 Kuormituksen laatu ja määrä	6
	2.11 Sulfaattiselluteollisuuden jätevedet	6
	2.12 Kuormituksen kehitys vuosina 1970-1980	7
	2.2 Kuormituksen vaikutus vesiekosysteemiin	9
	2.21 Mihin?	9
	2.22 Tuotanto	9
	2.23 Kulutus	10
	2.24 Hajotus	12
	2.25 Ekosysteemi	13
	2.3 Kuormituksen vaikutusten tutkimusmenetelmistä	14
	2.31 Indikaattorilajit	14
	2.32 Trofiatasojen tutkimus	15
	2.33 Vesistömallit	16
	2.34 Toksisuus- ja stimulaatiotestit	17
3	³ H-GLUKOOSIN ASSIMILAATIO KUORMITUKSEN ILMENTÄJÄNÄ	18
	3.1 Tutkimuskohde ja menetelmät	18
	3.11 Tutkimuskohde, näytteenotto ja tausta-aineisto	18
	3.12 ³ H- ja ¹⁴ C-merkitty glukoosi	19
	3.13 Monimuuttuja-analyysit	20
	3.2 Tulosten tarkastelu	21
	3.21 ³ H- ja ¹⁴ C-glukoositulosten vertailu	21
	3.22 Vesistömuuttujien kausivaihtelu	25
	3.23 Muuttujien vertailu kuormituksen ilmentäjinä	29
4	HAJOTUSTUTKIMUKSEN MERKITYS ERI KUORMITUSTILANTEISSA	35
	4.1 Orgaaninen kuormitus	35
	4.2 Ravinnekuormitus	35
	4.3 Toksinen kuormitus	36
5	TIIVISTELMÄ	37
	KIRJALLISUUS	38

1 JOHDANTO

Tämä tutkimus suoritettiin Kaskisten edustan merialueella keuhkolla 1978. Kaskisten kaupungissa aloitti edellisenä vuonna toimintansa Oy Metsä-Botnia Ab:n sulfaattisellutehdas. Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää jätevesien aiheuttaman kuormituksen vaikutuksia merialueella tehtaan ensimmäisenä toimintavuonna. Työtä johti tutkija Jorma Kuparinen. Koska puunjalostusteollisuuden aiheuttama kuormitus koostuu valtaosaltaan orgaanisesta aineesta, keskeiseksi tutkimuskohteeksi valittiin vesistön heterotrofisen bakteeriplanktonin aktiivisuus muutamilla eri menetelmillä mitattuna.

Tässä työssä käsitellään erityisesti ^3H - (tritium-) -glukoosin assimilaatiomittauksiin perustuvaa heterotrofisen aktiivisuuden mittaustutkimusta. Tuloksia verrataan sekä ^{14}C -glukoosin assimilaatioon perustuvan analogisen menetelmän että muiden biologisten ja fysikaalis-kemiallisten vesistömuuttujien antamaan tietoon kuormituksen vaikutuksista.

Kuparisen (1980) julkaisussa on esitetty aineiston pääpiirteitä, ja heterotrofisen aktiivisuuden mittauksen teoreettisia perusteita on käsitelty toisaalla (Tamminen 1980). Koska alueella suoritettiin myös seuraavina vuosina (1979, 1980) ensimmäiseen tutkimukseen läheisesti kytkeytyneitä töitä (Talsi 1981, Talsi ja Rekolainen 1982, Rekolainen ja Talsi 1982), tässä työssä voidaan keskittyä hajotustutkimuksen yleiseen merkitykseen selluteollisuuden kuormittamissa vesistöissä, vuoden 1978 tutkimuksen antamaan menetelmälliseen tietoon sekä monimuuttuja-analyysillä selviteltyyn eri muuttujien suhteelliseen merkitykseen jätevesikuormituksen ilmentäjinä.

Työ tehtiin Vaasan vesipiirin vesitoimiston harjoittelijana. Tutkimuksen alkuvirikkeestä ja erinomaisesta ohjauksesta vastasi tutkija Jorma Kuparinen, jota en kiitä lämpimästi ensimmäistä enkä viimeistä kertaa. Ratkaisevaa työn sujumiselle oli Vaasan vesipiirin tutkimuksen toimialapäällikön Pertti Sevolan aktiivinen myötävaikutus. Helsingin Yliopiston maatalous-metsätieteellisen tiedekunnan isotooppiosaston vastaavan johtajan Antti Uusi-Rauvan panos oli täysin korvaamaton. Lisäksi haluan kiittää kaikkia tutkimusta edesauttaneita Vaasan vesipiirin ja Oy Metsä-Botnia Ab:n työntekijöitä.

2 SELLUTEOLLISUUDEN VAIKUTUS VESIEKOSYSTEEMIIN

2.1 KUORMITUKSEN LAATU JA MÄÄRÄ

2.11 Sulfaattiselluteollisuuden jätevedet*

Sulfaattisellutehtaan jätevedet koostuvat toisaalta puuperäisistä, toisaalta prosessin kuluessa lisätyistä tai syntyvistä yhdisteistä. Prosessin oleelliset vaiheet ovat puuraaka-aineen keitto ja valkaisu.

Keitossa liuotetaan puusta ligniiniä natriumhydroksidin ja natriumsulfidin avulla, ja sen kuluessa noin 50% puuaineesta muuttuu liukoiseen muotoon. Tästä nk. mustalipeästä saadaan noin 98% talteen, haihdutetaan ja poltetaan. Keitossa saadun paperimassan valkaisu on prosessin ympäristönsuojeluteknisesti hankalin vaihe. Valkaisussa ligniinin poistoa jatketaan peräkkäisissä kloorauksissa, alkali-, hypokloriitti- ja peroksidikäsittelyissä (kts. tarkemmin Laxén 1979).

Prosessista ulkoiseen puhdistukseen (tavallisesti ilmastustaaseen) pääsevät kiintoaine- ja biologisen hapenkulutuksen (BHK₇) määrät ovat nykyään 10-35 kg (kiintoaine) ja noin 40 kg (BHK₇) tuotettua massatonna kohti. Kiintoaine kuvaa hienojakoisen puukuidun määrää, biologinen hapenkulutus herkästi hajotettavien orgaanisten yhdisteiden kiihdyttämää hajotustointaa.

Valkaisun yhteydessä syntyvät useimmat jätevesien toksiset yhdisteet. Näitä ovat ennen muuta prosessissa osittain kloorautuvat fenolit ja hartsihapot. Esimerkiksi hartsihappoja joutui Suomen vesistöihin Ranuan (1976) mukaan noin 2000 tonnia vuodessa. Kanadalaisten tutkimusten mukaan jätevedet sisältävät myös mm. useita rasvahappoja ja terpentiniinejä (kts. Vuorinen ja Salojärvi 1979, s. 96).

Toksiset aineet aiheuttavat huomattavia vaikeuksia jätevesien vaikutusten seurannassa, sillä jätevesistä todetuista noin 90 orgaanisesta yhdisteestä vain 1/3 on identifioitu (Castrén ym. 1979), ja tunnettujenkin yhdisteiden analytiikka on varsin hankalaa (kts. Verta 1979, s. 65-83). Useat jätevesien sisältämistä orgaanisista ympäristömyrkyistä ovat ravintoketjuihin kertyviä (bioakkumuloituvia) tai mutageenisia (Castrén ym. 1979, Landner 1979).

Metsäteollisuuden aiheuttamaa orgaanista ja ravinnekuormitusta on helpompi arvioida. Massa- ja paperiteollisuus on maamme huomattavin yksittäinen vesistökuormittaja. Teollisuuden ja yhdyskuntien osuudet BHK₇- ja ravinnekuormituksesta jakautuivat Kent-

* päälähde: Laxén (1979)

tämiehen (1981) mukaan vuonna 1978 seuraavasti:

	BHK ₇	P	N
teollisuus	92%	14%	10%
yhdyskunnat	9%	33%	19%

Massa- ja paperiteollisuuden osuus koko teollisuuden aiheuttamasta kuormituksesta oli keskeinen (Kenttämies 1981):

BHK ₇	96%
kiintoaine	88%
P	82%
N	56%

Tästä orgaanisesta kuormituksesta sulfaattiselluteollisuuden osuus oli vuoden 1980 tuotantokapasiteetin ja voimassa olevien ominaiskuormituslupien pohjalta (Vesihallitus 1981) laskettuna noin puolet:

BHK ₇	53%
kiintoaine	45%

2.12 Kuormituksen kehitys vuosina 1970 - 1980

Koko metsäteollisuuden ja erityisesti sulfaattiselluteollisuuden tuotantokapasiteetti on kohonnut voimakkaasti 1970-luvulla (taulukko 1). Tästä huolimatta teollisuuden aiheuttama kokonaiskuormitus laski tänä aikana, mikä johtui sekä vesiensuojelutoimenpiteistä, prosessiteknisistä parannuksista että tuotantokapasiteetin vajaakäytöstä. Lainvoimaisten ominaiskuormitus-

TAULUKKO 1. Massa- ja paperiteollisuuden tuotantokapasiteetin kehitys 1970-luvulla (Vesihallitus 1979).

	Kapasiteetti, 1 000 t/a, vuosina		
	1972	1976	1980 ¹⁾
Sulfaattisellu, yhteensä	3 190	3 505	4 180
Sulfiittisellu, yhteensä	1 520	1 440	1 140
- liukosellu	250	290	295
- paperisellu	1 270	1 150	845
Paperisellu, yhteensä	4 460	4 655	5 025
Paperi, yhteensä	4 300	4 630	5 070
- puuvapaa	1 140	1 370	1 370
- puupitoinen	3 160	3 260	3 700
Kartonki, yhteensä	1 680	1 770	1 910
- puuvapaa	830	910	910
- puupitoinen	500	505	700
- fluting	350	355	300
Kuitulevy, yhteensä	280	280	230

1) Tiedot poimittu vuotta 1980 koskevista katselmusasiakirjoista ja vesioikeuksien päätöksistä.

lupien lasku on ollut selvää (taulukko 2), ja Kenttämiehen (1981) mukaan puunjalostusteollisuuden aiheuttama BHK₇-kuormitus laski 1970-luvun kuluessa 1/3:aan, kiintoainekuormitus peräti 1/5:aan (kuva 1). Osa tästä laskusta on kuitenkin tila-

päistä ja suhdanteista johtuvaa, sillä esimerkiksi vuonna 1978 alan tuotantokapasiteetti oli selvästi vajaakäytössä (Vesihallitus 1981):

	kapasiteetin käyttöaste, %	tuotannon muutos 1976 - 1978, %
sulfaattisellu	77	+26
sulfiittisellu	63	-26
paperi	83	+18
kartonki	79	+ 1
kuitulevy	60	- 4

Voimakas kuormituksen lasku 1970-luvun alkupuolella johtui ennen kaikkea metsäteollisuuden organisaatiomuutoksesta, vanhojen sulfiittisellutehtaiden sulkemisista ja uusien tai laajennettujen sulfaattisellutehtaiden käynnistämistä. Tämä pro-

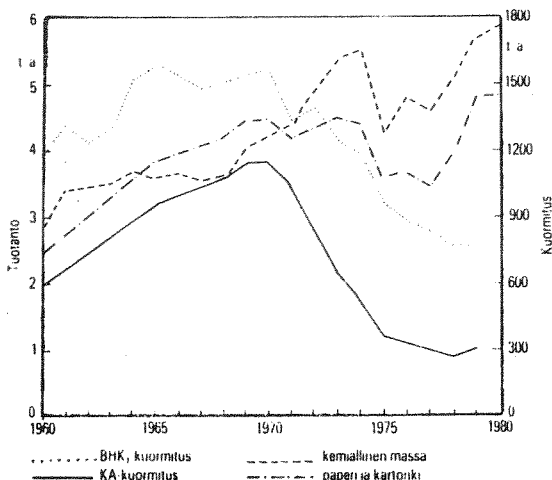
TAULUKKO 2. Massa- ja paperiteollisuuden lainvoimaisten (helmikuu 1978) lupien edellyttämän yksikkökuormituksen kehitys (kiintoaine ja BHK₇) 1970-luvulla (Vesihallitus 1979).

Tehdas	Kiintoaine, kg/t							
	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
Sulfiittitehtaat	22,0	19,5	18,9	19,0	16,3	16,1	14,3	13,7
Sulfaattitehtaat*	11,7	13,3	15,4	19,0	16,0	15,6	15,4	15,4
Paperitehtaat	10,6	10,3	9,8	9,2	8,9	8,9	8,0	8,0
Kartonkitehtaat	10,0	12,2	13,1	12,7	11,9	11,9	10,2	10,2
Kuitulevytehtaat	10,5	9,4	9,5	9,5	9,5	8,7	8,7	8,7

Tehdas	BHK ₇ , kg/t							
	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980-
Sulfiittitehtaat	100,1	97,4	93,0	91,5	88,0	80,4	78,2	73,3-69,8
Sulfaattitehtaat*	50,7	49,5	45,5	53,1	45,7	44,2	41,2	41,9
Paperitehtaat	10,4	12,3	10,5	12,4	12,2	11,8	11,3	10,6
Kartonkitehtaat	14,6	8,3	8,5	8,3	9,8	9,8	9,3	9,3
Kuitulevytehtaat	-	-	52,0	52,0	42,0	31,9	31,9	31,9

* sisältää integroituja paperitehtaita

sessi, johon kuului myös Metsä-Botnian Kaskisten tehtaan avaaminen vuonna 1977, saatiin suurimmalta osin päätökseen vuonna 1978, johon kuormituksen aleneminen on teollisuuden vesitilaston (Vesihallitus 1981) mukaan pysähtynyt. Tuotantokapasiteetin vajaakäyttö johtaa suhdanteiden muuttuessa todellisen kuormituksen uuteen nousuun, ja sulfaattiselluteollisuuden osuus kokonaiskuormituksesta tulee edelleen kasvamaan (vrt. taulukko 1).



KUVA 1. Puunjalostusteollisuuden kuormitus ja tuotanto vuosina 1960 - 1980 (Kenttämies 1981).

2.2 KUORMITUKSEN VAIKUTUS VESIEKOSYSTEEMIIN

2.21 M i h i n ?

Selluteollisuuden vesistövaikutukset ovat hyvin monitahoisia. Jätevedet sisältävät laajan valikoiman sekä puuperäisiä - jalostusprosessin kuluessa liukoiseen tai hienojakoiseen muotoon joutuneita - että prosessissa lisättyjä tai siinä syntyviä yhdisteitä (kts. 2.11). Hienojakoisessa tai liuenneessa muodossa oleva orgaaninen aines on suoraan puuperäistä, ja se muodostaa selluteollisuuden vesistökuormituksen keskeisen osan. Tällä, samoin kuin puuaineesta jalostusprosessissa liukenevilla ravinteilla, on pääasiassa vesistöjen biologisia toimintoja (aineiden kiertoa) kiihdyttävä vaikutus. Monilla prosessiperäisillä aineilla - etenkin prosessissa kloorautuvilla hiilivedyillä - on sen sijaan vesieliöiden toimintaa inhiboivia tai suorastaan toksisia vaikutuksia. Niinpä jätevesien kokonaisvaikutus yksittäiseen organismiin muuttuu tavallisesti pitoisuuden funktiona: pieninä pitoisuuksina jätevesillä voi olla stimuloiva vaikutus, joka pitoisuuden kasvaessa kääntyy inhibitioksi ja lopulta toksiseksi.

Kun tarkastellaan koko vesiekosysteemiä, jätevesien vaikutukset ovat luonnollisesti vielä huomattavasti monitahoisempia. Eri organismien inhibition ja stimulaation pitoisuusrajat ovat varsin erilaisia, ja jätevedet vaikuttavat moniin eliöihin pääasiassa välillisesti, toisten eliöiden reaktioiden kautta. Selkein kuva tästä vyyhdestä saadaan, jos ekosysteemin eri trofiatasoja tarkastellaan aluksi erillisinä.

2.22 T u o t a n t o

Perusekologian tuotanto-, kulutus- ja hajotuskategoriat ovat karkeita käsitteitä varsinkin vapaan veden ekosysteemin kohdalla (kts. esim. Tamminen 1983 b), mutta tässä yhteydessä varmasti käyttökelpoisia. Tämän jaottelun mukaan tuottajia ovat vihreät kasvit, joiden autotrofian varassa koko ekosysteemi lepää. Mikäli vesistön pinta-ala/tilavuus -suhde ei ole korkea, vapaan veden perustuotanto muodostaa valtaosan koko vesistön autotrofisesta tuotannosta (esim. Kairesalo 1980, Sarvala ym. 1982).

Selluteollisuuden jätevesien päävaikutus on orgaanisen hiilen huomattava lisäys vesistön hiilikiertoon. Tällä ei ole merkittävää suoraa vaikutusta kasviplanktoniin. Jätevesien sisältämät ravinteet kohottavat perustuotantoa. Sen sijaan humus- ja ligniiniyhdisteiden lisäämä veden väri saattaa heikentää merkittävästi valon tunkeutumista veteen ja tätä kautta perustuotantoa (esim. Stockner ja Cliff 1976).

Prosessista riippuen myös toksiset vaikutukset voivat olla huomattavia. Sulfiittiprosessin jätevesillä on havaittu selvästi voimakkaampia kasviplanktonia inhiboivia vaikutuksia kuin sulfaattiprosessilla (Eloranta ja Eloranta 1980). Voimakkaasti

puunjalostusteollisuuden kuormittamissa sisävesissä kasviplanktonin inhibitiovyöhykkeen on havaittu ulottuneen 10 kilometrin päähän purkualueelta (Etelä-Saimaa; Heinonen 1972), virtaavissa reittivesistöissä jopa 15 - 20 kilometriin asti (Mänttä; Eloranta ja Kettunen 1979, Kuparinen 1982).

Sulfiittiprosessin suuremmat toksiset vaikutukset kasviplanktoniin johtuvat voimakkaasti jätevesien happamuudesta, joka heikosti puskuroidussa järvisedessä selitti 76% testilevän inhibitiosta (Eloranta ja Eloranta 1980). Vastaava ilmiö on havaittu myös pohjapäällyskasvuston (perifyton) kohdalla (Eloranta ja Kunnas 1982). Sulfaattiprosessin toksiset vaikutukset ovat monitahoisempia ja osittain pysyvämpiä (Eloranta 1976, Eloranta ja Eloranta 1980). Tästä johtuen sulfaattiprosessilla saattaa rannikkoalueilla olla jopa suurempia toksisuusvaikutuksia kuin sulfiittiprosessilla, koska murtoveden suhteellisen hyvä puskurikyky eliminoi tehokkaasti pH-sidonnaista toksisuutta.

Inhibitiovyöhykkeen ulkopuolella havaitaan jätevesien aiheuttama voimakas rehevöitymisvyöhyke, joka sisävesissä saattaa ulottua toistakymmentä kilometriä inhibitiovyöhykkeen ulkopuolelle (Heinonen 1972, Granberg 1973, Eloranta ja Kettunen 1979). Inhibitiovyöhykkeellä on tavallisesti havaittu vallitsevan sekä alhainen kasviplanktonin biomassa että lajidiiversiteetti (Heinonen 1972, Granberg 1973, Selin ym. 1981). Elorannan ja Kettusen (1979) mukaan sulfiittisellutehtaan aiheuttamalla inhibitiovyöhykkeellä vallitsi alhainen biomassa mutta korkea di-versiteetti, rehevöitymisvyöhykkeellä tilanne oli päinvastainen. Lievällä rehevöitymisalueella kasviplanktonin lajikoostumus ei poikennut normaalista, mutta biomassa oli vielä selvästi kohonnut.

2.23 K u l u t u s

Selluteollisuuden jätevedet eivät sisällä mainittavassa määrin vesistöjen kuluttajaorganismien - tärkeimpinä ryhminä eläinplankton, pohjaeläimet ja kalat - ravintotekijöitä. Tästä johtuen jätevesillä on näiden organismien toimintaa inhihoivia suoria vaikutuksia tai muiden eliöiden toiminnan kautta välittyviä epäsuoria vaikutuksia.

Eläinplankterit kykenevät monisoluisina organismeina sopeutumaan kasviplanktonia paremmin inhibitiivisiin olosuhteisiin (Eloranta 1979), mutta niiden esiintymisvyöhykkeisyyden on todettu sulfiittiselluteollisuuden kuormittamissa vesistöissä seuraavan läheisesti kasviplanktonin inhibitiio- ja rehevöitymisvyöhykkeitä (Eloranta 1980). Jätevesillä on siis etupäässä epäsuora, ravinto-olojen (kasviplankton) kautta heijastuva vaikutus eläinplanktoniin. Sulfiittisellutehtaan (Mänttä) aiheuttamalla rehevöitymisvyöhykkeellä sekä eläinplanktonin lajimäärä että biomassa oli kohonnut aina 30 kilometriin saakka purkualueelta (Eloranta 1980).

Soivio (1979) on esitellyt myrkkyyvaikutusten aiheuttamia muutoksia kalojen fysiologiassa. Näitä ovat erityisesti kidustulehdukset, hormonaaliset häiriöt ja veren solukuvan muutokset. Oikari ym. (1979) sekä Soivio ym. (1979) ovat havainneet näitä häiriöitä puunjalostusteollisuuden kuormittamisessa vesistöissä. Nyrösen (1978) mukaan Päijänteen kalakannoissa ilmeni selluteollisuuden aiheuttamia kasvuinhibitioita, jotka olivat lajikohtaisia.

Niinpä selluteollisuus vaikuttaa kalakantoihin etenkin lajikoostumusta ja -diversiteettiä muuttamalla (esim. Falck 1969). Koska kalat kykenevät aktiivisesti välttämään epäedullisia olosuhteita (kts. Soveri 1979), nämä muutokset saattavat osittain johtua suorista jätevesien vaikutuksista. Huomattava osuus on kuitenkin jätevesien kiihdyttämän hajotustoiminnan aiheuttamalla happivajauksilla vesistöjen kerrostuneisuuskautena, jolloin hapekkaita oloja vaativat lajit (mm. lohikalat) väistyvät, ja vähähappisiin oloihin sopeutuneet lajit (särki- kalat, kiiski ym.) muodostavat lajiston valtaosan. Happikadot estävät myös pohjakutuisten kalalajien mädin kehittymisen voimakkaasti kuormitetuilla alueilla.

Detritusta syövät pohjaeläimet voivat osittain hyötyä puunjalostusteollisuuden orgaanisesta kuormituksesta (Mölsä 1976), mutta jätevesien vaikutus pohjalla eläviin organismeihin heijastuu ennen kaikkea kiihtyneen hajotustoiminnan aiheuttamien pohjanläheisten vesikerrosten ja sedimentin pinnan happivajaus- ten kautta. Niinpä selluteollisuuden vaikutusalueella tavataan yleensä hyvin selkeä pohjaeläinvyöhykkeisyys, jonka sanelevat lähinnä eliöiden happivaatimukset (Mölsä 1976, Selin 1978, Kansanen 1981). Sekä diversiteetti että biomassa kohosivat voimakkaasti happipitoisuuden kasvaessa.

Voimakkaalla inhibiitiovyöhykkeellä ei tavata lainkaan pohjaeläimiä (Selin 1978, Kansanen 1981), ja jätevesien tuomat kuidut kerrostuvat pohjalle aiheuttaen pohjasedimentin pysyvän hapettomuuden. Lievemmillä inhibiitiovyöhykkeellä lajidi- versiteetti on hyvin alhainen (Mölsä 1976), mutta ajoittaista hapettomuutta sietävien lajien yksilömäärät saattavat olla erittäin korkeita. Samoin lajien esiintymissyvyydet ovat kohonneet normaalista profundaalin heikkojen happiolojen johdosta (Selin 1978). Rehevöitymisvyöhykkeellä lajimäärä ja biomassa ovat korkeita, ja vyöhyke ulottui Etelä-Saimaalla ainakin 6 kilometrin päähän purkualueesta (Mölsä 1976), vaikka näytepisteiden gradientti ei suuntautunut jätevesien päälevi- ämissuuntaan (Heinonen 1972).

Pohjaeläimet ovat pitkäikäisiä ja elinkierroltaan paikallisia eliöitä, ja tämän vuoksi niihin kertyy jätevesien tuomia myrky-yhdisteitä. Simpukoihin on todettu kertyvän mm. raskasme- talleja (Kaitala 1981), ja luonnonpopulaatioista pohjaeläimet soveltuvat parhaiten jätevesien kroonisten toksisten vaikutus- ten seurantaan (bioakkumuloituminen, mutageenisuus).

2.24 H a j o t u s

Kuten edellä jo mainittiin, puunjalostusteollisuuden keskeisin vesistövaikutus on orgaanisen hiilen huomattava lisäys vastaanottavan vesistön hiilen kiertoon. Ensisijainen vaikutuskohde on siis heterotrofinen hajotustaso - lähinnä bakteerit - jonka hiilenlähteenä jätevesien tuomat hiukkasmaiset ja liuenneet orgaaniset yhdisteet suoraan toimivat. Puunjalostusteollisuuden BHK₇-kuormituksen osuus koko maan kuormituksesta (yli 90%, josta noin puolet johtuu sulfaattiselluteollisuudesta, kts. 2.11) kuvaa sitä, kuinka keskeinen osuus selluteollisuuden jätevesien vaikutuksella vesistöjen hajotustoimintaan on koko maamme vesistökuormituksesta.

Jätevesien nk. ulkoisessa puhdistuksessa (ilmastusallas) tavoitteena on nimenomaan hajotustoiminnan kiihdyttäminen eristetyissä olosuhteissa, jolloin vesistöön päästettävä kuormitus olisi jo osittain "käytetty" etukäteen. Tästä seuraa, että jätevesien mukana vesistöihin saapuu huomattava bakteeriyhteisö, joka on sopeutunut korkeisiin jätevesipitoisuuksiin (esim. Klebsiella pneumoniae, kts. Niemelä ja Väätänen 1982). Tämän johdosta vesistöbakteerien jätevesitesteissä on havaittu selkeitä adaptaatioita purkupaikan läheisyydessä, jossa hajotustaso on korkea (Talsi 1981, Kuparinen 1981, Kuparinen ja Niemi 1983). Hajottajaorganismien vyöhykkeisyys jätevesien purkuvesistöissä poikkeaa siis huomattavasti muista eliöistä, joilla on havaittu lähes poikkeuksetta selvä inhibiiovyöhyke lähellä purkualuetta. Vastaavia tuloksia on esittänyt hiilidioksidin pimeäsitoutumistulosten perusteella mm. Heinonen (1972).

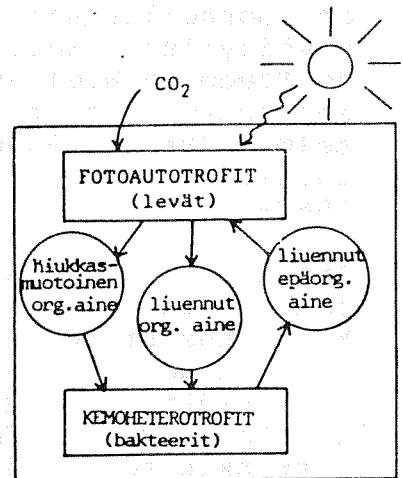
Kuparinen (1982) havaitsi hajotustoiminnan kiihtymisvyöhykkeen ulottuvan vähintään yhtä etäälle purkualueesta kuin kasviplanktonin ja eläinplanktonin rehevöitymisvyöhyke sulfiittisellutehtaan (Mänttä) vaikutusalueella (vrt. Eloranta ja Kettunen 1979, Eloranta 1980), ja vielä 35 kilometrin päässä vesistöbakteerit osoittivat selvää adaptoitumista jätevesien hyödyntämiseen (Kuparinen ja Niemi 1983). Hajotustoiminnan vyöhykkeisyyteen liittyvät myös selvät muutokset bakteerien yhteisökoostumuksessa, kun korkeisiin jätevesipitoisuuksiin ja pienimolekyylisten orgaanisten aineiden nopeaan hyödyntämiseen sopeutuneet lajit (kts. Niemelä ja Väätänen 1982) dominoivat purkualueen välitöntä läheisyyttä, kun taas jätevesien hitaammin hajotettavien yhdisteiden (ligniinin ja humusaineiden) käyttöön sopeutuneiden bakteerien vyöhyke ulottuu näiden stabiilimpien yhdisteiden mukana kasviplanktonin rehevöitymisvyöhykkeen ulkopuolelle saakka.

Pysyvästi hapettomilla purkupaikan lähistön pohjilla vallitsee voimakas anaerobisten bakteerien toiminta, joka tuottaa pelkistyneitä kaasuja (mm. rikkivetyä ja metaania). Kaasunmuodostus sekoittaa sedimentin ravinteita ja orgaanista ainetta veteen ja saattaa kohottaa pintaan kokonaisia pohjalle kerrostuneita kuitulauttoja.

2.25 Ekosysteemi

Vesiekosysteemi on kokonaisuus, jonka osat - eliöiden eri trofiatasot ja niiden abiottinen ympäristö - ovat tiiviissä vuorovaikutuksessa keskenään. Tästä johtuen saadaan puutteellinen kuva kuormituksen vaikutuksista ekosysteemiin tarkastelemalla vain erillisiä eliöitä tai eliöryhmiä.

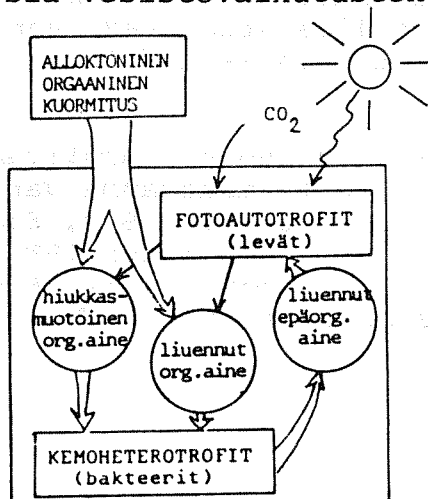
Edellisissä jaksossa kävi jo ilmi, että huomattava osa selluteollisuuden vesistövaikutuksista on epäsuoria, eliöihin toisten eliöryhmien kautta välittyviä. Keskeinen merkitys tässä on vesistöjen hajotustoiminnalla. Jätevesien tuoma lisäys vesistön hiilen kiertoon on muun ekosysteemin käytettävissä pääasiassa vasta heterotrofisen hajotustoiminnan tai biomassan muodostuksen kautta. Hiukkasmaista ja liuennutta orgaanista ainetta hiilenlähteenään käyttävät bakteerit muodostavat biomassaa, jota pienikokoiset eläinplankterit ja suodattavat pohjaeläimet voivat välittömästi käyttää ravinnokseen. Bakteerit mineralisoivat jätevesien orgaanisia ravinteita epäorgaanisiksi, jolloin ne ovat leville käyttökelpoisessa muodossa (kuvat 2 ja 3). Lisäksi



KUVA 2. Vapaan veden kasviplanktonin ja bakteeriplanktonin vuorovaikutus (Tamminen 1980).

hajotustoiminta kuluttaa happea, jolla on usein ratkaiseva merkitys korkeampien organismien (kalojen, pohjaeläinten) elinolosuhteille ja se sanelee niiden esiintymisvyöhykkeisyyden purkuvesistössä.

Ekosysteemin eri osien funktionaalisten yhteyksien huomioiminen on siis oleellista jätevesien vaikutusten selvittelyssä, ja seluteollisuuden kohdalla hajotustoiminnan tutkimuksella on keskeinen merkitys. Seuraavassa jaksossa tarkastellaan eri mahdollisuuksia vesistövaikutusten käytännön seurannassa.



KUVA 3. Orgaaninen kuormitus heijastuu bakteeriplanktonin kautta kasviplanktoniin (Tamminen 1980).

2.3 KUORMITUKSEN VAIKUTUSTEN TUTKIMUSMENETELMISTÄ

2.31 Indikaattorilajit

Vesistöjen tilaa on kuvattu niissä esiintyvien eliöiden avulla intuitiivisesti koko ihmiskunnan historian ajan ja tieteellisluokittelevassa mielessä vähintään vuosisata. Limnologiassa tämä lähestymistapa on johtanut mitä monimutkaisimpiin vesistötypologioihin sekä rehevöitymisen (kasvituotannon) että orgaanisen aineen hajotusintensiteetin (nk. saprobian) kannalta (kts. Ryhänen 1978). Nämä luokittelut perustuvat siis vesistön eliöyhteisöjen analysointiin.

Viimeistään prosessipainotteisen nyk्यekologian kehityttyä - 1950-luvulta alkaen - näiden indikaattorijärjestelmien rajoitukset ovat käyneet ilmeisiksi. Indikaattorilajit ilmentävät tiettyjä tuotanto- ja hajotusprosesseja, ja näiden prosessien suorien mittausten menetelmien kehittyessä pelkkien indikaattorien merkitys on luonnollisesti jäämässä lähinnä tieteenhistorialliseksi. Rehevöitymisen (kasvituotannon) kohdalla tämä on ollut ilmeistä jo Steemann Nielsenin (1952) esittämän ¹⁴C-perustuotantomittauksen jälkeen, mutta hajotustoiminnan suhteen nk. saprobiajärjestelmän (kts. Sládeček 1965) korvaaminen suorilla prosessimittauksilla on ollut työläämpää (kts. tarkemmin esim. Tamminen 1983b).

Indikaattorilajien tieteellisen merkityksen väheneminen ei kuitenkaan tarkoita niiden yksioikoista hylkäämistä vesistöjen kuormitustutkimuksissa. Käytännön syistä esimerkiksi pohjakasvillisuuden ja -eläimistön tutkimuksessa joudutaan varmasti vielä pitkään nojautumaan pääasiassa indikaattoriluonteiseen yhteisöanalyysiin. Samoin planktisten levien kohdalla pelkkä lajistonkin selvittäminen on varsin informatiivista ja ennen kaikkea kenttä- ja laboratoriotyöskentelyn kannalta yksinkertaista (vrt. Heinonen 1980).

Kuten mm. Eloranta (1979) on korostanut, oleellista on kuitenkin selkeä funktionaalinen suhtautuminen lajistoanalyysiin, jolloin indikaattorituloksia tarkastellaan ekosysteemin toiminnan kannalta. Pelkkä indikaattorilajiajatteluhan pohjautuu loogiseen kehäpäätelmään: rehevissä vesistöissä vallitsevat tietyt lajisuhteet, siis: tietyt lajisuhteet vallitsevat rehevissä vesistöissä. Tämä semanttinen määritelmä ei sinänsä lisää mitään informaatiota. Puunjalostusteollisuuden kuormittaman vesistön lajisto ei indikoi puunjalostusteollisuutta, vaan sen aiheuttamia muutoksia vesiekosysteemin toiminnassa (kts. jakso 2.2).

Kasviplanktonin osalta puunjalostusteollisuuden kuormittamien sisävesien indikaattorilajeja on selvitetty maassamme varsin perusteellisesti (esim. Eloranta 1972, Granberg 1973, Eloranta ja Kettunen 1979, Selin ym. 1981; kts. myös Heinonen 1980). Eläinplanktonin kohdalla tutkimuksia on vähemmän (kts. Eloranta 1980), mutta sisävesien pohjaeläimistöstä on tehty melko laajo-

ja selvityksiä (erityisesti Mölsä 1976, myös esim. Koli ja Turkia 1964, Selin 1978, Kansanen 1981). Koska pohjaeläinten kohdalla "regressiivisten ja progressiivisten kuormitusindikaattorien" esiintymiseen selluteollisuuden vaikutusalueilla vaikuttavat ratkaisevasti vesistön hajotustoiminnan aiheuttamat happikadot (kts. 2.23), Tulkin (1967) yleisesitys rehevöityneiden rannikkoalueiden pohjaeläinindikaattoreista lienee pääosin sovellettavissa myös selluteollisuuden kuormittamille rannikkoalueille. Korkeampien kasvien indikaattorilajeja ovat tutkineet mm. Eloranta (1970) ja Granberg (1973).

2.32 Trofiatasojen tutkimus

Tässä yhteydessä trofiatasojen tutkimuksella tarkoitetaan indikaattorilajien selvittelyä laajempia, tiettyjen ekosysteemin trofiatasojen toiminnan tarkasteluja: kasviplanktonin perustuotannon tutkimusta, pohjakasvillisuuden tai -eläinten tuotantotutkimuksia, kalojen populaatiodynamiikkaa tai bakteeriplanktonin hajotusaktiivisuutta selvittäviä tutkimuksia. Kaikki nämä vaihtoehdot antavat pelkkiä indikaattoreita dynaamisemman kuvan vesiekosysteemin tilasta.

Kasviplanktonin perustuotantomittauksia on käytetty rehevöitymisen pääkriteereinä maassamme jo toistakymmentä vuotta (kts. Lehmusluoto 1969), ja se antaa yksinkertaisella tavalla melko vertailukelpoisia tuloksia eri vesistöjen ja vesistönosien kasviplanktonituotannosta. Perustuotantomittausten ongelmana on vapaan veden ekosysteemin dynaamisuus, jonka vuoksi sekä hetkellinen tilavaihtelu (nk. laikuttaisuus, kts. Talsi ym. 1983) että ajallinen vaihtelu ovat merkittäviä. Tämä edellyttäisi melko intensiivistä näytteenotto-ohjelmaa, jotta vesistöistä saataisiin edustava kuva. Yhden tai muutaman näytteen perusteella suoritettu rehevöitymisluokittelu - jota maassamme on runsaasti harrastettu - voi antaa varsin harhaanjohtavan johtopäätöksen vesistön tilasta (kts. tarkemmin Tamminen 1983b).

Pohjakasvillisuuden osalta tilanne on tässä suhteessa toinen, koska kasvit ovat paikallisia ja pitkäikäisempiä, jolloin kuormituksen vaikutukset ovat kumulatiivisia. Näytteenoton hankaluuden vuoksi pohjakasvillisuus selvityksiä on tehty melko vähän, mutta tällä hetkellä päällyskasvuston (perifyton) tutkimusmenetelmien kehitys on johtamassa seurantatutkimuksiinkin soveltuvien menetelmien käyttöönottoon (kts. Heinonen 1981, Marja-Aho 1982, Kettunen 1982, Leskinen 1983).

Pohjaeläinten tuotantomittaukset ovat teknisesti hankalia ja siksi seurantatutkimukseen työläästi sovellettavissa (vrt. esim. Kuparinen ym. 1982), mutta kalojen populaatiodynamiikan tutkimukseen on kehitetty kuormitus tilanteisiin soveltuvia lähestymistapoja (kts. Viljanen 1979, Hildén ja Salojärvi 1982).

Kuten on jo monasti painotettu, vesistön hajotustoiminnan mitaus on oleellista selluteollisuuden vesistövaikutuksien selvittämisessä. Tätä on pitkään kyetty seuraamaan vain epäsuorasti, tutkimalla happivajausten kehitystä kerrostuneissa vesistöissä.

Tämä ei kuitenkaan kerro tuottavan vesikerroksen hajotustoitinnasta juuri mitään. BHK₇-mittaukset (biologinen hapenkulutus) ovat olleet keskeisiä jätevesien kohottaman hajotuspotentiaalilin selvityksissä, mutta ne eivät kuvaa luonnon bakteeritoimintaa, koska menetelmässä lisätään - heikon mittaustarkkuuden vuoksi - aktiivinen bakteeriyhteisö tutkittavaan luonnonveteen. Menetelmälliset vaikeudet ovat olleet tutkimuksen esteenä, mutta 1970-luvun lopulla hapenkulutuksen ja -tuotannon mitaus on kehittynyt riittävän herkäksi luonnon bakteeriyhteisöjen toiminnan mittaukseen (Bryan ym. 1976, Williams ja Jenkinson 1982). Happimenetelmän erityinen etu on siinä, että sillä voidaan mitata sekä planktoniyhteisön tuotanto (hapenmuodostus) että kokonaishajotus (respiraatio), jolloin voidaan tarkastella sekä P/R-suhdetta (autotrofia/heterotrofia -astetta) että vesistön kokonaisaktiivisuutta (nk. bioaktiivisuutta, P+R) (kts. Kuparinen ym. 1982). Tämän menetelmän käyttöönotto olisi erittäin tähdellistä.

Toinen lähestymistapa hajotusmittauksiin on mitata kokonaishajotusta indikoivia prosesseja radioaktiivisten merkkiaineiden avulla, teknisesti analogisesti perustuotantomittauksen kanssa, jolloin mittausherkyys on erinomainen (kts. Vesientutkimuslaitoksen julkaisusarja 53, 1983). Tämä on myös tässä työssä käytetty lähestymistapa. Vapaan veden hajotusmittausten ongelma on sama kuin perustuotantomittausten: ekosysteemin dynaamisuus edellyttää melko intensiivistä näytteenottoa edustavien tulosten aikaansaamiseksi.

2.33 Vesistömallit

Vesiekosysteemin monitahoisesta toiminnasta saadaan rajoitettu kuva tarkastelemalla vain yksittäisiä muuttujia. Tämän vuoksi on pyritty selvittelemään useiden muuttujien vuorovaikutuksia paitsi perinteisin kuvailevin keinoin, myös erilaisilla matemaattisilla analyysitavoilla. Ensimmäinen askel tähän suuntaan on tavallisimpien tilastollisten monimuuttujamenetelmien käyttö, jolloin muuttujien välisiä yhteyksiä kuvataan regressioilla, korrelaatiokertoimilla tai näiden pohjalta suoritetuilla kanonisilla korrelaatioanalyysillä, pääkomponentti-, faktori-, ryhmittely- tai erotteluanalyysillä (kts. Cooley ja Lohnes 1971; esim. Bölter 1982, Tamminen 1983a). Tätä lähestymistapaa on käytetty myös tässä työssä.

Seuraava askel vakiintuneiden monimuuttujamenetelmien käytöstä kohti ekosysteemin kokonaiskuvausta on varsinainen ekosysteemin mallintaminen. Tällöin voidaan laatia nk. vedenlaatumalleja (kts. Niemi 1977) tai energiavirtamalleja (esim. Jansson ym. 1982), jotka perustuvat tavallisesti muuttujien välisten yhteyksien kuvaamiseen differentiaaliyhtälöillä, joiden painokertoimet voidaan määrätä simuloimalla. Toinen vaihtoehto on korrelaatiopohjaisten nk. rakenneyhtälömallien käyttö.

Vedenlaatumalleihin voidaan lukea myös pelkistetyt happi-, fosfori- ym. mallit, joiden avulla pyritään arvioimaan joidenkin keskeisten (tai helposti mitattavien) kemiallisten

parametrien muutoksia kuormituksen funktiona (kts. esim. Frisk 1978, Lappalainen 1978, Kylä-Harakka 1979). Varsinaisten ekosysteemimallien keskeisiä rajoituksia ovat toistaiseksi puutteelliset tiedot keskeisten aineiden kierron yksityiskohdista sekä mallien soveltamisen vaatimat huomattavat resurssit, jonka vuoksi tämä lähestymistapa ei toistaiseksi ole ollut varsinaisiin seurantatutkimuksiin käytettävissä. Ekosysteemimallien tämänhetkinen päämerkitys lieneekin tutkimuksen suuntaamisessa, koska ne pakottavat käsitteellistämään selkeästi ekosysteemin rakennetta ja toimintaa, ja simulointikokeilla voidaan arvioida ekosysteemin eri tekijöiden suhteellisia vaikutuksia kokonaismallin toimintaan. Tällöin havaitaan ekosysteemin kokonaistoiminnan paremman selvittämisen kannalta oleellisia tutkimustarpeita, ja keskeisten vuorovaikutusten intensiivitutkimuksiin perustuvien osamallien rakentamisen kautta voidaan parantaa mallin vastaavuutta todellisiin vesistötahtumiin.

2.34 Toksisuus- ja stimulaatiotestit

Yksinkertaisin tapa selvittää jäteveden vaikutuksia vesieliöihin on lisätä sitä niiden elinympäristöön ja seurata mitä tapahtuu. Tällaisia toksisuus- ja stimulaatiotestejä on suoritettu kaikkien trofiatasojen organismeilla, sekä luonnonyhteisöillä että laboratoriokannoilla; kasviplanktonilla (esim. Eloranta 1976, Stockner ja Costello 1976, Eloranta ja Eloranta 1980), eläinplanktereilla (esim. Bakketun 1981, Fischer 1982), kaloilla (esim. Soivio ym. 1979, Soivio ja Virtanen 1980, Tana 1981) sekä bakteereilla (esim. Talsi 1981, Kuparinen 1981, Tamminen 1982). Kuormitustutkimuksen kannalta olisi tavallisesti tärkeämpää selvittää nk. subletaaleja vaikutuksia kuin kirjallisuudessa tavallisia LD₅₀-arvoja (pitoisuus, jossa puolet koeorganismeista kuolee; yleensä vesistöjen kannalta täysin epärealistinen tilanne). Perusteellisen katsauksen kirjallisuudessa käytettyihin toksisuustesteihin eri organismeilla ovat tehneet Blanck ym. (1978).

Jätevesitestien kohdalla on tehtävä kaksi oleellista erottelua: käytetäänkö testeissä organismien luonnonyhteisöjä (tai -yksilöitä) vai laboratoriokantoja; sekä kuvaavatko testit jätevesien akuutteja vai kroonisia vaikutuksia.

Luonnonyhteisöttestit voivat olla vain akuutteja, koska kroonisten vaikutusten selvittäminen edellyttää pitkäaikaisia kokeita (mutageenisyyden kohdalla useita generaatioaikoja), jolloin yhteisö ei enää vastaa luonnontilaista. Poikkeuksena tästä voidaan pitää ehkä kaloilla purkuvesistöissä tehtäviä sumputuskokeita (esim. Oikari ym. 1979, Soivio ym. 1979). Laboratoriokannoilla voidaan selvittää akuutteja tai kroonisia vaikutuksia, ja testiolot voidaan standardisoida. Tämä parantaa eri testien vertailukelpoisuutta mutta vähentää tulosten nk. ekologista relevanssia.

Akuuttien luonnonyhteisöttestien tuloksia voidaan suhteellisen uskottavasti yleistää luonnonoloihin, mikäli testiolosuhteet

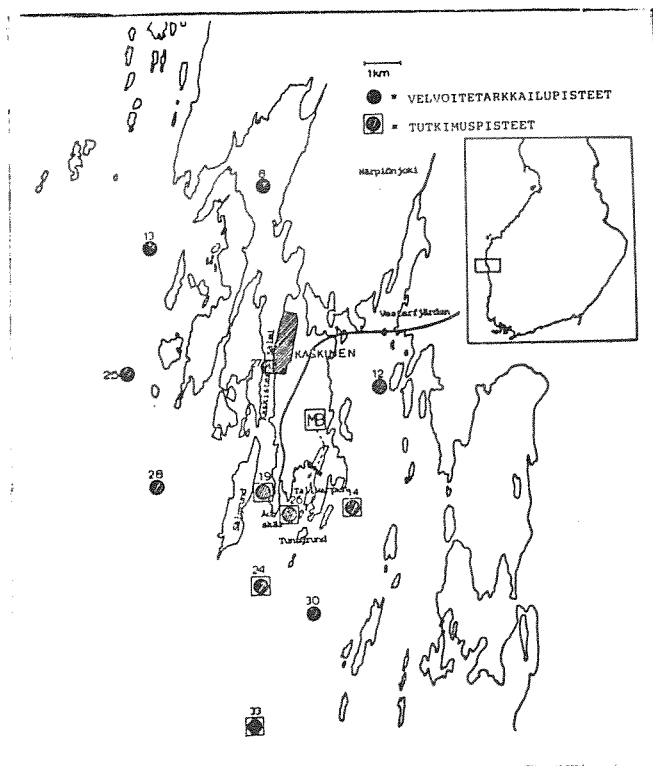
vastaavat luonnontilaisia (esim. jätevesipitoisuudet ovat realistisia). Erityistä hyötyä näistä testeistä voi olla, mikäli niitä tehdään eri trofiatasoilla, jolloin voidaan arvioida jätevesien sisältämien aineiden kulkeutumisteitä ekosysteemin aineiden kiertoon (kts. Tamminen 1983d).

3 ³H - GLUKOOSIN ASSIMILAATIO KUORMITUKSEN ILMENTÄJÄNÄ

3.1 TUTKIMUSKOHDE JA MENETELMÄT

3.11 Tutkimuskohde, näytteenotto ja tausta-aineisto

Tutkimuskohde oli Kaskisten edustan merialue (kuva 4). Alueen ainoat merkittävät kuormittajat ovat Kaskisten kaupunki (2000 asukasta) ja Metsä-Botnian sulfaattisellutehdas. Vuoden 1978 aikana tehdas tuotti noin 190 000 tonnia valkaistua sellua (Metsä-Botnia 1978). Tehtaan kuormitustiedot saatiin sen labo-



KUVA 4. Tutkimusalue ja näytteenottpisteet.

ratorion suorittamasta velvoitetarkkailusta. Keskimääräinen vuorokausikuormitus on esitetty taulukossa 3. Kaskisten kaupungin jätevedet kuormittivat aluetta päivittäin (Kuparinen 1980):

fosforia 6 kg
 typpeä 24 kg
 BHK₇ 150 kg

Alueen virtausoloja on selvitetty Sarkkulan ja Huttulan (1976) tutkimuksessa. Siitä nähdään, että jätevesien laimeneminen on tehokasta, koska alue ei ole saaristoinen, vaan Selkämeren itäranikon pintavirtaukset (joista vallitsevat ovat pohjoissuuntaisia, Palmén 1930) vaikuttavat voimakkaasti Tallvarpenin lahdesta purkautuvien jätevesien leviämiseen. Alueen avomeren pintavesien keskimääräinen saliniteetti on 5.5 - 6 % (Pietikäinen ym. 1978).

Taulukko 3. Oy Metsä-Botnia Ab:n jätevesikuormitus touko-lokakuun aikana 1978. (Kuparinen 1980).

Aine	Kuormitus, tn d ⁻¹						
	touko-	kesä-	heinä-	elo-	syys-	loka-	keskiarvo
Typpi	0,18	0,21	0,11	0,27	0,29	0,18	0,21
Fosfori	0,07	0,09	0,03	0,11	0,09	0,09	0,08
Kiintoaine	3,15	3,61	1,30	3,43	4,58	5,31	3,56
Rikki	5,28	3,70	2,90	7,86	6,50	3,90	5,02
BOD ₇	7,49	6,49	1,89	6,38	7,15	7,45	6,14

Aluetta ja sen kuormitusta on kuvattu yksityiskohtaisemmin Tal-
 sin (1981) ja Kuparisen (1980) töissä.

Näytteenottokausi alkoi kesäkuun puolivälissä ja jatkui lokakuun puoliväliin. Keskimääräinen näytteenottiheys oli siis kolme viikkoa. Tämän työn näytteet nostettiin Ruttner-noutimella kokoomänäytteinä kuudesta syvyydestä väliltä 0 - 2.5 metriä. Näytteet kuljetettiin laboratorioon polyetyleenipulloissa ja säilytettiin yli yön +4 °C:ssa.

Tässä työssä käytettiin fysikaalis-kemiallisina taustamuuttujina veden lämpötilaa, väriä, hapen kyllästysastetta, kokonaisfosforia ja -typpeä sekä liuennutta orgaanista hiiltä. Biologisina taustamuuttujina olivat kasviplanktonin (partikulaarinen) netto-perustuotanto, klorofylli a ja ATP (adenosiinitrifosfaatti). Taustamuuttujien määrittäminen on selvitetty aiemmin (Kuparinen 1980).

3.12 ³H- ja ¹⁴C - merkitty glukoosi

Tämän työn spesifiä aineistoa ovat ³H-glukoosin assimilaatiota kuvaavat kineettiset parametrit, jotka on laskettu perinteisen Michaelis-Menten -kinetiikan (Monod 1949) tavallisimmin käytetyllä lineaarimuunnoksella (Wright ja Hobbie 1966; kts. tarkemmin Tamminen 1980, 1983c). Kaikki tulokset edustavat soluun sitoutunutta aktiivisuutta, koska respiroidun ³H₂O:n mittaaminen on teknisesti hankalaa (Dietz ja Albright 1978, Kuparinen ja Tamminen 1982). ¹⁴C-glukoositulokset laskettiin vastaavilla periaatteilla sekä soluun sitoutuneesta että respiroidusta aktiivisuudesta (Kuparinen 1980).

Näin saadut glukoosin käyttöä kuvaavat kineettiset parametrit

ovat sen maksimaalinen ottonopeus (V_{\max}), kiertoaika (T) sekä mikrobiyhteisön puolikyllästysvakion (K) ja luonnon glukoosipitoisuuden (S_n) pitoisuussumma ($K+S_n$). Lisäksi yhdistettiin ^3H - ja ^{14}C -glukoosituloksia käyttämällä ^3H -glukoosilla mitattua kineettistä kiertoaikaa (T) ja ^{14}C -glukoosilla mitattua maksimaalista ottonopeutta (V_{\max}), jolloin saatiin muuttujaksi nk. yhdistetty pitoisuussumma (yhd. $K+S_n$, kts. 3.21).

Glukoosin assimilaatiota kuvaavat kineettiset parametrit ovat vapaan veden kokonaisheterotrofian indikaattoreita, koska pienimolekyylisten orgaanisten yhdisteiden (sokerit, aminohapot ym.) osuus vapaan veden hiilen kierrossa on huomattava, vaikka niiden pitoisuudet ovat intensiivisistä assimilaatiosta johtuen jatkuvasti erittäin pieniä (mikrogrammoja litrassa) (kts. tarkemmin Tamminen 1980, Tamminen ja Kuparinen 1983).

D-(6- ^3H)-glukoosin (ominaisaktiivisuus $22.5 \text{ C}\cdot\text{mmol}^{-1}$, Amersham, England) vesiliuosta lisättiin mikropipetillä 50 ml:n vesinäytteisiin tavallisesti neljän pitoisuuden sarjana ($0.036 - 0.36 \text{ ug glukoosia}\cdot\text{l}^{-1}$), kukin pitoisuus neljänä rinnakkaisnäytteenä. Näistä yksi oli nk. nollanäyte, johon lisättiin 0.5 ml formalii-nia (35%) ennen radioaktiivisuuden pipetointia. Inkubointiaika oli 2 - 3 tuntia, ja inkubointi tapahtui pimeässä, $+12 \text{ }^\circ\text{C}$:n lämpötilassa. Se päätettiin lisäämällä näytteisiin em. määrä formalii-nia. Kuparinen (1980) on kuvannut ^{14}C -glukoosi-inkubointien suorituksen. Näissä lisäyspitoisuudet olivat välillä 4 - 26 ug glukoosia $\cdot\text{l}^{-1}$.

Inkuboinnin jälkeen näytteet suodatettiin 0.45 μm :n membraani-suodatimille (Millipore), jotka siirrettiin huuhteluveden ($2\times 10 \text{ ml}$) suodatuksen jälkeen nestetuikepulloihin. Näissä kostutetut ($200 \text{ ul H}_2\text{O}$) suodatinkalvot liuotettiin 1.0 ml:aan dioksaania, jonka jälkeen lisättiin 10 ml tuikeliuosta (PCS, Amersham). Näyt-teiden radioaktiivisuus mitattiin ulkoisen kanavasuhteen mittauss-menetelmällä Wallacin Decem 314 -nestetuikelaskimella. Mittaus-tulokset (cpm) muutettiin laskentatehokkuuskäyrän (Tamminen 1980) avulla absoluuttisiksi dpm-arvoiksi (hajoamista minuutissa). Näyt-teiden laskentatehokkuus oli $35 \pm 2\%$. Dpm-arvoista lasket-tiin kunkin rinnakkaisnäytteen glukoosin kiertoaika (T) kineet-tisten parametrien laskemista varten (kts. Tamminen 1983c).

Vaikka mitään esisuodatuksia ei tehty, tulosten oletettiin kuvaavan vain heterotrofisen bakteeriplanktonin glukoosinottoa. Tähän-astisten fraktiointi- ja leväheterotrofiatutkimusten mukaan oletus on perusteltu (kts. Wright ja Hobbie 1966, Tamminen ym. 1983).

3.13 Monimuuttuja - analyysit

Tutkimuksen aineistoa käsiteltiin korrelaatioanalyysin (pairwise correlations) lisäksi ryhmittely- ja faktorianalyysillä sekä monimuuttujaregressioanalyysillä (Dixon ja Brown 1979). Ryhmit-tely- ja faktorianalyysit suoritettiin korrelaatiomatriisin poh-jalta, joka oli täydennetty puuttuvien havaintojen osalta (kor-keintaan 20% muuttujan arvoista) muiden muuttujien monimuuttuja-regressiolla kunkin muuttujan suhteen. Ryhmittelykriteeri oli

minimietäisyys (minimum distance method), faktorit olivat nk. varimax-rotatoituja pääkomponentteja. Kasviplanktonin biomassaa indikoivasta klorofylli a :sta otettiin logaritmimuunnos monimuuttuja-analyyseja varten.

Kuormitusta edustavat kiintoainetulokset kerrottiin monimuuttuja-analyyseissa laimenemis- ja tuulikertoimella (K3, kts. 3.13; tarkemmin Kuparinen 1980). Tässä toimenpiteessä otettiin huomioon kunkin näytepisteen etäisyys jätevesien purkupaikasta sekä näytteenottoa edeltävien 10 vuorokauden tuuliolot, koska nämä vaikuttavat ratkaisevasti jätevesien kulkeutumiseen kullekin pisteelle (kts. Sarkkula ja Huttula 1976). Tulokseksi saatiin piste- ja näytteenottokohtainen kerroin (väliltä 0.08 - 1.0), jolla kerrottiin näytteenottoa edeltäneen 10 vuorokauden kiintoainekuormitus. Lopputulos edustaa huomattavasti realistisemmin kunkin pisteen vastaanottamaa kuormitusta kuin jätevesitie-tojen käyttäminen muuntamattomina, jolloin esimerkiksi 1 ja 6 kilometrin päässä purkupaikalta sijaitsevien pisteiden vesistö-tuloksia verrattaisiin samoihin kuormitusarvoihin. Tutkimusalueen avoin saaristo ja suhteellisen yksinkertaiset virtausolot (Sarkkula ja Huttula 1976) antavat perusteen näinkin yksinkertaisen muunnoksen käytölle. Kuparinen (1980) on osoittanut ker-toimen käytön onnistuneeksi korrelaatioanalyysien perusteella.

3.2 TULOSTEN TARKASTELU

3.21 ^3H - ja ^{14}C - glukoositulosten vertailu

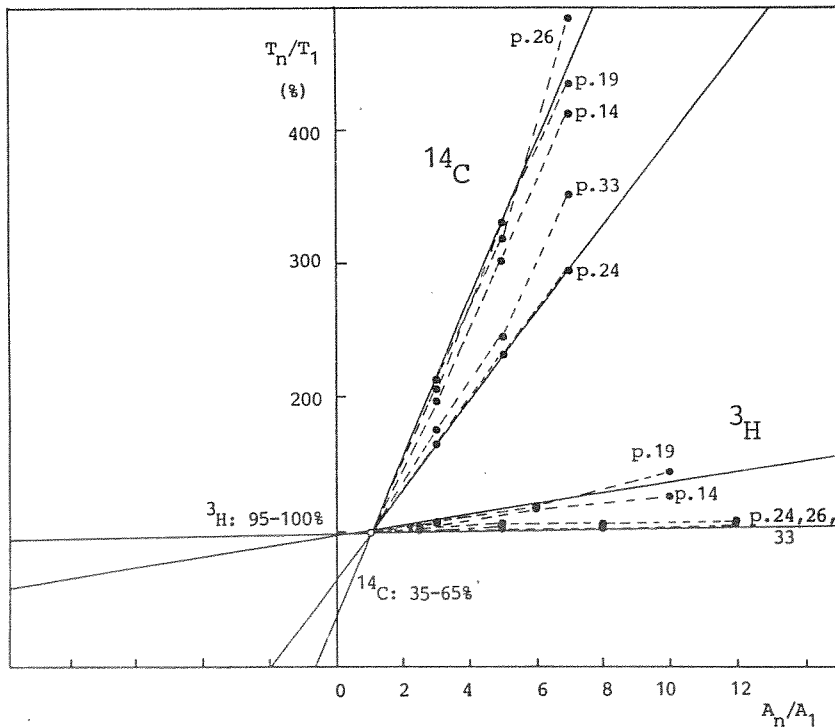
Bakteeriplanktonin heterotrofisen aktiivisuuden mittaukseen on käytetty sekä ^{14}C - että ^3H -merkittyjä substraatteja. Azamin ja Holm-Hansenin (1973) esitettyä ^3H -leimauksen soveltamista se on yleistynyt voimakkaasti vesiekologisessä tutkimuksessa (kts. Tamminen ja Kuparinen 1983). Tritium-leimattujen yhdisteiden etu on niiden huomattavasti ^{14}C -merkkiaineita korkeampi ominaisaktiivisuus, jonka ansiosta ^{14}C -yhdisteitä on lisättävä saman mittaustason saavuttamiseksi monikymmenkertaisia pitoisuuksia näytteisiin. Kun mitataan yhdisteiden kiertoaikoja (T) tai kiertonopeuksia (1/T) ekosysteemissä, lisätty merkkiaine ei saisi merkittävästi kohottaa aineen luonnonpitoisuuksia (Wright 1974). Tämä aiheuttaisi tulosten vääristymistä ja mittauksen nk. ekologinen relevanssi heikkenisi.

^{14}C -leimauksen etu on mahdollisuus mitata myös respiroidun $^{14}\text{CO}_2$:n määrä (esim. Kuparinen ja Uusi-Rauva 1980), jolloin voidaan laskea substraatin kokonaisoton määrä. ^3H -yhdisteillä vastaava mittaus on teknisesti hankala, joten tulokset edustavat aina vain tiettyä osaa kokonaisotosta (kts. Dietz ja Albright 1978, Kuparinen ja Tamminen 1982).

Eri isotoopeilla merkittyjä glukoosiliuoksia lisättiin em. syistä tässä tutkimuksessa eri pitoisuusalueilla (kts. 3.12). Williams (1973) on osoittanut, että kineettisten parametrien määrittäminen luonnon bakteeriyhteisöissä on osittain sidoksissa li-

säyspitoisuuksien tasoon. Tämän vuoksi ^3H - ja ^{14}C -tulosten vertailu on mielekästä, vaikka kummassakin tapauksessa on kysymys samasta substraatista.

Teoriassa (Williams 1973) pienillä pitoisuuksilla määritetty kiertoaika (T) tai kiertonopeus ($1/T$) vastaa paremmin todellista luonnontilannetta. Kuvassa 5 on esitetty saman näytteenoton ^3H - ja ^{14}C -tulokset suhteellisina regressioina, joissa sekä glukoosin lisäyspitoisuudet (A) että mitatut kiertoajat (T) on suhteutettu pienimpiin arvoihin (suorat kulkevat siis pisteen 1,1 kautta; kts. tarkemmin Tamminen 1980). Suorien ja y-akselin leikkauspisteet ilmoittavat, kuinka monta prosenttia kineettinen kiertoaika on pienimmästä mitatusta.



KUVA 5. ^3H - ja ^{14}C -glukoosin suhteelliset kiertoajat (T) suhteellisten lisäyspitoisuuksien funktiona 2.8.1978. Suhteelliset arvot on saatu jakamalla kukin tulos lisäyssarjan pienimmän lisäyspitoisuuden arvoilla. Kukin piste edustaa kolmen rinnakkaisen keskiarvoa.

Kuvasta havaitaan selvästi, että ^3H -glukoosilla pienimmät mitatut kiertoajat ovat erittäin lähellä kineettistä (ekstrapoloitua, kts. Tamminen 1980) kiertoaikaa, joten tämän määrittäminen on luotettavampaa kuin pitemmällä (absoluuttisilla) ekstrapolointietäisyyksillä (^{14}C). Lisäksi regressiosuoran taipuminen pienillä pitoisuusalueilla (Williams 1973) vääristää pitkien ekstrapolointien (^{14}C) tuloksia.

Tästä huolimatta taulukosta 4 nähdään, että ^3H - ja ^{14}C -glukoosien kiertoaikojen keskiarvot koko aineistossa ovat varsin yhdenmuukaisia (tekn. huom.: tässä työssä käsitellään tavallisesti kiertoajan käänteismuotoa, kiertonopeutta $1/T$, koska se on todellisen ottonopeuden suora funktio ja sen käyttö esim. korrelaatiolaskuissa on teoreettisesti perustellumpaa kuin kiertoajan; kts. tarkemmin Tamminen 1980). Sen sijaan keskiarvot osoittavat, että maksimaalisen ottonopeuden (V_{\max}) ja kineettisen pitoisuussumman ($K+S_n$) erot eri isotooppileimuksilla ovat huomattavia. Tulokset

ovat kuitenkin osittain näennäisiä. ^{14}C -glukoosin kohdalla mitattiin kokonaisottoa (soluun sitoutunut + respiroitu ^{14}C), tritiumilla vain soluun sitoutunutta (kts. 3.12).

TAULUKKO 4. Glukoosin assimilaatiota kuvaavien kineettisten parametrien keskiarvot koko aineistossa (n=30).

isotooppi	1/T (h ⁻¹)	V _{max} (ug·l ⁻¹ ·h ⁻¹)	K+S _n (ug·l ⁻¹)
$^3\text{H}^*$	0.048	0.090	1.66
$^3\text{H}^{**}$	0.096	0.180	-
$^{14}\text{C}^{***}$	0.045	0.179	4.27
yhdistetty	-	-	3.14

* soluun sitoutunut

** edellinen korjattuna 50% hengitysosuudella (kts. teksti)

*** kokonaisotto

Kuparinen ja Tamminen (1982) esittivät ^3H -merkityn glukoosin respiraatiotuloksia, joiden mukaan $^3\text{H}_2\text{O}$:n respiraatio olisi suorassa suhteessa $^{14}\text{CO}_2$:n respirointiin ja 10% tätä korkeampi näillä spesifeillä leimauksilla. Tämän aineiston ^{14}C -glukoosin keskimääräinen hengitysosuus oli 40%, eikä se riippunut lisäyspitoisuudesta (Kuparinen 1980). Tämän mukaan ^3H -glukoosin keskimääräinen hengitysosuus olisi ollut 50%, joten mitatut maksimaalisen ottonopeuden arvot olisivat puolet todellista pienempiä. Kun verrataan taulukon 4 keskiarvotuloksia, hengitysosuuden huomioiminen saattaisi eri isotoopeilla merkittyjen glukoosien maksimaaliset ottonopeudet täsmälleen saman suuruisiksi.

Tämä tulos osoittaa melko yllättävästi, että maksimaalista glukoosin ottonopeutta voitiin mitata ^3H -glukoosilla keskimäärin yhtä luotettavasti kuin ^{14}C -leimatulla, vaikka lisäyspitoisuudet ja niiden vaihteluväli olivat huomattavasti pienempiä, ja kineettisen regressiosuoran ($V_{\max}=1/b$) laskeminen näin ollen teoreettisesti epävarmempaa.

Kiertonopeuksien näennäisyys on päinvastaista (taulukko 4). Vaikka mitatut keskiarvot yhtenevät, ^3H -glukoositulokset ilmentävät todellisuudessa kahta kertaa suurempia kiertonopeuksia, koska noin 50% organismien kierrättämästä merkkiaineesta respiroitiin vetenä ($^3\text{H}_2\text{O}$) eikä näy mittauksissa. Näin ollen Williamsin (1973) teoria todellisten kiertonopeuksien (-aikojen) luotettavammasta mittauksesta pienillä pitoisuuksilla (^3H) vahvistuu.

Kineettisten parametrien väliset korrelaatiot tukevat näitä johtopäätöksiä (taulukko 5), sillä maksimaalisten ottonopeuksien välinen korrelaatio on erittäin korkea (0.903, taulukko 5a). Kiertonopeuksien välinen korrelaatio on hieman alhaisempi (0.791), mikä saattaa viitata edellä esitettyihin epävarmuuste-

kijöihin ^{14}C -glukoosin kiertonopeuksien määrittämisessä kineettisellä menetelmällä.

TAULUKKO 5. Glukoosin assimilaatiota kuvaavien kineettisten parametrien korrelaatioita (n=30). p=0.1 (o), 0.05 (*), 0.01 (**), ja 0.001 (***)

a. ^3H - ja ^{14}C -glukoosin assimilaatiota kuvaavien parametrien väliset korrelaatiot

^3H	^{14}C			yhd. (K+S _n)
	1/T	V _{max}	K+S _n	
1/T	0.791 ^{***}	0.688 ^{***}	0.071	0.352 [*]
V _{max}	0.653 ^{***}	0.903 ^{***}	0.430 [*]	0.716 ^{***}
K+S _n	0.309 ^o	0.610 ^{***}	0.534 ^{**}	0.717 ^{***}
yhd. (K+S _n)	0.396 [*]	0.879 ^{***}	0.694 ^{***}	(1.000)

b. ^3H - ja ^{14}C -glukoosin assimilaatiota kuvaavien parametrien sisäiset korrelaatiot

^3H	^{14}C		^{14}C	^{14}C	
	1/T	V _{max}		1/T	V _{max}
V _{max}	0.757 ^{***}	(1.000)	V _{max}	0.625 ^{***}	(1.000)
K+S _n	0.278	0.744 ^{***}	K+S _n	-0.110	0.524 ^{**}

Taulukko 5 osoittaa kineettisen pitoisuussumman (K+S_n) olevan suhteellisen riippumaton muista kineettisistä parametreista, vaikka se on näiden funktio (T/V_{max}). Tämä tulos viittaa yksinomaan puolikyllästysvakioon (K), koska parametrit määritettiin kulloinkin samasta vesinäytteestä, jolloin luonnonveden substraattipitoisuus (S_n) oli täsmälleen sama.

Pitoisuussumma on melko ongelmallinen käsite, sillä sen komponentteja (K ja S_n) ei yleensä voida erotella toisistaan (kts. tarkemmin Tamminen 1980). Substraatin puolikyllästysvakio (K) olisi sellaisenaan ekologisesti mielekäs muuttuja, koska se ilmaisee tutkittavan mikrobiyhteisön affiniteettia kyseiselle substraatille, ts. substraatin käyttökelpoisuutta.

Koska ^{14}C -glukoosin kiertonopeuden (1/T) määrittämiseen liittyy epävarmuustekijöitä (kts. edellä), työssä laskettiin nk. yhdistetty pitoisuussumma (yhd. K+S_n) käyttämällä luotettavampaa ^3H -glukoosin kiertonopeutta ($^3\text{T}/^{14}\text{V}_{\text{max}}$). Taulukko 5 osoittaa pitoisuussumman korreloivan tällöin systemaattisesti paremmin muiden kineettisten parametrien kanssa.

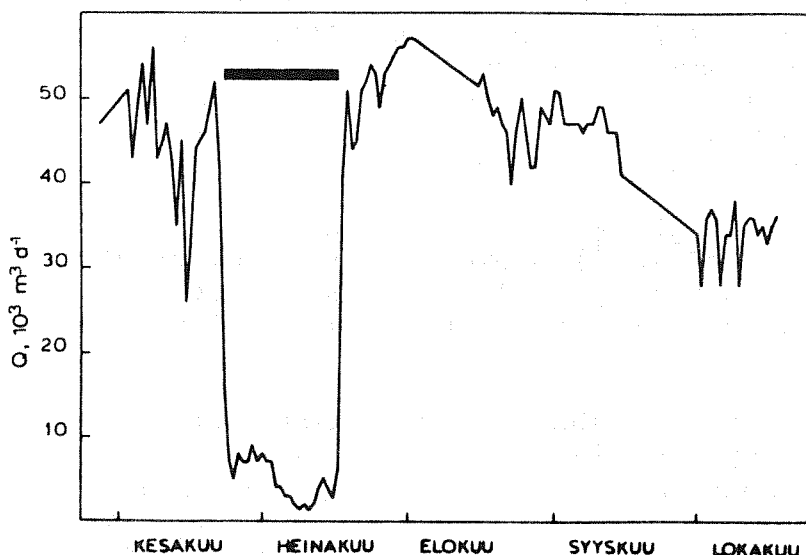
Puolikyllästysvakion (K) pitäisi edustaa mikrobiyhteisön suhteellisen pysyvää ominaisuutta (affiniteettia substraatille), joka on loogisesti riippuvainen muista kineettisistä parametreista (V_{max} ja T). Alhaiset korrelaatiot näiden - etenkin kiertonopeuden - kanssa kuvaavat selvästi puolikyllästysvakion

käytön ongelmallisuutta heterogeenisen mikrobiyhteisön tutkimuksessa (tarkemmin Tamminen 1980). Eri merkkiaineilla laskettua pitoisuussummaa lienee kuitenkin pidettävä luotettavimpana yhteisön puolikyllästysvakion indikaattorina (yhd. $K+S_n$, taulukko 5). On pidettävä mielessä, että se on vain K :n indikaattori, koska yhdistetty pitoisuussumma laskettiin soluun sitoutuneen 3H :n avulla (50%:n aliestimaatti), ja lisäksi pitoisuussumman toinen tekijä (S_n) on tuntematon.

Näiden vastakkaisiin suuntiin vaikuttavien systemaattisten häiriöiden johdosta yhdistetyn pitoisuussumman suuruusluokka vastaa kuitenkin todennäköisesti puolikyllästysvakion (K) suuruusluokkaa. Muutaman $\mu g/l$:n suuruusluokka ilmentää glukosin erittäin tehokasta hyödyntämistä tutkimusvesistössä. Tämä tulos tukee glukosin käyttöä heterotrofian indikaattoriyhdisteenä. Lisäksi tuloksista voidaan päätellä luonnonveden glukosipitoisuuden olleen säännöllisesti korkeintaan muutamia mikrogrammoja litrassa. Tästä seuraa, että jos alueella halutaan seurata heterotrofista aktiivisuutta mittaamalla glukosin kiertonopeutta nk. yhden lisäyksen menetelmällä (kts. Kuparinen ym. 1983a, 1983b) - joka soveltuu rutiinikäyttöön tässä tutkimuksessa käytettyä kineettistä menetelmää paremmin - lisäyspitoisuuksien on oltava korkeintaan $0.1 \mu g$ glukosia litrassa. Käytännössä tämä merkitsee 3H -leimatun glukosin käyttöä.

3.22 Vesistömuuttujien kausivaihtelu

Metsä-Botnian tehdas oli kesällä 1978 seisokissa juhannuksesta heinäkuun puoliväliin, jolloin jätevesivirtaama laski jyrkästi (kuva 6). Tämä heijastui tietenkin voimakkaasti kaikissa



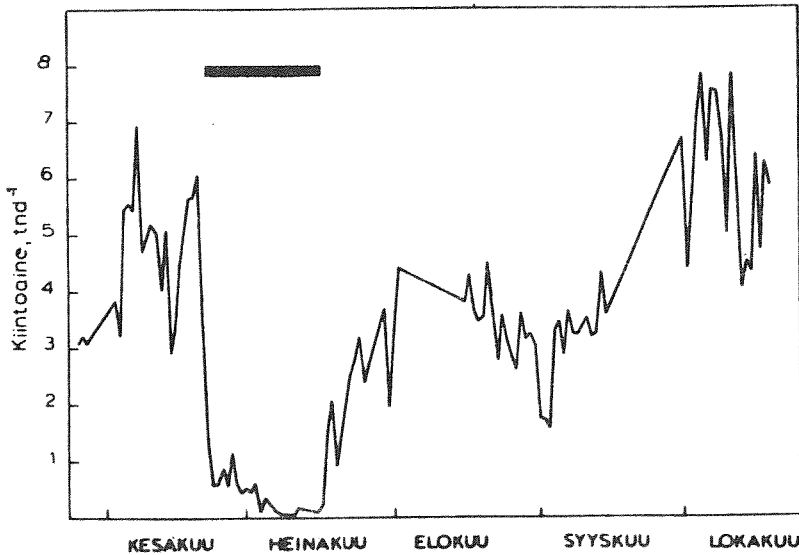
KUVA 6. Jätevesivirtaama tutkimusajan jaksolla. Musta laatikko = seisokki (Kuparinen 1980).

kuormitusparametreissa, kuten kuvan 7 kiintoainepäästöt osoittavat. Koska kuormitusmuuttujat korreloivat erittäin merkittävästi keskenään, tämän työn monimuuttuja-analyysissä käytetään jätevesikuormitusta edustavana muuttujana kiintoainetuloja.

jätevesimuuttujien korrelaatiot
kiintoainemäärän kanssa (n=24 - 29)

kemiallinen hapenkulutus	0.919	***
kokonaistyyppi	0.895	***
kokonaisfosfori	0.895	***

Jätevesien aiheuttama kuormitustaso esitettiin taulukossa 3 (s. 19). Kokonaistyyppikuormitus oli keskimäärin 210 kiloa vuorokaudessa, kokonaisfosfori 80 kiloa. Koska määrät ovat kertaluokkaa korkeammat kuin Kaskisten kaupungin (s. 19), on perusteltua tarkastella vesistömuuttujien tuloksia vain tehtaan jätevesikuormituksen yhteydessä.

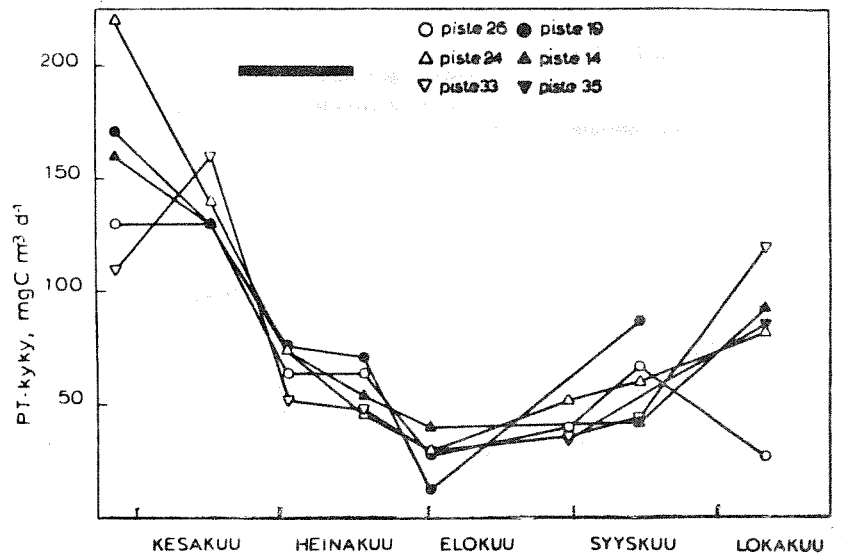


KUVA 7. Jäteveden kiintoainekuormitus. Musta laatikko = seisokki (Kuparinen 1980).

Suomenlahden rannikkoalueiden kasviplanktonin vuosisykliä luonnehtii voimakas kevätkukinta, joka saattaa muutamassa viikossa tuottaa yli 30% koko vuoden planktisesta perustuotannosta (esim. Niemi 1975, Forsskahl ym. 1982, Kuparinen ym. 1982). Kesäkuukaudet ovat selvästi alhaisemman tuotannon aikaa elokuussa kehittyvää, voimakkuudeltaan varsin vaihtelevaa sinileväkukintaa lukuunottamatta (kts. Niemi 1979), ja loppusyksyllä saattaa vielä kehittyä myöhäinen piilevämaksimi (esim. Niemi ja Ray 1977).

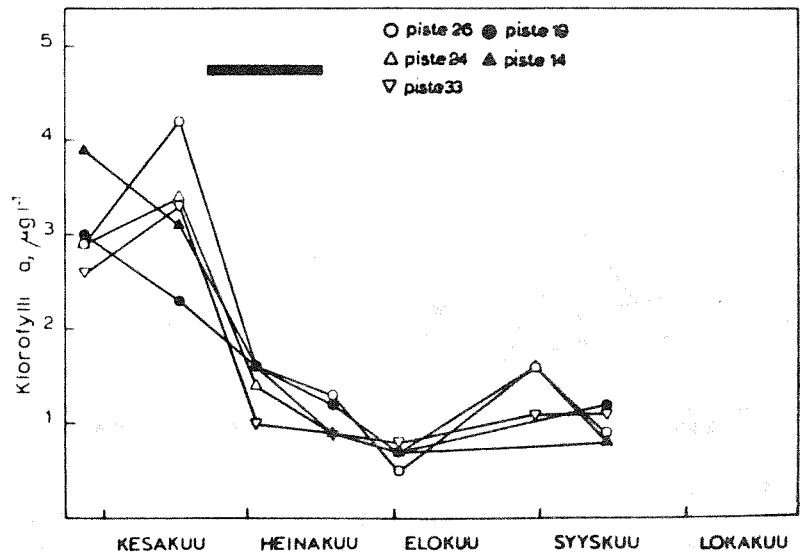
Kaskisten merialueella kasviplanktonin vuosituoanto oli keskimäärin noin puolet ($57 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) Suomenlahden rannikon (Tvärminnen edusta) arvosta Lassigin ym. (1978) tutkimuksessa, ja vuosituoannon kahden huipun (kevät, loppukesä) rytmi vaihteli voimakkaasti eri vuosina.

Tässä tutkimuksessa havaittiin kahden huipun vuosituoantorytmi selvästi perustuotantokytuloksissa (kuva 8). Koska tehtaan seisokki osui samoihin aikoihin kuin vuotuinen perustuotannon lasku kevätkaudelta, jätevesien vaikutusta on vaikea suoraan eritellä. Talsi ja Rekolainen (1982) totesivat värimittauksen parhaaksi jätevesien leviämistä ilmentäväksi fysikaalis-kemialliseksi muuttujaksi. Tässä aineistossa värillä ja perustuotantokyvyllä ei ollut mitään korrelaatiota ($r=-0.097$), joten havaittu kasviplanktonin perustuotantokyvyn kausivaihtelu on ilmeisesti lähinnä luontaisen sukkession tulosta.

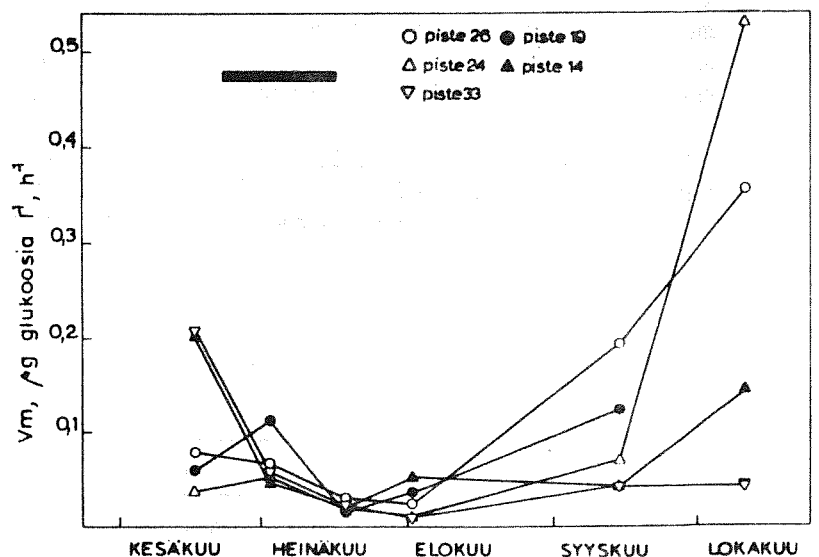


KUVA 8. Pintaveden (0-2.5 m) perustuotantokykytulokset. Musta laatikko = seisokki (Kuparinen 1980).

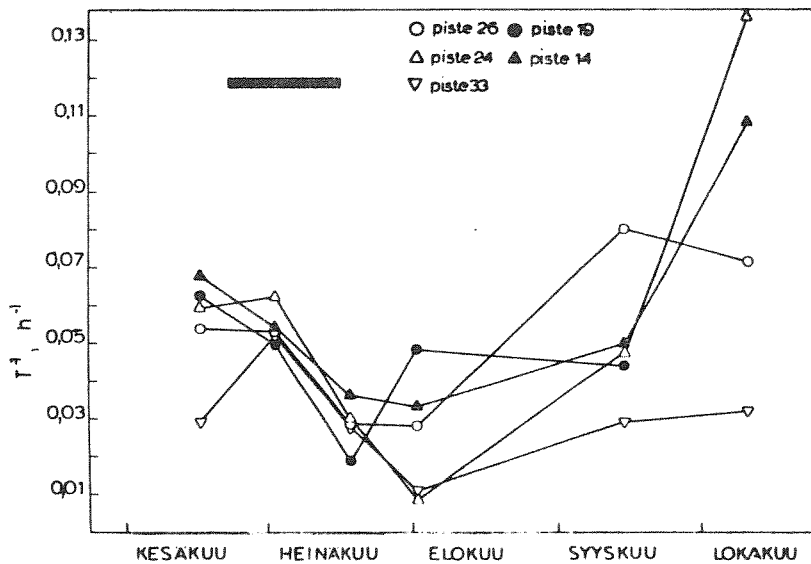
Klorofyllitulokset (kuva 9) poikkesivat perustuotantokyvyn kausivaihtelusta elokuussa, kun kaksi purkupaikkaa lähinnä olevaa pistettä erosivat muista. Valitettavasti lokakuun näytteenoton tuloksia ei ole käytettävissä analyysivirheen johdosta.



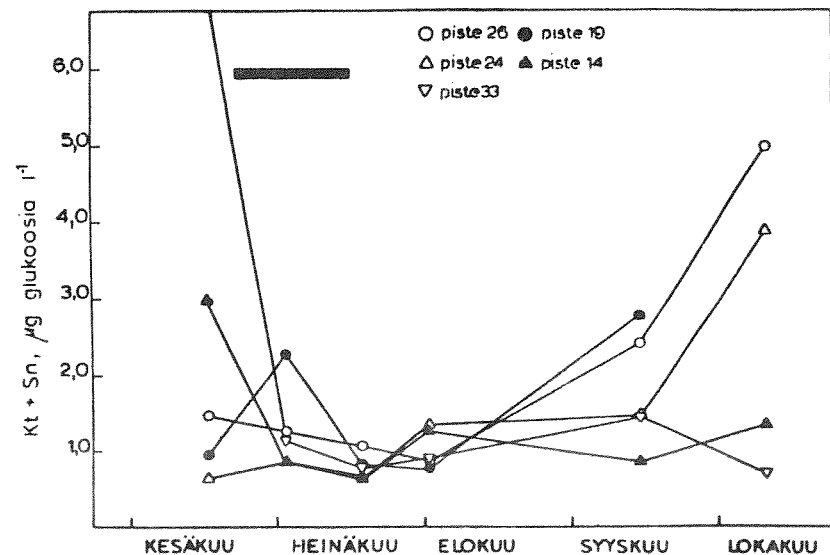
KUVA 9. Pintaveden (0-2.5 m) klorofylli a -tulokset. Musta laatikko = seisokki (Kuparinen 1980).



KUVA 10. Pintaveden (0-2.5 m) ^3H -glukoosin maksimaalinen ottonopeus (V_{max}). Musta laatikko = seisokki.



KUVA 11. Pintaveden (0-2.5 m) ^3H -glukoosin kiertonopeus ($1/T$). Musta laatikko = seisokki.



KUVA 12. Pintaveden (0-2.5 m) ^3H -glukoosin kineettinen pitoisuussumma ($K+S_n$). Musta laatikko = seisokki.

^3H -glukoosin assimilaatiota kuvaavat parametrit (kuvat 10, 11 ja 12) laskivat tehtaan seisokin aikana alhaiselle tasolle, mutta perustuotantokyvystä poiketen purkupaikan lähipisteiden (26,24) arvot kohosivat erittäin korkeiksi syys-lokakuun aikana, jolloin tehtaan kiintoainekuormitus kohosi tuntuvasti (kuva 7). Tässä ilmenee jätevesien voimakas vaikutus planktiseen heterotrofiaan, etenkin kun bakteeritoimintaan voimakkaasti vaikuttava lämpötila oli jo selvästi laskussa (kts. Kuparinen 1980).

Korrelaatiot kasviplanktonmuuttujien kanssa osoittavat hajotusparametrien selvän yhteyden myös leväbiomassaan (taulukko 6). Perustuotantokyvyn kanssa bakteeriaktiivisuus sen sijaan ei korreloinut.

TAULUKKO 6. Bakteeriplankton- ja kasviplanktonmuuttujien väliset korrelaatiot ($n=25 - 30$). $p=0.05$ (*) ja 0.001 (***)

	^3H			^{14}C		
	$1/T$	V_{\max}	$K+S_n$	$1/T$	V_{\max}	$K+S_n$
perustuotantokyky	0.245	0.189	0.335	0.165	0.083	0.146
log(klorofylli \underline{a})	0.424*	0.480*	0.427*	0.310	0.640***	0.406*

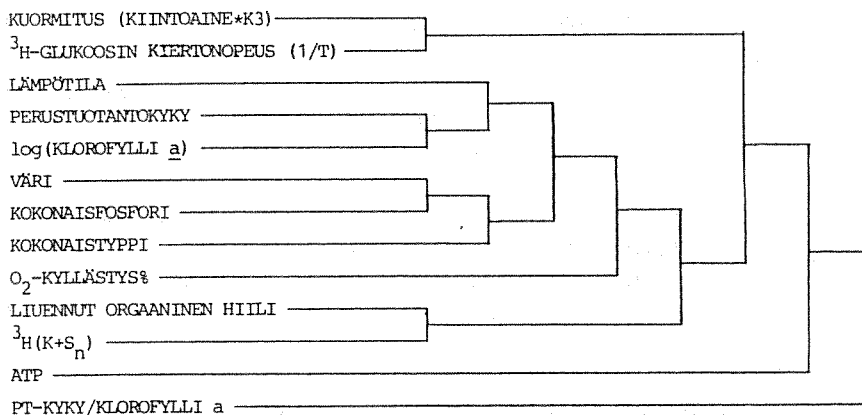
3.23 Muuttujien vertailu kuormituksen ilmentäjinä

Vesistömuuttujien ja kuormitusta edustavan kiintoainepäästön välisiä suhteita tutkittiin seikkaperäisemmin korrelaatio- ja monimuuttuja-analyyseilla. Näissä käytettiin aineistona vain niitä näytteenottokertoja, joilta oli ^3H -glukoosituloksia ($n=30$). Kuormitusta edustavat kiintoainetulokset kerrottiin monimuuttuja-analyyseissa laimenemis- ja tuulikertoimella (K_3 ; kts. 3.13).

Muuttujiksi valittiin kineettisistä ^3H -glukoosiparametreista kiertonopeus ($1/T$) ja pitoisuussumma ($K+S_n$). Koska muuttujien väliset loogiset yhteydet (korkeat autokorrelaatiot) vääristävät tuloksia, ^3H -glukoosin maksimaalista ottonopeutta ei otettu analyysiin.

Ryhmittelyanalyysi kuvaa muuttujien välisiä suhteita korrelaatio-kertoimien itseisarvojen pohjalta (kts. tarkemmin Cooley ja Lohnes 1971). Aineiston analyysissa havaittiin ^3H -glukoosin kiertonopeuden ja jätevesikuormituksen selvä yhteys (kuva 13). Toinen selvä ryhmä koostui suhteellisen stabiileista kuormitusindikaattoreista (väri, kokonaisravinteet). Liuennut orgaaninen hiili kytkeytyi kineettiseen pitoisuussummaan ($K+S_n$). Lämpötilan ja kasviplanktonmuuttujien ryhmittymisen selittyy näiden selkeällä (käännteisellä) vuosisuknessiolla (kts. kuvat 8 ja 9).

KUVA 13. Ryhmittelyanalyysi laimennus- ja tuulikertoimella kerrotusta kiintoainekuormituksesta ja 12 vesistömuuttujasta ($n=30$). Ryhmittelykriteerinä nk. minimum distance method.



Faktorianalyysissa luodaan uuden tason muuttujia (faktoreita), jotka mahdollisimman tehokkaasti selittävät aineiston kokonaisvarianssia (Cooley ja Lohnes 1971). Kolme ensimmäistä faktoria selittivät 64% muuttujien kokonaisvarianssista (taulukko 7).

Ensimmäiselle faktorille ovat ryhmittyneet stabiilit kuormitusindikaattorit (väri, liuennut orgaaninen hiili, kokonaisravinteet). Hapen kyllästysasteella on selvä negatiivinen lataus tällä faktorilla. Sen sijaan varsinaisella hajotusmuuttujalla ($1/T$) ja kuormituksella on mitätön lataus.

TAULUKKO 7. Faktorianalyysin kolme muuttujien kokonaisvarianssia parhaiten selittävää faktoria (varimax-rotatointua pääkomponenttia). Muuttujina laimennus- ja tuulikertoimella kerrottu kiintoainekuormitus ja 12 vesistömuuttujaa (n=30). Luvut ovat alkuperäisten muuttujien latauksia kullakin faktorilla (muuttujien ja faktorien välisiä korrelaatioita). % TV = faktorin selittämä osuus muuttujien kokonaisvarianssista, \sum % TV peräkkäisten faktorien kumulatiivinen selitysosuus.

muuttuja	FAKTORI 1 "stabiilit kuormitus- indikaattorit"	FAKTORI 2 "kasvi- plankton- kukinnat"	FAKTORI 3 "jätevesi"
KUORMITUS (KIINTOAINE*K3)	0.207	0.196	0.720
LÄMPÖTILA	-0.230	-0.791	-0.255
O ₂ -KYLLÄSTYS%	-0.410	-0.261	-0.360
VÄRI	0.851	0.040	0.225
LIUENNUT ORGAANINEN HIILI	0.620	0.141	-0.028
KOKONAISTYYPPI	0.630	0.587	0.126
KOKONAISSFOSFORI	0.915	0.017	0.183
PERUSTUOTANTOKYKY	-0.200	0.941	0.068
ATP	-0.558	0.386	0.446
³ H-GLUKOOSIN KIERTONOPEUS (1/T)	0.125	0.195	0.826
PT-KYKY/KLOROFYLLI <u>a</u>	-0.024	-0.019	-0.116
log(KLOROFYLLI <u>a</u>)	0.112	0.903	0.245
³ H(K+S _n)	0.574	0.503	-0.031
% TV	25.5	24.9	13.7
\sum % TV	25.5	50.4	64.1

Nämä saavat sen sijaan dominoivat lataukset kolmannella faktorilla, jossa heijastuu selvästi ryhmittelyanalyysissä todettu kuormituksen ja hajotusaktiivisuuden yhteys. Huomionarvoista 1. ja 3. faktoreilla on stabiilien kuormitusindikaattorien (väri, liuennut orgaaninen hiili, kokonaisravinteet) ja glukoosin kiertonopeuden erilainen suhde kuormitukseen. Myös jätevesifaktorilla hapen kyllästysasteen lataus on selvästi negatiivinen.

Toinen faktori kuvaa selvästi lähinnä kasviplanktonin ja lämpötilan käänteistä vuosisukcessiota (vrt. kuvat 8 ja 9), joka ilmeni myös ryhmittelyanalyysissä. Glukoosin kineettinen pitoisuussumma sai tällä faktorilla selvän positiivisen latauksen.

Kuvailevien monimuuttuja-analyysien lisäksi kokeiltiin erästä askeltavan monimuuttujaregressioanalyysin muunnosta (all possible subsets regression; Dixon ja Brown 1979). Tässä valitaan selitettävä muuttuja sekä joukko selittäviä muuttujia, joiden joukosta analyysi hakee selitettävän muuttujan vaihtelua parhaiten selittäviä yhdistelmiä kaikilla muuttujamäärillä. "Parhaan selityksen" kriteerinä kullakin muuttujamäärällä on regressioyhtälön selityssaste (r^2), jonka lisäksi analyysi etsii "parhaan" regression suhteuttamalla lisämuuttujien ottamisen tuomaa selityssasteen kohoamista edellisiin regressioihin.

Analyysi voi tietenkin ilmoittaa vain "parhaan" regression, ei parasta. Regressioanalyysi ei ole kausaalinen analyysi, ja tutkijan on punnittava muuttujayhdistelmiä niiden mielekkyyden mukaan, ei vain teknisen selityssasteen pohjalta. Kuten korrelaatio-

TAULUKKO 8. Kahdeksan selittävän muuttujan kaikkien muuttujajoukkojen (all possible subsets) monimuuttujaregressio ^3H -glukoosin kiertonopeuden (1/T) suhteen. "Parhaat" muuttujayhdistelmät kullakin muuttujamäärällä (Dixon ja Brown 1979). Kuormitus = tuuli- ja laimenemiskertoimella (K3) kerrottu kiinto-ainekuormitus.

selittäviä muuttujia	muuttujat	selitysaste (%) ($r^2 \cdot 100$) lisäys	
1	kuormitus	22.3	22.3
2	kuormitus, DOC**	39.1	16.8
3*	kuormitus, DOC, pt-kyky	55.4	16.3
4	kuormitus, väri, DOC, pt-kyky	57.8	2.4
5	kuormitus, väri, DOC, kokonaisfosfori, pt-kyky	58.2	0.4
6	kuormitus, lämpötila, väri, DOC, kokonaisfosfori, pt-kyky	58.5	0.3
7	kuormitus, lämpötila, väri, DOC, kokonaistyppi, kokonaisfosfori, pt-kyky	59.0	0.5
8	kuormitus, lämpötila, väri, DOC, kok.N, kok.P, pt-kyky, log(klorofylli)	59.0	0.0

* "paras" yhdistelmä

** DOC = liuennut orgaaninen hiili

analyysissa, regressioanalyysistä saatavien tulosten on oltava teoreettisesti perusteltuja ennen kuin niillä on merkitystä tai mielenkiintoa (kts. tarkemmin Sokal ja Rohlf 1973).

Taulukossa 8 on esitetty päätulokset analyysistä, jossa selitettäväksi muuttujaksi valittiin ^3H -glukoosin kiertonopeus. Siinä havaittiin, että paras yksittäinen selittävä muuttuja oli jätevesikuormitus (selitysaste 22%). Toiseksi paras yksittäinen selittäjä olisi ollut lämpötila (21%), seuraavat perustuotantokyky (19%) ja klorofylli a (16%). Liuennut orgaaninen hiili selitti vain 12% ^3H -glukoosin kiertonopeuden variaatiosta, ja selvästi heikoin oli väri (1%).

Nämä tulokset ovat selvästikin teoreettisesti perusteltavissa ja siksi merkittäviä. Vain pieni osa liuenneesta orgaanisesta hiilestä on bakteeriplanktonin kannalta välittömästi käyttökelpoista (lähinnä pienimolekyyliset sokerit ja aminohapot), ja se vastaa näin ollen valtaosasta vesiekosysteemin heterotrofisesta hiilen kierrosta (esim. Bölder 1981). Väri heijastaa liuenneen orgaanisen aineen vaikeimmin hajotettavia komponentteja kuten humusaineita ja ligniiniä, joten sen selitysaste oli olematon. Sen sijaan kuormituksen mukana tulevat helposti hajotettavat yhdisteet, kasviplanktonin biomassassa ja eritteet ja lämpötila vaikuttaisivat järkeviltä hajotustoiminnan selittäjiltä. Liuenneen orgaanisen hiilen ja lämpötilan kohdalla tulos on kuitenkin näennäinen, koska näiden ja ^3H -glukoosin kiertonopeuden väliset korrelaatiot olivat negatiivisia.

Jo toinen analyysin vaihe (taulukko 8) ilmentää monimuuttujaregression rajoituksia ekologisessa tutkimuksessa, jotka johtuvat pääasiassa selittävien muuttujien autokorrelaatioista ja analyysin jakauma- ja lineaarisuusoletuksista. Liuenneen orgaanisen hiilen regressiokerroin oli nimittäin negatiivinen. Samoin perustuotantokyvyn astuminen mukaan vaikuttaa artefaktilta, sillä ^3H -glukoosin kiertonopeus ei korreloinut merkittävästi tämän kanssa (taulukko 6). Analyysin jatkovaiheissa selitysasteen nousu

on niin vähäistä, ettei niillä ole merkitystä.

Kuriositeetin vuoksi laskettiin myös "takaperoinen" regressio, jossa selitettävä muuttuja oli jätevesikuormitus. Tämä loukkaa luonnollisesti kausaliteettia, mutta tuloksilla on ainakin kuvailevaa merkitystä (taulukko 9).

TAULUKKO 9. Kahdeksan selittävän muuttujan kaikkien muuttujajoukkojen (all possible subsets) monimuuttujaregressio kiintoainekuormituksen suhteen (kerrottu tuuli- ja laimenemiskertoimella, K3). "Parhaat" muuttujayhdistelmät kullakin muuttujamäärällä (Dixon ja Brown 1979).

selittäviä muuttujia	muuttujat	selitysaste (%) (r ² ·100) lisäys	
1	1/T(³ H)	22.3	22.3
2*	1/T(³ H), kokonaisfosfori	35.4	13.1
3	1/T(³ H), väri, DOC**	42.9	7.5
4	1/T(³ H), väri, DOC, kokonaisfosfori	47.6	4.7
5	1/T(³ H), väri, DOC, kokonaisfosfori, pt-kyky	47.7	0.1
6	1/T(³ H), väri, DOC, kokonaisfosfori, pt-kyky, log(klorofylli)	48.7	1.0
7	1/T(³ H), väri, DOC, kokonaistyyppi, kokonaisfosfori, pt-kyky, log(klorofylli)	48.8	0.1
8	1/T(³ H), väri, DOC, kok.N, kok.P, pt-kyky, log(klorofylli), lämpötila	48.8	0.0

* "paras" yhdistelmä

** DOC = liuennut orgaaninen hiili

Selvin yksittäinen "selittäjä" oli ³H-glukoosin kiertonopeus, jonka selitysaste oli tietenkin sama kuin käänteisessä tapauksessa (22%). Seuraavat yksittäiset "selittäjät" olivat klorofylli a (14%), väri (12%) ja perustuotantokyky (10%). Näistä kasviplanktonparametrien on jo todettu korreloineen kuormituksen kanssa lähinnä luontaisen vuosisukcessionsa ja tehtaan seisokin yhteensattumisen vuoksi. Liuenneen orgaanisen hiilen selitysaste oli vain 3%, kokonaisravinteiden 7% (fosfori) ja 1% (typpi).

Näiden tulosten perusteella analyysin eteneminen vaikuttaa artefaktilta, sillä "paras" kahden muuttujan joukko sisältää kokonaisfosforin, ja sen regressiokerroin on negatiivinen. Sen sijaan ³H-glukoosin kiertonopeuden, värin ja liuenneen orgaanisen hiilen yhdistelmä on mielekäs ja "selittää" 43% kuormituksen vaihtelusta.

Monimuuttuja-analyysillä saatua kuvaa kuormituksen ja vesistömuuttujien yleisistä suhteista täsmennettiin valikoitujen muuttujien korrelaatiokertoimien tarkastelulla (taulukko 10). Sen päätulos vahvistaa edellä havaitun kuormituksen ja hajotustoiminnan läheisen yhteyden: lähes kaikki glukoosin assimilaatiota kuvaavat kineettiset parametrit korreloivat erittäin merkittävästi jätevesikuormituksen kanssa.

Fysikaalis-kemiallisista muuttujista korreloivat keskenään erittäin merkittävästi väri, orgaaninen hiili ja kokonaisfosfori.

Näistä väri ja liuennut orgaaninen hiili korreloivat hyvin kuormituksen kanssa. Niitä voidaan pitää siis hyvinä kuormituksen leviämisen indikaattoreina, mikä tukee Talsin ja Rekolaisen (1982) havaintoja.

TAULUKKO 10. Glukoosin assimilaatiota kuvaavien kineettisten parametrien ja jätevesikuormitusta ilmentävien fysikaalis-kemiallisten sekä kuormituksen (kiintoaine+K₃, tuuli- ja laimenemiskerroin) välisiä korrelaatioita (n= 24 - 30). p=0.1(o), 0.05(*), 0.01(**) ja 0.001 (***) .

	kuormitus	väri	DOC*	kok.P	kok.N	O ₂ -kyll.‰
1/T(³ H)	0.515**	0.180	-0.032	0.264	0.290	-0.367*
1/T(¹⁴ C)	0.400*	0.343 ^o	0.036	0.441*	0.314	-0.432*
V _{max} (³ H)	0.497**	0.470**	0.346 ^o	0.507**	0.473*	-0.293
V _{max} (¹⁴ C)	0.629***	0.773***	0.487**	0.668***	0.539**	-0.352*
K+S _n (³ H)	0.286	0.414*	0.594***	0.490**	0.536**	-0.145
K+S _n (¹⁴ C)	0.398*	0.353 ^o	0.646***	0.245	0.368 ^o	0.025
K+S _n (yhd.)	0.619***	0.841***	0.709***	0.719***	0.587**	-0.269
kuormitus (1.000)						
väri	0.490**	(1.000)				
DOC	0.429*	0.599***	(1.000)			
kok.P	0.234	0.774***	0.485**	(1.000)		
kok.N	0.218	0.543**	0.272	0.646***	(1.000)	
O ₂ -kyll.‰	-0.032	-0.305	0.031	-0.506**	-0.698***	(1.000)

Kuten edellä jo todettiin, nämä parametrit ilmentävät kuitenkin vain jätevesien stabiileja ominaisuuksia. Vesiekosysteemin kannalta merkittävämpiä ovat tietenkin jätevesien vaikutukset. Näistä taulukon 10 lähempi tarkastelu antaa mielenkiintoista tietoa.

Jätevesien hajotustoimintaa voimakkaasti kiihdyttävä vaikutus on kiistaton. Hajotustoiminta kuluttaa happea. Niinpä hapen kylästysasteen korrelaatiot ovat systemaattisesti negatiivisia sekä hajotusmuuttujien että jätevesiä indikoivien fysikaalis-kemiallisten muuttujien kanssa. Nämä hapen kylästysasteen korrelaatiot ovat sitäkin merkittävämpiä, kun muistetaan, että koko aineisto edustaa pintavesiä (0 - 2.5 m), joilla on jatkuva yhteys ilmakehään.

Voidaan kuitenkin havaita, että kuormituksella, sen enempää kuin liuenneella orgaanisella hiilelläkään, ei ole suoraa korrelaatiota hapen kanssa, vaan kuormituksen vaikutus ilmenee voimakkaimmin jätevesien biologisesti aktiivisimpien komponenttien kautta (ravinteet). Suorat hajotusaktiivisuusparametrit (kiertonopeudet, maksimaaliset ottonopeudet) korreloivat merkittävästi hapen kulumisen kanssa, pitoisuussummat eivät.

Pitoisuussummat (etenkin yhdistetty $K+S_n$; kts. 3.21) sen sijaan korreloivat erittäin merkitsevästi juuri stabiilien kuormitusindikaattoreiden kanssa (väri, liuennut orgaaninen hiili), joiden kanssa kiertonopeuksilla ei ollut korrelaatioita.

Tulokset siis korostavat dynaamisten ja stabiilien kuormitusindikaattorien eroja, vaikka kaikki korreloivat hyvin kuormituksen kanssa. Sama ilmiö nähtiin selvästi jo faktori- ja ryhmittelyanalyysissä.

Glukoosin assimilaatiota kuvaavat kineettiset parametrit käyttäytyivät korkeista keskisistä korrelaatioistaan huolimatta (taulukko 5) varsin eri tavoin. Erot ilmenivät ennen kaikkea eri parametrien välillä, eikä merkkiaineilla (^3H ja ^{14}C , siis itse asiassa substraatin eri lisäystasoilla) ollut yhtä merkittävää vaikutusta (taulukko 10).

Kuitenkin maksimaalisten ottonopeuksien (V_{\max}) kohdalla ^{14}C -glukoosin korrelaatiot olivat systemaattisesti korkeampia kuin ^3H -glukoosin vastaavat, vaikka näiden parametrien välinen korrelaatio oli erittäin korkea (taulukko 5), ja myös keskiarvot yhtenivät (taulukko 4). Tämä viittaa maksimaalisen ottonopeuden luotettavampaan määrittämiseen suuremmilla lisäysoisuuksilla (^{14}C). Sen sijaan kiertonopeuksien kohdalla ^3H -glukoosin arvot korreloivat paremmin jätevesikuormituksen kanssa (taulukko 10), mikä tukee aiemmin esitettyjä käsityksiä kiertonopeuden määrittämisestä (kts. 3.21).

Maksimaaliset ottonopeudet edustavat bakteeriyhteisön "suhteellista kokoa", ts. ne ovat sekä aktiivisuuden että yhteisön koon funktioita (Wright ja Hobbie 1966). Kiertonopeudet ($1/T$) ovat sen sijaan suoria toiminnan mittoja. Näin ollen on ymmärrettävää, että juuri maksimaaliset ottonopeudet korreloivat selvästi paremmin jätevesien stabiileja ominaisuuksia edustavien fysikaalis-kemiallisten muuttujien kanssa (väri, liuennut orgaaninen hiili; taulukko 10). Jätevesien alueelle tuoman orgaanisen aineen joukossa on välittömästi hyödynnettävien pienimolekyylisten yhdisteiden lisäksi (joiden käyttöä glukoosin kiertonopeudet ennen kaikkea heijastavat) runsaasti vaikeammin hajotettavia substraatteja (makromolekyylit, hiukkasmainen orgaaninen aine). Näiden hyödyntämiseen sopeutuneet mikrobit näkyvät ilmeisesti paremmin yhteisön "suhteellisen koon" kuin glukoosin kiertonopeuden mittauksessa.

Glukoosin maksimaalisen ottonopeuden mittaus ilmentäisi siis kuormituksen suhteellisesti pysyvämpiä vaikutuksia kuin kiertonopeudet. Maksimaaliset ottonopeudet eivät kuitenkaan ole samassa mielessä stabiileja indikaattoreita kuin fysikaalis-kemialliset määritykset, sillä ne kuvaavat kuormituksen todellisia vaikutuksia ekosysteemissä.

Kineettiset pitoisuussummat ($K+S_n$) näyttävät heijastavan jätevesien tuomien pienimolekyylisten orgaanisten aineiden määrää. Selkeimpiä korrelaatioita antaa yhdistetty pitoisuussumma, joka laskettiin luotettavampien kiertonopeuksien (^3H) ja maksimaalisten ottonopeuksien (^{14}C) avulla. Se korreloi erittäin merkitsevästi kaikkien stabiilien kuormitusindikaattorien kanssa

(taulukko 10) ja maksimaalisten ottonopeuksien kanssa (taulukko 5) sekä merkitsevästi myös kiertonopeuksien kanssa (taulukko 5).

4 HAJOTUSTUTKIMUKSEN MERKITYS ERI KUORMITUSTILANTEISSA

4.1 ORGAANINEN KUORMITUS

Edellä on jo käynyt ilmeiseksi sekä kirjallisuuden (jakso 2) että tämän tutkimuksen tulosten (jakso 3) perusteella, että hajotusprosessien tutkimus on erityisen oleellista juuri orgaanisen kuormituksen alaisissa vesistöissä. Kuormituksen vaikutukset vesiekosysteemiin välittyvät keskeisesti juuri hajotustoiminnan kautta. Tässä työssä havaittiin, että bakteeriplanktonin heterotrofisen aktiivisuuden (^3H -glukoosin assimilaation) mittaus osoitautui sulfaattisellutehtaan kuormitusta heijastavia stabiileja vesistömuuttujia (väri, liuennut orgaaninen hiili, kokonaisravinteet) selvästi ilmaisevammaksi muuttujaksi, ja se seuraili herkimmin kuormituksen muutoksia.

Työssä käytetyistä glukoosin assimilaatiota kuvaavista kineettisistä parametreista osoittautuivat parhaiksi kuormituksen ilmentäjiksi ^3H -glukoosin kiertonopeus ja ^{14}C -glukoosin maksimaalinen ottonopeus. Nämä parametrit voidaan rutiinityöskentelyssä määrittää huomattavasti kineettistä menetelmää yksinkertaisemmin nk. yhden lisäyksen menetelmän kahdella muunnoksella (kts. Kuparinen ym. 1983b). Tämä menetelmä on osoittautunut erittäin herkäksi ja helppokäyttöiseksi vesistön heterotrofian indikaattoriksi, jonka tekninen suoritus on analoginen standardoidun perustuotantomittauksen kanssa (Kuparinen ym. 1983a; kts. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53, 1983).

Toinen erityisesti orgaanista kuormitusta vastaanottavissa vesistöissä hyödyllinen hajotustoiminnan tutkimusmenetelmä olisi hapenkulutuksen ja -tuotannon suora mittaus, joka on nykyisin mahdollista jopa kenttäoloissa (in situ -inkubointeina) (Bryan ym. 1976, Williams ja Jenkinson 1982; kts. Kuparinen ym. 1982). Tällä menetelmällä saataisiin huomattavasti BHK₇-mittauksia edustavampi kuva vesistön todellisesta hajotustoiminnasta ja jätevesien vaikutuksista.

4.2 RAVINNEKUORMITUS

Ravinnekuormituksen ensisijainen vaikutuskohde vesistöissä on sen sijaan kasvituotanto. Koska heterotrofisten mikro-organismien merkitys ravinteiden kierron säätelyssä on keskeinen, ja kasvituotannon kautta hajotustoimintaan heijastuvat sekundaariset vaikutukset ovat tavallisesti rehevöitymisen haitallisina ilmenemismuoto, hajotustoiminnan mittaus myös ravinnekuormitustilanteissa olisi oleellista (kts. tarkemmin Tamminen 1983b, 1983d). Vesiekosysteemin toiminnan kannalta keskeisimpien trofiatasojen (kasviplankton, eläinplankton, bakteeriplankton) yhteistarkastelu tuot-

taa huomattavasti selkeämmän kuvan ekosysteemin dynamiikasta ja kuormituksen vaikutuksista kuin yksittäisten eliöryhmien (esim. kasviplankton) tai indikaattorilajien tutkimus. Monimuuttujamenetelmillä voidaan tällöin kuvata ekosysteemin eri osien välisiä suhteita ja kuormituksen vaikutusmekanismeja.

4.3 TOKSINEN KUORMITUS

Hajotustoiminnan mittauksia voidaan myös soveltaa jätevesien tai yksittäisten yhdisteiden toksisuustesteihin (kts. Kuparinen ja Niemi 1981; myös esim. Talsi 1981, Kuparinen 1981, Tamminen 1982, Kaitala ja Maksimov 1983, Kaitala ym. 1983). Näihin testeihin erityisen sopiva menetelmä on glukoosin kiertonopeuden mittaus yhden lisäyksen menetelmällä (Azam ja Holm-Hansen 1973).

Tällaisten testien rajoitus on niiden akuutti luonne (kts. 2.4). Jätevesien kroonisten toksisten vaikutusten seuraamiseen voidaan parhaiten käyttää korkeampia organismeja kuten kaloja tai pohjaeläimiä (2.4). Mikäli jätevedet sisältävät sekä toksisia että biologisesti hyödynnettäviä yhdisteitä (orgaanista hiiltä, ravinteita), eri trofiatasojen organismeilla suoritettavilla jätevesitesteillä voidaan arvioida eliöiden toksisuus/stimulaatiokynnyksiä sekä biologisesti hyödynnettävien aineiden kulkeutumisteitä ekosysteemin aineiden kiertoon (esim. Tamminen 1983d).

5 T I I V I S T E L M Ä

Tässä työssä tutkittiin Kaskisissa sijaitsevan Oy Metsä-Botnia Ab:n sulfaattisellutehtaan vaikutuksia merialueen planktiseen ekosysteemiin, erityisesti hajotustoimintaan. Selluteollisuuden vesistövaikutusten todettiin välittyvän keskeisesti hajotustoiminnan kautta korkeampiin organismeihin, joten hajotustoiminnan tutkimuksella on tällaisissa kuormitustilanteissa huomattava merkitys.

Tutkimuksessa vertailtiin ^3H - ja ^{14}C -glukoosin assimilaatiota kuvaavia kineettisiä parametreja hajotustoiminnan indikaattoreina. Vaikka eri isotoopeilla merkittyyjä glukooseja käytettiin eri lisäystasoilla, kineettisten parametrien (kiertonopeus, maksimaalinen ottonopeus, kineettinen pitoisuussumma) erot olivat suurempia kuin eri isotooppileimausten erot. ^3H -glukoosin kiertonopeus ($1/T$) ja ^{14}C -glukoosin maksimaalinen ottonopeus (V_{\max}) osoittautuivat kuitenkin parhaiksi hajotustoiminnan indikaattoreiksi.

Glukoosin assimilaatiota kuvaavia kineettisiä parametreja vertailtiin muiden vesistömuuttujien kanssa kuormituksen ilmentäjinä (perustuotantokyky, klorofylli a , väri, kokonaisravinteet, liuennut orgaaninen hiili). Hajotustoimintaa kuvaavat muuttujat heijastivat vesistömuuttujista parhaiten jätevesikuormituksen vaihteluita. Korrelaatio- ja monimuuttuja-analyyseilla havaittiin selvä ero dynaamisten (hajotustoiminta) ja stabiilien (väri, kokonaisravinteet, liuennut orgaaninen hiili) jätevesi-indikaattorien välillä. Glukoosin assimilaatiomittaukset osoittautuivat herkiksi ja selluteollisuuden jätevesien seurantaan hyvin soveltuviksi vesistömuuttujiksi. Tässä työssä parhaiksi hajotustoiminnan indikaattoreiksi osoittautuneiden muuttujien (^3H -glukoosin kiertonopeus, ^{14}C -glukoosin maksimaalinen ottonopeus) mittaukseen voidaan soveltaa nk. yhden lisäyksen menetelmää, jolloin työmäärä on huomattavasti pienempi kuin tässä tutkimuksessa käytetyssä kineettisessä lähestymistavassa.

K I R J A L L I S U U S

- Azam, F. & Holm-Hansen, O. 1973. Use of tritiated substrates in the study of heterotrophy in seawater. *Mar. Biol.* 23: 191 - 196.
- Bakketun, A. 1981. Toksisitetstest med protozoa *Tetrahymena pyriformis* som testorganisme. 23 s. Ekotoksikologiska metoder för akvatisk miljö, rapport 29. Nordforsk, Oslo.
- Blanck, H., Dave, G. & Gustavsson, K. 1978. An annotated literature survey of methods for determination of effects and fate of pollutants in aquatic environments. 398 p. Rep. Nat. Swed. Environ. Protect. Board, PM 1050. Stockholm.
- Bryan, J.R., Riley, J.P. & Williams, P.J.leB. 1976. A Winkler procedure for making precise measurements of oxygen concentration for productivity and related studies. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 21: 191 - 197.
- Bölter, M. 1981. DOC-turnover and microbial biomass production. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 5: 304 - 310.
- " 1982. Seasonal variation in microbial biomass production and related carbon flux in Kiel Fjord. 17 p. ICES C.M. 1982/No. 25. Symposium on Biological Productivity of Continental Shelves in the Temperate Zone of the North Atlantic. Kiel, March 1.-5. 1982.
- Castrén, M., Oikari, A. & Holmbom, B. 1979. Myrkköjen fysikaalis-kemialliset ominaisuudet ja myrkyllisyys, bioakkumulaatio ja detoksikaatio. Verta, M. (toim). Puunjalostusteollisuus myrkkökuormittajana Suomessa. Vesi- ja kalatalousmiehet ry, Helsinki. s. 84 - 94.
- Cooley, W.W. & Lohnes, P.R. 1971. Multivariate data analysis. 361 p. John Wiley & Sons, New York.
- Dietz, A.S. & Albright, L.J. 1978. Respiration correction for microbial heterotrophic activity assays that use tritium-labeled substrates. *Appl. Environ. Microbiol.* 35: 456 - 458.
- Dixon, W.J. & Brown, M.B. (eds.). 1979. BMDP Biomedical computer programs, P-series. 880 p. University of California Press, Los Angeles.
- Eloranta, P. 1970. Pollution and aquatic flora of waters by sulphite cellulose factory at Mänttä, Finnish lake district. *Ann. Bot. Fennici* 7: 63 - 141.
- " , 1972. On the phytoplankton of waters polluted by a sulphite cellulose factory. *Ann. Bot. Fennici* 9: 20 - 28.

- Eloranta, P. 1979. Selluloosajätevesien vaikutus planktoniin. Verta, M. (toim.). Puunjalostusteollisuus myrkkynuormittajana Suomessa. Vesi- ja kalatalousmiehet ry, Helsinki. s. 34 - 38.
- " , 1980. Zooplankton in a watercourse polluted by a sulphite mill. Ann. Zool. Fennici 2: 19 - 37.
- " & Eloranta, V. 1980. Algal assays on waters receiving sulphite and sulphate cellulose effluents. Ann. Bot. Fennici 17: 26 - 34.
- " & Kettunen, R. 1979. Phytoplankton in a watercourse polluted by sulphite cellulose factory. Ann. Bot. Fennici 16: 338 - 350.
- " & Kunnas, S. 1982. Periphyton accumulation and diatom communities on artificial substrates in recipients of pulp mill effluents. Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä 9: 19 - 33.
- Eloranta, V. 1976. Levätestit selluloosateollisuuden prosessija pääkanaalijätevesien sekä eräiden limantorjunta-aineiden vaikutusten selvittämisessä. Jyväskylän Yliopisto, Biologian laitos, Tiedonantoja 4: 1 - 19.
- Falck, P. 1969. Kalaston koostumus eräillä Vuoksen vesistön likaantuneilla ja puhtailla alueilla vuosina 1966 - 1967. Saimaan vesiensuojeluyhdistyksen tiedonantoja 13: 1 - 40.
- Fischer, S. 1981. Nordisk ringtest av akut- respektive långtidstoxicitet på hinnkräftan Daphnia magna. 8 s. + bilagor. Ekotoksikologiska metoder för akvatisk miljö, rapport 30. Nordforsk, Stockholm.
- Forsskähl, M., Laakkonen, A., Leppänen, J.-M., Niemi, Å., Sundberg, A. & Tamelander, G. 1982. Seasonal cycle of production and sedimentation of organic matter at the entrance to the Gulf of Finland. Neth. J. Sea Res. 16: 290 - 299.
- Frisk, T. 1978. Järvien fosforimallit. Vesihallituksen tiedotus 146: 1 - 113.
- Granberg, K. 1973. The eutrophication and pollution of Lake Päijänne, Central Finland. Ann. Bot. Fennici 10: 267 - 308.
- Heinonen, P. 1972. Jätevesien vaikutus järvien rehevöittäjänä. (Summary: The effect of waste water on lake recipient). Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 5: 1 - 87.
- " 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 37: 1 - 91.

- Heinonen, P. 1981. Pohjakaasvustotutkimukset (perifyton) rehevöitymisen arvioinnissa. Vesihallituksen tiedotus 212: 23 - 44.
- Hildén, M. & Salojärvi, K. 1982. Populaatiomallien käyttö vesistöiden aiheuttamien vahinkojen tutkimisessa. Jutila, E. & Hildén, M. (toim.). Vesistöjen rakentaminen ja kalatalous. Vesi- ja kalatalousalan ammattijärjestö VKA ry, Helsinki. s. 95 - 108.
- Jansson, A.-M., Kautsky, N., Oertzen, J.-A. von, Schramm, W., Sjöstedt, B., Wachenfeldt, T. von & Wallentinus, I. 1982. Structural and functional relationships in a southern Baltic *Fucus* ecosystem. Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm 28: 1 - 95.
- Kairesalo, T. 1980. Comparison of in situ photosynthetic activity of epiphytic, epipelagic and planktonic algal communities in an oligotrophic lake, southern Finland. J. Phycol. 16: 57 - 62.
- Kaitala, S. 1981. Simpukoiden raskasmetallipitoisuuksista Suomen rannikkovesissä. Meri 9: 120 - 146.
- " & Maksimov, V.N. 1983. Factorial experimental approach for investigation of toxicant stress on a planktonic community. Oikos (painossa).
- " , Kuparinen, J. & Maksimov, V.N. 1983. The investigation of heavy metal and pentachlorophenolate stress on heterotrophic activity and primary productivity by means of factorial experiment. 1st International Symposium on Toxicity Testing Using Bacteria. Burlington, Canada 17.-19.5. 1983. (käsikirjoitus).
- Kansanen, P.H. 1981. Effects of heavy pollution on the zoobenthos in Lake Vanajavesi, southern Finland, with special reference to the meiozoobenthos. Ann. Zool. Fennici 18: 243 - 251.
- Kenttämies, K. 1981. Vesistöjen kuormitus. Suomen Luonto 5-6/1981: 50 - 54.
- Kettunen, I. 1982. A study on the periphyton of Lake Saimaa, polluted by waste waters of the pulp industry: a method for water pollution control analysis. I SIL Workshop on Periphyton in Freshwater Ecosystems. Växjö, Sweden 14.-17.9. 1982. (käsikirjoitus).
- Koli, L. & Turkia, E. 1964. Über die Wassermollusken im Südteil des Saimaa-Sees in süd-Finnland. Ann. Zool. Fennici 1: 81 - 88.
- Kuparinen, J. 1980. Heterotrofisten bakteerien aineenvaihdunta-aktiivisuuden hyväksikäyttö puunjalostusteollisuuden jätevesien tarkkailussa. Vesihallituksen tiedotus 189: 1 - 62.

- Kuparinen, J. 1981. Sulfiittiselluloosatehtaan jätevesien ja eräiden raskasmetalli- ja orgaanisten yhdisteiden vaikutus vesistön bakteeritoimintaan. Vesihallituksen tiedotus 204: 1 - 55.
- " 1982. The influence of sulphite mill effluents on heterotrophic activity as measured by glucose assimilation. *Hydrobiologia* 86: 115 - 119.
- " & Niemi, M. 1981. Heterotrophic activity as an indicator of toxicity in aquatic environments. 16 p. Ekotoksikologiska metoder för akvatisk miljö, rapport 31. Nordforsk, Helsinki.
- " 1983. The effects of effluents from sulphite cellulose factory on microbial heterotrophic activity in the fresh water. *Oikos* (painossa).
- " & Tamminen, T. 1982. Respiration of tritiated substrates in heterotrophic activity assays. *Appl. Environ. Microbiol.* 43: 806 - 809.
- " & Uusi-Rauva, A. 1980. A simplified technique to measure respiration rates of aerobic heterotrophic populations. *Hydrobiologia* 75: 113 - 115.
- " , Leppänen, J.-M., Sarvala, J., Sundberg, A. & Virtanen, A. 1982. Production and utilization of organic matter in a Baltic ecosystem off Tvärminne, SW coast of Finland. ICES C.M. 1982/No. 14. Symposium on Biological Productivity of Continental Shelves in the Temperate Zone of North Atlantic. Kiel, BDR, 1.-5. March 1982.
- " , Lahti, K., Mäkelä, A., Rekolainen, S., Talsi, T., Tamminen, T., Virtanen, A. & Uusi-Rauva, A. 1983a. A practical approach to the measurement of microbial heterotrophic activity by the single concentration method. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 53 (painossa).
- " , Lahti, K., Talsi, T., Tamminen, T. & Virtanen, A. 1983b. Determination of the Michaelis-Menten kinetic parameters with single concentration assays. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 53 (painossa).
- Kylä-Harakka, T. 1979. Jokien happimalleista ja Streeter-Phelps -mallin soveltamisesta Äänekosken-Haapakosken vesireitillä. *Vesihallituksen tiedotus* 169: 1 - 92.
- Landner, L. 1979. Methods and strategies in evaluating ecological effects of pulp mill discharges. *Svensk pappertidning* 15/1979: 444 - 446.
- Lappalainen, K.M. 1978. Vesistöjen happimalli. *Vesihallituksen tiedotus* 149: 1 - 57.

- Lassig, J., Leppänen, J.-M., Niemi, Å. & Tamelander, G. 1978. Phytoplankton primary production in the Gulf of Bothnia in 1972 - 1975 as compared with other parts of the Baltic Sea. *Finnish Marine Research* 244: 101 - 115.
- Laxén, T. 1979. Jätevesien muodostuminen ja puhdistus. Verta, M. (toim.). Puunjalostusteollisuus myrkkynuormittajana Suomessa. Vesi- ja kalatalousmiehet ry, Helsinki. s. 13 - 19.
- Lehmusluoto, P.O. 1969. Perustuotantotutkimus vesien rehevöitymisen arvioinnissa. (Summary: Primary production research in evaluating the eutrophication of waters). *Limnologisymposion* 1968: 28 - 33.
- Leskinen, E. 1983. Keinoalustojen käyttö vedenlaadun seuranta-menetelmänä murtovedessä. I. Eksponointiajan vaikutus perifytonin kolonisaatioon. 20 s. Raportti Vesihallitukselle 28.2.1983.
- Marja-Aho, J. 1982. Perifyton kalankasvatuksen aiheuttaman rehevöitymisen ilmentäjänä. *Vesihallituksen tiedotus* 222: 1 - 80.
- Metsä-Botnia 1978. Oy Metsä-Botnia Ab:n toimintakertomus vuodelta 1978. 16 s.
- Monod, J. 1949. The growth of bacterial cultures. *Ann. Rev. Microbiol.* 3: 371 - 394.
- Mölsä, H. 1976. Järvien likaantumisasteen arviointi pohjaeläimistön avulla. Saimaan vesiensuojeluyhdistyksen tiedonantoja 36: 1 - 116.
- Niemelä, S. & Väättänen, P. 1982. Survival in lake water of *Klebsiella pneumoniae* discharged by a paper mill. *Appl. Environ. Microbiol.* 44: 264 - 269.
- Niemi, J. 1977. Eräiden vesiekologisten mallien esittely ja vertailu. *Vesihallituksen tiedotus* 128: 1 - 251.
- Niemi, Å. 1975. Ecology of phytoplankton in the Tvärminne area, SW coast of Finland. I. Dynamics of hydrography, nutrients, chlorophyll a and phytoplankton. *Acta Bot. Fennica* 100: 1 - 68.
- " 1979. Blue-green algal blooms and N:P ratio in the Baltic Sea. *Acta Bot. Fennica* 110: 57 - 61.
- " & Ray, I.-L. 1977. Phytoplankton production in Finnish coastal waters. Report 2: Phytoplankton biomass and composition in 1973. *Meri* 4: 6 - 22.
- Nyrönen, J. 1978. Effects of pulp mill effluents on the changes of fish stocks in Lake Päijänne. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 910 - 913.

- Oikari, A., Soivio, A., Tuurala, H., Nyholm, K., Kajava, R. & Miettinen, V. 1979. Fysiologisia tutkimuksia likaantuneiden vesistöjen haudesta (Esox lucius L.) ja tulos-ten soveltuvuudesta veden laadun arviointiin. Vesihallituksen tiedotus 166: 3 - 49.
- Palmén, E. 1930. Untersuchungen über die Strömungen in der Finnland umgebenden Meeren. Soc. Sci. Fennica, Comment. Phys.-Mathem. 5(12). Kuva 2, s. 8.
- Pietikäinen, S., Niemi, Å., Tulkki, P. & Aurimaa, K. 1978. Mean values and trends of physical and chemical properties in the Gulf of Bothnia 1962 - 1975. Finnish Marine Research 244: 64 - 75.
- Ranua, J. 1976. Raajan mäntyöljyn saannin ja laadun parantaminen. Lisensiaattityö, TKK, Puunjalostusosasto.
- Rekolainen, S. & Talsi, T. 1982. Kaskisten merialueella ja Oy Metsä-Botnia Ab:n jätevesien vaikutusalueella tehtyjen vesistötutkimusten vertailu. Vesihallituksen monistesarja 1982:103: 1 - 27.
- Ryhänen, R. 1978. Tuotanto ja hajotus - trofia ja saprobia. Limnologisymposion 1973 ja 1974: 30 - 38.
- Sarkkula, J. & Huttula, T. 1976. Raportti Kaskisten edustan virtaustutkimuksista vuonna 1975. 31 s. + liitteet. Moniste. Hydrologian toimisto, Vesihallitus.
- Sarvala, J., Kairesalo, T., Koskimies, I., Lehtovaara, A., Ruuhijärvi, J. & Vähä-Piikkiö, I. 1982. Carbon, phosphorus and nitrogen budgets of the littoral Equisetum belt in an oligotrophic lake. Hydrobiologia 86: 41 - 53.
- Selin, P. 1978. Mäntän alapuolisen vesistön pohjaeläimistöistä. Hydrobiologisen tutkimuskeskuksen tiedonantoja 94: 40 - 52.
- " , Kokko, H. & Hakkari, L. 1981. Sulfiittiselluteollisuuden jätevesien likaaman Lievestuoreenjärven ravintoketjututkimus. Jyväskylän yliopisto, Biologian laitos, Tiedonantoja 26: 1 - 110 + liitteet.
- Sládeček, V. 1965. The future of the saprobity system. Hydrobiologia 25: 518 - 537.
- Soivio, A. 1979. Myrkköjen vaikutus kaloihin. Verta, M. (toim.). Puunjalostusteollisuus myrkkökuormittajana Suomessa. Vesi- ja kalatalousmiehet ry, Helsinki. s. 39 - 43.
- " & Virtanen, E. 1980. Methods for physiological experiments on fish. 34 s. Ekotoksikologiska metoder för akvatisk miljö, rapport 16. Nordforsk, Helsinki.

- Soivio, A., Oikari, A., Miettinen, V., Castrén, M., Ruoppa, M. & Tuurala, H. 1979. Kalan fysiologisen tilan muutoksista puunjalostusteollisuuden vaikutusalueella. Vesihallituksen tiedotus 166: 51 - 77.
- Sokal, J.J. & Rohlf, W.R. 1973. Biostatistics. 368 p. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
- Soveri, U.-R. 1979. Kaloilla tehtävien toksisuustestien soveltamisesta automaattiseen biologiseen tarkkailuun. Vesihallituksen tiedotus 174: 1 - 140.
- Stemann Nielsen, E. 1952. The use of radioactive carbon (C^{14}) for measuring organic production in the sea. J. Cons. perm. int. Explor. Mer 18: 117 - 140.
- Stockner, J.-G. & Cliff, D.D. 1976. Effects of pulpmill effluent on phytoplankton production on coastal marine waters of British Columbia. J. Fish. Res. Board. Can. 33: 2433 - 2442.
- " & Costella, A.C. 1976. Marine phytoplankton growth in high concentrations of pulpmill effluent. J. Fish. Res. Board Can. 33: 2758 - 2765.
- Talsi, T. 1981. Bakteerien glukoosinotto selluteollisuuden jätevesien vaikutusten arviointimenetelmänä. Vesihallituksen monistesarja 1981:83: 1 - 88.
- " & Rekolainen, S. 1982. Bakteerien glukoosinotto selluteollisuuden jätevesien vaikutusten ja leviämisen seurannassa. Vesihallituksen tiedotus 218: 1 - 51.
- " , Tamminen, T. & Kuparinen, J. 1983. Variability in heterotrophic activity and primary productivity assays in relation to sampling strategies. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53 (painossa).
- Tamminen, T. 1980. Radioaktiivisten merkkiaineiden käyttömahdollisuudet vesistöjen hajotustoiminnan mittauksessa. Vesihallituksen monistesarja 1980:42: 1 - 79 + liitteet.
- " 1982. Effects of ammonium effluents on planktonic primary production and decomposition in a coastal brackish water environment. I. Nutrient balance of the water body and effluent tests. Neth. J. Sea Res. 16: 455 - 464.
- " 1983a. Effects of ammonium effluents on planktonic primary production and decomposition in a coastal brackish water environment. II. Interrelations between abiotic and biotic components of the planktonic ecosystem. Neth. J. Sea Res. 15 (3/4) (painossa).
- " 1983b. Ammoniumtyppikuormituksen vaikutus murtoveden planktiseen perustuotantoon ja hajotustoimintaan. Vesihallituksen tiedotus 230: 1 - 94.

- Tamminen, T. 1983c. Linear transformations of the Michaelis-Menten kinetic equation in natural microbial communities research. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53 (painossa).
- " 1983d. Ammonium effluent tests with natural communities of phytoplankton and bacterioplankton and with test algae. Oikos (painossa).
- " & Kuparinen, J. 1983. On the measurement of heterotrophic activity in the aquatic environment with labelled substrates. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53 (painossa).
- " , Kaitala, S. & Iliash, L.V. 1983. Heterotrophic glucose uptake potential of three marine dinoflagellates. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53 (painossa).
- Tana, J. 1981. Undersökningar av syreförbrukning hos zebrafisk med Sapromat. 5 s. Ekotoksikologiska metoder för akvatisk miljö, rapport 36. Nordforsk, Helsinki.
- Tulkki, P. 1967. Pohjaeläimistö rannikkovesiemme likaantumisindekaattorina. Limnologisymposion 1966: 28 - 36.
- Verta, M. (toim.). 1979. Puunjalostusteollisuus myrkkynuormittajana Suomessa. 130 s. Vesi- ja kalatalousmiehet ry, Helsinki.
- Vesihallitus 1979. Vesiensuojelun tilannekatsaus vuosilta 1972 - 1976. Vesihallituksen tiedotus 168: 1 - 192.
- " 1981. Teollisuuden vesitilasto 1977 - 1978. Vesihallituksen tiedotus 205: 1 - 106.
- Viljanen, M. 1979. Kalatuotanto ja kalataloudellisen vahingon arviointi. Auvinen, H. & Muhonen, J. (toim.). Kalatalousvahinkojen arviointi, kompensointi ja korvaaminen. Vesi- ja kalatalousmiehet ry, Helsinki. s. 13 - 19.
- Vuorinen, P. & Salojärvi, K. 1979. Myrkkynuormitus ja kalatalous. Verta, M. (toim.). Puunjalostusteollisuus myrkkynuormittajana Suomessa. Vesi- ja kalatalousmiehet ry, Helsinki. s. 95 - 106.
- Williams, P.J.leB. 1973. The validity of the application of simple kinetic analysis to heterogeneous microbial populations. Limnol. Oceanogr. 18: 159 - 165.
- " & Jenkinson, N.W. 1982. A transportable microprocessor-controlled precise Winkler titration suitable for field station and shipboard use. Limnol. Oceanogr. 27: 576 - 584.

Wright, R.T. 1974. Mineralization of organic solutes by heterotrophic bacteria. Colwell, R.R. & Morita, R.Y. (eds.). Effect of the ocean environment on microbial activities. University Park Press, Baltimore. p. 546 - 565.

" & Hobbie, J.E. 1966. Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. Ecology 47: 447 - 464.