



SEIJA SALONEN, TOM FRISK, TELLERVO KÄRMENIEMI, JORMA NIEMI,
HEIKKI PITKÄNEN, KIMMO SILVO & HEIDI VUORISTO

FOSFORI JA TYPPI VESIEN REHEVÖITTÄJINÄ – VAIKUTUSTEN ARVIOINTI

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUS
Helsinki 1992

SEIJA SALONEN, TOM FRISK, TELLERVO KÄRMENIEMI, JORMA NIEMI,
HEIKKI PITKÄNEN, KIMMO SILVO & HEIDI VUORISTO

FOSFORI JA TYPPI VESIEN REHEVÖITTÄJINÄ – VAIKUTUSTEN ARVIOINTI

Etukannen kuva: Järvisätkinkasvustoja Kirkkonummen Tampaja-järvellä kesällä 1989.

Kuva: Marja-Liisa Poikolainen

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:
Valtion painatuskeskus, PL 516, 00101 Helsinki
puh. (90) 56 601/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-5715-7
ISSN 0786-9592

HELSINKI 1992

Julkaisija
Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämäärä
9.4.1992

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)
Salonen, S., Frisk, T., Kärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H.,
Silvo, K. ja Vuoristo, H.

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)
Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi
(Fosfor och kväve vid eutrofiering av vattendrag – en utvärdering av verkningarna)

<i>Julkaisun laji</i>	<i>Toimeksiantaja</i>	<i>Toimielimen asettamispvm</i>
Työryhmän raportti	Vesi- ja ympäristöhallitus	21.6.1990

Julkaisun osat

Tiivistelmä

Tämä raportti on yhteenveto fosforin ja typen merkityksestä sisä- ja rannikkovesien rehevöitymisessä. Erityistä huomiota on kiinnitetty ravinteiden vaikutusmekanismeihin biologisen tuotannon säätelyssä ja rehevöitymisen arviointimenetelmiin. Raportissa on viisi osaa:

Johdanto, joka sisältää aiheen yleistä taustaa. Huomiota on kiinnitetty erityisesti vesilain asettamiin vaatimuksiin ravinteiden vesistövaikutusten arvioinnille.

Fosfori ja typpi biologisia prosesseja säätelevinä tekijöinä. Tähän sisältyvät aiheet: rehevöitymisen määrittely, fosforin ja typen esiintymismuodot sisä- ja rannikkovesissä, ravinteiden merkitys kasviplanktonin ja makrofytytien kasvutekijöinä ja rehevöitymisen seuraukset.

Fosforin ja typen vaikutusten arviointi. Aihetta tarkastellaan vesi- ja ympäristöhallinnon näkökulmasta, ts. fosforin ja typen vesistövaikutusten arviointia teollisuuden, kalankasvatuksen, turvetuotannon, yhdyskuntien, maatalouden ja metsätalouden vesiensuojelun suunnittelussa ja valvonnassa. Lukuun sisältyy myös lyhyt katsaus vesi- ja ympäristöhallituksen tutkimustoiminnasta.

Fosfori- ja typpikuormituksen vesistövaikutusten arviointimenetelmät. Aiheet ovat: fosfori- ja typpipitoisuuksien suhteet vedessä, ainetaseet, vedenlaatumallit, vesien luokittelu ja eliöt veden laadun indikaattoreina.

Johtopäätökset fosforin ja typen vaikutusten arvioimisesta vastaanottavissa vesissä.

Asiasanat (avainsanat)

Fosfori, typpi, rehevöityminen, veden laatu, vesistövaikutukset, kasviplankton, pohjaeläimet, bakterioplankton, makrofytytit, matemaattiset mallit, ravinnekuormitus, ilmaperäinen ravinnekuormitus

Muut tiedot

<i>Sarjan nimi ja numero</i>	<i>ISBN</i>	<i>ISSN</i>
Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja – sarja A 96	951-47-5715-7	0786-9592

<i>Kokonaissivumäärä</i>	<i>Kieli</i>	<i>Hinta</i>	<i>Luottamuksellisuus</i>
137	suomi		julkinen

<i>Jakaja</i>	<i>Kustantaja</i>
Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki	Vesi- ja ympäristöhallitus PL 250, 00101 Helsinki

Utgivare
Vatten- och miljöstyrelsen

Utgivningsdatum
9.4.1992

Författare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)
Salonen, S., Frisk, T., Kärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H.,
Silvo, K. och Vuoristo, H.

Publikation (även den finska titeln)
Fosfor och kväve vid eutrofiering av vattendrag – en utvärdering
av verkningarna
(Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi)

Typ av publikation
Arbetsgruppsrapport

Uppdragsgivare
Vatten- och miljöstyrelsen

Datum för tillsättandet av organet
21.6.1990

Publikationens delar

Referat

Denna rapport är ett sammandrag av fosfors och kvävet betydelse vid eutrofiering av insjöar och kustvatten. Speciell uppmärksamhet har fästs vid närsalternas verkningsmekanismer vid regleringen av den biologiska produktionen samt vid utvärderingsmetoder för eutrofieringen. Rapporten innefattar fem delar:

Inledningen, som ger en allmän bakgrund till ämnet. Uppmärksamhet har fästs vid de krav som vattenlagen ställer gällande utvärdering av närsalternas verkningar i vattendrag.

Fosfor och kväve som reglerare av biologiska processer. Här ingår följande teman: Definitionen av eutrofiering, de former fosfor och kväve uppträder i i insjö- och kustvatten, betydelsen av närsalter som tillväxtfaktorer för växtplankton och makrofyter samt följderna av eutrofiering.

Utvärdering av verkningarna av fosfor och kväve. Ämnet granskas ur vatten- och miljöförvaltningens synvinkel, mao verkningar i vattendrag av fosfor och kväve vid planering och övervakning av vattenskyddet inom industrin, fiskodningen, torvproduktionen, tätorterna, lantbruket och skogsbruket. I kapitlet ingår även en kortfattad översikt över forskning som bedrivs inom vatten- och miljöstyrelsen.

Utvärderingsmetoder för verkningar i vattendrag av fosfor- och kvävebelastning. Följande teman ingår: förhållandet mellan fosfor- och kvävehalter i vattnet, ämnesbalanser, vattenkvalitetsmodeller, vattenklassificering och organismer som indikatorer för vattenkvaliteten.

Slutsatser gällande bedömning av verkningar av fosfor och kväve i recipienterna.

Sakord (nyckelord)

Fosfor, kväve, eutrofiering, vattenkvalitet, inverkan på vattendrag, växtplankton, botten djur, bakterieplankton, makrofyter, matematiska modeller, närsaltbelastning, närsaltbelastning från luft

Övriga uppgifter

Seriens namn och nummer
Vatten- och miljöförvaltningens publikationer –
serie A 96

ISBN
951-47-5715-7

ISSN
0786-9592

Sidantal
137

Språk
finska

Pris

Sekretessgrad
offentlig

Distribution
Statens tryckericentral
PB 516, 00101 Helsingfors

Förlag
Vatten- och miljöstyrelsen
PB 250, 00101 Helsingfors

Published by
National Board of Waters and the Environment, Finland

Date of publication
April 9th 1992

Author(s)
Salonen, S., Frisk, T., Kärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H.,
Silvo, K. and Vuoristo, H.

Title of publication
Phosphorus and nitrogen in the eutrophication of waters

Type of publication *Commissioned by*
Report of a working group National Board of Waters and the Environment, Finland

Parts of publication

Abstract

This report is a summary of the contribution of nitrogen and phosphorus in the eutrophication process of inland and coastal waters. Special attention was paid to the mechanisms of these nutrients in regulating biological processes and to the methods available in estimating their effects in the eutrophication of water bodies. The report includes five chapters which are entitled:

Introduction, which is a general background to the subject with special attention to the requirements of the Finnish Water Act.

Phosphorus and nitrogen as factors regulating biological processes. The topics included are: definition of eutrophication, forms of phosphorus and nitrogen and their sources to inland and coastal waters, effects of these nutrients as growth factors of phytoplankton and macrophytes and consequences of eutrophication.

Estimation of the effects of phosphorus and nitrogen. The topics discussed from the point of view of the tasks of the National Board of Waters and the Environment are: estimation of the effects of phosphorus and nitrogen in the planning and supervision of industry, fish farming, peat production, municipalities, agriculture and forestry. A brief state-of-the art of the research carried out in the National Board of Waters and the Environment is given.

Methods of estimating the effects of phosphorus and nitrogen loading in waters. The topics are: relationships between phosphorus and nitrogen concentrations in waters, material balances, water quality models, classification of waters and different groups of organisms as indicators of water quality.

Conclusions for the estimation of the effects of phosphorus and nitrogen in receiving waters.

Keywords

Phosphorus, nitrogen, eutrophication, water quality, environmental effects, phytoplankton, benthic animals, bacterioplankton, macrophytes, mathematical models, nutrient load, atmospheric nutrient load

Other information

Series (key title and no.)
Publications of the Water and Environment
Administration - Series A 96

ISBN
951-47-5715-7

ISSN
0786-9592

Pages
137

Language
Finnish

Price

Confidentiality
Public

Distributed by
Government Printing Centre
P. O. Box 516, SF-00101 Helsinki, Finland

Publisher
National Board of Waters and the Environment
P.O. Box, SF-00101 Helsinki, Finland

S I S Ä L L Y S	Sivu
1	JOHDANTO..... 8
2	FOSFORI JA TYPPI BIOLOGISTEN PROSESSIEN SÄÄTELIJÖINÄ..... 10
2.1	Vesien rehevöityminen - määritelmät..... 10
2.2	Fosforin ja typen lähteet sekä esiintymis- muodot sisä- ja rannikkovesissä..... 12
2.2.1	Yleistä..... 12
2.2.2	Sisävedet..... 15
2.2.3	Rannikkovedet..... 16
2.3	Fosfori ja typpi levien ja makrofyttien kasvutekijöinä..... 19
2.3.1	Yleistä..... 19
2.3.2	Fosfori..... 21
2.3.3	Typpi..... 21
2.4	Rehevöitymisen seurausvaikutukset..... 22
3	FOSFORIN JA TYPEN VESISTÖVAIKUTUSTEN ARVIOINTI VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON TOIMINNASSA.... 25
3.1	Arvioinnin yleiset piirteet suunnittelussa ja valvonnassa..... 25
3.2	Arviointi eri kuormitustoiminnoissa..... 27
3.2.1	Teollisuus..... 27
3.2.2	Kalankasvatus..... 29
3.2.3	Turvetuotanto..... 30
3.2.4	Yhdyskunnat..... 31
3.2.5	Maa- ja metsätalous..... 32
3.3	Tutkimuksen nykytila..... 34
4	FOSFORI- JA TYPPIKUORMITUKSEN VAIKUTUSTEN ARVIOINTIMENETELMIÄ..... 36
4.1	Ravennesuhteet..... 36
4.2	Ainevirtaamat..... 38
4.2.1	Yleistä..... 38
4.2.2	Laskeuma..... 38
4.2.3	Luonnonhuuhtoutuma..... 40
4.2.4	Hajakuormitus..... 41
4.2.5	Sisäinen kuormitus..... 47
4.2.6	Typen sidonta..... 49
4.2.7	Denitrifikaatio..... 51
4.3	Vedenlaatumallit ja tilastolliset riippuvuudet..... 53
4.3.1	Yleistä..... 53
4.3.2	Ainetasemallit..... 53
4.3.3	Monimutkaisemmat vedenlaatumallit..... 59
4.3.4	Tilastolliset riippuvuudet..... 62
4.4	Vesien luokittelut..... 71
4.4.1	Yleistä..... 71
4.4.2	Erilaisia luokitussovelluksia..... 72
4.4.3	Luokitusten arviointia..... 73
4.5	Eliöt rehevöitymisen ilmentäjinä..... 74
4.5.1	Kasviplankton..... 74

	Sivu
4.5.2	Perifyton..... 78
4.5.3	Makrofyytit..... 79
4.5.4	Eläinplankton..... 81
4.5.5	Pohjaeläimet..... 86
4.5.6	Kalat..... 92
5	JOHTOPÄÄTÖKSIÄ FOSFORI- JA TYPPIKUORMITUKSEN VAIKUTUSTEN ARVIOIMISESTA 94
5.1	Yleistä..... 94
5.2	Lähtötilanteen arviointi..... 95
5.3	Ravinnepitoisuusmuutosten arviointi..... 96
5.4	Biologisten vaikutusten arviointi..... 96
5.5	Vesien käyttökelpoisuusmuutosten arviointi. 97
5.6	Menetelmien soveltuvuus ja rajoitukset..... 97
5.6.1	Ravinnesuhteet..... 97
5.6.2	Ainevirtaamat..... 98
5.6.3	Vedenlaatumallit ja tilastolliset riippuvuudet..... 100
5.6.4	Vesien luokitukset..... 100
5.6.5	Eliöstö..... 101
	KIRJALLISUUS..... 104
	LIITETAULUKOT 1-12..... 123
	Liite 1. Pienten valuma-alueiden fosfori- ja typpikuormitus..... 123
	Liitteet 2-6. Esimerkkejä luokituksista.... 124
	Liitteet 7-9. Kasviplanktonin indikaattori- lajiluetteloita..... 129
	Liitteet 10-12. Makrofyyttien indikaattori- lajiluetteloita..... 134

1 J O H D A N T O

Lukuisat ihmisen toiminnot sekä vesien- ja maankäyttömuodot kuten asutus, maa- ja metsätalous, teollisuus ja kalankasvatus aiheuttavat vesistöihin ja mereen kohdistuvaa ravinnekuormitusta. Jotta vesiensuojelutoimenpiteitä kyettäisiin kohdentamaan tehokkaasti, on tunnettava ravinnekuormituksen ja vesistön tilan välinen riippuvuus mahdollisimman tarkasti.

Vesilain 1 luvun 19 §:n mukaan vesistön pilaaminen ilman vesioikeuden lupaa on kielletty. Luvan myöntämisedellytyksiä harkittaessa joudutaan punnitsemaan hankkeen hyötyjä ja haittoja (etuvvertailu). Ravinnekuormituksen aiheuttamien haittojen tarkastelu edellyttää paitsi kuormituksen ja vesistön tilan välisen riippuvuuden selvittämistä myös vesilain 1:19 §:n tarkoittaman pilaamiskäsitteen ja sallittavan rehevyytason muutoksen määrittelyä. Pilaavan ja luvan perusteella sallittavan ravinnekuormituksen määrittäminen on tapauskohtaista ja riippuu mm. vesistön arvosta, käytöstä sekä hankkeen hyödyistä.

Tarve nopeasti sovellettavien ja luotettavien arviointimenetelmien saatavuuteen on suuri. Ravinnekuormituksen ja vesistön tilan välistä riippuvuutta joudutaan toistuvasti pohtimaan ennakoilmoitusten ja vesioikeudellisten lupahakemusten käsittelyn sekä vesiensuojelun suunnittelun yhteydessä. Hallinnon ja lainsäädännön muuttuminen korostaa myös ympäristövaikutusten arviointimenetelmien kehittämisen ja yhtenäistämisen tärkeyttä. Ennakkotoimenpideasetuksen (n:o 816/15.9.1989) muutoksella siirrettiin ennakoilmoitusten käsittely pääosin vesi- ja ympäristöpiireille sekä vesihallintoasetuksen muutoksella (n:o 338/11.4.1990) vesioikeudellisten hakemusten lausunnonanto myös pääosin vesi- ja ympäristöpiireille. Lisäksi vesilain 30.4.1987 (n:o 467) tapahtuneella muutoksella annettiin osa vesiasioista kunnallisten ympäristönsuojelulautakuntien päätettäväksi. Päätävien viranomaisstahojen lisääntyminen on korostanut tarvetta kehittää ja yhtenäistää vesistövaikutusten arviointimenetelmiä.

Ympäristövaikutusten arvioinnin kehittämistä on korostettu myös Yhdistyneiden kansakuntien asettaman Ympäristön ja kehityksen maailmankomission ("Brundtlandin komissio") vuonna 1987 valmistuneessa raportissa (Ulkoasiainministeriö ja ympäristöministeriö 1988). Nykyistä oikeudenmukaisemman ja turvallisemman kehityksen toteuttamiseksi komissio esitti yhdeksi keskeiseksi periaatteeksi ns. kestävä kehityksen, jonka mukaan ihmisen toiminnot on sopeutettava luonnonympäristöön pysyvästi harmonisella tavalla. Kestävä kehityksen ympäristöpolitiikan toteuttamiskeinoja ovat mm. kriittisen kuormituksen määrittäminen ja soveltaminen hankkeiden ympäristövaikutusten arvioinnissa, ympäristövaikutusten arvioinnin kehittäminen ja sisällyttäminen kaikkeen yhteiskunnalliseen päätök-

sentekoon sekä ympäristön tilan seurannan kehittämisen.

Edellä esitettyjen kehittämistarpeiden perusteella vesi- ja ympäristöhallitus perusti 21.6.1990 työryhmän, jonka tehtäväksi annettiin:

- kerätä tarkoituksenmukaiseksi katsottavan laajuinen perusaineisto ravinteiden (fosforin ja typhen) ja rehevöitymisen väliseen riippuvuuteen vaikuttavista tekijöistä
- selvittää ravinnekuormituksen vaikutusten arviointi- ja laskentatapoja sekä tehdä suositukset vaikutusten arviointitavoista

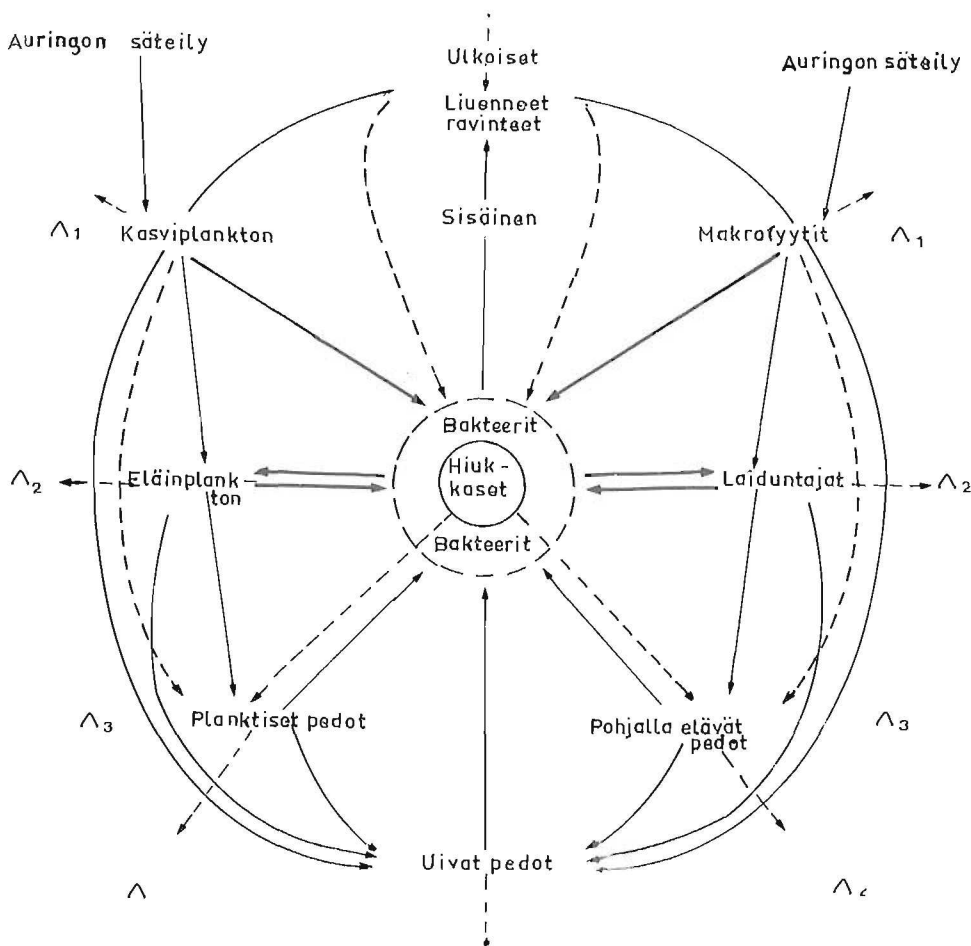
Raportin tavoitteena on auttaa ympäristöviranomaisia, luvan hakijoita, vesistötarkkailun toteuttajia ja muita asiasta kiinnostuneita soveltamaan työssään vesien ravinnekuormituksen arviointimenetelmiä nykyistä laajemmin.

Työryhmän puheenjohtajaksi määrättiin ylitarkastaja Seija Salonen ja sihteeriksi ylitarkastaja Kimmo Silvo sekä jäseniksi ylitarkastaja Tom Frisk, limnologi Tellervo Kärmeniemi, erikoistutkija Jorma Niemi, erikoistutkija Heikki Pitkänen sekä ylitarkastaja Heidi Vuoristo. Raportin laadinnassa työryhmää ovat avustaneet Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys ry:n toiminnanjohtaja Kyösti Jumppanen (eläinplankton), toimistopäällikkö Lea Kauppi (luonnonhuhuttoutuma, hajakuormitus), limnologi Kaarle Kenttämies (metsätalouden huhuttoutumat), tutkija Liisa Lepistö (kasviplankton), tutkija Reino Niemi (makrofytyt), erikoistutkija Seppo Rekolainen (luonnonhuhuttoutuma ja hajakuormitus), tekstinkäsittelijä Helena Liekola ja piirtäjä Sirkka Vuoristo, joille työryhmä esittää parhaat kiitoksensa.

2 FOSFORI JA TYYPPI BIOLOGISTEN PROSESSIEN SÄÄTELIJÖINÄ

2.1 VESIEN REHEVÖITYMINEN - MÄÄRITELMÄT

Ekologiassa termiä eutrofinen eli runsasravinteinen käytetään kuvaamaan biologisia järjestelmiä, joihin tulee runsaasti tavallisesti niukalti saatavia ravinteita. Tällöin ekosysteemin orgaanisen aineen tuotantokyky kasvaa. Vastakohtana tälle puhutaan oligotrofisista eli niukkaravinteisista systeemeistä. Jo Thiene-
man (1918) kuvasi oligo- ja eutrofisille vesille ominaisia kriteerejä ja Naumann (1919) loi pitkälti nykyisin käytössä olevan rehevyystermistön. Aineen kierto vesiekosysteemissä ilmenee pääpiirteissään ku-
vasta 1.



Kuva 1. Aineen kierto vesiekosysteemissä pääpiirteissään.

Veden rehevöitymisellä (engl. eutrophication) tarkoitetaan laajimmassa merkityksessään vesiekosysteemin häiriintymisestä johtuvaa veden eliöstön lisääntynyttä kasvunopeutta. Peruskriteerinä on tavallisimmin pidetty kasviplanktonin ja korkeampien vesikasvien lisääntynyttä tuottavuutta (mitattuna hiilen sitoumisnopeutena pinta-alayksikköä kohden) ja/tai biomassaa (yleisimmin veden α -klorofyllipitoisuutena mitattuna). Vesiensuojelun päätöksenteko perustuu

yleisimmin ravinnepitoisuuksien ja kasviplanktonin biomassan perustasojen ja vaihteluiden seuraamiselle. Perusteelliset ekosysteemin eri tuotantotasolla tapahtuvat mittaukset ja erityisselvitykset, joilla voitaisiin tarkastella rehevöitymistä koko ekosysteemin kannalta, vaativat huomattavia resursseja.

Perustuotannon eli autotrofisen tuotannon ja kasviplanktonin biomassan käyttö koko ekosysteemin rehevyysasteen kriteerinä perustuu sille ekologian peruskäsitykselle, että eri ekosysteemeissä alimman trofiatason tuottavuus ja biomassa määräävät ylempien trofiatasojen biomassan ja tuottavuuden. Perustuotantoa, kasvibiomassoja ja jopa pelkkiä ravinnepitoisuuksia voidaan käyttää rehevyysasteen indikaattoreina myös vesiekosysteemeissä, mutta vain suhteellisen yleisellä tasolla, koska eri tekijöistä johtuvat ajalliset ja alueelliset vaihtelut ovat yleensä suuria.

Perustuotannolle käänteinen reaktio on orgaanisen aineen hajotus. Hajottajina toimivat heterotrofiset eli toisenvaraiset organismit, lähinnä bakteerit. Systemin ulkopuolelta peräisin oleva (luonnollinen tai ihmisen toiminnasta aiheutuva) orgaaninen aine aiheuttaa välittömästi lähinnä heterotrofisen tuotannon ja hajottajaorganismien biomassojen kasvua, mutta ei vaikuta suoraan itse perustuotantoon. Myös itse systeemissä tuotettu orgaaninen aine (esim. levämassa) saattaa virtausten mukana ajelehtia ja nostaa heterotrofista tuotantoa varsin kaukana syntypaikaltaan. Usein rehevöitymiseen liitetyt haitalliset ilmiöt ovat seurausta pienentyneestä heterotrofisen ja autotrofisen tuotannon suhteesta.

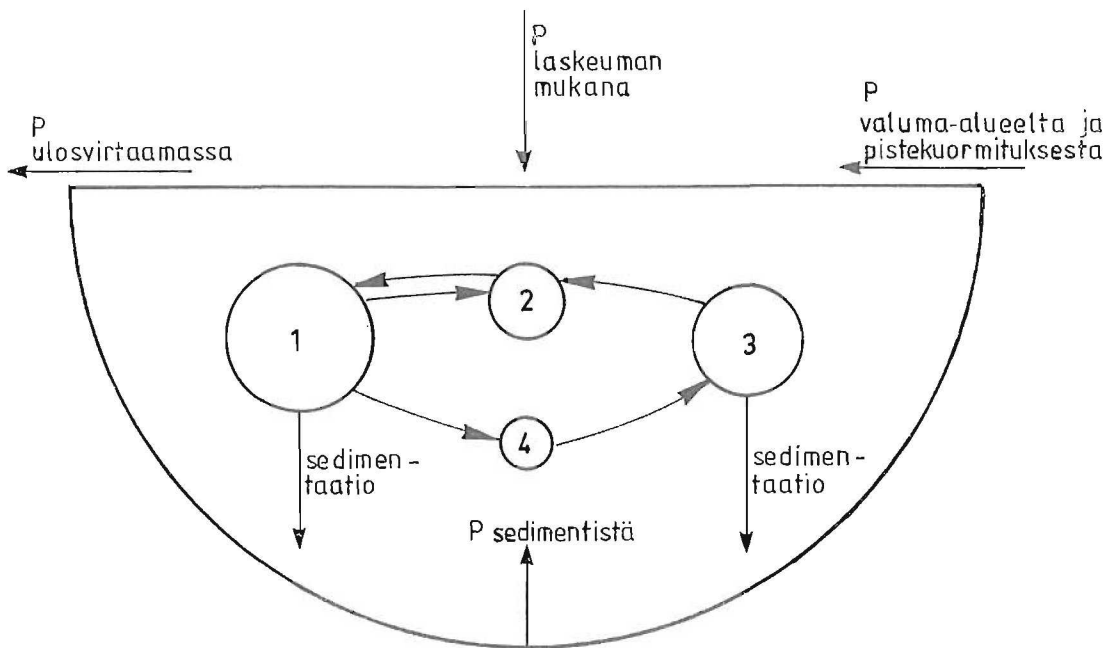
Vedet kehittyvät yleensä jo luontaisesti rehevöitymisen suuntaan. Esimerkiksi eroosio ja metsäpalot voivat aiheuttaa vesien ravinteisuuden ja tuotantotason kasvua. Vesistöjen kehitys voi joissakin tapauksissa kulkea myös kohti niukempaa ravinnetasoa (oligotrofioituminen) jo luontaisesti tai esimerkiksi happamoitumisen seurauksena. Kuitenkin luontaisia prosesseja yleensä monin verroin nopeammin lisäävät vesiin tulevien ravinteiden määrää erilaiset ihmisen toiminnot, kuten valuma-alueen maankäyttö (esim. peltoviljely, karjatalous, metsätalous, taajama-asutus, turpeennosto), jätevesikuormitus sekä ilman kautta leviävä kuormitus. Ihmisen aiheuttamaa vesien ravinteisuuden lisääntymistä voidaan nimittää kulttuurirehevöitymiseksi tai antropogeeniseksi eutrofioitumiseksi erotuksena luontaisesta eutrofioitumisesta.

2.2 FOSFORIN JA TYPEN LÄHTEET SEKÄ ESIINTYMISMUODOT SISÄ- JA RANNIKKOVESISSÄ

2.2.1 Yleistä

Fosfori esiintyy vesissä liukoisina epäorgaanisina fosfaatteina (PO_4^{3-}), liuenneina tai kolloidisina orgaanisina fosforiyhdisteinä sekä kiintoaineeseen sitoutuneina orgaanisina ja epäorgaanisina yhdisteinä. Huomattava osa vesien kokonaisfosforista on sitoutuneena kiintoaineeseen (leväbiomassaan ja maahiukkasiin)(kuva 2).

Fosforia poistuu vesiekosysteemistä ulos virtaavan veden mukana ja sedimentoitumalla. Vesistön fosforidynamiikan kannalta on keskeistä sedimentin sisältämän fosforivaraston pysyvyys. Sedimentistä vapautuvan fosforin määrää säätelevät sedimentin pinnan redox-potentiaali, pH-taso, lämpötila ja veden virtaukset (konvektio, turbulenssi). Esimerkiksi hapettomissa olosuhteissa sedimentin ferrihydroksideihin sitoutunut fosfori liukenee veteen ja aiheuttaa ns. sisäistä kuormitusta (kts. kohta 4.2.5).

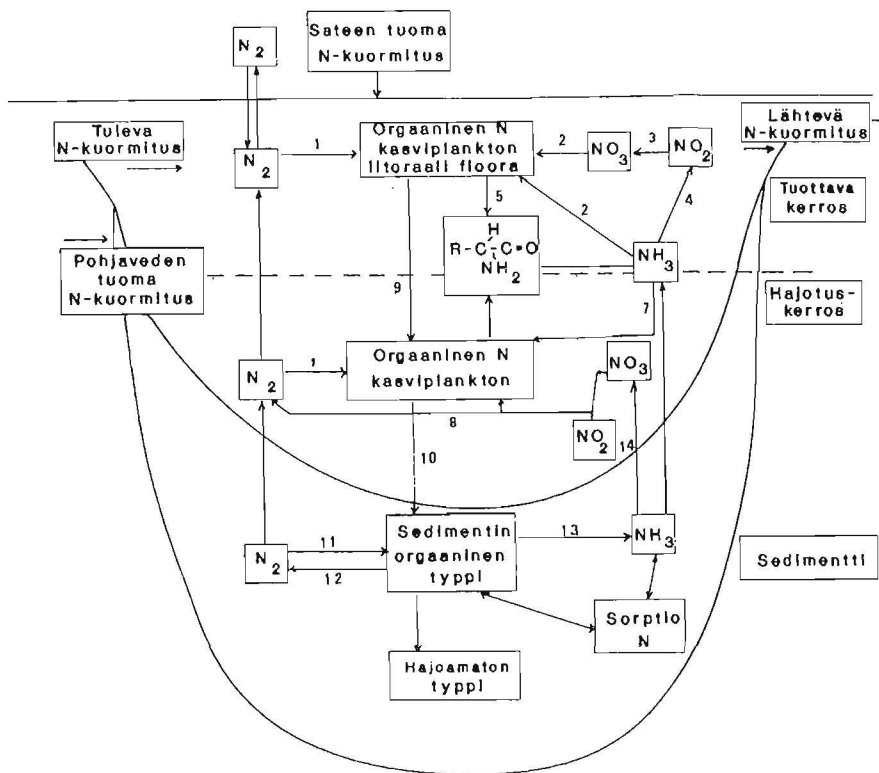


Kuva 2. Fosforin kierron päävaiheet vesiekosysteemissä. 1 = kiintoaineeseen sitoutunut fosfori, 2 = fosfaatti (PO_4) fosfori, 3 = kolloideihin sitoutunut fosfori, 4 = pienimolekyylipainoiset (n. 250) orgaaniset fosforiyhdisteet (Wetzel 1975).

Typpeä esiintyy vesistöissä useina epäorgaanisina ja orgaanisina muotoina: liuennut molekulaarinen typpi (N_2), ammonium (NH_4^+), nitraatti (NO_3^-), nitriitti (NO_2^-), liuenneet orgaaniset typpi yhdisteet (mm. urea, peptidit, valkuaisaineet) sekä typpeä sisältävät kolloidiset ja kiintoaineeseen sitoutuneet orgaaniset yhdisteet (mm. humusaineet). Ammonium- ja nitriittityppeä on vesissä yleensä varsin vähän (tavallisesti $2-50 \text{ mg m}^{-3}$). Vain pieni osa orgaanisesta

typestä (esim. urea) on perustuotannolle välittömästi käyttökelpoista. Suurin osa typestä sisältyy hitaasti hajoaviin humusyhdisteisiin.

Kaasumaisen typen sidontaan kykenevät eräät vapaassa vedessä elävät bakteerit (eräät sinilevät l. syanobakteerit ja esim. *Azotobacter*) (kuva 3, prosessi 1). Typen assimilaatiossa nitraatti- ja ammoniumtyppi sitoutuu kasvisoluihin (2). Ammonium hapettuu nitriitiksi esim. *Nitrosomonas* -bakteerien vaikutuksesta ja nitriitti edelleen nitraatiksi esim. *Nitrobacter* -bakteerien metabolian avulla (3). Molemmat em. prosessit kuuluvat nitrifikaatioon. Ammonifikaatiossa (5+6) orgaanisen aineen typpi vapautuu heterotrofiten mikrobien hajotustyön vaikutuksesta ammoniumtypeksi. Bakteerit käyttävät typpeä solusynteessissä (7). Denitrifikaatiossa (8) nitraattityppi pelkistyy välivaiheiden kautta kaasumaiseksi typeksi. Denitrifiointikykyisiä bakteereja ovat mm. *Thiobacillus*, *Pseudomonas* ja *Micrococcus*. Typpeä sitoutuu orgaaniseen ainekseen myös anaerobisesti (11) samoin kuin typpeä vapautuu orgaanisen aineen anaerobisessa hajotuksessa (12).



Kuva 3. Typen kierto järviökosysteemissä (modifioitu Wetzelin (1975) mukaan) 1 = aerobinen typen sidonta, 2 = typen assimilaatio, 3 = nitrataatio, 4 = nitriataatio, 5 = ammonifikaation alkuvaihe, 6 = ammonifikaation loppuvaihe, 7 = bakteriellisesti typen assimilaatio, 8 = denitrifikaatio, 9 = hydrolyyttinen hajotus, 10 = sedimentaatio, 11 = anaerobinen typen sidonta, 12 = anaerobinen orgaanisen aineen hajotus, 13 = deaminaatio

Suomen vesien kokonaisfosfori- ja kokonaistyppeikuormitukseksi vuonna 1989 on arvioitu 8 400 t a⁻¹ fosforia ja 129 000 t a⁻¹ typpeä (taulukko 1). Epävarmuutta kuormituksen suuruudesta sisältyy erityisesti hajakuormituksen arviointiin.

Taulukko 1. Sisä- ja rannikkovesien fosfori- ja typpi-kuormitus eri lähteistä Suomessa vuonna 1989 (Vesi- ja ympäristöhallituksen keräämien tietojen mukaan).

	Fosfori t a ⁻¹	%	Typpi t a ⁻¹	%
Pistemäinen:				
massa- ja pap.teoll.	750	8.9	4420	3.4
muu teollisuus	85	1.0	1900	1.5
kalankasvatus	250	3.0	1740	1.3
turkistarhaus	50	0.6	500	0.4
yhdyskunnat	430	5.1	12500	9.7
Pistekuorm. yht.	1565	18.6	21060	16.3
Hajakuormitus:				
pellot	n. 3000 ¹⁾	36	n. 30000 ²⁾	23
eläinsuojat	400	4.8	1100	0.9
haja-asutus	500	6.0	4000	3.1
turvetuotanto	15	0.2	400	0.3
metsätalous	500	6.0	5000	3.9
Hajakuorm. yht.	4415	53	41500	32
Luonnonhuuhtoutuma	1800	21	45000	35
sateen mukana	620	7	21700	17
Luonnonkuorm. yht.	2420	28	66700	52
Kokonaiskuormitus	8400	100	129000	100

1) 2 000 - 4 000 t a⁻¹ 2) 20 000 - 40 000 t a⁻¹
(Rekolainen 1989)

Ravinnekuormituksen rehevöittävä vaikutus riippuu paitsi ravinteiden määrästä myös niiden esiintymismuodosta ja kuormituksen jaksottumisesta.

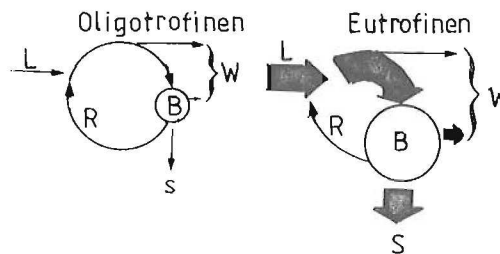
Hajakuormituksen fosfori on suurelta osin kiintoaineeseen sitoutuneena, eikä se siten ole kokonaisuudessaan välittömästi perustuotannon käytettävissä. Pääosa hajakuormituksesta ajoittuu kevät- ja syysvalunnan huippukausiin.

Teollisuuden ja erityisesti asutuksen aiheuttama kuormitus jakautuu melko tasaisesti ympäri vuoden. Sen sijaan mm. kalankasvatuksen kuormitus keskittyy verrattain lyhyelle jaksolle loppukesään ja alkusyksyn.

Asutus-, kalankasvatus- ja usein myös teollisuusjätevesien sisältämät ravinteet ovat lähes kokonaisuudessaan perustuottajille helppokäyttöisessä muodossa. Ravinnepäästöjen välitöntä sitoutumista voivat kuitenkin hidastaa mm. päästöjen toksisuus, veden humusainepitoisuus tai ympäristöolojen voimakkaat ja nopeat muutokset, jotka vaikeuttavat pysyvien leväpopulaatioiden kehittymistä kuormituslähteen läheisyyteen.

2.2.2 S i s ä v e d e t

Lisääntynyt ravinnekuormitus järviökosysteemiin kohottaa systeemin kykyä ylläpitää entistä suurempaa levätuotantoa ja -biomassaa. Ravinnekuormituksen ja perustuotannon välinen riippuvuus ei kuitenkaan ole käytännössä suora tai yksinkertainen. Aluksi ylimääräiset vapaat ravinteet lisäävät kierrätettyjen ravinteiden varastoa ja tulevat leväbiomassan tai sen osan käyttöön. Tämän jälkeen suhteellisesti entistä enemmän ravinnevaroista sitoutuu leväsoluihin, joiden riippuvuus sisäisestä kierrätyksestä ainakin tilapäisesti vähenee. Samalla aiempaa suurempi osa ravinnevaroista alkaa pidäytyä järven sedimentteihin. Toisaalta alusveden muuttuminen hapettomaksi sekä pH:n voimakas nousu tai sekoittuminen voivat aiheuttaa sedimentin fosfori- ja typpivarantojen mobilisoitumista uudelleen perustuotannon käyttöön (Reynolds 1984)(kuva 4).



Kuva 4. Pääravinteiden kaaviomaiset kulkureitit oligo- ja eutrofisissa vesistöissä. Oligotrofisessa vedessä suhteellisen pieni ravinnekuormitus pystyy ylläpitämään kohtuullisen suurta biomassaa (B) ja huomattava osa ravinteista on kierrossa (R) tai virtaa järvestä ulos (W). Eutrofisessa järvestä planktonbiomassan ravinteiden otto on vähemmän riippuvainen kierrätetyistä ravinteista kuin oligotrofisessa järvestä. Samalla suhteellisesti suurempi osuus ravinteista sitoutuu sedimentoituneeseen ainekseen (Reynolds 1984).

Suomessa järvien ravinnedynamiikan kehittymiseen keskeisesti vaikuttavia ulkoisia tekijöitä ovat varsinaisen jätevesikuormituksen ohella vesistön valuma-alueen maaperä-, soistumis- ja kasvillisuusolosuhteet sekä maankäyttö. Sisäisistä tekijöistä tärkeitä ovat järven viipymä, syvyyssuhteet, sedimentin ravinneva-

raston pysyvyys, veden humuspitoisuus, jääpeitteen pituus sekä järven lämpö- ja valaistusolosuhteet.

Suomen heikosti rapautuva kallio- ja maaperä sekä metsä- ja suokasvillisuuden hyvä ravinteiden sitomiskyky ovat yleensä johtaneet luontaiseen järvien oligotrofiaan, jolle on samanaikaisesti ollut ominaista korkeahko humuspitoisuus. Humuspitoisuus on puolestaan heikentänyt ravinteiden leväkasvua ylläpitävää vaikutusta. Eri vesistöjen välillä on kuitenkin morfometrinen erityispiirteiden lisäksi suuria luontaisia eroja mm. jääpeitteen pituudessa, kevät- ja syysvalunnan voimakkuudessa, valunnan ravinne-, humus- ja kiintoainepitoisuudessa sekä lähi- ja kaukovalunnan ja suoran sadannan osuudessa vesitaseessa. Siten kutakin vesistöä ja usein sen osaa on tarkasteltava yksilöllisesti arvioitaessa ravinnekuormituksen vaikutuksia kyseiseen vesiekosysteemiin.

Suomessa karujen sisävesien kokonaisfosforipitoisuudet ovat tasolla 5-10 mg m⁻³. Rehevissä järvissä pitoisuudet vaihtelevat yleensä välillä 30-200 mg m⁻³, mutta voivat erityisesti joki- ja purovesissä nousta tätäkin suuremmiksi. Suomen järvien keskimääräiset kokonaisfosforipitoisuudet olivat maaliskuussa 1987 tehdyn kartoituksen mukaan 14 mg m⁻³ ja jokien 22 mg m⁻³ (vedenlaaturekisteri, VYH).

Kokonaistyyppipitoisuudet karuissa vesistöissä ovat yleensä tasolla 300-500 mg m⁻³, mutta voivat kohota rehevissä järvissä ja joissa 1 000 - 3 000 mg:aan m⁻³. Kokonaistyyppipitoisuuden keskimääräiset maaliskuun 1987 arvot Suomen järvissä olivat 500 mg m⁻³ ja joissa 670 mg m⁻³ (vedenlaaturekisteri, VYH).

2.2.3 R a n n i k k o v e d e t

Suomen rannikkovesien ravinnepitoisuudet vaihtelevat huomattavasti sekä ajallisesti että paikallisesti. Kesäiset pintakerroksen typpi- ja fosforipitoisuudet ovat suurimmillaan Suomenlahden itäosassa ja alhaisimmillaan Perämerellä. Erityisesti Suomenlahdella lämpötilan harppauskerroksen alapuoliset ravinnepitoisuudet ovat huomattavan suuria. Rannikolle laskevat joet ja jätevesien purkupaikat kohottavat kuitenkin ravinnepitoisuuksia merkittävästi monin paikoin myös rannikon läheisyydessä. Rannikkovesien ravinnepitoisuuksista ja -kuormituksesta sekä niiden vaihteluista ovat laatineet katsauksen Pitkänen ym. (1987).

Suurin osa Suomea ympäröiviin rannikkovesiin joutuvasta kokonaistypestä ja -fosforista on peräisin jokien valuma-alueilta. Vain 12 % fosforin ja 14 % typen kokonaiskuormituksesta (80 000 t N a⁻¹ ja 5 000 t P a⁻¹) joutuu mereen rannikon asutuksesta ja teollisuudesta (Pitkänen ym. 1987). Ilmaperäisen ravinnekuormituksen Suomen rannikkovesiin (Suomen aluevesillä) voidaan karkeasti arvioida olevan vähintään n. 20 000 t kokonaistyyppiä ja n. 300 t kokonais-

fosforia vuodessa (Ilmatieteen laitoksen mittaamiin laskeuma-arvoihin perustuva arvio).

Kokonaisravinteet - sekä vuosittaisina kuormitusluokina että vastaanottavan vesialueen pitoisuusarvoina - antavat parhaimmillaankin vain karkean ja suuntaa-antavan käsityksen ravinteiden todellisesta merkityksestä tietyn rannikkovesialueen rehevyysolojen säätelijänä (Pitkänen 1987). Tähän ovat syynä ravinteiden käyttökelpoisuuden vaihtelu, ravinnekuormituksen ajallinen vaihtelu, rannikkovesialueiden morfologiset ja hydrografiset erot sekä laskeuman vaikutus.

Ravinteiden käyttökelpoisuus

Vain osa, Suomessa vajaat 50 %, jokien välityksellä rannikkovesiin joutuvista typeistä ja fosforista on biologisesti helppokäyttöisessä muodossa liukoisina fosfaatteina, nitriitteinä, nitraatteina, ammoniumina sekä eräinä yksinkertaisina liukoisina orgaanisina yhdisteinä. Huomattava osa kokonaisfosforista on sitoutuneena kiintoaineeseen (mm. Froelich 1988). Yleisen käsityksen mukaan makean veden ja murtoveden sekoittuessa fysikaalis-kemialliset olosuhteet yleensä suosivat fosforin vapautumista epäorgaanisesta kiintoaineesta. Vastaavasti valtaosa typeistä sisältyy liukoiseen orgaaniseen fraktioon, josta vain hyvin pieni osuus (esim. urea) on perustuotannolle välittömästi käyttökelpoista (Leppänen 1988, Tamminen ja Imrich 1990). Suurin osa orgaanisesta typeistä on hyvin hitaasti hajoavina humusyhdisteinä, joilla ei ilmeisesti ole suurta merkitystä perustuottajien ravinnelähteenä.

Ravinteiden ajallinen vaihtelu

Jokien rannikkovesiin tuoma ravinnekuorma jakautuu vuodenaikojen kesken hyvin epätasaisesti. Rannikon pienet valuma-alueet (vähäjärvisiä, yleensä peltoviljelyvaltaisista) aiheuttavat pienistä virtaamista huolimatta valtaosan rannikkovesiemme kokonaisravinnekuormituksesta (Pitkänen 1987). Nämä joet tuovat pääosan (75-80 %) ravinteistaan kevään sulamiskauden ja toisaalta syksyn sateisen kauden aikana, jolloin rannikkovesien perustuotanto on fysikaalisten tekijöiden vuoksi rajoitettua. Kevään piilevien ja ruskeiden levien tuotantomaksimi sedimentoi tehokkaasti tuottavaan kerrokseen talven ja kevään aikana kertyneet ravinteet, eikä niillä siten ole kovin suurta merkitystä kesän rehevyysolojen kannalta (Heiskanen 1991). Suurten, sisämaan järviolueille yltävien jokien merkitys puolestaan korostuu sualueidensa lähivesillä, koska nämä joet tuovat rannikkovesiin merkittäviä ravinnemääriä myös tuottavan kauden aikana.

Teollisuuden ja erityisesti asutuksen aiheuttama kuormitus jakautuu melko tasaisesti ympäri vuoden. Erityisesti kalankasvatuksessa kuormitus sen sijaan keskittyy nimenomaan vastaanottavan vesiekosysteemin tuottavaan kauteen. Tämä aiheuttaa sen, että kalan-

kasvatuksen ravinnepäästöt saavat aikaan määräänsä nähden maksimaalisen rehevyystvaikutuksen jälkiseurauksineen.

Ravinnekuormituksen ajallinen jakautuminen, kuten myös edellä käsitelty ravinteiden käyttökelpoisuus, lisää voimakkaasti asutuksen ja teollisuuden suorien päästöjen merkitystä rannikkovesien rehevöittäjänä (Pitkänen 1987). Mikäli vain kesäkauden kuormitus otetaan huomioon, asutuksen ja teollisuuden päästöjen osuus rannikkovesien kokonaiskuormituksesta on kaksinkertainen (n. 25 % kokonaiskuormituksesta kesäaikana) koko vuoden mittaiselle jaksolle laskettuihin kuormituksiin verrattuna. Kun lisäksi arvioidaan, että jokien välityksellä rannikkovesiin joutuvasta ravinnekuormituksesta noin puolet on käyttökelpoista perustuotannossa, kasvaa rannikon suorien jätevesipäästöjen osuus noin 50 prosentiksi kesäaikaisesta välitöntä rehevöitymistä aiheuttavasta ravinnekuormituksesta. Vastaava osuus kokonaisvuosikuormituksia vertailtaessa on vain noin 10 %.

Morfologia ja hydrografia

Aivan rannikkovesien sisimpiä ja suljetuimpia osia lukuunottamatta saariston ja rannikkovesien morfologialla ja hydrografialla on keskeinen merkitys alueellisen rehevyyden säätelijöinä. Niiden vaikutus on merkittävä erityisesti Suomenlahdella, missä kesäisin muodostuu rannikoiden läheisyyteen termokliinin alapuolelle ja halokliinin tuntumaan huomattavia epäorgaanisia typpi- ja fosforivarastoja (Niemi 1975, Pitkänen ym. 1990, Tamminen 1990). Sopivan suuntaisten pitkään jatkuvien tuulten vaikutuksesta tapahtuva kumpuaminen (termokliinin ja/tai halokliinin purkautuminen) saattaa tuoda lyhyessä ajassa pintakerrokseen ravinnemääriä, joiden tuottamiseen suureltakin kuormittajalta menee vuosia. Seurauksena on planktonituotannon ja -biomassan nopea lisääntyminen sekä mahdollisesti haitallisten, jopa myrkyllisten leväkuintojen syntyminen.

Laskeuma

Ilman kautta leviävä ravinnekuormitus, varsinkin typpikuormitus, on merkittävä rehevöitymisen aiheuttaja etenkin niillä vesialueilla, joilla typen puute rajoittaa perustuotantoa (yleisesti Etelä-Suomen rannikkovedet). Ilman kautta leviävän kuormituksen merkitystä lisää se, että ravinteet ovat lähes täydellisesti epäorgaanisessa, perustuottajille välittömästi käyttökelpoisessa muodossa. Toisaalta pääosa ravinteista tulee märkälaskeuman mukana, mikä pienentää niiden suhteellista merkitystä tuottavan kauden aikana vähäsateisina kesinä. Jokien sualueilla ja merkittävien pistekuormittajien lähivesillä ilmaperäisen kuormituksen suhteellinen osuus kokonaiskuormituksesta jää pieneksi.

2.3 FOSFORI JA TYPPI LEVIEN JA MAKROFYITTEN KASVUTEKIJÖINÄ

2.3.1 Yleistä

Noin 20:stä kasvisoluihin (myös leviin) sisältyvästä alkuaineesta tavallisesti yhtätoista voidaan pitää makroravinteina: hiili (C), happi (O), vety (H), typpi (N), fosfori (P), rikki (S), kalium (K), magnesium (Mg), kalsium (Ca), natrium (Na) ja kloori (Cl). Ne muodostavat yleensä yli 0,1 % solujen tuhkatomasta kuivapainosta. Muita tarpeellisia alkuaineita, ns. hivenaineita, ovat rauta (Fe), mangaani (Mn), kupari (Cu), sinkki (Zn), boori (B), pii (Si), molybdeeni (Mo), vanadiini (V) ja koboltti (Co). Useille kulta- ja piileville pii on tärkeä solunseinän rakennusaine ja siten makroravinne.

Valoenergiaa sitovat autotrofiset levät ja muut kasvit kykenevät käyttämään vain sellaisia liuenneita ravinteita, jotka voivat kulkeutua puoliläpäisevän solukelman läpi solun sisäpuolelle. Useat liuenneet kompleksiyhdisteet ja liukenemattomat (hiukkasmaiset ja kolloidiset) polymeeriyhdisteet ovat autotrofisille soluille käyttökeltottomia. Sen sijaan heterotrofiset organismit pystyvät yleensä solun ulkopuolelle erittyvien entsyymiensä avulla pilkkomaan monimutkaisia yhdisteitä käyttökelpoiseen muotoon.

Ravinteet esiintyvät vedessä yleensä niin alhaisina pitoisuuksina, että leväsolujen on aktiivisesti pumpattava niitä spesifisillä kuljetusentsyymeillä solun sisään. Tämä prosessi vaatii energiaa, jota fotosynteesi ja respiratio tuottavat. Luonnonvesissä esiintyvä ravinnepitoisuuksien voimakas paikallinen ja ajallinen vaihtelu vaikuttaa keskeisesti leväpopulaatioiden kasvudynamiikkaan. Ravinteita on lisäksi saatavilla erilaisina pitoisuuksina suhteessa aktiivisten leväsolujen tarpeeseen. Leväpopulaation kasvaessa vähenee jonkin tai joidenkin ravinteiden pitoisuus vedessä yleensä niin alhaiselle tasolle, etteivät solut pysty ottamaan sitä enää riittävästi. Tällöin nämä ravinteet muodostuvat leväpopulaation kasvua rajoittaviksi tai estäviksi. Liebigin minimitekijälain mukaan ensimmäiseksi loppuun käytetyn ravinteen (minimiravinne) saanti määrää kasvi- ja leväbiomassan tuotantokyvyn. Käytännössä tuotannon suuruus määräytyy usean kasvutekijän yhteisvaikutuksesta.

Eräät leväsolut voivat viivästyttää minimiravinteen niukan saannin aiheuttamaa kasvun pysähtymistä varastoimalla tätä ravinnetta solun sisään, silloin kun sitä on vielä riittävästi saatavilla ("luxury uptake"). Esimerkiksi Mackereth (1953) on arvioinut Asterionella-solujen fosforivaraston noin 24-kertaiseksi solun minimitarpeeseen nähden, jolloin se riittää neljään solunjakautumiseen ilman ulkopuolista fosforilähdettä. Typen varastointi on leväsoluilla todennäköisesti fosforia vähäisempää. Liuenneen ravinteen alhainen pitoisuus vedessä ei

siten aina merkitse, että kyseinen ravinne rajoittaisi leväpopulaation kasvua.

Ravinnerajoitusta voidaan tarkastella myös Liebigin minimitekijälakia dynaamisempänä ilmiönä. Dugdale (1967) on soveltanut Michaelis-Menten entsyymikiinetiikkaa kuvaavaa Monod-yhtälöä esittäessään rajoittavan ravinteiden ottonopeuden (solun sisään) ja sen pitoisuuden (ympäröivässä vedessä) välistä riippuvuutta.

$$V_s = V_{s \max} S / (K_s + S) \quad (1)$$

missä V_s = ravinteiden ottonopeus

$V_{s \max}$ = ravinteiden maksimiottonopeus

S = ravinnepitoisuus vedessä

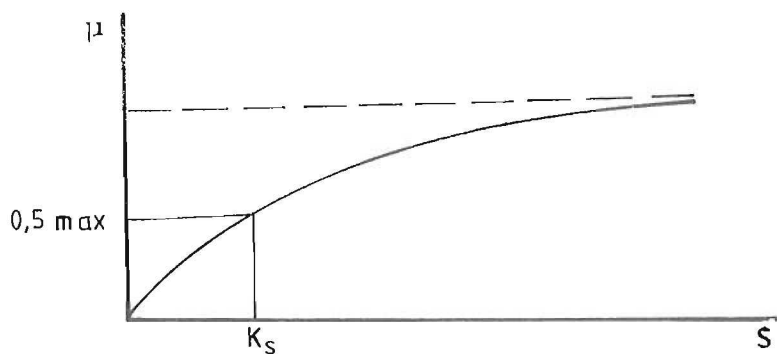
K_s = puolikyllästysvakio (ravinnepitoisuus, jossa V_s on puolet maksimiottonopeudesta)

Kerroin K_s on lajispesifinen ja kuvaa lajin suhteellista kykyä käyttää hyväkseen alhaisia ravinnepitoisuuksia. Ravinteiden hyväksikäyttökyky on sitä parempi mitä alhaisempi on lajin K_s -arvo. Leväpopulaation kasvunopeuden (μ) voidaan olettaa noudattavan edellä mainittua yhtälöä (tosin K_s -arvo voi olla erilainen kuin yhtälössä 1, kuva 5):

$$\mu = \mu_{\max} S / (K_s + S) \quad (2)$$

missä μ = kasvunopeus

μ_{\max} = maksimikasvunopeus



Kuva 5. Levien kasvunopeuden ja ravinnepitoisuuden välinen riippuvuus Michaelis-Menten-kinetiikan mukaan.

Droop (1973) on modifioinut Monod-yhtälöä muotoon, jossa kasvunopeutta kuvataan solulle käyttökelpoisten (ulkoisten ja sisäisten) ravinnepitoisuuksien avulla:

$$\mu = \mu_{\max} (q - q_0) / (K_s + q - q_0) \quad (3)$$

missä q = se rajoittavan ravinteen pitoisuus, mikä on solujen käytettävissä
 q_0 = rajoittavan ravinteen pitoisuus, jolloin $\mu=0$ (ei kasvua)

Usein ravinnerajoitusta tarkastellaan luonnon leväpopulaatioiden käyttäytymisen perusteella. Ravin- teiden rajoittavuutta voidaan tutkia laboratorio- ja kenttäkokein lisäämällä kasvuympäristöön tiettyä ravinnetta ja niiden yhdistelmiä sekä seuraamalla leväpopulaation kasvua (levätestit, malliekosysteemitutkimukset, koevesistöt).

2.3.2 F o s f o r i

Fosfori on kaikille kasvisoluille välttämätön alku- aine, koska sitä tarvitaan mm. nukleiinihappojen ja adensiinitrifosfaatin rakenneosiksi. Fosforia on kasvisolujen kuivapainosta yleensä 0,5-2,0 %. Levät ottavat solun sisään pääasiallisesti liuennutta ortofosfaattia, kunnes sen pitoisuus ympäröivässä vedessä laskee hyvin alhaiseksi (alle 1 mg m^{-3}). Kokonais- tai edes fosfaattifosforin pitoisuuden suora mittaaminen vedestä ei kuitenkaan yleensä anna tarkkaa kuvaa leville käyttökelpoisen fosforin määräs- tä. Eräät levälajit kykenevät käyttämään hyväkseen liuennutta orgaanista fosforia alkaalisten fosfa- taasientsyymiensä avulla. Alhainen fosfataasiaktiivi- suus ilmentää solujen sisäisen fosforivaraston riittä- vyyttä. Useiden kasviplanktonin fosforin ottoa käsit- televien kokeiden antamien tulosten (katsaus mm. Nalewajko ja Lean 1980) perusteella voidaan päätellä, että Michaelis-Menten-kinetiikka soveltuu fosforira- joituksen kuvaamiseen parhaiten silloin, kun fosfaat- tipitoisuudet ovat yli $10 \text{ mg PO}_4\text{-P m}^{-3}$ (käytännössä harvinainen tilanne).

Toistaiseksi on selvitetty verrattain vähän levien fosforirajoitteisen kasvun puolikyllästysvakioiden (K_s) arvoja laboratorioviljelmissä tai luonnönolois- sa. Lajien väliset erot kasvun fosforirajoitteisuu- dessa vaikuttavat kuitenkin todennäköisesti lajis- tollisiin ja populaatiodynaamisiin muutoksiin luon- nonvesissä (mm. Tilman 1977, Kilham 1978). Esimer- kiksi Asterionella formosan ja Cyclotella meneghiniana laboratoriosekaviljelmässä Asterionella, jolla oli pienempi K_s -arvo, dominoi selvästi alhaisis- sa fosforipitoisuuksissa.

2.3.3 T y p p i

Kasvisolut tarvitsevat tyypeä pääasiassa aminohappo- jen ja proteiinien synteesiin. Solujen vähimmäistyp- pipitoisuus on noin 3-4 % kuivapainosta. Levät voivat käyttää typen lähteenä mm. nitraattia, nitriittia, ammoniumia sekä joitakin liuenneita pienimolekyyllisiä orgaanisia typpiyhdisteitä kuten ureaa, vapaita aminohappoja ja peptidejä. Lisäksi eräät sinilevät

voivat sitoa ilmakehästä veteen liuennutta molekylaarista typpeä.

Typen on todettu rajoittavan levien kasvua useissa eutrofisissa ja ultraoligotrofisissa sisävesissä sekä yleensä Itämeressä. Suomenlahden länsiosassa levien kasvun typpirajoitteisuus voitiin todeta koko kasvukauden ajan, kun taas fosforin rajoittava vaikutus ilmeni pääosin alkukesällä (Tamminen 1990). Typen perustuotantoa rajoittavasta vaikutuksesta Pohjanlahden ja Itäisen Suomenlahden alueilla ei vielä ole saatavissa riittävää kokeellista tietoa (kts 3.3).

Levien typen assimilaatiosta ja metaboliasta on laadittu useita laajoja katsauksia (mm. Morris 1974 ja McCarthy 1980). Leväsolut pystyvät ottamaan typpiyhdisteitä alhaisissa pitoisuuksissa ($1-2 \text{ mg N m}^{-3}$) solukelman entsyymien avulla. Solun sisäinen typen assimilaatio käsittää useita vaiheita, kuten pelkistävä aminaatio (glutamaatin muodostus) ja sitä seuraavat transaminaatiot, joissa syntyy erilaisia aminohappoja. Reaktioiden lähtöaineena on ilmeisesti aina ammonium, joten solujen täytyy ennen assimilaatiota pelkistää nitraatti ja nitriitti ammoniumiksi nitraatti- ja nitriittireduktaasientsyymiensä avulla. Yleensä levien typen puolikyllästysvakioiden (K_s) arvot ovat $1-14 \text{ mg N m}^{-3}$. Suurimmat arvot on havaittu eutrofisten vesien sinilevillä (Reynolds 1984).

Ilmakehästä veteen liunneen typpikaasun sidontakyky, joka perustuu nitrogenaasientsyymien toimintaan, rajoittuu tiettyihin bakteeri- ja sinilevälajeihin. Kasviplanktonin typen sidonnan ekologista merkitystä on kyetty selvittämään entistä laajemmin asetyleenipelkistysmenetelmän käyttöönoton myötä.

Typen sidonnan osuus vesistön typpitaseessa voi vaihdella suuresti. Liuenneen molekylaarisen typen sidonnan osuus vesistöön tulevasta typpimäärästä saattaa eutrofisissa vesissä olla huomattava.

Nostocales-lahkon sinilevien typen sidonta tapahtuu lähes täysin ns. heterokysteissä, erilaistuneissa paksuseinäisissä soluissa. Heterokystien ja kasvullisten solujen suhde kasvaa Anabaena- ja Aphanizomenon-suvun sinilevien populaatioissa, kun veden käyttökelpoisen typen pitoisuus laskee alle tason 300 mg m^{-3} . Myös eräät heterokystittömät sinilevät, kuten Oscillatoria, kykenevät sitomaan molekylaarista typpeä. Tällöin vaaditaan kuitenkin hapettomat olosuhteet solujen mikroympäristössä. Useilla yleisillä sinileväsuvuilla, kuten Microcystis ja Gomphoshaeria, typen sidontaa ei ole todettu esiintyvän.

2.4 REHEVÖITYMISEN SEURAUVAIKUTUKSET

Rehevöitymisen aikaansaama vesien tuotannon lisääntyminen saattaa alkuvaiheessa olla ihmisen kannalta edullista esimerkiksi nostaessaan kalatuotantoa. Rehevöitymiseen liittyy kuitenkin lukuisia vesien

käytön kannalta haitallisia ilmiöitä. Osa näistä johtuu suoraan lisääntyneestä tuotannosta, osa taas tuotannon hajoamisen aiheuttamista ongelmista.

Rehevöitymisen seurauksena planktonlevätuotanto ja -biomassa kohoavat, mikä aiheuttaa veden samentumista. Samalla lajisuhteet muuttuvat yleensä vesien käytön kannalta epäedulliseen suuntaan. Tyypillistä on sinilevien runsastuminen. Toinen yleinen piirre on se, että yhä suurempi osa rehevöityvän veden levälajistosta on eläinplanktonin ravinnoksi huonosti sopivaa. Tämä aines jää ravintoketjussa hyödyntämättä ja lisää samalla vedessä tai pohjalla hajoavan orgaanisen aineksen määrää.

Sinilevien yleistyminen vähentää voimakkaasti vesien käyttökelpoisuutta. Sinileväkasvustoilla on taipumus nousta veden pintaan ja muodostaa laajoja, silminnähtäviä lauttoja. Erityisongelmana on, että monet sinilevälajit muodostavat myrkyllisiä kantoja, jotka haittaavat vakavasti muun muassa virkistyskäyttöä ja vedenhankintaa (Sivonen ja Lahti 1987, Sivonen 1990). Maksa- ja/tai hermotoksiineja erittäviä sinileväkantoja on tavattu Suomessa ainakin seuraavilla lajeilla: Microcystis aeruginosa, Oscillatoria agardhii, Nodularia spumigena, Anabaena circinalis, Anabaena flos-aquae, Anabaena lemmermannii, Aphanizomenon flos-aquae ja Nostoc sp. (Sivonen ym. 1990). Sinilevämyrkyt aikaansaavat mm. uimareille iho- ja silmäoireita ja voivat olla tappavia vettä juoville eläimille.

Vesien rehevöitymisellä on yhteys myös uimista ja kalastusta haittaavien limoittumista aiheuttavien levien (mm. Melosira sp., Gonyostomum semen, Hyalotheca dissiliensis) esiintymiseen (mm. Manninen 1987).

Runsas levätuotanto alentaa veden käyttökelpoisuutta aiheuttamalla samentumisen lisäksi usein myös epämiellyttävää hajua ja makua veteen. Vedenpuhdistamoilla aiheutuu lisäkustannuksia mm. kemikaalien kulutuksen kasvun vuoksi. Lisäksi orgaanista ainetta sisältävää raakavettä kloorattaessa muodostuu erilaisia haitallisia orgaanisia yhdisteitä.

Levätuotannon kohoaminen ja levälajiston muuttuminen eläinplanktonin ravinnoksi huonosti kelpaavaksi johtaa hajoamiskelpoisen orgaanisen aineksen lisääntymiseen vesissä. Kuollut levämassa vajoaa vesien pohjakerrokseen ja hajotessaan kuluttaa alusveden happivarastoa. Tämän seurauksena fosforin pysyvä pidättyminen pohjalietteen häiriintyy ja lietteen pinnalle aiemmin saostuneet fosfaatit liukenevat uudelleen veteen. Tämän sisäiseksi kuormitukseksi kutsuttu ilmiö on yksi vesiensuojelun kannalta vaikeimmin ratkaistavista ongelmista (kts. 4.2.5).

Kohonneet ravinnepitoisuudet parantavat yleensä orgaanista ainesta hajottavien mikrobien kasvuolosuhteita. Mikrobiaktiivisuuden kiihtyminen voi lisätä myös yleensä hitaasti hajoavan humuksen pilkkoutumista, mikä edelleen kuluttaa veden happivaroja. Humus-

vesien yleisyyden ja tavallisesti alusveden pienen tilavuuden vuoksi ravinnepitoisuuksien nousu heikentää usein nopeasti Suomen sisävesien happitilannetta.

Veteen liuenneen hapen väheneminen on haitallista useille häiriintymättömien vesien eliölajeille. Rehevöityvän veden eliölajikoostumus muuttuu vähitellen pienempiä happipitoisuuksia kestäväksi. Esimerkiksi runsashappista vettä vaativat kalalajit kuten lohi, taimen, siika, muikku ja kuha katoavat ja tilalle tulee vähempiarvoisina pidettyjä lajeja, kuten erilaisia särkikaloja. Myös kalojen ravintoeläiminä tärkeät pohjaeläimet kärsivät huonontuneesta happitilanteesta. Pohjavävyöhykkeen tuotannon heikkeneminen heijastuu vähitellen kalatuotantoon.

Rehevöityminen vaikuttaa kaloihin myös veden happamuustason kautta. Levätuotannon ollessa vilkasta veden pH-taso nousee. Emäksisyyden kasvu, josta saattaa seurata esimerkiksi ammoniakkin muodostumista, voi aiheuttaa kalojen karkottumista tai kalakuolemia.

Lisääntynyt levädetrituksen sedimentaatio karkottaa kovia kutupohjia ja happipitoista alusvettä vaativia kalalajeja liettämällä pohjaa, jolloin esimerkiksi muikun ja silakan mätimunat tukehtuvat (Hallikainen 1988).

Rehevöityminen vaikuttaa kaloihin ja veteen myös välillisesti aiheuttamalla niihin epämiellyttävää hajua ja makua. Erityisesti sinilevät ja sädesienet ovat usein syynä vedessä ja kaloissa havaittaviin maku- ja hajuhaittoihin (Persson 1981). Eräät sinilevät (mm. *Oscillatoria agardhii* ja *Anabaena sp.*) ja sädesienet tuottavat mm. geosmiinia ja 2-metylisoborneolia, jotka aiheuttavat mutamaista tai maamaista hajua. Haju tarttuu kaloihin absorboitumalla kidusmembraanien ja ruoansulatuskanavan kautta (Persson 1981).

Tyypillistä rehevöityneille vesille on myös rantojen, vedessä olevien rakenteiden tai kalanpyydysten voimakas limoittuminen. Ilmiö johtuu suurelta osin pintakasvustolevien (l. perifytonin) lisääntymisestä ja bakteerien toiminnan vilkastumisesta vesissä. Bakteerien elintoimintojen tuloksena erittyvä lima kerää itseensä helposti erilaisia kiintoainehiukkasia vedestä aiheuttaen näin myös liettymistä ja samentumista.

Veden ravinnepitoisuuksien nousu lisää myös korkeamman vesikasvillisuuden määrää ja muuttaa olennaisesti lajisuhteita. Varsinkin suojaisten lahtien tai matalien pienvesien umpeenkasvu kiihtyy. Rannikkoveissä rehevöitymisen seurauksena etenkin rakkoleväkasvustot taantuvat ja toisaalta rihmamaiset makrolevät lisääntyvät, mikä puolestaan johtaa rantavävyöhykkeen eläinyhteisön muutoksiin (Kangas ym. 1982). Tällöin rakkolevävyöhykkeestä riippuva kalojen ravintoeläintuotanto tavallisesti vähenee.

3 F O S F O R I N J A T Y P E N V E S I S T Ö - V A I K U T U S T E N A R V I O I N T I V E S I - J A Y M P Ä R I S T Ö H A L L I N N O N T O I M I N N A S S A

3.1 ARVIOINNIN YLEISET PIIRTEET SUUNNITTELUSSA JA VALVONNASSA

Vesi- ja ympäristöhallinnon toiminnassa joudutaan ravinteiden vaikutuksia arvioimaan ennakolta sekä valvonta- että suunnittelutoiminnassa. Valvontatoiminnassa rehevöitymistä tarkastellaan erityisesti vesioikeudellisten lupahakemusten (kuulutus-, selvitys- tai katselmusmenettely) ja ennakoilmoitusten käsittelyn yhteydessä. Sekä valvonnassa että suunnittelussa arviointimenetelmien valintaan ovat vaikuttaneet tarvittava ennustustarkkuus, arvioijien menetelmä-tuntemus, käytettävissä oleva aika ja taloudelliset resurssit sekä saatavilla olevien lähtötietojen laajuus. Suunnittelussa on ollut mahdollista hyödyntää kehittyneitä arviointimenetelmiä, kuten vedenlaatumalleja, laajemmin kuin valvonnassa. Ravinteista huomio on kiinnitetty pääosin fosforiin, mutta rannikkovesissä, voimakkaasti eutrofisissa järvissä ja jokivesistöissä myös typpeen.

Rehevöityminen alentaa paitsi vesistöjen virkistys- ja kalastusarvoa myös niiden käyttökelpoisuutta yhdyskuntien tai teollisuuden vedenhankintaan. Vesioikeudellisiin lupahakemuksiin liittyvän ravinteiden vaikutusten arvioinnin tehtävänä on tuottaa mahdollisimman luotettavaa tietoa hankkeen aiheuttamista rehevöitymishaitoista luvan myöntämisen edellytysten, lupaehtojen ja korvausten määrittämiseksi.

Lupahakemuksia käsiteltäessä on purkuvesistöissä sallittavan ravinnepitoisuuden kasvun arvioinnissa käytetty tavallisesti tapauskohtaista harkintaa, jolloin hankkeen hyötyjä on suhteutettu aiheutuviin rehevöitymishaittoihin (vesilain mukainen intressivertailu). Jatkoluvan edellytysten harkinnassa on yleensä voitu käyttää vertailutietoina kuormitus- ja vesistö-tarkkailutuloksia edellisiltä lupakausilta. Uuden toiminnan aiheuttamaa ravinteiden pitoisuusnousua jokivesistöissä on arvioitu kuormituksen laimentumislaskelmilla eri virtaamatilanteissa. Rehevöitymisasteen kuvauksessa on usein hyödynnetty myös vedenlaatulokituksia ja tilastollisia riippuvuuksia. Eräiden suurten hankkeiden katselmustoimituksissa on sovellettu vedenlaatu- ja virtausmalleja.

Seuraavassa on koottu erityisesti suunnittelussa 1970- ja 1980-luvulla käytettyjä vedenlaatumalleja:

- * 3D- ja 2D-malli (VENLA)
 - Kokonaisravinteiden simulointi
 - Käyttökelpoisten ravinteiden pitoisuudet lasketaan kokonaisravinteiden avulla
 - Keskimääräisen kasviplanktonbiomassan tai a-klorofyllin laskenta

- Kasviplanktonin simuloinnin kehittäminen tekeillä
- * Dynaaminen jokimalli (esim. Ähtävänjoki)
 - Kokonaisravinteiden laskenta
- * Yksinkertaiset jokimallit
 - Perustuvat tulppavirtaushydrauliikkaan
 - Fosforille JOP-malli, typelle olemassa vastaavanlainen malli
- * Yksinkertaiset järvimallit
 - Keskimääräisen fosforipitoisuuden ennustaminen
 - Esimerkiksi Lappalaisen ja Friskin mallit
 - Lappalaisen happimallin avulla voidaan arvioida fosforikuormituksen vaikutusta järven alusveden happipitoisuuteen
- * Yksidimensioiset järvimallit
 - FINNECO: liukoiset ravinnefraktiot, kasviplanktonin simulointi ryhmissä (käytetty suunnittelussa varsin vähän)
 - PROBE: vedenlaatuosan simulointi kehitteillä

Katselmustoimituksissa kuten myös kuulutusmenettelyllä käsitellyissä lupahakemuksissa hankkeen aiheuttamia rehevöitymisvaikutuksia on kuvattu ravinnepitoisuuksien ja erilaisten biologisten muuttujien avulla. Seuraavaan luetteloon on koottu yleisimmät rehevöitymistä ilmentävät muuttujat ja arviointitavat.

1. Ravinnepitoisuudet:

- kokonaisravinnepitoisuudet (P ja N)
- mineraaliravinnepitoisuudet (PO_4 , NO_3 , NH_4)
- ravinnesuhteet (kokonais ja epäorg. N/P)
- vedenlaatu- ja virtausmallit

2. Kasviplanktonia kuvaavat tekijät:

- a-klorofyllipitoisuus
- lajisto ja biomassa
- perustuotanto ja -kyky
- levätestit

3. Perifyton:

- verkkohavaksille tai keinoalustoille muodostuvan kasvuston kiintoaine- ja a-klorofyllipitoisuus

4. Rantojen luonnontaloudellinen tila:

- makrofyttikasvillisuuden lajisto, biomassa ja versotiheys
- rantojen limoittumisen (perifyton) silmämääräinen tai kvantitatiivinen arviointi

5. Pohjaeläimistö:

- lajisto ja biomassa

6. Sedimentti:

- sedimentin yleiskoostumus, hapenkulutus ja ravinnepitoisuudet

- sedimentin kasvi- ja eläinplankton- sekä pohjaeläinjäänteet, paleolimnologinen kehitys
7. Kalasto ja pyydysten limoittuminen
- saalislajisto ja -määrät
 - verkkohavakseen muodostuvan perifytonin määrä ja koostumus

Katselmustoimituksissa on rehevyytason arvioinnin lisäksi arvioitava hakijoiden osuus rehevöitymisen aiheuttajina. Jätevesien aiheuttamien vesistövahinkojen ositusperusteena on käytetty yleisesti jätevesien aiheuttaman primäärisesti ja sekundäärisesti happea kuluttavan kuormituksen summaa. Erityisesti sisävesillä fosforia on pidetty sekundääriseen hapenkulutuksen mittana.

Fosforikuormitus on muutettu yhteismitalliseksi BOD₇-kuormituksen kanssa käyttämällä eri tekijöistä riippuvaa kerrointa. Tapauksissa, joissa vahinkoa aiheuttaa pääasiallisesti jätevesien suuri ravinnepitoisuus, on perusteltua tehdä ositus ravinnekuormituksen mukaisesti. Ositusperusteita valittaessa on otettava huomioon myös vesistön morfologia ja hydrologia, varsinkin niiden vaikutus kerrosteisuusoloihin ja sitä kautta edelleen happitilanteeseen (kts 4.3.4).

Ravinnekuormituksen osituksessa on ollut ongelmallista se, että eri lähteistä peräisin olevat ravinteet ovat olleet erilaisilla yhteyttävien organismien käytettävissä. Lisäksi kuormitus on saattanut vaihdella vuoden eri aikoina huomattavasti. Esimerkiksi suuri osa fosforin hajakuormituksesta tulee vesistöihin keväisin kiintoaineeseen sitoutuneena. Kalankasvatuslaitosten ravinnekuormitus keskittyy puolestaan loppukesään.

Kasviplanktonille käytettävissä olevan osuuden arviointi kokonaisravinnekuormasta on jouduttu usein tekemään puutteellisin tiedoin. Hajakuormituksen tuomasta kokonaisfosforikuormasta tämän osuuden on yleensä oletettu olevan noin 60 % ja typpikuormasta noin 80 %. Osuudet vaihtelevat kuitenkin huomattavasti eri tyyppisillä alueilla. Teollisuuden ja yhdyskuntien jätevesien fosforikuormituksen on tavallisesti oletettu olevan kokonaisuudessaan perustuotannolle käyttökelpoisessa muodossa. Esimerkiksi sellujätevesien sisältämä fosfori on kuitenkin osittain orgaaniseen kiintoaineeseen sitoutunutta eikä välittömästi levien käytettävissä.

3.2 ARVIOINTI ERI KUORMITUSTOIMINNOISSA

3.2.1 Teollisuus

Massa- ja paperiteollisuus

Suomessa massa- ja paperiteollisuus on suurin vesistöihin ravinnekuormitusta aiheuttava teollisuuden ala. Vuonna 1990 massa- ja paperiteollisuudesta

kulkeutui vesistöihin noin 640 tonnia fosforia ja noin 4090 tonnia typpeä. Merkittävää on, että fosforipäästöt kasvoivat 1970-luvun puolivälistä 1980-loppuun lähes 70 prosenttia.

Metsäteollisuuden aiheuttamaan ravinnekuormitukseen ryhdyttiin kiinnittämään merkittävästi huomiota vasta 1980-luvulla, jolloin esimerkiksi vesioikeuden päätöksiin alettiin sisällyttää fosforikuormituksen enimmäisrajoja. Typpikuormitusta ei sen sijaan ole rajoitettu. Helsinki-komissio on 15.2.1988 antanut suosituksen selluteollisuuden enimmäisfosforikuormitukseksi 60 grammaa fosforia valkaistua sulfaattisellutonna kohti.

Merkittävien massa- ja paperiteollisuuslaitosten lupakäsittelyn yhteydessä on viime aikoina tarkasteltu fosforikuormituksen vaikutusta vastaanottavan vesistön fosforipitoisuuksiin 2- tai 3-dimensioisen virtaus- ja vedenlaatumallin avulla. Mallien kalibroinnissa ja verifiointissa on mahdollisuuksien mukaan hyödynnetty velvoitetarkkailutuloksia. Ravinnepitoisuuksien vaikutusta vesistön biologiaan ei ole useinkaan tarkasteltu riittävän perusteellisesti. Usein jatkolupahakemuksissa on rehevöitymisvaikutusten kuvaamiseksi tyydytty raportoimaan velvoitetarkkailutulokset edelliseltä lupakaudelta.

Muu teollisuus

Huomattavaa ravinnekuormitusta vesistöihin aiheuttavat edellä mainittujen teollisuuden alojen lisäksi öljy- ja petrokemianteollisuus, lannoiteteollisuus, muu kemian teollisuus, metallien valmistus ja elintarviketeollisuus (taulukko 2).

Yleensä em. teollisuuden alojen ravinnekuormituksen vesistövaikutuksia on lupahakemuksissa arvioitu velvoitetarkkailutulosten ja yksinkertaisten laimenemislaskelmien pohjalta. Arviot ovat siten olleet varsin likimääräisiä. Satunnaisesti arvioinneissa on käytetty mallitarkasteluja. Purkuvesistöön eri lähteistä tulevan ravinnekuormituksen määrästä ei ole yleensä esitetty täsmällisiä tietoja, vaan ainoastaan todettu muun kuormituksen summittainen osuus. Ravinnekuormituksen sijasta päähuomiota on voitu kiinnittää muihin kuormitustekijöihin, kuten metalleihin tai öljyihin, joilla on yleensä perustuotantoa inhiboivaa vaikutusta.

Taulukko 2. Teollisuuden fosfori- ja typpipäästöt ($t a^{-1}$) Suomessa vuonna 1990 (Vesi- ja ympäristöhallitus, teollisuustoimisto).

Toimiala	Fosfori $t a^{-1}$	Typpi $t a^{-1}$
Massa- ja paperiteollisuus	641	4087
Mekaaninen metsäteollisuus	4	22
Öljy- ja petrokemianteollisuus	2	132
Lannoiteteollisuus	16	298
Muu kemian teollisuus	14	128
Kivenlouh. ja kivenn. teollisuus	1	8
Malmikaivostoiminta	0	35
Metallien valmistus	3	691
Metallituoteteollisuus	1	24
Tekstiiliteollisuus	0	7
Nahka- ja turkisteollisuus	1	35
Maidon- ja lihanjalostus	2	21
Muu jatkuv. elintarv. teollisuus	5	45
Kausiluont. elintarv. teollisuus	8	132
Erilliset voimalat	1	6
Kalankasvatus	250	1700
Yhteensä	949	7371

3.2.2 Kalankasvatus

Kalankasvatuksen tuotanto ja samalla vesistökuormitus ovat kohonneet huomattavasti 1980-luvulla. Vuodesta 1985 vuoteen 1990 kalankasvatuksen aiheuttama fosforikuormitus nousi noin 80 %. Vuonna 1990 kalankasvatuksen aiheuttamaksi fosforikuormitukseksi on arvioitu noin 250 tonnia ja typpikuormitukseksi noin 1700 tonnia. Yli 80 % kuormituksesta kohdistuu rannikkovesiin. Voimaperäisimmin kalankasvatusta harjoitetaan Saaristomerellä ja Ahvenanmaalla.

Velvoitetarkkailujen perusteella merialueen verkko-kassilaitosten ominaiskuormitus oli vuonna 1989 15 g fosforia ja 96 g typpeä tuotettua kalakiloa kohti. Sisävesialueen maa-allaslaitoksilla vastaavat ominaiskuormitukset olivat 11 g fosforia ja 85 g typpeä lisäkasvikiloa kohti. Kuormitus keskittyy voimakkaasti heinä-syyskuuhun (noin 70 % koko vuoden kuormituksesta). Valtaosa veteen joutuvasta fosforista ja typestä on välittömästi perustuotannolle sopivina epäorgaanisina yhdisteinä.

Kalankasvatuslaitokset, jotka tuottavat kalaa yli 1 000 kg vuodessa tai käyttävät rehua yli 2 000 kg vuodessa ovat ennakoilmoitusvelvollisia. Pääosa kalankasvatuslaitosten tuotannosta tapahtuu vesioikeudellisen luvan nojalla. Viimeaikaisiin kalankasvatuslaitosten lupapäätöksiin on sisällynyt kuormitusraja fosforille ja eräissä tapauksissa myös tyypelle. Useilla verkkoallaslaitoksilla on rajoitettu rehujen fosfori- ja typpisisältöä.

Virtaavien vesistöjen varteen suunniteltujen kalalaitosten ravinnekuormituksen vaikutusta on lupahakemuksissa arvioitu yleensä yksinkertaisen ainetaseeseen pohjautuvan kuormituksen laimenemisen perusteella. Tällöin vesiviranomainen ja vesioikeus on ottanut lähtökohdaksi sallittavan laskennallisen pitoisuuden nousun laitoksen alapuolisessa vesistössä hankkeen hyödyt ja haitat huomioon ottaen. Jatkolupahakemuksissa on perustietoina käytetty velvoitetarkkailutuloja.

Yksittäistä järviällästä tai reittivesistöä kuormittavan uuden laitoksen vaikutusten arvioinnissa on eräissä tapauksissa käytetty yksinkertaisia fosforimalleja. Muutamissa kalankasvatuksen vesiensuojelusuunnitelmissa (esim. Kuusamon alueella ja Rautalammin reitillä) tällaisia mallitarkasteluja on myös toteutettu. Suljetulla rannikkovesialueella on joissakin tapauksissa laskettu fosforin pintakuormituksia. Lounais-Suomen rannikkoalueelle laaditussa kalankasvatuksen vesiensuojelusuunnitelmassa merialueen ravinnekuormituksen sietokykyä on arvioitu vesialueiden morfometriian ja virtausten perusteella. Muun muassa eräillä Kuivaniemen, Oulun ja Kristiinankaupungin edustan sekä Saimaan ja Pankajärven verkkoallaslaitoksilla ravinnepitoisuuden kohoamista on arvioitu VENLA-vedenlaatumallilla vesiensuojelusuunnitelmien ja katselmustoimitusten yhteydessä.

Ennakoilmoituksista ravinnekuormituksen vaikutusten arviointi on lähes täysin puuttunut ja jäänyt valvontaviranomaisen tehtäväksi. Osassa vesioikeudellisista lupahakemuksista konsultti on laatinut arvion ravinnepitoisuuksien kohoamisesta vesistössä, kun taas osassa tapauksista se on jäänyt valvontaviranomaisen tehtäväksi. Valvontaviranomainen on yleensä myös joutunut arvioimaan purkuvesistöön tulevan muun ravinnekuormituksen. Kuormituksen vaikutusten arviointi on ollut erityisen vaikeaa rikkonaisilla sisävesi- ja rannikkoalueilla.

3.2.3 Turvetuotanto

Soiden laajamittainen käyttö turvetuotantoon alkoi vasta 1970-luvulla ja kasvoi sen jälkeen voimakkaasti. Vuonna 1986 oli tuotannossa 43 000 ha turvekenttiä, joilta nostettiin turvetta yhteensä 20 miljoonaa m³. Tämän lisäksi oli ojitus- ja kunnostusvaiheessa olevia aloja 25 000 ha. Tuotanto on voimakkaasti keskittynyt Pohjanmaan jokivesistöjen alueelle. Turvetuotannon ennustetaan edelleen jonkin verran lisääntyvän lähivuosina.

Turvetuotannon rehevöittävä ravinnekuormitus on vaikeasti arvioitavissa ajoittaisen suuren kiintoainekuormituksen sekä runsaan liuenneen orgaanisen aineksen huuhtoutumisen vuoksi. Merkittävä osa turvetuotantoalueilta tulevasta ravinnekuormituksesta on sitoutunut humukseen, mistä ravinteet voivat hitaasti vapautua vesistöihin. Turvetuotantoalueilta tulevaksi

keskimääräisiksi ravinnehuuhtoutumiksi on arvioitu epäorgaanisen tyypin osalta $6,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ja fosforin osalta $0,21 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Sallantaus 1983). Näitä ominaiskuormituksia soveltaen voidaan turvetuotannon ravinnekuormitukseksi koko maassa arvioida 400 t N a^{-1} ja 15 t P a^{-1} .

Turvetuotannon valvonta perustui aluksi vesi- ja ympäristöhallituksen valvontaohjeessa nro 45 esitettyyn vapaaehtoiseen ilmoitusmenettelyyn. Vuonna 1989 voimaantulleen vesiensuojelua koskevan ennakkotoimenpideasetuksen muutoksen mukaan kaupalliset turvetuotantoalueet ovat ennakkoilmoitusvelvollisia. Eräille suurille turvetuotantoalueelle on viranomaisen vaatimuksesta haettu vesioikeuden lupa.

Eräisiin vesioikeuskäsittelyssä olleisiin tai oleviin turvetuotantoa koskeviin hakemuksiin sisältyy konsultilla teetetty mallitarkastelu ravinnekuormituksen vaikutuksista. Suurimman turvetuottajan, VAPO:n, hakemuksissa on usein ollut hakijan omien asiantuntijoiden tekemä arvio ravinnevaikutuksista. Tapauksesta riippuen on hakemuksissa käytetty Lappalaisen kehittämää fosforin sedimentaatioon perustuvaa mallia, JOP-mallia tai yksinkertaisia vesistö-malleja. Useimmiten turvetuotannon vesistövaikutuksia on arvioitu ilman mallitarkastelua. Arviot ovat yleensä perustuneet kirjallisuustietoihin, ominaiskuormituksiin ja vastaanottavan vesistön vedenlaatu- ja virtaamatietoihin.

Viranomaiset ovat hakemuksista antamissaan lausunnoissa korostaneet turvetuotantoalueiden aiheuttamia pitkäaikaishaittoja vesistöissä perustaen käsityksensä muun muassa kauppa- ja teollisuusministeriön, vesiviranomaisten ja turvetuottajien yhteisprojektina tehtyyn selvitykseen turvetuotannon vesistövaikutuksista (Marja-Aho ja Koskinen 1989).

Ennakkoilmoituksissa turvetuotannon ravinnekuormituksen vaikutuksia on arvioitu yleensä varsin ylimalkaisesti. Usein arviot ovat perustuneet ominaiskuormituslukuihin ja laimentumisen perusteella laskettuihin pitoisuusmuutoksiin.

Alueille, joille sijoittuu runsaasti turvetuotantoa, ovat vesiviranomaiset laatineet vesiensuojelusuunnitelmia. Suunnitelmissa on yleensä esitetty valvontaa palveleva mallitarkastelu.

3.2.4 Y h d y s k u n n a t

Vuonna 1990 yhdyskunnat aiheuttivat vesistöihin 390 tonnin fosfori- ja 13 200 tonnin typpikuormituksen. Yhdyskunnista tulee vesiin jätevesikuormitusta läpi vuoden varsin tasaisesti. Ravinnekuormituksesta hyvin suuri osa on välittömästi perustuotannolle käyttökelpoisessa muodossa.

Yhdyskuntien vesioikeudellisiin lupiin sisältyy yleensä lähtevän jäteveden fosforipitoisuuden enimmäisarvo sekä fosforireduktion raja-arvo. Joihinkin lupiin sisältyvät myös ammoniumtyypen jäännöspitoisuuden ja reduktion raja-arvot. Kokonaistyyppireduktion raja-arvo on toistaiseksi sisällytetty vain yhteen vesioikeuden lupapäätökseen (Espoo), mutta niitä tultaneen määräämään lisää lähitulevaisuudessa.

Yhdyskuntajätevesien ravinnekuormituksen (lähinnä fosforin) vaikutusten arvioinnissa on käytetty hyväksi kokemuseräistä tarkastelua, tarkkailutietojen tilastollista käsittelyä, laimentumislaskelmia ja joidenkin suurimpien hankkeiden yhteydessä mallilaskelmia. Vesien tilaa ja käyttökelpoisuutta on kuvattu luokittelujen avulla. Alueellisissa vesiensuojelusuunnitelmissa asumajätevesien kuormitusvaikutuksia on käsitelty muiden kuormittajien ohella vesistömallilla ja luokittelulla.

Viime aikoina viranomainen on aiempaa enemmän kiinnittänyt huomiota vesiensuojelun tavoiteohjelman (vuoteen 1995) mukaisesti yhdyskuntajätevesien sisältämän ammoniumtyypen happea kuluttavaan vaikutukseen ja tyyppien merkitykseen vesien rehevöittäjänä. Kyseisiä asioita on joidenkin hakemusten yhteydessä tutkittu ja useisiin lupiin on esitetty asetettavaksi ammoniumin ja muiden tyyppiyhdisteiden vaikutusten selvitysvelvoite. Viranomainen on myös omissa laskelmissaan arvioinut ammoniumin nitrifioitumisen aiheuttamaa hapenkulutusta purkuvesistöissä. Nitrifikaatiovelvoitteita on jo pienessä osassa yhdyskuntapuhdistamojen luvista. Tyyppien merkitystä on hakemuksissa ja lausunnoissa arvioitu ravinnesuhteiden avulla.

3.2.5 M a a - j a m e t s ä t a l o u s

Maa- ja metsätalouden aiheuttamaa ravinnekuormitusta on arvioitu muun muassa vesiensuojelusuunnitelmissa ja vesistöalueittaisissa kuormitusselvityksissä sekä muissa sellaisissa yhteyksissä, joissa eri kuormituslähteiden osuutta kokonaiskuormituksesta on eritelty.

Arviot maatalouden aiheuttamasta ravinnekuormituksesta Suomessa perustuvat pääosin vesien- ja ympäristöntutkimuslaitoksen toteuttamiin pienien valuma-alueiden tutkimuksiin. Näillä valuma-alueilla aloitettiin virtaamien seuranta 1950-luvulla, osin aiemminkin. Veden laadun seuranta aloitettiin vuonna 1962. Tutkittujen valuma-alueiden koko vaihtelee muutamasta kymmenestä hehtaarista muutamaankymmeneen neliökilometriin ja pellon osuus alueesta välillä 0-100 %. Uusimmat arviot huuhtoutumisesta perustuvat tuloksiin 23 alueelta (liite 1, kts. kohta 4.2.4).

Vuosina 1962-1978 näytteet otettiin valuma-alueilta tasaisesti kerran kuussa läpi koko vuoden. Suomessa peltoalueilta tuleva valunta on kuitenkin keskimäärin varsin vähäistä kesällä ja talvella, joten ote-

tuista kahdestatoista näytteestä useat osuivat erittäin pieniin valumiin, joilla ei kuormituksen kannalta ole juurikaan merkitystä. Tämän vuoksi näytteenottostrategiaa muutettiin 1970-luvun lopussa siten, että näytteitä otetaan vain keväällä ja syksyllä. Uusi menettely on ollut käytössä kaikilla alueilla vuodesta 1981 lähtien.

Vesistöihin peltoalueilta joutuvaa kokonaiskuormitusta arvioitaessa on otettu huomioon se, että fosforihuuhtoutumat olivat pienempiä ja typpihuuhtoutumat suurempia happamilta sulfaattimailta ja turvepelloilta kuin muilta pelloilta (Rekolainen 1989). Kokonaispeltoalan ollessa n. 2,4 milj. ha, josta n. 160 000 ha on happamilta sulfaattimailta (Palko ym. 1988) ja 500 000 turvemailta (Juusela ja Wäre 1956), saadaan fosforin kokonaiskuormitukseksi 2 000 - 4 000 t a⁻¹ ja typen 20 000 - 40 000 t a⁻¹. Kaupin (1979) aikaisemmin esittämä arvio oli 1 400 t a⁻¹ fosforia ja 31 000 t a⁻¹ typpeä. Esitetyt kuormitusluvut sisältävät siis peltoviljelyn ja karjanlannan käytön aiheuttaman kuormituslisän Suomen vesistöihin. Tutkimusalueilla olevien lantaloiden vähyyden vuoksi nämä luvut sen sijaan eivät sisällä ns. karjatalouden suoria päästöjä vesistöihin.

Maatalouden aiheuttamaa ravinnekuormitusta on arvioitu useissa alueellisissa vesiensuojelusuunnitelmissa ja kuormitusselvityksissä. Tällaisia ovat mm. Lestijärven vesiensuojelusuunnitelma (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988a), Vantaanjoen vesistön hajakuormitusselvitys (Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys 1986), Ähtävänjoen kuormitusselvitys (Viitasaari 1990) ja Porvoonjoen kuormitusselvitys (Lehtonen ja Penttilä 1991).

Alueellisissa vesiensuojelusuunnitelmissa on usein haastatteluin tai kyselyjen avulla pyritty arvioimaan mahdollisimman tarkasti hajakuormituksen muodostumista ja sitä selittäviä tekijöitä. Peltoviljelyn aiheuttaman kuormituksen arvioimiseksi on selvitetty peltoalat, niiden maalajisuhteet ja kaltevuudet, eri viljelykasvien osuudet, lannoitteiden käyttö sekä salaojitettujen peltojen osuus. Karjatalouden osalta on selvitetty eläinmäärät, lantaloiden kunto ja riittävyys sekä säilörehun valmistus ja puristeneen käsittely. Näillä tiedoilla on voitu arvioida pienten valuma-alueiden perusteella laskettujen ominaiskuormituslukujen sopivuutta kyseisellä alueella sekä suunnitella kuormitusta vähentäviä toimenpiteitä. Uusimpia maatalouden ominaiskuormitusarvioita on käsitelty kohdassa 4.2.4.

Metsätalouden aiheuttamaan ravinnekuormitukseen vaikuttavat mm. metsä- ja suotyyppien jakauma sekä ojitusten, lannoitusten, avohakkuiden ja maanmuokkauksen laajuus. Lannoituksen ja ojituksen vesistövaikutuksia alettiin tutkia 1960-luvun puolivälissä. Tällöin oli kiinnostuksen kohteena erityisesti ojituksen ja sitä seuraavan turvemaiden PK-lannoituksen aikaansaama ravinnekuormituksen lisääntyminen. Vasta

1970-luvun lopulla alettiin selvittää hakkuiden ja muiden voimaperäisten metsänkäsittelytoimien vesistövaikutuksia ns. Nurmes-tutkimuksessa (Ahtiainen 1990).

Valtakunnallisia selvityksiä varten tehtiin 1970-luvulla laskelmia, jotka perustuivat metsätilastollisesta vuosikirjasta saatuihin lannoituspinta-alatietoihin ja valuma-alue tutkimuksista saatuihin huuhtoutuma-arvoihin. Lannoitefosforia arvioitiin huuhtoutuvan 1 % vuodessa kolmen vuoden ajan (PK-lannoituksen aiheuttama lisä P-huuhtoutumaan n. $400 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Epäorgaanisen typen huuhtoutumaksi oletettiin ensimmäisenä vuonna lannoituksen jälkeen 3 % ja kahtena seuraavana vuonna 1 % lannoitteen typpimäärästä. Viimeaikaisia tuloksia ravinnehuuhtoutumista alueilta, joissa on harjoitettu erilaisia metsätaloustoimenpiteitä, on käsitelty kohdassa 4.2.4.

3.3 TUTKIMUKSEN NYKYTILA

Ravinteiden rehevöittävän vaikutuksen tutkimuksessa on keskeisessä asemassa perinteisesti ollut vesien rehevyyden mittaaminen. Esimerkiksi kasviplankton-, perustuotanto-, klorofylli- ja perifytontutkimukset ovat käsittäneet lajiston, biomassan ja tuotantomäärän mittaamista. Ravinnekuormituksen ja rehevyydestason välisen yhteyden kvantitatiivinen kytkeminen edellyttää kuitenkin vedenlaatumalleja, joiden kehittäminen alkoi Suomessa 1970-luvulla. Tällä hetkellä osataan mallien avulla ennustaa kokonaisfosfori- ja kokonaisyppipitoisuutta, kohtalaisen hyvin typen fraktioita sekä keskimääräistä kasviplanktonbiomassaa. Kasviplanktonin eri ryhmien kuvaaminen malleilla on ongelmallisempaa ja edellyttää lisää tutkimusta.

Viime vuosina ravinnevaikutustutkimuksia on merkittävästi suunnattu hajakuormituksen ja sen vaikutusten arviointiin. Hajakuormitus muodostaa maassamme tällä hetkellä suurimman ravinnekuormituslähteen, mutta hajakuormituksen tulevien ravinteiden käyttökelpoisuudesta ei ole yksiselitteistä tietoa.

Erittäin keskeiseksi tutkimuskohteeksi on noussut typen merkitys Itämeren ja sen rannikkovesien rehevöitymisen säätelijänä. Aiemmin kiinnitettiin huomiota lähinnä fosforiin, mutta uusimmat tutkimukset ovat osoittaneet, että varsinaisen Itämeren ja läntisen Suomenlahden rehevyydestaso on riippuvainen lähinnä typpikuormituksesta.

Seuraavassa esitetään lyhyesti vesi- ja ympäristöhallinnon vuoden 1991 seuranta- ja tutkimusohjelmiin sisältyvät tärkeimmät typpi- ja fosforitutkimuksia koskevat projektit.

Vesien tilan ja laadun seuranta sisältää 12 osioita, joissa seurataan ravinteiden pitoisuuksia ja ainetaseita. Keskeisimmät ohjelmat ovat veden laadun seuranta virtapaikoilla (187 havaintopaikkaa) ja

järvisyvänteillä (174 havaintopaikkaa). Viime vuosina on pyritty lisäämään ravinteiden vaikutuksia ilmentävää biologista seurantaa mm. kasviplanktonin seurantatutkimuksia, biologista tutkimusta intensiiviasemilla ja makrofyttitutkimusta.

Rannikkovesissä seurataan veden kemiallista laatua (106 havaintopaikkaa) ja jokien mereen kuljettamia ainemääriä (17 havaintopaikkaa). Lisäksi rannikkovesissä tehdään intensiiviseurantaa (12 havaintopaikkaa) ja biologista seurantaa. Yhdennetyn ympäristön tilan seurannan tavoitteena on tunnistaa monipuolisten fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten mittausten avulla mahdollisimman luonnontilaisissa ekosysteemeissä tapahtuvat muutokset.

Seurantatulosten perusteella pyritään arvioimaan veden laadun muutoksia ja erityisesti ihmisen toiminnan vaikutuksia veden laatuun ja rehevöitymiseen. Seurantatuloksia julkaistaan mm. ympäristön tila-raportteina.

Tutkimusohjelman keskeisiä kokonaisuuksia rehevöitymisen kannalta ovat: ilmastomuutokset, ilman epäpuhtaudet, ravinnetutkimukset, maatalouden hajakuormitus sekä metsätalouden ja turvetuotannon aiheuttama hajakuormitus.

Ilmaston muuttuminen vaikuttaa todennäköisesti lähivuosikymmeninä hydrologiseen kiertokulkuun ja samalla ainevirtaamat muuttuvat. Kohoavat lämpötilat nopeuttavat kemiallisia ja biologisia prosesseja vesistöissä ja maaperässä. Vaikutusten tutkimiseksi kehitetään matemaattisia malleja, joilla arvioidaan ilmaston muuttumisen vaikutuksia veden määrään, metsä- ja maatalousvaltaisten alueiden hydrologiaan, ravinnevirtoihin sekä näiden alueiden järvien ekosysteemeihin.

Ilman epäpuhtauksia koskeva tutkimus keskittyy happamoittavan laskeuman kriittisen kuormituksen ja happamoittumisen alueelliseen aikakehitykseen selvittämiseen. Tutkimuksissa selvitetään ilmalevintäisten epäpuhtauksien, myös typpikuormituksen vaikutuksia.

Ravinnetutkimuksia jatketaan selvittämällä typpi-kuormituksen merkitystä Itämeren rehevöitymisessä. Tutkimuksella pyritään luomaan perustaa jätevesien typenpoiston tarpeen määrittelylle Suomen rannikkovesissä. Itäisellä Suomenlahdella tutkitaan yhdessä virolaisten ja venäläisten kanssa korkean rehevyydetason ja usein toistuvien leväkukintojen riippuvuutta alueen kuormitus- ja virtausoloista. Pohjanlahden rannikkovesien rehevöitymisilmiöitä tutkitaan Pohjanlahti-vuoden ohjelmissa. Ravinteiden pidättymistä joki- ja järvi-alueisiin tutkitaan mm. Kymijoen suulla. Saimaan ekologisen yhteistutkimuksen osana jatkuvat Saimaan rehevyydetason ja sedimenttien tutkimukset. Lisäksi kahdessa hankkeessa tutkitaan kasviplanktonin esiintymistä humusjärvisissä ja raakavedenpuhdistamoilla.

Teollisuuden ja yhdyskuntien jätevesikuormituksen vähentyessä hajakuormituksen suhteellinen osuus on kasvanut. Maatalouden tehostuminen ja kemikalisoituminen ovat tehneet siitä merkittävän ympäristön hajakuormittajan. Maatalous ja vesien kuormitusyhteistutkimuksessa (MAVERO) selvitetään eri viljelymenetelmien ja suojavyöhykeiden vaikutuksia pelloilta huuhtoutuvaan kuormitukseen sekä kenttäkokeilla että matemaattisilla malleilla. Lisäksi tutkitaan pelloilta tulevan kuormituksen kulkeutumista jokivesistöissä selvittämällä kuinka suuri osa kuormituksesta sedimentoituu jokiuomaan ja arvioimalla uomaerosion merkitystä. Hajakuormituksen vesistövaikutusten keskeisiä kysymyksiä ovat fosforin käyttökelpoisuus leville sekä maatalouden osuus järvien rehevöitymisessä.

Metsätalouden aiheuttaman hajakuormitustutkimuksen painoalueita ovat laaja-alaisten maankäyttömuutosten, esimerkiksi ojitusten, avohakkuun, lannoituksen ja aurauksen vesistövaikutukset. Lisäksi selvitetään metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia orgaanisen aineen ja ravinteiden huuhtoutumiseen, avohakkuun vaikutuksia erityisesti typen huuhtoutumiseen sekä ojituksen vaikutuksia suolta huuhtoutuvan hiilen määrään sekä turvetuotannon vesistövaikutuksia.

Lisäksi ravinteita koskevaa tutkimustyötä tehdään monissa uusien menetelmien kehittämissuhteissa.

4 F O S F O R I - J A T Y P P I K U O R M I - T U K S E N V A I K U T U S T E N A R V I O I N T I M E N E T E L M I Ä

4.1 RAVINNESUHTEET

Typen ja fosforin osuutta perustuotantoa rajoittavina tekijöinä joudutaan arvioimaan pohdittaessa jommankumman tai molempien ravinteiden poistotarvetta jätevesistä ja kuormituksen vähentämisen vaikutuksia purkualueen rehevyytasoon.

Liebigin minimitekijälain mukaan kasvunopeuden määrää se tekijä, jota on suhteellisesti vähiten saatavilla. Yleinen kasvutekijälaki ilmaisee, että epäsuotuisin tekijä, joka voi olla myös liian suuri määrä jotakin kasvutekijää, rajoittaa kasvua. Solun protoplasmassa on hiiltä, typpeä ja fosforia atomisuhteessa 106:16:1 (Stumm ja Stumm-Zollingen 1972) ja painosuhteessa 47:7:1 (Redfield ym. 1963). Solun ravinnesuhteita käytetään hyväksi arvioitaessa perustuotantoa rajoittavaa tekijää vedessä. Minimiravinteen määräämistä vaikeuttaa mm. se, että eri lajien kasvua rajoittavat erilaiset tekijät ja ravinteet. Minimiravinne saattaa samalla lajillakin vaihdella kasvukauden eri aikoina. Tämä johtuu lajien erilaisista ravinnevaatimuksista ja ravinteiden saatavuuden, käyttökelpoisuuden sekä kiertonopeuden vaihteluista. Fosfori on useimmiten minimiravinteenä Suomen sisävesistöissä. Rannikkovesi-

alueella minimiravinteena voivat olla typpi, fosfori (esim. jokiestuaareissa) tai molemmat samanaikaisesti.

Ravannesuhdetarkastelut antavat alustavan käsityksen vesistön minimiravinteesta. Luotettavimmin minimiravinne voidaan määrittää vesistössä tehtävillä leväkasvatuskokeilla tai ellei siihen ole mahdollisuuksia, levätesteillä laboratoriossa.

Minimiravinteiden arvioimiseksi voidaan käyttää seuraavia ravannesuhteita:

- a) kokonaisravinteet
kok-N / kok-P
- b) mineraaliravinteet
 $(\text{NH}_4^+ -\text{N} + \text{NO}_3^- -\text{N} + \text{NO}_2^- -\text{N}) / \text{PO}_4^{3-} -\text{P}$
- c) ravinteiden tasapainosuhte
 $\frac{\text{kok-N} / \text{kok-P}}{(\text{NH}_4^+ -\text{N} + \text{NO}_3^- -\text{N} + \text{NO}_2^- -\text{N}) / \text{PO}_4^{3-} -\text{P}}$

On havaittu, että kokonaisravinteiden suhde (a) on vähiten herkkä, mineraaliravinteiden suhde (b) edellistä herkempi ja ravinteiden tasapainosuhte (c) herkin kuvaamaan ravinteiden rajoittavuutta (Tamminen 1990).

Forsberg ym. (1978) esittävät seuraavat minimiravinteiden ja veden ravannesuhteiden yhteydet:

Kokonaisravinteiden suhde (a)	Mineraaliravinteiden suhde (b)	Minimiravinne
< 10	< 5	N
10 - 17	5 - 12	N tai P
> 17	> 12	P

Fosforin on arvioitu rajoittavan perustuotantoa mineraaliravannesuhteen ollessa myös yli 10 (Chiaudani ja Vighi 1974). Edellä esitetystä poikkeavia ravannesuhteen ja minimiravinteiden yhteyksiä on myös kuvattu. Seppänen (1970) tutki biotestein (yhden levälajin laboratorioviljelmä) kahdeksaa eri järveä, joiden kok-N/kok-P -suhteet vaihtelivat 4,6:n ja 92 välillä. Suurin N/P -arvo, jossa typpi osoittautui levän kasvua rajoittavaksi ravinteeksi, oli kahdessa tapauksessa 40. Pienin N/P -arvo, jossa fosfori oli selvästi minimiravinne, oli 20.

Ravinteiden tasapainosuhdetta (c) on käytetty kuvaamaan minimiravinnetta siten, että kun suhde on suurempi kuin 1, typpi on minimiravinne, muussa tapauksessa on minimiravinteena fosfori.

Typpikuormituksen vähentämistoimenpiteitä suunniteltaessa joudutaan pohtimaan myös sinilevien lisääntymis-

riskiä. Sinilevien massaesiintymien muodostumisen syitä ei kuitenkaan vielä tarkoin tunneta.

Sinilevillä on muihin lajeihin verrattuna useita eri kilpailuetuja, jotka auttavat niitä pääsemään vallitseviksi runsasravinteisissa vesissä ja muodostamaan voimakkaita kukintoja. Osa sinilevistä kykenee sitomaan ilmakehän tyyppiä ja hiilidioksidia, kun veden epäorgaanisen hiilen ja tyyppien pitoisuudet ovat alhaisia. Alhaisen typpiravinteiden määrän tiedetään suosivan sinilevien esiintymistä. Sinilevät pystyvät myös käyttämään bikarbonaattia hiilen lähteenään ja kasvaamaan selvästi emäksisissä olosuhteissa, jolloin hiili esiintyy etupäässä bikarbonaattina (esim pH yli 9, King 1970). Sinilevien kasvulle sopiva lämpötila- ja valaistusalue on laaja (Keto 1985) ja ne pystyvät kaasurakkuloidensa avulla hakeutumaan sopivaan vesikerrokseen (Oliver ja Walsby 1984).

4.2 AINEVIRTAAMAT

4.2.1 Y l e i s t ä

Vesien rehevöitymiseen vaikuttavien tekijöiden ymmärtämiseksi ja rehevöitymisen hallitsemiseksi on välttämätöntä tuntea tarkasteltavan vesiekosysteemin ravinteiden ainetase - systeemiin tulevien ja sieltä poistuvien ravinteiden ainevirtaamat. Merkittävistä pistemäisistä lähteistä tulevien ravinteiden ainevirtaamat tunnetaan yleensä velvoite- ym. tarkkailuista saatujen tietojen perusteella. Sen sijaan laskeuman, hajakuormituksen, nettosedimentaation, sisäisen kuormituksen, luonnonhuuhtoutuman, tyyppien sidonnan ja denitrifikaation ainevirtaamia ei yleensä ole mahdollista resurssien puutteen takia mitata suoraan kulloinkin tarkasteltavalla alueella, vaan ne joudutaan arvioimaan epäsuorasti. Kohdissa 4.2.2 - 4.2.7 esitellään näiden ainetaseiden osatekijöiden määrällistä arviointia eri tutkimusten antamien tietojen perusteella.

4.2.2 L a s k e u m a

Kokonaistyyppilaskeuman pääkomponentit ovat nitraattityppi, ammoniumtyppi ja orgaaninen typpi. Kokonaistyyppilaskeumasta keskimäärin 30 % on nitraattityppeä, 40 % ammoniumtyppeä ja 30 % orgaanista tyyppiä (Järvinen 1986).

Ilmaan joutuvan tyyppien suurimmat lähteet ovat liikenne, energiantuotanto, teollisuus ja maatalous. Liikenteen ja energiatalouden tyyppipäästöt ovat etupäässä typpioksideja ja maatalouden päästöt ammoniakia. Edellä mainitut päästöt vaihtelevat melko vähän vuoden mittaan. Ammoniakin laskeumalla on kuitenkin maksimi keväisin ja pienempi huippu syksyisin.

Suomen sisävesien suoraksi typpilaskeumaksi on arvioitu vajaat 20 000 t a⁻¹ (Anttila 1987). Suomenlahden vuotuinen typpilaskeuma on noin 24 000 tonnia (Helcom 1987). Selkämeren typpilaskeumaksi (Ahvenanmeri mukaan lukien) Itämeren suojelukomissio arvioi 60 000 t a⁻¹ ja Perämeren 20 000 t a⁻¹ (Helcom 1987). Kokonais-, nitraatti- ja ammoniumtypen alueelliset laskeumat vuonna 1989 ilmenevät taulukosta 3.

Taulukko 3. Suomen kokonais-, nitraatti- ja ammoniumtypen laskeumat (mg m⁻² = kg km⁻²) eri alueilla vuonna 1989 (Järvinen ja Vänni 1990).

Alue	kok-N mg m ⁻²	NO ₃ -N mg m ⁻²	NH ₄ -N mg m ⁻²
Etelärannikko	900-1300	300-450	350-700
Länsirannikko	400-900	150-350	150-550
Keski-Suomi	500-800	150-250	150-500
Itä-Suomi	500-600	150-200	150-300
Pohjois-Suomi	150-500	50-150	50-200

Suomen aluevesille kohdistuvasta kokonaistyppikuormituksesta (n. 100 000 t a⁻¹) arviolta noin 20 % on ilmasta peräisin (Pitkänen ym. 1987, Puustinen 1990).

Kokonaisfosforilaskeumat Suomessa vaihtelivat vuonna 1989 välillä 5-20 mg m⁻² (Järvinen ja Vänni 1990). Laskeuman alueellinen vaihtelu ilmenee taulukosta 4. Itämerellä Suomen aluevesille kohdistuvasta kokonaisfosforikuormituksesta (n. 5 000 t a⁻¹, Pitkänen ym. 1987) voidaan arvioida noin 5 % olevan ilmasta peräisin.

Taulukko 4. Suomen kokonaisfosforilaskeumat (mg m⁻² = kg km⁻²) vuonna 1989 (Järvinen ja Vänni 1990).

Alue	kok. P mg m ⁻²
Etelärannikko	9 - 16
Länsirannikko	6 - 20
Keski-Suomi	5 - 16
Itä-Suomi	5 - 19
Pohjois-Suomi	3 - 9

Vuosittaisia sadeveden pitoisuus- ja laskeuma-arvoja Suomessa on raportoitu jaksolle 1971-1989 vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarjassa seuraavasti (nro:t 147/89, 191/89, 199/89, 200/89, 202/89, 206/89, 209/89, 212/89, 214/90, 219/90, 228-236/90):

v. 1971	nro 147	v. 1980	nro 219
v. 1972	nro 191	v. 1981	nro 228
v. 1973	nro 199	v. 1982	nro 229
v. 1974	nro 200	v. 1983	nro 230
v. 1975	nro 202	v. 1984	nro 231
v. 1976	nro 206	v. 1985	nro 232
v. 1977	nro 209	v. 1986	nro 233
v. 1978	nro 212	v. 1987	nro 234
v. 1979	nro 214	v. 1988	nro 235
		v. 1989	nro 236

Laskettaessa ravinteiden kokonaislaskeumia tietyille vesialueelle tulisi käyttää edellä mainituista julkaisuista saatavia laskeumien keskiarvoja mediaaniarvojen sijaan (mediaanit kuvaavat keskiarvoja huonommin laskeuman suuruutta). Tämä pätee varsinkin fosforilaskeumiin, mutta myös typen kohdalla on viitteitä samankaltaisesta tilanteesta (Järvinen 1986).

4.2.3 Luonnonhuuhtoutuma

Vesi ei esiinny luonnossa milloinkaan kemiallisesti täysin puhtaana, sillä jo ilmakehässä vesipisaroihin liukenee kaasuja ja muita aineita. Maassa veteen liukenee maaperän epäorgaanisia ja orgaanisia yhdisteitä. Veden kierrossa on aina siten mukana myös ravinteita. Suomen maaperästä veteen liukenevat ja huuhtoutuvat ravinnemäärät ovat yleensä varsin pieniä ja vesistöt siten perusluonteeltaan oligotrofisia. Soiden ja kangasmaiden yleisyyden vuoksi vesistöihin huuhtoutuu kuitenkin varsin runsaasti orgaanisia yhdisteitä.

Vesiin valuma-alueelta joutuva kokonaisainemäärä voidaan jakaa alkuperänsä mukaisesti kolmeen ryhmään: 1) luonnonhuuhtoutuma, 2) hajakuormitus, 3) jätevedet. Luonnonhuuhtoutuma aiheutuu luonnon omista prosesseista ja sen aiheuttamaa vesistön tilaa kutsutaan luonnontilaksi. Sen sijaan hajakuormitus ja jätevedet, joita yhdessä nimitetään vesistön kuormitukseksi, aiheutuvat ihmisen toiminnasta.

Luonnonhuuhtoutuman määrittäminen on vaikeaa, koska se riippuu valuma-alueen maa- ja kallioperän laadusta sekä kasvillisuudesta. Esimerkiksi savikkomailta huuhtoutuu ravinteita luonnostaan enemmän kuin morenimailta. On myös otettava huomioon, että täysin luonnontilaiselta alueelta tulevat huuhtoutumat eivät ole ajallisesti vakioita, vaan riippuvat mm. kasvillisuuden sukkessiovaiheista ja metsäpaloista.

Luonnonhuuhtoutumaa on arvioitu pääasiassa pienten valuma-alueiden avulla. Tutkimusten painopiste on suunnattu vesistöjen rehevöitymistä aiheuttaviin pääravinteisiin, fosforiin ja typpeen. Typpihuuhoutuma riippuu enemmän alueen sijainnista kuin fosforihuuhoutuma. Etelä-Suomen typpihuuhoutumat ovat selvästi suurempia kuin Pohjois-Suomen (Kauppi 1979).

Metsäisiltä luonnonhuuhoutumaksi on saatu taulukossa 5 esitetyjä arvoja.

Taulukko 5. Metsäisten valuma-alueiden luonnonhuuhoutuman arvioita eri tutkimuksissa.

Valuma-alue	Fosfori kg km ⁻² a	Typpi kg km ⁻² a	Lähde
Liuhapuro	7.5-9.7	170-270	Ahtiainen(1988)
Välipuro	4.6-5.7	140-230	Ahtiainen(1988)
Koko Suomi	4.6-5.6	79-180	Kauppi(1979)
Teeressuonoja	5.9	-	Rekolainen(1989)
Yli-Knuutila	8.9	-	Rekolainen(1989)
Ruotsalainen arvio	3-8	100-300	Grip(1982) Bergquist ym. (1984)

4.2.4 H a j a k u o r m i t u s

Peltoviljely, karja- ja turkistalous sekä haja-asutus

Aiemmin käytössä olleet maatalouden kuormitusluvut ovat perustuneet pienten valuma-alueiden aineistoon vuosilta 1965-1974 (Kauppi 1978, 1979, 1984) ja vuonna 1989 julkaistut kuormitusarviot taas havaintoihin vuosilta 1981-1985 (Rekolainen 1989). Verrattaessa näiden kahden vuosijakson keskimääräisiä kuormituksia havaitaan erityisesti fosforikuormituksen kuten myös valumien olleen jälkimmäisellä vuosijaksolla selvästi suurempia muutamaa poikkeusta lukuunottamatta (liite 1).

Maatalousvaltaisilla alueilla voidaan erottaa kolme tekijää, jotka ovat voineet aiheuttaa kuormituksen (tai kuormitusarvioiden) kasvua:

1. Valuman suuruus: Jälkimmäisellä vuosijaksolla valumat olivat keskimäärin 15 % edellistä jaksoa suurempia.
2. Erilainen näytteenoton ajoitus: Suuriin valumiin keskitetyllä näytteenotolla saadaan todennäköisesti tarkempi arvio kuormituksesta kuin tasaisella keran kuussa tapahtuvalla näytteenotolla.
3. Maatalouden voimaperäistuminen ja erikoistuminen.

Tämän aineiston perusteella ei voida päätellä, kummalla tekijällä - näytteenottostrategian muutoksella vai maatalouden muuttumisella - on ollut suurempi vaikutus havaittuun kuormitusarvioiden kasvuun. Tiheään auto-maattiseen näytteenottoon perustuvat laskelmat viittaavat kuitenkin siihen, että myös todellista kuormituksen kasvua on tapahtunut merkittävässä määrin.

Esitetyt fosfori- ja typpikuormitusluvut sisältävät kunkin alueen kaikista lähteistä tulevan kuormituksen. Arvioitaessa maatalouden osuutta näistä kuormitusluvuista on käytetty pääosin neljän eteläisen maatalousvaltaisen alueen (Hovi, Ali-Knuutila, Savijoki, Löytäneenoja) tuloksia ja tehty seuraavat oletukset:

- 1) metsätalous- ja peltomaan luonnonkuormitukseksi on arvioitu fosforin osalta $10 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja typen osalta $250 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Nämä luvut ovat korkeammat kuin aivan luonnontilaisilta metsäalueilta havaitut, koska tässä on pyritty ottamaan huomioon metsätalouden ja nyt viljelyksessä olevien alueiden luontaisen rehevyyden aiheuttamat lisät.
- 2) valuma-alueilla sijaitsevan haja-asutuksen kuormitus on vähennetty käyttäen Kaupin (1979) ominaiskuormitusarvioita. Tällä ei juurikaan ole merkitystä, sillä mukana olevilla alueilla on melko vähän asutusta.

Näillä oletuksilla maatalouden aiheuttamaksi fosforikuormitukseksi on vuosijaksolla 1981-1985 arvioitu $90\text{-}170 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja typpikuormitukseksi $760\text{-}1600 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Rekolainen 1989). Kun kuormitus arvioitiin samoin perustein käyttäen myös muita kuin em. neljää eteläistä aluetta, saatiin peltoalueen fosforikuormitukseksi $90\text{-}180 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja typpikuormitukseksi $800\text{-}2000 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Aikaisemmat, vuosien 1965-1974 aineistoon perustuvat arviot olivat $57 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ fosforia ja $1200 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ typpeä. Näin ollen fosforikuormitusarvio on selvästi kasvanut. Sen sijaan typpikuormitusarvio on pysynyt jotakuinkin ennallaan.

Ähtävänjoen vesiensuojelusuunnitelmassa Viitasaari (1990) on arvioinut erilaisten hajakuormituslähteitten ominaiskuormituksia (taulukko 6). Ähtävänjoen 14 osavaluma-alueelta (70 % koko valuma-alueesta) seurattiin ainevirtaamia huhtikuusta 1988 maaliskuuhun 1989. Havaintojakso oli noin 20 % runsasvetisempi kuin pitkän ajan keskiarvo. Velvoitetarkkailujen, kirjallisuustietojen sekä regression avulla selvitettiin eri toimintojen ja maankäyttömuotojen ominaiskuormituksia.

Tampereen vesi- ja ympäristöpiirissä on Längelmävesiprojektin yhteydessä kehitetty tilastolliset mallit, joiden avulla voidaan arvioida valuma-alueelta tulevaa fosfori- ja typpikuormitusta (Bilaledin ym. 1991). Malleissa otetaan huomioon luonnon-

huuhtoutuma, metsätalouden aiheuttama kuormitus, haja- ja loma-asutuksen aiheuttama kuormitus, piste-kuormitus sekä maatalouden kuormitus. Maatalous otetaan huomioon siten, että peltoprosentista ja nautayksiköiden määrästä neliökilometrillä muodostetaan ns. maataloustekijä, jota käytetään mallissa lähtötietona. Malliin sisältyy myös ravinteiden pidättyminen valuma-alueen pienissä järvissä. Pidätymisen laskemiseksi tarvitaan kunkin osavaluma-alueen järviprosentti.

Taulukko 6. Erilaisten hajakuormituslähteiden ominaiskuormituksia Ähtävänjoen vesiensuojelun suunnittelussa (Viitasaari 1990).

Kuormittava tekijä	Fosfori	Typpi
<u>Haja-asutus:</u>	kg P as ⁻¹ a ⁻¹	kg N as ⁻¹ a ⁻¹
matka vesistöstä		
alle 100 m	0,64	2,40
100 - 1000 m	0,37	1,72
yli 1000 m	0,10	1,03
	kg P asunto ⁻¹ a ⁻¹	kg N asunto ⁻¹ a ⁻¹
loma-asutus	0,18	0,66
<u>Peltoviljely:</u>	kg P km ⁻² a ⁻¹	kg N km ⁻² a ⁻¹
keskimäärin	96	1700
peruna	200	
vilja	100	
heinä	67	
<u>Karjatalous:</u>	kg P eläin ⁻¹ a ⁻¹	kg N eläin ⁻¹ a ⁻¹
nautakarja	0,44	2,5
siat	0,07	0,42
	kg P rehu-km ⁻² a ⁻¹	kg N rehu-km ⁻² a ⁻¹
säilörehun pu- risteneste	15	100
	kg P puutos-m ⁻³ a ⁻¹	kg N puutos-m ⁻³ a ⁻¹
säiliötilavuuden puutos	0,1	0,34
<u>Turkistarhaus:</u>	kg P emo ⁻¹ a ⁻¹	kg N emo ⁻¹ a ⁻¹
kettu	0,04	0,46
minkki	0,016	0,28

Metsätalous

Metsätalouden toimenpiteistä ainakin lannoitus, hakkuu ja maanpinnan käsittely sekä ojitus aiheuttavat kasvinravinteiden huuhtoutuman lisääntymistä. Seuraavassa on käsitelty lähinnä kivennäismailla

tehtyjen metsätaloustoimenpiteitten vaikutuksia ravinnehuuhtoutumiin. Katsauksen metsätalouden vesistövaikutuksiin ovat tehneet mm. Mustonen ym. (1987).

Metsän typpilannoitukseen käytetään Suomessa sekä ammoniumnitraattia että ureaa. Lannoituksen kohteena ovat pääasiassa kivennäismaiden varttuneet metsät. Varsinaisia huuhtoutumistutkimuksia ei ole juurikaan tehty ennen Tampereen vesi- ja ympäristöpiirin Kalliojärvi-tutkimusta (Saura 1990). Tutkimuksessa huuhtoutui metsän NP-lannoitteen tyyppisestä toisella valuma-alueella n. 5 % (720 kg km^{-2}) ja toisella n. 10 % ($1\,560 \text{ kg km}^{-2}$) ensimmäisenä vuonna. Ruotsalaisissa, Suomen olosuhteita hyvin vastaavissa tutkimuksissa havaittiin typpilannoitteiden melko voimakasta, mutta jokseenkin lyhytaikaista huuhtoutumista. Pienimmillään lannoitetut tyyppitodettiin huuhtoutuneen 2 % neljässä vuodessa, suurimmillaan 22 % kahdessa viikossa (Wiklander 1980).

Hakkuun jälkeen hakkuutähteet ja juuret, joissa on suuri osa puiden sisältämistä ravinteista, hajoavat. Mobilisoituvat kasvinravinteet eivät tällöin välttämättä sitoudu heti uuteen biomassaan, vaan joutuvat alttiiksi huuhtoutumiselle. Erityisesti avohakkuu, jossa koko puusto poistetaan, voi johtaa merkittävään liukoisten ravinteiden pitoisuuksien kasvuun maaperässä. Ruotsalaisten tutkimusten mukaan hakkuut voivat johtaa merkittävään typpihuuhtoutuman kasvuun, joka kuormittaa sekä pinta- että pohjavesiä (Wiklander 1980). Suomessa on Nurmes-tutkimuksessa saatu turvemaan avohakkuun aiheuttamaksi fosforikuormitukseksi 250 kg km^{-2} kolmen seurantavuoden summana (Ahtiainen 1990). Vastaava kokonaistypen kuormitus oli 890 kg km^{-2} . Hakkuun vesistökuormitus riippuu kuitenkin ratkaisevasti mm. alueen hydrologisista oloista, kuten pintavalunnan esiintymisestä ja etäisyydestä lähimpään puroon tai ojaan.

Rekolaisen (1989) arvion mukaan Etelä- ja Keski-Suomen tavanomaisesti käsiteltyjen talousmetsien fosforihuuhtoutumat ovat $11\text{--}16 \text{ kg P km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja typpihuuhtoutumat $200\text{--}270 \text{ kg N km}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Eri toimenpiteitten (ojitus, lannoitus, hakkuut) vaikutusta ei kyetty erottelamaan. Ravinnehuuhtoutumat Pohjois-Suomen talousmetsistä ovat ilmeisesti edellä mainittuja pienempiä: noin $9 \text{ kg P km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja $140 \text{ kg N km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Pitkänen 1987).

Viitasaaren (1990) Ähtävänjoen valuma-alueella käyttämät metsätalouteen liittyvät ominaiskuormitukset ilmenevät taulukosta 7. Ominaiskuormituksen alaraja kuvaa seitsemän vuotta sitten tehdyn toimenpiteen kuormitusta ja yläraja edellisenä vuonna tehdyn toimenpiteen kuormitusta. Uudishakkuun aiheuttaman kuormituksen vaikutusajaksi on oletettu kolme vuotta.

Taulukko 7. Metsätaloustoimenpiteiden aiheuttaman ravinnehuuhtoutuman arviointi Ähtävänjoen vesien-suojelun suunnittelussa (Viitasaari 1990).

Toimenpide	kg P km ⁻² a ⁻¹	kg N km ⁻² a ⁻¹
Lannoitus	20 - 180	50 - 390
Ojitus	5 - 30	400
Uudishakkuu	50	1 500

Suolannoitukset

Maataloushallituksen vesiensuojelutoimisto tutki vuosina 1966-1967 PK-lannoitteiden huuhtoutumista soistuneilla valuma-alueilla (Särkkä 1970). Lannoitemäärä oli 500 kg ha⁻¹ ja vaikutusten seuranta-aika noin kaksi vuotta. Tuloksena todettiin, että lannoitetulla alalla valumavesien kokonaisfosforipitoisuus kasvoi 9 - 150 mg m⁻³ lannoittamattomaan alueeseen verrattuna (keskiarvo 70 mg m⁻³). Ensimmäisenä vuonna lannoituksen aiheuttamaksi kokonaisfosforihuhtoutuman lisäykseksi saatiin siten 20 kg km⁻² a⁻¹.

Karsisto ja Ravela (1971) tutkivat mm. lannoitusajankohdan ja sarkaleveyden vaikutusta fosforin huuhtoutumiseen turvemaidilla. Kokeessa todettiin PK-lannoituksen (500 kg ha⁻¹) aiheuttaneen ensimmäisen kesän aikana eri sarkaleveyksien keskiarvona 6,6 kg km⁻² fosforilisäyksen.

Vesihallinnon Pohjois-Karjalassa sijaitsevalta lannoituskoealueelta huuhtoutui ensimmäisenä vuonna PK-lannoituksen jälkeen 47 kg km⁻² ja Etelä-Pohjanmaalla 59 kg km⁻² (Kenttämies 1977). Pohjois-Karjalassa sijaitsevien alueiden myöhemmässä seurannassa on havaittu, että kokonaisfosforin huuhtoutuma kasvoi ojituksen ja lannoituksen jälkeen lähes 100 kg km⁻² a⁻¹ (71-136 kg P km⁻² a⁻¹) ja pysyi voimakkaasti kohonneena koko 3-5 vuoden tutkimusjakson.

Pohjois-Hämeessä 1970-luvulla tehdyn tutkimuksen mukaan suometsien PK-lannoitteen aiheuttama fosforihuhtoutuman lisäys oli noin 40 kg km⁻² a⁻¹ (Kenttämies 1987). Kauppi (1979) sai ensimmäisen lannoituksen jälkeisen vuoden fosforihuhtoutumaksi Huhtisuonojalla 64 kg P km⁻².

PK-lannoituksen aiheuttaman fosforin huuhtoutuman lisäyksen on useissa tutkimuksissa todettu kestävän pitkään, jopa yli 10 vuotta. Kaupin (1979) mukaan Huhtisuonojan lannoituksen vaikutus oli nähtävissä 6-7 vuotta. Ahti (1983) on todennut varsin runsasta ja jopa 13-15 vuotta jatkuvaa lannoitefosforin huuhtoutumista Liesnevan ja Kivisuon tutkimuksissaan. Sallantauksen (1986) mukaan voidaan Kivisuon lannoitefosforin huuhtoutuma arvioida vielä 13-15 vuotta lannoituksen jälkeen tasolle 26 kg P km⁻² a⁻¹.

Kemira Oy ilmoitti vuonna 1988 muuttaneensa PK-lannoitteen koostumusta vuonna 1977 siten, että lannoitteen fosforista n. 20 % oli helppoliukoisessa muodossa. Sauran (1990) tutkimusten mukaan Pohjois-Hämeessä, Juupajoen Kalliojärven alueella huuhtoutui kesälevityksen jälkeisenä vuonna turvemailta lannoitefosforia $270 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ eli 7 % lannoitefosforista (lannoitteessa n. 20 % fosforista helppoliukoista). Jaksolla 1977-1988 tehtyihin suometsien fosforilannoituksiin on sovellettava huomattavasti suurempaa huuhtoutumaprosenttia kuin muihin PK-lannoituksiin.

Ahti (1986) on esittänyt, että suometsiin levitetystä fosforista huuhtoutuu yhteensä $250\text{-}540 \text{ kg P km}^{-2}$ 50 vuodessa. Tämä perustuu hidasliukoisen fosforin huuhtoutumisarvioon, jossa huuhtoutumisen oletetaan olevan suurimmillaan 25 kg km^{-2} ensimmäisenä lannoituksen jälkeisenä vuonna. Arviossa ei ole otettu huomioon talvilevityksen lisäävää vaikutusta huuhtoutumiin. Tällä hetkellä lannoitteet suositellaan levitettäväksi sulaan maahan.

Suo-ojitukset

Turvetalouden vesistövaikutuksia on käsitelty mm. metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunnan mietinnössä (Mustonen ym. 1987). Ojitus lisää useiden vuosien ajan voimakkaasti valuntaa suon tyhjenemisvalunnan ja haihtumisen vähenemisen vuoksi. Ainehuuhtoutumat kasvavat siten jo valunnan lisääntyessä, vaikka pitoisuudet eivät nousisikaan. Tuotantokentiltä lisäkuormitusta aiheuttavat mm. turpeen kiihtynyt hajotus, jolloin ravinteita vapautuu. Myös lisääntynyt pintavalunta mahdollistaa suuret hetkelliset ainekuormitukset (Sallantaus 1983). Ainehuuhtoutumiin vaikuttavat oleellisesti mm. ojitus- ja tuotantoalueen koko, erilaiset kuormitusta vähentävät ratkaisut sekä mahdollinen uomaeroosio.

Fosfori huuhtoutuu ojitetulta alueelta suurelta osin kiintoaineeseen sitoutuneena, joten sen rehevöittävä vaikutus on pienempi kuin lannoitefosforilla. Ojituksen on todettu yleisesti lisäävän typpiyhdisteiden huuhtoutumista. Erityisesti ammoniumtypen huuhtoutuma kasvaa.

Sallantaus (1983) on esittänyt Mustakeitaan ojitusalueen kokonaisfosforihuuhtoutumaksi $120 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Marja-Aho ja Koskinen (1989) saivat Heikinsuon ojitusalueen kokonaisfosforihuuhtoutumaksi ainoastaan $11\text{-}13 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$, mutta typpihiuhtoutumaksi $740\text{-}910 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (50-60 % NH_4 -tyypeä). Ruotsissa Bergqvist ym. (1984) ovat mitanneet $600 \text{ kg N km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ lisäyksen toisena vuonna ojituksen jälkeen.

Turvetuotanto

Turvetuotannon vaikutuksia valumiin ja ainehuuhtoutumiin ovat käsitelleet mm. Sallantaus (1983, 1986) sekä Marja-Aho ja Koskinen (1989).

Viidelle turvetuotantoalueelle Sallantaus (1983) on esittänyt keskimääräisiksi typpi- ja fosforihuuttoumiksi $650 \text{ kg N km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja fosforihuuttoumiksi $21 \text{ kg P km}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Marja-Aho ja Koskinen (1989) saivat Läyniönsuon turvetuotantoalueen typpi- ja fosforihuuttoumiksi $1\,770 \text{ kg N km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (53 % NH_4 -tyyppiä) ja fosforihuuttoumiksi $26 \text{ kg P km}^{-2} \text{ a}$.

4.2.5 S i s ä i n e n k u o r m i t u s

Vesistöjen sisäisellä kuormituksella tarkoitetaan ravinteiden siirtymistä sedimentistä yläpuoliseen veteen. Sisäistä kuormitusta tapahtuu jo luontaisesti, mutta sen määrä on yleensä hyvin pieni verrattuna ihmisen toiminnan rehevöittämissä vesissä tapahtuvaan sisäiseen kuormitukseen.

Fosforin ja typen siirtymistä sedimentistä veteen säätelevät useat veden ja sedimentin rajapinnalla tapahtuvat fysikaalis-kemialliset ja biologiset prosessit. Merkittävää on, että sedimentin ravinnepitoisuudet ovat yleensä monikymmen- tai satakertaisia yläpuoliseen veteen verrattuna. Siten jo ohuehkon sedimenttikerroksen ravinnevarannot ylittävät yläpuolisen vesimassan koko ravinnevarannot.

Sedimentin ravinnesisältö ei yksinään ole riittävä tai merkityksellisin tekijä sisäisen kuormituksen arvioinnissa. Tärkeämpää on saada tietoja veden ja sedimentin välisistä aineenvaihtoa säätelevistä tekijöistä, kuten esimerkiksi pohjadynamiikasta, sedimentin fosforin jakaantumisesta eri fraktioihin (apatiittiin sitoutunut fosfori, orgaaninen fosfori, liuenneet epäorgaaninen fosfori jne.), sedimentin fosforin pidentävyydestä ja hapenkulutuksesta.

Sedimentissä kiintoaineeseen sitoutunut fosfori esiintyy apatiittina, muuna epäorgaanisena fosforina ja orgaanisina fosforiyhdisteinä, typpi puolestaan pääosin orgaanisina yhdisteinä. Kiintoainefosforin ja -typen liukeneminen veteen riippuu mm. ympäristön redox-potentiaalista, pH-arvosta, lämpötilasta, kelaattien muodostuksesta, biologisesta sitoutumisesta ja hydrolysoivien entsyymien toiminnasta. Liuenneet ravinteet voivat puolestaan siirtyä sedimentistä yläpuoliseen vesimassaan diffuusion, tuulen aiheuttaman resuspension, bioturbaation (pohjaeläimet, kalat) sekä kaasun- ja lämpötilakonvektion avulla.

Sedimentin redox-potentiaalin laskeminen alle tason 200 mV aiheuttaa tunnetusti 3-arvoiseen raudan pelkis-

tymisen 2-arvoiseksi ja samalla rautaan sitoutuneen fosforin liukenemisen veteen. Redox-potentiaalin lasku on yleensä seurausta ympäristön muuttumisesta hapettomaksi. Hapettomissa oloissa tapahtuu myös ammoniumtyypen vapautumista sedimentistä veteen. Sedimentin suuri hapenkulutus voi aikaansaada veden ja sedimentin rajapinnalla vuosittain pitkään kestävä tai pysyvän hapettomuuden.

Sedimentin fosforin liukeneminen kiihtyy pH:n kohotessa selvästi emäksiseksi (yli 9) ja lämpötilan noustessa. Matalissa järvissä (maksimisyvyys alle 7 m) tuulen aiheuttamat virtaukset siirtävät sedimentin hiukkasia vesimassaan, jolloin fosforin liukeneminen veteen suuresta hiukkaspinta-alasta käy mahdolliseksi. Kaasukonvektio aiheutuu pääasiassa metaanin muodostuksesta anaerobisissa sedimenttikerroksissa.

Lappalainen ja Matinvesi (1990) ovat arvioineet laskennallisesti, että yksi kilo särkiä saattaa ravintokäyttäytymisellään siirtää sedimentistä veteen fosforia $0,05 \text{ g P d}^{-1}$. Siten järven veteen tuleva fosforilisäys esimerkiksi särkitiheydellä 300 kg ha^{-1} voisi olla $1,5 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Sisäistä kuormitusta voidaan arvioida laboratorio- ja kenttäkokein, diffuusiolaskelmin sekä ainetaseen avulla. Kokeellisten mittausten tulosten sovellettavuutta vaikeuttavat mm. virtausten ja bioturbaation huomioon ottaminen todellista kuormitusta määritettäessä. Ainetaselaskelman avulla voidaan selvittää nettosedimentaatiota tai liukenemistä. Fosforin sisäinen kuormitus saadaan laskettua yhtälöstä (4):

$$I_s = O + S_b + dm/dt - I \quad (4)$$

missä I_s = sisäinen kuormitus
 O = luusuasta ja kalansaaliista ym. poistuva ainevirtaama
 S_b = bruttosedimentaatio
 dm/dt = vesimassan (ml plankton) ainevaraston muutosnopeus
 I = kaikki ulkoinen kuormitus (sis. myös luonnonhuuhtoutuman)

Tyypin sisäisen kuormituksen laskemiseksi edellä olevaan yhtälöön oikealle puolelle joudutaan lisäämään termi $D - F$, missä D = denitrifikaatio ja F = tyypin sidonta.

Nettosedimentaatio (S) lasketaan yhtälön (5) mukaan.

$$S = S_b - I_s = I - O - dm/dt - (D - F) \quad (5)$$

Ainetaselaskelmien käyttö sisäisen kuormituksen määrittämisessä perustuu bruttosedimentaation mittaamiseen kenttäkokeilla. Saadut arviot ovat varsin herkkiä mittaustuloksissa esiintyvälle ajallisille

ja alueellisille vaihteluille sekä suoranaيسille mittavirheille.

Sisäistä kuormitusta Suomessa ja muissa maissa ovat selvittelleet mm. Kettunen (1980), Nürnberg (1984), Miller (1985), Ryding (1985), Field (1986), Lijklema (1987), Provini ja Premazzi (1987), Boström (1988) sekä Lappalainen (1988). Tavallisesti sisäisen kuormituksen arvioita on esitetty fosforille. Sen sijaan typen siirtymistä veden ja sedimentin välillä on tutkittu niukemmin. Typen sisäisen kuormituksen määrittämistä vaikeuttavat mm. typen sidonnan ja denitrifikaation kvantifioinnin hankaluus. Taulukossa 8 on esitetty arvioita Lahden Vesijärven Enonselän sisäisestä ja ulkoisesta fosforikuormituksesta eri vuodenaikoina (vuoden 1988 tilanne). Suhteellisesti eniten virhettä sisältyy bruttosedimentaation (S_b) arviointiin. Myös vesimassan ja kalojen biomassan fosforivaraston arvioinnissa on virhelähteitä.

Taulukko 8. Lahden Vesijärven Enonselän ulkoinen ja sisäinen fosforikuormitus $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Lappalainen ja Matinvesi 1990).

	talvi	kevät	kesä	syksy	keski-arvo
päiviä	136	46	92	91	365
I	0,2	1,7	0,3	0,3	0,4
I_s	1,1	0,4	25,3	7,0	8,6
S^s	-0,6	2,6	-2,3	3,1	0,3
S_b	0,5	3,0	23,0	10,0	8,9
S/I	-3,9	1,5	-8,2	11,0	0,7
I_s/I	6,9	0,2	91,4	25,2	20,7

Kettunen (1980) on päätenyt Vihdin Enäjärvellä sisäisen fosforikuormituksen vuositason $1,4 \text{ mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (ulkoinen kuormitus $0,8 \text{ mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$). Tuusulanjärvellä fosforin nettovapautuminen vaihteli kesällä 1980-1983 0:sta 45:een prosenttiin saman vuoden ulkopuoliseen fosforikuormitukseen verrattuna (Pekkarinen 1987). Esimerkiksi kesäkuusta heinäkuuhun 1980 fosforin nettovapautuminen oli $6 \text{ mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Hyvin rehevien järvien sisäinen kuormitus on tutkimustulosten perusteella yleensä suurimmillaan kesällä. Samoin sisäisen kuormituksen ja bruttosedimentaation osuus näiden järvien fosforitaseissa on kokonaisuutena hallitseva.

4.2.6 Typen sidonta

Biologinen typen sidonta tarkoittaa typpikaasun (N_2) pelkistämistä nitrogeenaasiensyömin avulla ammoniumyhdisteiksi ja sitä kautta solujen aminohapoiksi. Typpiä sitovia organismeja elää sekä vapaina että symbioosissa kasvien ja eläinten kanssa. Ne ovat joko

autotrofisia tai heterotrofisia bakteereja. Vesistöissä tärkeimpiä typen sitoja ovat heterokystilliset planktiset sinilevät, jotka luetaan bakteereihin. Typen sidontaa on arvioitu kvantitatiivisesti pääasiassa asetyleenin pelkistysmenetelmällä. Menetelmä perustuu siihen, että nitrogenaasi pelkistää typpi-kaasun lisäksi myös muita kolmoissidoksellisia yhdisteitä, mm. asetyleeniä etyleeniksi. Menetelmässä mitataan muodostuvan etyleenin määrää, minkä suhde typen pelkistymisen määrään tunnetaan. Menetelmässä on useita virhelähteitä, mutta sitä voidaan pitää varsin herkkänä (Smith 1982, Stewart ym. 1968)

Oligotrofisissa järvissä typen sidonnan määrä on pieni (Fogg 1971, Brown ja Johnson 1977). Typen sidonnan maksimi saavutetaan hypertrofiaa alemmalla tasolla järven eutrofioitumiskehityksessä. Lahden Vesijärven Enonselällä typen sidonta oli $1,2 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja Kajaanselällä $0,4 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Nämä vastasivat 31 % ja 16 % vuotuisesta kokonaistyyppikuormituksesta. Dominoivat heterokystilliset sinilevälajit olivat Anabaena flos-aquae, A. planctonica ja Aphanizomenon flos-aquae. Valtaosa tyypestä sidottiin kesä-heinäkuussa. Sidonnan huippuarvot havaittiin 0,5-2 metrin syvyydessä (Yrjänä 1981).

Granhall ja Lundgren (1971) tutkivat vuonna 1970 mesotrofisen Erkenjärven pelagiaalialueen typen sidontaa. Sinilevien havaittiin sitovan tyyppä mitattavia määriä kesäkuun puolivälistä lokakuun loppuun. Tärkeimpiä typen sitoja olivat Anabaena-lajit ja Aphanizomenon flos-aquae. Vuotuisen typen sidonnan laskettiin olevan pelagiaalialueella $0,5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Se lisäsi tyyppituontia järveen 40 %. Vuonna 1971 määritettiin vuotuiseksi typen sidonnaksi Erkenjärvesä $0,33 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Vuoden kokonaistyyppituonnista määrä muodosti 10 % (Lännergren ym. 1974).

Katsauksen typen sidonnan merkityksestä rannikkovesien rehevöitymistekijänä on tehnyt mm. Puustinen (1990). Itämerellä typen sidonta vastaa arviolta noin 10 % koko tyyppituonnista (Larsson ym. 1985). Perämerellä sidotun typen määrät jäävät vähäisiksi. Selkämerellä typen sidonnan osuudeksi on suurimmillaan esitetty alle 5 % koko tyyppituonnista (Lindahl ja Wallström 1985).

Itämeressä typen sidonnan huippu ajoittuu tavallisesti loppukesään, heinä-elokuuhun. Tärkeimpiä tyyppä sitovia sinileviä rannikkovesissä ovat Nodularia spumigena, Aphanizomenon flos-aquae ja Anabaena lemmermannii. Nodularian kukintoja on todettu pääasiassa heinäkuussa ja se on ilmeisesti Aphanizomenonia riippuvaisempi korkeammista veden lämpötiloista (Niemistö ym. 1989). Aphanizomenon voi esiintyä runsaana myös tuottavan kerroksen alaosassa (Rinne ym. 1979).

4.2.7 Denitrifikaatio

Denitrifikaatio on hapettuneiden typpianionien (NO_3^- ja NO_2^-) biokemiallista pelkistymistä bakteerien orgaanisen aineen hajotustyön yhteydessä. Lopputuloksena on useimmiten typpikaasua, mutta lopputuotteina voivat olla myös typpioksidi (NO) (alhaisessa pH:ssa) ja typpioksiduuli (eli typpimonoksidi, N_2O) (alhaisessa lämpötilassa). Denitrifikaatio vaatii hapettoman mikroympäristön (Brezonik 1977).

Denitrifioivien bakteerien kasvuvaatimukset ovat suhteellisen yksinkertaisia: kasvuun tarvitaan pelkistynyt substraatti, joksi heterotrofeilla kelpaavat hyvin monet orgaaniset yhdisteet. Optimilämpötilasta on Brezonikin (1975) mukaan esitetty hyvinkin erilaisia arvoja ($25\text{ }^\circ\text{C}$ - $60\text{ }^\circ\text{C}$). Denitrifioivien bakteerien lämpötilatoleranssi on laaja; denitrifikaatiota on havaittu jopa alle $5\text{ }^\circ\text{C}$:ssa. Vaikka denitrifikaation optimi pH-alue on 7-8, denitrifikaatiota voi tapahtua melko laajalla pH-alueella (Brezonik 1975).

Kettunen (1980) on päättänyt denitrifikaation tapahtuvan lämpötilasta riippuvan ensimmäisen kertaluvun reaktiona, jonka nopeusvakion K arvot on esitetty taulukossa 9.

Taulukko 9. Vihdin Enäjärven denitrifikaationopeus toukokuussa 1979 (Kettunen 1980).

Aika	T $^\circ\text{C}$	Liukoinen epäorg. typpi kg N	Denitr. nopeus kg N d^{-1}	K d^{-1}
1.-15.5	8	13 135	185-380	0,025-0,052
16.-31.5	15	7 010	210-260	0,038-0,047

Denitrifikaatio muodostaa sedimentaation ohella tärkeän typpipoistuman vesiekosysteemissä. Denitrifikaatiota voi tapahtua sekä sedimentissä että vedessä.

Yleensä denitrifikaationopeudet sedimenteissä ovat huomattavasti korkeampia kuin yläpuolisessa vedessä (esim. Wetzel 1975). Syvissä kerrostuneissa järvissä denitrifikaatio vapaassa vedessä voi olla paljon suurempaa kuin sedimentissä tapahtuva denitrifikaatio. Matalissa järvissä denitrifikaatio voi tapahtua lähes täysin sedimentissä (Larsen 1977). Kamp-Nielsen ja Andersen (1977) havaitsivat suurimmat denitrifikaationopeudet virtaavien vesien sedimenteissä.

Denitrifikaatiota tapahtuu myös merien rannikko-alueiden sedimenteissä. Seitzingerin (1988) mukaan rannikkovesien denitrifikaatiomäärät vaihtelevat yleisimmin välillä $0,7-3,5 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Denitrifikaationopeuksilla merialueilla on yleensä suurempi vaihteluväli kuin järvi- ja jokisedimenteissä tapahtuvalla denitrifikaatiolla. Jos oletetaan talvikuukausien (joulukuu-huhtikuu) denitrifikaatio hyvin vähäiseksi, saadaan rannikkovesien vuotuiseksi tasoksi $3,5-18 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Vaikka Suomen rannikkovesien denitrifikaatiomäärät olisivat lähempänä arvion ala- kuin ylärajaa, on luultavaa, että rannikkovesissä (kuten Itämeren ulappa-alueellakin) denitrifikaatiolla on suurempi merkitys typen poistajana systeemistä kuin nettosedimentaatiolla (esim. Pitkänen ja Sandman 1991).

Eutrofisten järvien vuotuisesta typpikuormasta denitrifikaation kautta on arveltu voivan poistua 10-50 % (mm. Brezonik 1977). Brezonik (1977) havaitsi ^{15}N -isotoopin käyttöön perustuen, että Mendota-järvessä vuonna 1966 alusveden hapettoman kerroksen sisältämästä nitraattitypestä 63 % poistui denitrifikaation seurauksena ja 37 % pelkistettiin ammoniakiksi ja orgaaniseksi typeksi.

Denitrifikaatio saattaa olla huomattavaa myös talvella. Kettunen (1980) havaitsi voimakasta denitrifikaatiota Vihdin Enäjärvessä marraskuussa, jolloin denitrifikaatio poisti enemmän typpeä kuin mitä järveen tuli purojen mukana.

Kallavedellä tutkittiin Kuopion kaupungin jätevesien sisältämän ammoniumtypen käyttäytymistä vesistössä vuosina 1989-90 ja havaittiin, että n. 40 % ammoniumtyppikuormasta denitrifioitui talviaikana (Ronkainen ja Lappalainen 1990).

Osoituksena hapettoman mikroympäristön riittävydestä denitrifikaatioon on mm. Knowles ja Lean (1987) havainto kanadalaisessa Lake St. George-järvessä, missä denitrifikaatiobakteereita todettiin eniten yli 5 mg l^{-1} happea sisältävässä vyöhykkeessä noin viiden metrin syvyydessä.

Tire'n (1977) on tutkinut sedimentin denitrifikaatiota neljässä trofiatasoltaan erilaisessa järvessä Ruotsissa. Kahdessa järvessä (Erken, Botjärn), jotka edustivat melko rehevää ja oligotrofista järviyyppiä, todettiin nitraattipitoisuuden rajoittavan denitrifikaatiota, jos pitoisuus laski arvoihin $100-150 \text{ } \mu\text{g N l}^{-1}$. Vuotuisesti denitrifikaatioksi saatiin $8,5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Norrvikén, hyvin rehevä), $12,2 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Ramsjön, erittäin rehevä), $1,2 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Erken) ja $0,39 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Botjärn).

Ojanen (1979) arvioi rehevän Tuusulanjärven denitrifikaatiomääräksi vuosina 1974-1977 $3-10 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (23 - 41 % kokonaistyyppikuormituksesta).

4.3 VEDENLAATUMALLIT JA TILASTOLLISET RIIPPUVUUDET

4.3.1 Y l e i s t ä

Vesistöön kohdistuvan jätevesikuormituksen vaikutusta vesistön ravinnepitoisuuksiin ja myös biologisiin toimintoihin voidaan kuvata vedenlaatumallien avulla. Ravinteiden aiheuttaman rehevöitymisen ja varsinkin fosforin vesistöikäytymisen kuvaamiseen on kiinnitetty erityistä huomiota monissa malleissa. Mallit voivat vaihdella yksinkertaisesta regressiomallista useita kymmeniä tilamuuttujia sisältäviin simuloimismalleihin. Tässä yhteydessä käsitellään ainoastaan ainetasetarkasteluun perustuvia malleja; puhtaasti tilastollisia malleja käsitellään kohdassa 4.3.4.

Kaikille vedenlaatumalleille on yhteistä se, että ne perustuvat aineen häviämättömyyden lakiin. Malleissa tarkastellaan järveen (tai tarkasteltavaan vesistönsosaan) tulevia ja siitä lähteviä ainevirtaamia sekä aineen muutosprosesseja systeemin sisässä. Yksinkertaisimmissa malleissa on mukana vain yksi tilamuuttuja, esimerkiksi kokonaisfosfori, ja yksi prosessi, fosforin sedimentoituminen. Tällaisilla malleilla voidaan ennustaa keskimääräistä fosforipitoisuutta vakiintuneissa kuormitusoloissa. Monimutkaisissa vedenlaatumalleissa saattaa olla mukana esimerkiksi fosforin ja typen fraktioita, kasviplankton, eläinplankton jne. Tällaisilla malleilla voidaan mm. kuvata ravinteiden kiertoa vesiekosysteemissä ja niiden vaikutusta vesistön biologisiin toimintoihin.

4.3.2 A i n e t a s e m a l l i t

Ainetasemallien lähtökohtana on massatasapainoyhtälö, jossa tarkastellaan järveen tai tiettyyn vesistönsosaan tulevia ja siitä lähteviä ainevirtaamia sekä aineen sedimentoitumista tai jotain muuta vesistön sisäistä prosessia. Yleensä yksinkertaisissa ainetasemalleissa on yksi tai korkeintaan pari prosessia, jotka kuvataan matemaattisessa mielessä yksinkertaisella tavalla. Perusyhtälö voidaan kirjoittaa muodossa:

$$\frac{dm}{dt} = I - O - S \quad (6)$$

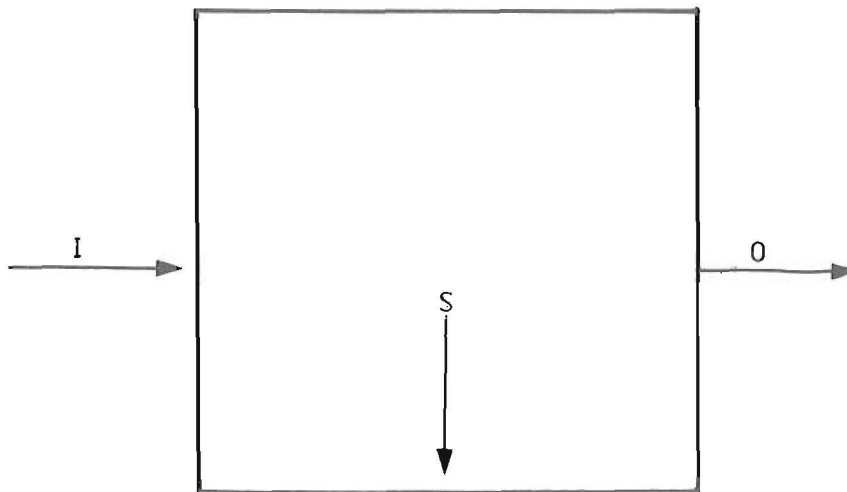
missä

- m = tarkasteltavan aineen kokonaismäärä järvestä tai tarkasteltavassa vesistönsosassa
- t = aika
- I = tarkasteltavan aineen järveen tai vesistönsosaan tuleva kokonaisainevirtaama
- O = tarkasteltavan aineen kokonaismenovirtaama
- S = vesistön sisäisten prosessien vaikutus tarkasteltavan aineen kokonaismäärään järvestä tai vesistönsosassa

Yhtälön (6) vasemman puolen derivaatta ilmaisee tarkasteltavan aineen kokonaismäärän muutosnopeutta. Useimmiten sovellettaessa ainetasetarkastelua joudutaan oletamaan tasapainotila, jolloin em. derivaatta merkitään nolllaksi. Tasapainotilan oletukseen päädytään mm. siksi, että yleensä ei ole käytettävissä tarkkoja tietoja ainevirtaamien ajallisesta vaihtelusta, sekä siksi, että vesistön dynamiikkaa ei voida kuvata kovin yksinkertaisen mallin avulla. Tasapainotilassa siis

$$I - O = S \quad (7)$$

Tasapainotilan yhtälön perusteella muodostetaan yhtälö, jossa perussuureiden (tuleva ainevirtaama, virtaama, tilavuus tai pinta-ala) avulla voidaan laskea järven keskimääräinen ravinnepitoisuus. Useimmiten tasemalleja on muodostettu kokonaisfosforille, mutta myös kokonaistypen ennustaminen on mahdollista. Ravinnefraktioiden kuvaaminen yksinkertaisilla ainetasemalleilla ei yleensä onnistu, vaan niiden vesistöikäyttyäytymistä on kuvattava monimutkaisemmilla simulointimalleilla (kohta 4.3.3).



Kuva 6. Tasapainotilan ainetasekaavio: $I = O + S$
 I = tulevat ainevirtaamat, O = lähtevä ainevirtaama,
 S = pidättyminen järvessä

Järvien ainetasemalleissa käytetään yleensä ns. CSTR-hydrauliikkaa, jossa tarkasteltava allas oletetaan koko ajan täysin sekoittuneeksi. Tällainen kuvaus soveltuu tietenkin vesistöissä vain pitkäaikaiskeskiarvojen ennustamiseen. Koska vesi on homogeenista, poistuvan veden pitoisuus on sama kuin pitoisuus altaassa, jolloin luusuan kautta poistuva ainevirtaama voidaan laskea pitoisuuden jamenovirtaaman tulona:

$$O = Q c \quad (8)$$

missä Q = menovirtaama
 c = tarkasteltavan aineen pitoisuus
 altaassa

Sisäisten prosessien vaikutus S on vaikeimmin kuvattava termi. Fosforin kohdalla S tarkoittaa nettosedimentaatiota, joka määritellään bruttosedimentaation ja sedimentistä vapautumisen erotuksena. Fosforin vapautuminen sedimentistä saattaa olla huomattava ja nettosedimentaation jakaminen erillisiin bruttosedimentaatio- ja vapautumistermeihin saattaisi tietyissä tapauksissa parantaa ainetasemallin ennustustarkkuutta. Yleisimmin kuitenkin yhtälössä käytetään vain nettosedimentaatiotermiä seuraavasti:

$$S = R I \quad (9)$$

missä R = pidättymiskerroin, joka ilmaisee sen, mikä osuus tulevasta ainevirtaamasta pidättyy järvessä
 I = tuleva kokonaisainevirtaama

tai

$$S = \sigma c V \quad (10)$$

missä σ = ensimmäisen kertaluvun sedimentaatio-kerroin
 c = pitoisuus järvessä
 V = järven tilavuus

Yhtälössä (10) voi tilavuuden paikalla olla myös pinta-ala, jolloin sedimentaatiota tarkastellaan pintaprosessina. Yhtälössä (10) on nettosedimentaatio kuvattu ensimmäisen kertaluvun reaktiona. Se voidaan kuvata myös toisen kertaluvun kinetiikkaa käyttäen, jolloin on voimassa seuraava yhtälö:

$$S = a c^2 V \quad (11)$$

missä a = toisen kertaluvun sedimentaatiokerroin

Yhtälöiden (7)-(11) avulla saadaan mallit pitoisuuden laskemiseksi. Pidättymiskerrointa sovellettaessa saadaan yhtälöiden (7), (8) ja (9) perusteella

$$c = (1 - R) \frac{I}{Q} \quad (12)$$

Pidättymiskertoimen R arvo riippuu altaan ominaisuuksista ja mahdollisesti myös kuormitustilanteesta. Yhtälön (12) käytäntöön soveltamista varten tarvitaan malli, jonka avulla R voidaan laskea perussuureiden avulla. Tällaisia malleja on esitetty taulukossa 10. Niissä pidättymiskerroin lasketaan virtaaman, tilavuuden tai pinta-alan ja tulevan

soveltunevat Lappalaisen (1974, 1977) kehittämät mallit (kts. esim. Frisk 1978).

Vastaavasti yhtälöiden (7), (8) ja (10) perusteella saadaan pitoisuuden laskukaavaksi

$$c = \frac{I}{Q + \sigma V} \quad (13)$$

Yhtälö (13) on kuuluisa Vollenweiderin (1969) malli. Kun kyseessä on toisen kertaluvun kinetiikka (yhtälö 11), päädytään laskukaavaan

$$c = \frac{1}{2a} \left\{ -\frac{Q}{V} + \left[\left(\frac{Q}{V} \right)^2 + 4a \frac{I}{V} \right]^{\frac{1}{2}} \right\} \quad (14)$$

Yhtälöitä (13) ja (14) sovellettaessa on tunnettava sedimentaatiokertoimen (σ tai a) arvo. Se ei ole yleinen vakio vaan vaihtelee järvestä toiseen. Luotettavasti yhtälöitä (13) ja (14) voidaan soveltaa vain, jos σ tai a kalibroidaan havaintoaineiston perusteella. Jos käytetään muissa tutkimuksissa saatuja arvoja, saadaan vain suuntaa-antavia tuloksia. Fosforille σ vaihtelee tavallisesti välillä $0,5 - 2 a^{-1}$. σ :n arvoa voidaan myös ennustaa Canfieldin ja Bachmannin (1981) tilastollisen mallin avulla:

$$\sigma = \hat{\sigma} \left(\frac{I}{V} \right)^b \quad (15)$$

missä $\hat{\sigma}$ = vakio, järville $0,162 a^{-1}$ ja tekojärville $0,114 a^{-1}$, koko aineistossa $0,129 a^{-1}$
 b = vakio, järville $0,458$ ja tekojärville $0,589$, koko aineistossa $0,549$
 I = tuleva fosforivirtaama ($mg a^{-1}$)
 V = tilavuus (m^3)

Taulukko 10. Fosforin pidättymiskertoimen laskukaavoja

$$1) R = 0,426 e^{-0,271q_s} + 0,574 e^{-0,574q_s}$$

$q_s = Q/A = \text{hydraulinen pintakuorma, m a}^{-1}$

$$2) R = \frac{v}{v + q_s}$$

$v = \text{näennäinen laskeutumisnopeus, 10 - 16 m a}^{-1}$

$$3) R = \frac{1}{1 + \left(\frac{1}{T}\right)^{\frac{1}{2}}}$$

$T = V/Q = \text{teoreettinen viipymä, a}$

$$4) R = 0,9 \frac{(c_I - 6)T}{200 + (c_I - 6)T}$$

$c_I = I/Q = \text{fosforin sekoittumispiitoisuus, } \mu\text{g l}^{-1}$
 $T = \text{teoreettinen viipymä kuukausina}$

$$5) R = 0,9 \frac{c_I T}{280 + c_I T}$$

Viitteet: 1) Kirchner ja Dillon (1975), 2) Chapra (1975), 3) Larsen ja Mercier (1976), 4) Lappalainen (1977), 5) Frisk (1978)

Tietyt tutkimukset (mm. Lappalainen 1974, 1977, Canfield ja Bachmann 1981) viittaavat siihen, että fosforilla toisen kertaluvun kinetiikka soveltuisi paremmin kuin ensimmäisen. Toisen kertaluvun fosforin sedimentaatiokertoimen (a) arvot vaihtelevat yleensä välillä $0,1 - 0,3 \text{ mg m}^{-3} \text{ a}^{-1}$.

Typen kohdalla tilanne on sikäli monimutkaisempi, että typen nettohäviämiseen vaikuttavat nettosedimentaation lisäksi typen sidonta ja denitrifikaatio. Typen häviämiskertoimien (σ ja a) arvoista on olemassa paljon vähemmän tietoa kuin fosforin. Yleisesti ottaen typen kertoimet ovat pienempiä, suunnilleen kolmasosa tai puolet fosforin vastaavista arvoista.

Jokivesistöihin CSTR-hydrauliikka ja sen mukainen täydellinen sekoittuminen (yhtälö 8) ei sovellu, vaan käytetään tulppavirtaushydrauliikkaa. Tulppavirtaushydrauliikassa oletetaan, että virtaussuunnassa sekoittumista ei tapahdu ollenkaan ja että muissa dimensioissa sekoittuminen on täydellistä. Ensimmäisen kertaluvun kinetiikkaa sovellettaessa saadaan pitoisuuden laskukaavaksi yhtälö (16):

$$c = c_0 e^{-\sigma \tau} \quad (16)$$

missä $c_0 = \text{pitoisuus tarkastelun alkukohdassa}$
 $\tau = \text{kulkeutumisaika}$

Pitoisuus tarkastelun alkukohdassa, joka usein on jätevesien purkupaikka, lasketaan seuraavasti:

$$c_0 = \frac{I_j}{Q} + c_y \quad (17)$$

missä I_j = jätevesien mukana tuleva ravinnekuormitus
 c_y = ravinteen pitoisuus yläpuolelta tulevassa vedessä

Kun tarkastellaan tiettyä jokiosuutta, oletetaan yksinkertaisimmassa tapauksessa jokiosuuden poikkipinta-ala ja virtaama eri kohdissa samaksi. Tällöin kulkeutumisaika voidaan laskea kaavalla

$$\tau = \frac{x A_x}{Q} \quad (18)$$

missä A_x = jokiosuuden poikkipinta-ala
 x = etäisyys
 Q = virtaama

Toisen kertaluvun kinetiikkaa sovellettaessa käytetään kaavaa

$$c = \frac{c_0}{1 + \tau a c_0} \quad (19)$$

Käytännön sovelluksia varten joki joudutaan yleensä jakamaan osuuksiin, joilla on eri poikkipinta-alat ja virtaamat. Pitkin jokea tuleva hajakuormitus voidaan ottamaan huomioon ainoastaan siten, että se sijoitetaan jokiosuuden alkuun. Jos hajakuormitus halutaan ottaa huomioon realistisemmin, on sovellettava mallia, jossa lisävirtaama ja -ainevirtaama on otettu mukaan massatasapainoyhtälöön. Tällainen malli on mm. toisen kertaluvun kinetiikkaan perustuva JOP-malli (Frisk 1984).

Osittaista pitkittäisluuntaista sekoittumista, jollaista esiintyy yleensä pitkänomaisissa järvissä, voidaan kuvata muodostamalla lineaarinen kombinaatio CSTR- ja tulppavirtausmalleista (esim. Frisk 1989) tai soveltamalla ns. advektio-dispersiohydrauliikkaa (esim. Eloranta ym. 1981).

Yksinkertaisia ainetasemalleja kannattaa käyttää erityisesti silloin, kun ennusteet on tehtävä nopeasti eikä käytettävissä ole kovin monipuolista havaintoaineistoa. Mallien soveltamisessa tarvittavat tilavuustiedot saadaan syvyyskarttojen puuttessa arvioiduksi ainakin jonkinlaisella tarkkuudella maksimisyvyyden perusteella (esim. kartion kaavalla). Keskivirtaama saadaan riittävällä tarkkuudella arvioiduksi valuma-alueen pinta-alan perusteella. Suurimman ongelman muodostaa tulevan kokonaisravinevirtaaman arvioiminen. Sovellettaessa mallia yksittäisen kuormitustekijän muutosten vaikutuksen ennustamiseen ei riitä, että tunnetaan tämän kuormittajan aiheuttama kuormitus ja sen muutos, vaan on tunnet-

tava tuleva kokonaisainevirtaama. Ainevirtaaman eri komponenttien arviointia on käsitelty kohdassa 4.2.

Yksi mahdollisuus järveen tulevan kokonaisainevirtaaman arvioinnissa on soveltaa mallia takaperin. Oletetaan, että yhteys

$$c = f(I, V, Q) \quad (20)$$

on voimassa, ts. malli soveltuu riittävällä tarkkuudella tarkasteltavaan järveen. Kun pitoisuus järvesä (c) tunnetaan mittausten perusteella, voidaan tuleva kokonaisainevirtaama (I) ratkaista yhtälöstä (21):

$$I = f^{-1}(c, V, Q) \quad (21)$$

Yhtälöä (20) voidaan sitten soveltaa uudessa kuormitustilanteessa seuraavasti:

$$c' = f(I + \Delta I, V, Q) \quad (22)$$

missä c' = keskimääräinen pitoisuus järvessä uudessa kuormitustilanteessa
 ΔI = jätevesikuormituksen muutos
 I = tuleva kokonaisainevirtaama alkupe-
 räisessä tilanteessa arvioituna yhtälön (21) avulla

4.3.3 Monimutkaisemmat vedenlaatumallit

Yksinkertaisissa ainetasemallisissa tarkastellaan vain tietyn aineen kokonaistasetta ja mallilla voidaan ennustaa keskimääräistä kokonaisravinnepitoisuutta järvessä (tai joessa) keskimääräisen ravinnekuormituksen funktiona. Vesistön dynamiikan kuvaamiseksi on kehitetty malleja, joissa vesistön eri prosessit otetaan huomioon realistisemmin. Monimutkaisten simulointimallien kehittäminen alkoi 1960-luvulla. Suomessa tällaisten mallien kehittäminen alkoi 1970-luvulla vesihallituksen (1978) KVT-projektissa, jossa keskityttiin erityisesti vesiekosysteemin fysikaalis-kemiallisten ja biologisten prosessien tarkasteluun, sekä VTT:n reaktorilaboratoriossa, jonka malleissa hydrauliset prosessit olivat keskeisessä asemassa.

Simulointimallia valittaessa on tärkeä tietää, milaista tietoa mallisovelluksessa haetaan. Mallit soveltuvat hyvin vesiekosysteemien prosessien identifiointiin sekä syy-seuraussuhteiden selvittämiseen. Pitkän aikavälin ennusteiden laadinta simulointimalleilla on usein ongelmallista mm. virheiden kumuloitumisen takia. Esimerkiksi kasviplanktonin kuvaamisessa joudutaan yleensä tyytymään yhden kasvukauden kuvaamiseen kerrallaan. Kasviplanktonin talvehtimista ei malleilla pystytä kuvaamaan kovin realistisesti.

Jos kyseessä on vaikutusalueen selvittäminen, erityisen käyttökelpoisia ovat kaksi- ja kolmedimensioiset mallit, joita aiemmin kehitettiin VTT:n ja vesihallituksen yhteistyönä. Nykyään näiden mallien kehittämisestä vastaa Suomen Ympäristövaikutusten Arviointikeskus YVA Oy yhteistyössä vesi- ja ympäristöhallinnon kanssa. Mallien vahvana puoleena on se, että niillä voidaan varsin tarkasti kuvata aineiden leviämistä ja sekoittumista vesistöissä. Rannikkovesialueella tämänkaltaisen hydraulinen kuvaus on useimmiten käytännössä ainut mahdollisuus. Mallit perustuvat virtauskentän laskemiseen, joka edellyttää yleensä virtausmittauksia. Mallit soveltuvat hyvin suunnitteluprojekteihin, joissa on käytettävissä riittävät ajalliset ja rahoittaiset resurssit. Mallien rakennetta ovat kuvanneet mm. Eloranta ym. (1981), Virtanen ym. (1986) ja Koponen (1984).

Kaksi- ja kolmedimensioisista malleista on useita hyvin dokumentoituja sovelluksia. Malleilla voidaan ennustaa hyvin kokonaisravinteita käyttäen ensimmäisen tai (useimmiten) toisen kertaluvun sedimentaatiokinetiikkaa vastaavasti kuin ainetasemallien yhteydessä. Ravinteiden vapautuminen sedimentistä voidaan ottaa huomioon erillisen vapautumistermin avulla.

Malleilla voidaan myös ennustaa klorofyllipitoisuutta. Lähtökohtana nykyisissä malliversioissa on se, että kasviplanktonille käyttökelpoisen ravinteen (fosforin ja typen) pitoisuus lasketaan kokonaisravinnepitoisuuden avulla. Kasviplanktonbiomassa lasketaan ensimmäisen kertaluvun kasvuyhtälöllä soveltaen Monod-kinetiikkaa. Jos molemmat rajoittavat ravinteet (P,N) otetaan sovelluksessa huomioon, yhteisvaikutus lasketaan kertomalla ravinteiden rajoitusfunktiot keskenään. Lämpötilan vaikutus otetaan huomioon kertomalla kasvunopeus ja levien hajoamisnopeus lämpötilakorjausfunktiolla (Frisk ja Nyholm 1980). Klorofyllipitoisuus lasketaan kasviplanktonbiomassasta regressioyhtälön avulla. Tarkoituksena on myös kehittää näitä malleja siten, että niillä voidaan kuvata eri kasviplanktonryhmien ja eläinplanktonin dynamiikkaa.

Toisen ryhmän muodostavat yksidimensioiset mallit, jotka voivat olla vertikaalisia järvimalleja (esim. FINNECO, PROBE) tai pitkittäis-suuntaisia horisontaalisia jokimalleja (esim. QUAL2, WQRRS). Lisäksi on olemassa ns. nolladimensioisia simulointimalleja, joissa järveä tarkastellaan täydellisesti sekoittuvana (CSTR-kuvaus). Tällaiset mallit soveltuvat mataliin kerrostumattomiin järviin.

Yksidimensioisista järvimalleista ensimmäisiä käyttökelpoisia oli Chenin ja Orlobin (1972) kehittämä Lake Washington-malli, jonka pohjalta modifioitiin EPAECO (Gaume ja Duke 1975). EPAECO-mallia tutkittiin vesihallituksen KVT-projektissa (Niemi 1978) ja sen pohjalta kehitettiin FINNECO-malli (Kinnunen ym. 1982). FINNECO-mallissa (kuten EPAECO-mallissa) lähtökohtana on järven termisen kerrostuneisuuden kuvaaminen. FINNECOlla on mahdollista simuloida myös

talvikautta. Ravinteista käsitellään käyttökelpoisia ravinnefraktioita (fosfaattifosfori, ammonium- ja nitraattityppi). Mallilla on mahdollista simuloida kymmentä kasviplanktonryhmää sekä eläinplanktonia. Ravinnelähteistä on otettu huomioon paitsi suora ravinnekuormitus myös ravinteiden vapautuminen tulevan orgaanisen aineen (esim. BOD) hajotessa sekä ravinteiden vapautuminen sedimentistä. FINNECO-mallia on sovellettu Pohjois-Päijänteeseen ja Tampereen Pyhäjärveen. Mallin ohjelma on saatavissa vesi- ja ympäristöhallituksesta. Malli kuvaa useita vesistön prosesseja varsin realistisesti, mutta sen soveltamiseen on varattava riittävät resurssit. Esimerkiksi atk-ohjelman modifiointi on varsin työlästä.

Toinen vastaavanlainen malli on Ruotsissa kehitetty PROBE (Svensson 1986), joka on alunperin tarkoitettu järvien ja merialueiden lämpötilaolojen kuvaamiseen. Malliin on Suomessa (vesi- ja ympäristöhallinnossa) lisätty kokonaisfosforin ja -typen sekä klorofyllin laskenta pitkälti samalla tavalla kuin em. kolmi-dimensioisessa mallissa. Mallia on toistaiseksi meillä sovellettu vain Lappajärveen (Malve ym. 1991). Kehitteillä on kasviplanktonryhmien ja eläinplanktonin simuloinnin sisällyttäminen malliin. Mallin atk-ohjelman modifiointi on kohtalaisen joustavasti toteutettavissa. Mallia kaupallisiin tarkoituksiin sovellettaessa on siitä maksettava provisiota mallin alkuperäiselle kehittäjäorganisaatiolle Ruotsin valtion hydrometeorologiselle laitokselle (SMHI).

Alkuperäinen WASP-malli (Water Quality Analysis Simulation Program) on DiToron ym. (1981) kehittämä ja sen pohjalta on muodostettu nykyinen WASP4-modifikaatio (Ambrose ym. 1987). Malli on pyritty kehittämään hyvin yleiseksi, helppokäyttöiseksi ja helposti modifioitavaksi. Mallin ohjelma on saatavissa Yhdysvaltain ympäristönsuojeluvirastosta EPA:sta. Mallia voidaan soveltaa erityyppisiin vesistöihin ja rannikkoalueisiin, sillä siihen voidaan kytkeä erilaisia hydraulisia osamalleja. Tosin kolmi-dimensioinen hydraulikka kytkettynä WASP:iin ei vielä ole rutiinikäytössä. Malli soveltuu rehevöitymisongelmien tarkasteluun. Fosforifraktioista mallissa on epäorgaaninen ortofosfaatti, liukoinen orgaaninen fosfori ja kasviplanktoniin sitoutunut fosfori. Vastaavasti typen fraktioista mallissa on ammonium- ja nitraattityppi, liukoinen orgaaninen typpi sekä kasviplanktoniin sitoutunut typpi. Malli ennustaa kasviplanktonia sekä vesistön happitaloutta. Malliin sisältyy myös sedimenttiosamalli.

SALMO (Simulation by an Analytical Lake Model)-malli kehitettiin Saksan demokraattisessa tasavallassa Dresdenin teknillisen korkeakoulun hyrobiologian laboratoriossa (Bendorf 1979, Recknagel 1980, Recknagel ja Bendorf 1982). Mallilla simuloidaan erityisesti fosfori- ja typpikuormituksen vaikutusta kasvi- ja eläinplanktoniin. Malli käyttää lähtötietoina liuenneita epäorgaanisia ravinteita. Malli on pyritty tekemään niin yleispäteväksi, ettei sitä tarvitsisi kalibroida

eri järviin. Mallilla on laadittu sovelluksia eri maissa, mutta se ei ole varsinaisesti rutiinikäytössä. Mallia on alustavasti sovellettu Lappajärven aineistolla.

Teknillisen korkeakoulun vesitalouden laboratoriossa on kehitetty ekologinen simulointimalli, joka kuvaa kasviplanktonin dynamiikkaa yksityiskohtaisesti (esim. Varis 1984). Malli on kehitetty polyhumoosille järvelle (Kuortaneenjärvi) ja siinä on käsitelty erikseen autoktonista ja alloktonista orgaanista fosforia. Muutoin mallissa tarkastellaan liukoisia ravinteita, kasviplanktoniin ja eläinplanktoniin sitoutuneita ravinteita sekä sedimentin ravinteita. Malli soveltuu sellaisenaan mataliin kerrostumattomiin järviin.

Yksidimensioisilla jokimalleilla voidaan laskea kokonaisravinnepitoisuuksia tai ravinnefraktioita. QUAL2 (Norton ym. 1974), SSAM (Finney ym. 1977) ja WQRSS (Hydrologic Engineering Center 1974)-malleilla voidaan laskea fosfaattifosforin sekä ammonium- ja nitraattityypen pitoisuus sekä kasviplanktonin biomassa. SSAM-malli perustuu tulppavirtaukseen, QUAL2 ja WQRSS advektio-dispersiohydrauliikkaan. QUAL2:ssa oletetaan muuttumaton virtaamatilanne, kun taas WQRSS-mallilla voidaan kuvata muuttuvaa virtausta. Hydraulisesti samantapaisen mallin kuin WQRSS ovat kehittäneet Forsius ja Huttula (1982). Mallia on sovellettu jokivesistöihin, mm. Ähtävänjokeen. Mallilla voidaan kuvata kokonaisravinteita. Malli on käytössä vesi- ja ympäristöhallituksen hydrologian toimistossa. Yleensä ravinnepitoisuuksien laskeminen joessa on helpompi kuin järvessä, mutta tiettyjen prosessien, kuten uomaerosion, kuvaamisessa saattaa esiintyä ongelmia.

Edellä kuvatut mallit ovat vain esimerkkejä lukuisista monimutkaisista vedenlaatumalleista, joita on sovellettu ravinnevaikutusten arvioinnissa. Yleisesti ottaen monimutkaisuuteen malleihin liittyy vahva tutkimuksellinen leima varsinkin silloin, kun kyseessä on hydrobiologisesti orientoitunut malli. Hydrodynaamisesti orientoituneet mallit, joissa biologinen osa on yksinkertainen, ovat sen sijaan enemmän jo rutiinikäytössä. Käytännössä monimutkaisuutta mallia sovellettaessa joudutaan turvautumaan alan erityisasiantuntijoihin, joita Suomessa on esimerkiksi vesi- ja ympäristöhallinnossa, Suomen Ympäristövaikutusten Arviointikeskus YVA Oy:ssä sekä teknillisessä korkeakoulussa.

4.3.4 Tilastolliset riippuvuudet

Tilastollisia riippuvuuksia on muodostettu toisaalta ravinnekuormituksen ja vesistön ravinnepitoisuuden ja myös alusveden happipitoisuuden välille ja toisaalta vesistön ravinnepitoisuuksien ja vesistön biologiaa kuvaavien muuttujien välille. Tilastollisiksi riippuvuuksiksi voidaan lukea myös ravinteiden

siedon arvioinnissa käytettävät graafiset mallit. Tilastollisia riippuvuuksia ovat tavallaan myös ravinnevaikutuksien osituksessa käytettävät suhdeluvut, joita seuraavassa ensiksi käsitellään.

Ravinnevaikutusten ositus

Jätevesien aiheuttamien vesistövahinkojen ositusperusteena käytetään jätevesien primaarisesti ja sekundaarisesti happea kuluttavan kuormituksen summaa. Sekundaarisen hapenkulutuksen arviointiperusteena käytetään yleensä fosforikuormitusta, koska fosfori on usein varsinkin sisävesillä tärkein tuotantoa rajoittava tekijä.

Fosforikuormitus muutetaan yhteismitalliseksi BOD₇-kuormituksen kanssa käyttämällä eri tekijöistä riippuvaa kerrointa (taulukko 11). Tarkoitukseen on kehitetty erilaisia yhtälöitä, jotka perustuvat fosforilisäyksen aiheuttamaan perustuotannon kasvuun ja siitä orgaanisen aineen hajotessa aiheutuvaan hapen kulumiseen. Päälyysvedessä kulunut happi korvautuu yhteyttämisessä syntyvällä hapella, mutta alusvedessä biomassan happea kuluttavalla vaikutuksella on merkitystä. Sekundaarisen hapenkulutuksen vaikutus on suuri erityisesti silloin, kun kerrosteisuus on voimakas, alusveden tilavuus suuri ja viipymä pitkä.

Taulukko 11. Fosforin ja BOD₇:n vastaavuus eri viitteiden mukaan. Luku ilmaisee yhden fosforiyksikön aiheuttamaa sekundaarista hapen kulutusta verrattuna BOD₇-painoyksiköihin.

Viite	Kerroin	Kohdealue
Ahl ym. (1967)	114	teor. malli
Granberg (1979)	35	Päijänne
Isotalo (1974)	50	Pihlavanlahti
Kärmeniemi (1985,1987,1989)	10-50	useita
Verta (1977)	26	Vanajavesi

Kertoimet ovat hypoteettisia ja niiden luotettavuuteen on suhtauduttava varauksella. Olisikin parempi selvittää tapauksittain, mikä tekijä vaikuttaa eniten vesistön käyttöarvon heikkenemiseen. Kun on kysymyksessä rehevöityminen, ositus on syytä tehdä joko fosfori- tai typpikuormituksen tai molempien perusteella. Varsinkin rannikkovesialueilla on tyypeen kiinnitettävä erityistä huomiota.

Ammoniumtyypen aiheuttamaa hapenkulutusta voidaan karkeasti arvioida olettamalla, että hapettuminen tapahtuu täydellisesti. Tällöin voidaan käyttää hyväksi tietoa, että $1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$ kuluttaa happea $n. 4,5 \text{ mg l}^{-1}$. Tarkempia arvoja ovat esittäneet mm. Lopez-Bernal ym. (1977), joiden mukaan em. kerroin on 4,33, sekä Wezernak ym. (1967), joiden mukaan kerroin on 4,57.

Kuormituksen ja vesistön pitoisuuden väliset yhteydet

Mallit, joissa ravinnepitoisuus lasketaan suoraan kuormituksen avulla, ovat tietyllä tavalla sukua aiemmin esitetyille ainetasemalleille. Erona on se, että on luovuttu eri tekijöiden välisestä käsitteellisestä realismista ja muodostettu tilastollisia yhteyksiä käyttäen yhtälöissä erilaisia vaikuttavia tekijöitä, joista tärkein on viipymä (taulukko 12). Tällaisten mallien soveltuvuus yksittäiseen järveen riippuu tietenkin täysin siitä, onko tarkasteltava järvi tyyppillinen verrattuna siihen järvien joukkoon, josta malli on muodostettu.

Perusteellisissa suunnitteluprojekteissa, joissa kohdevesistöä kerätään kattava aineisto, eivät tällaiset mallit ole riittäviä, sillä niiden luotettavuus saattaa olla heikko. Sen sijaan, jos käytävissä on niukka havaintoaineisto ja ennuste on tehtävä hyvin lyhyessä ajassa, näilläkin malleilla saatetaan saada hyödyllisiä, suuruusluokaltaan suunta-antavia tuloksia.

Myös alusveden happipitoisuutta voidaan ennustaa tulevan fosforiainevirtaaman perusteella. Lappalaisen (1974, taulukko 13) happimallissa alusveden happipitoisuus lasketaan fosforin nettosedimentaation avulla. Nettosedimentaatio puolestaan lasketaan pidättymiskertoimen ja tulevan ainevirtaaman tulona (kohta 4.3.2). OECD:n (1982, taulukko 13) happimallissa lasketaan alusveden hapenkulutusta tulevan veden keskimääräisen fosforipitoisuuden ja viipymän avulla. Näiden mallien soveltamiseen pätevät edellisessä kappaleessa esitetyt varaukset. Lisäksi on huomattava, että malleja voidaan käyttää vain tapauksissa, joissa primaarisen BOD-kuormituksen vaikutus ei ole huomattava.

Taulukko 12. Tilastollisia malleja, joissa vesistön ravinnepitoisuus lasketaan suoraan ravinnekuormituksen perusteella. P = fosforipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$), N = typpipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$), z = keskisyvyys (m), T = teoreettinen viipymä (a), L = kuormitus pinta-alaa kohti ($\text{mg m}^{-2} \text{a}^{-1}$), $P_i = LT/z$ = tulevan veden keskimääräinen fosforipitoisuus, $N_i = LT/z$ = tulevan veden keskimääräinen typpipitoisuus

$$1) P = \frac{0,8 L}{z\left(\frac{1}{T} + 0,65\right)}$$

$$2) P = \frac{L}{\left(\frac{z}{T}\right)e^{0,0025z/T} + z\left[0,35 + 0,11\left(\frac{z^2}{T}\right)e^{-0,05z^2/T} + e^{-100LT/z}\right]}$$

$$3) P = \frac{L}{\frac{18 z}{10 + z} + 1,05\left(\frac{z}{T}\right)e^{0,012z/T}}$$

$$4) P = \frac{L}{2,77z + 1,05\left(\frac{z}{T}\right)e^{0,0011z/T}}$$

$$5) P = \frac{L}{0,17z + 1,13 z/T}$$

$$6) P = \frac{L T}{z} \left[\frac{1}{1 + 0,824 T^{0,454}} \right]$$

$$7) P = 0,76 P_i^{0,83}$$

$$8) P = 1,55 \left[\frac{P_i}{1 + T^{1/2}} \right]^{0,82}$$

$$9) N = 5,34 \left[\frac{N_i}{1 + T^{1/2}} \right]^{0,78}$$

Viitteet: 1) Jones ja Bachmann (1976), 2) Reckhow (1977), yleinen kaava, 3) Reckhow (1977), järvet, joille $z/T < 50$, 4) Reckhow (1977), järvet, joille $z/T > 50$, 5) Reckhow (1977), järvet, joiden alusvesi on hapeton, 6) Walker (1977), 7) OECD (1982), 8) OECD (1982), 9) OECD (1982)

Taulukko 13. Alusveden happipitoisuuden tai hapen kulutuksen laskeminen fosforin avulla. c_k = alusveden happipitoisuus kesän lopussa (mg l^{-1}), c_t = alusveden happipitoisuus talven lopussa (mg l^{-1}), c_* = alusveden hapen kyllästysprosentti kesän keskiarvona, S = fosforin nettosedimentaatio (mg s^{-1}), V = järven tilavuus (m^3), T = teoreettinen viipymä (a), ΔO_2 = alusveden hapen kulumisnopeus ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)

$$1) c_k = -25,9 - 5,11 \log_{10}(S/V)$$

$$2) c_t = -28,4 - 5,78 \log_{10}(S/V)$$

$$3) c_* = -241 - 48,3 \log_{10}(S/V)$$

$$4) \Delta\text{O}_2 = 0,115 \left[\frac{P_i}{1 + T^{1/2}} \right]^{0,67}$$

Viitteet: 1) Lappalainen (1974), 2) Lappalainen (1974), 3) Lappalainen (1974), 4) OECD (1982)

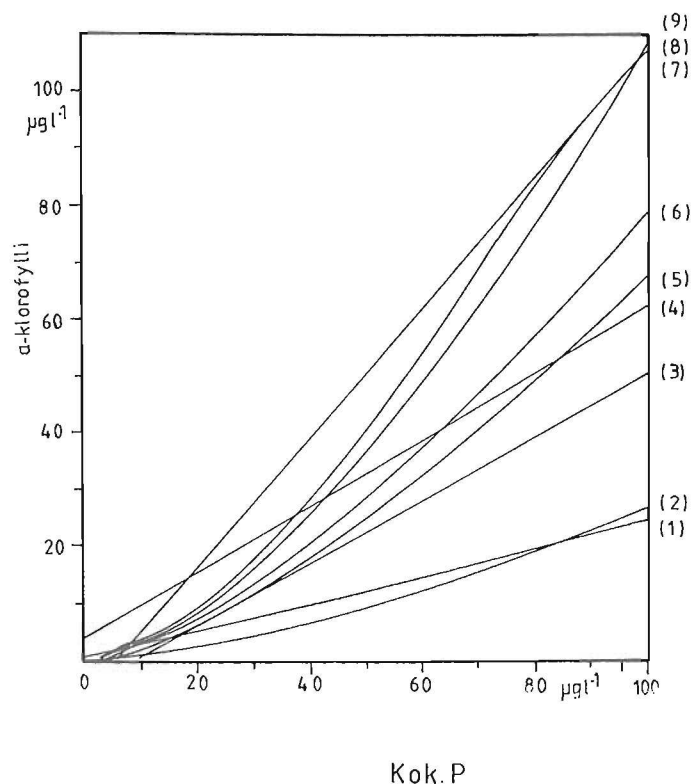
Tilastolliset riippuvuudet vesistön ravinnepitoisuuden ja biologisten muuttujien välillä

Tilastollisia riippuvuuksia on muodostettu eniten keskimääräisen fosforipitoisuuden ja keskimääräisen klorofyllipitoisuuden välille (taulukko 14). Kuvan 7 perusteella eri malleilla saadaan varsin erilaisia tuloksia, joten fosfori-klorofyllimalleilla saadaan vain suuntaa-antavia tuloksia. Tällaisten mallien mukaan klorofyllipitoisuus on yksikäsitteisesti sidottu järven fosforipitoisuuteen, joten mallien antama todellinen lisäinformaatio on varsin vähäistä.

Taulukko 14. Fosforipitoisuuden ja klorofyllipitoisuuden välistä yhteyttä kuvaavia tilastollisia malleja. P = kokonaisfosforipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$), chl = a-klorofyllipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$) (Saura 1990).

-
- 1) $\text{chl} = 0,28 P^{0,96}$
 - 2) $\text{chl} = 50(1 - e^{-0,0026 P - 0,000102 P^2})$
 - 3) $\text{chl} = 0,55 P - 4,8$
 - 4) $\text{chl} = 0,58 P + 4,2$
 - 5) $\ln \text{chl} = 1,46 \ln(1,11 P) - 1,09$
 - 6) $\text{chl} = 0,073 (P/0,9)^{1,449}$
 - 7) $\text{chl} = 150(1 - e^{-0,000867 P - 0,000111 P^2})$
 - 8) $\text{chl} = 1,19 P - 7,3$
 - 9) $\text{chl} = 0,0735 P^{1,583}$
-

Viitteet: 1) OECD (1982), 2) Ahl ja Wiederholm (1977), 3) Edmondson ja Lehman (1981), 4) Megard (1978), 5) Jones ja Bachmann (1976), 6) Dillon ja Rigler (1974), 7) Ahl ja Wiederholm (1977), Schindler ym. (1978), 9) Sakamoto (1966)



Kuva 7. Taulukossa 14 esitettyjen yhtälöiden kuvaajat (Saura 1990).

OECD:n (1982) raportissa on esitetty klorofyllin lisäksi myös mm. perustuotannon riippuvuutta fosforista kuvaavia tilastollisia malleja. Samassa raportissa on esitetty myös tyypin ja klorofyllin välinen tilastollinen malli:

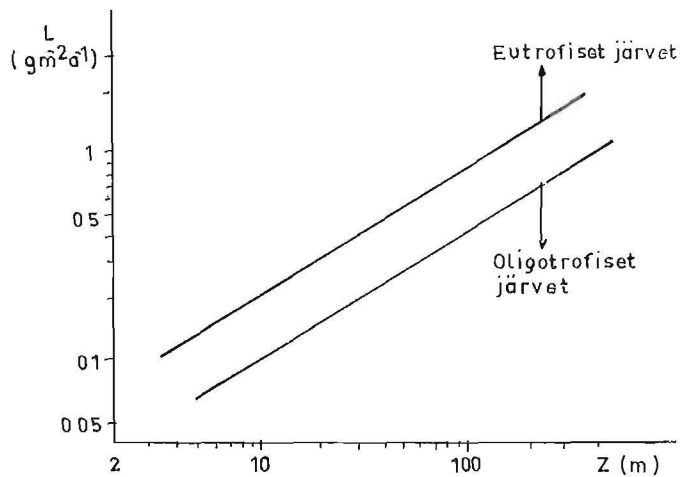
$$\text{chl} = 0,46 \left(\frac{N_I}{1 + T^{\frac{1}{2}}} \right)^{0,77} \quad (23)$$

missä chl = keskimääräinen a-klorofyllipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$)
 N_I = tulevan veden keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$)
 T = teoreettinen viipymä (a)

Peters (1986) on koonnut kirjallisuudessa esitettyjä fosforin ja erilaisten biologisten muuttujien välisiä yhteyksiä. Tällaisten mallien muodostamisen mahdollisuus on osoitus fosforin suuresta merkityksestä järvi-ekosysteemissä. Sen sijaan kvantitatiivisessa vaikutustenarvioinnissa tällaisten mallien luotettavuutta voitaneen pitää kyseenalaisena.

Ravinteiden siedon arviointi graafisten mallien avulla

Vollenweider (1968) esitti hyvin yksinkertaisen ja ehkä siitä syystä yleisesti sovelletun graafisen mallin järven fosforin siedon arvioimiseksi. Mallin mukaan järven rehevyystaso voidaan ennustaa sijoittamalla järvi logaritmiseen (z,L) -koordinaatistoon, missä L = järveen tuleva fosforikuormitus järven pinta-alaa kohti (fosforin pintakuormitus) ja z on keskisyvyys (kuva 8).



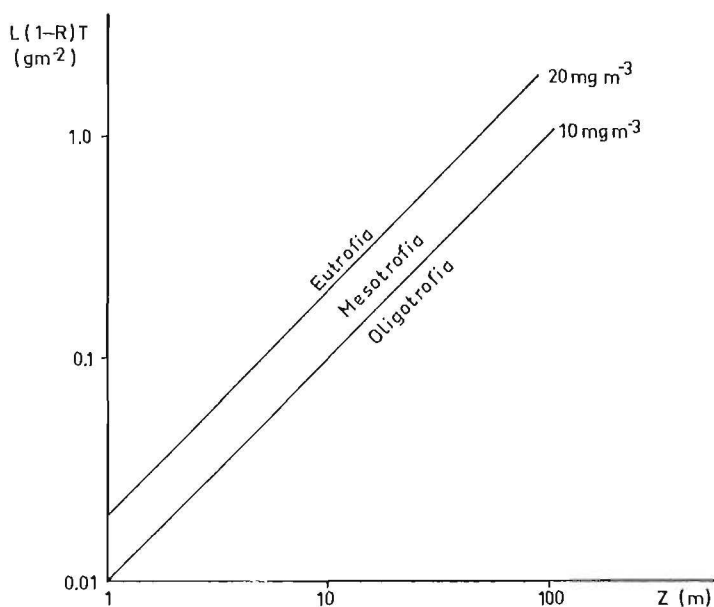
Kuva 8. Vollenweiderin (1968) graafinen malli. Jos järvi sijoittuu ylemmän suoran yläpuolelle, järvi on todennäköisesti eutrofinen. Kun tunnetaan järven keskisyvyys, voidaan mallin avulla periaatteessa arvioida, millaisen fosforin pintakuormituksen järvi kestää muuttumatta eutrofiseksi.

Kuvan 8 kuvaajat ovat muotoa

$$\log_{10} L = a + b \log_{10} z \quad (24)$$

missä L = fosforin pintakuormitus ($\text{g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)
 z = järven keskisyvyys (a^{-1})
 a ja b = parametreja

Kuvan 8 mukaan parametrille a saadaan arvo $-1,3$ ja parametrille b arvo $0,6$. Vollenweider (1968) korosti itse mallin likimääräistä luonnetta. Siinä ei ole otettu huomioon esimerkiksi virtaamaa eikä järvessä tapahtuvaa sedimentaatiota. Vollenweider esitti vuonna 1972 parannetun version mallistaan (Vollenweider 1975). Uudessa versiossa tarkastellaan järvien rehevyysastetta logaritmisessa ($z/T, L$)-koordinaatistossa. Tässä mallissa puutteena on edelleen se, että sedimentaatiota ei ole otettu huomioon. Puutteen korjasi Dillon (1975), joka esitti tarkastelun logaritmisessa koordinaatistossa, jossa vaaka-akselilla on keskisyvyys z ja pystyakselilla fosforin pintakuormitus kerrottuna korjauskertoimella $(1 - R)T$, missä R = fosforin pidättymiskerroin (kuva 9).



Kuva 9. Dillonin (1975) malli. Jos järvi sijoittuu ylemmän suoran yläpuolelle, se on eutrofinen. Alemman suoran alapuolelle sijoittuvat järvet ovat oligotrofisia. Suorat edustavat järvestä poistuvan veden fosforipitoisuuden tasa-arvokäyriä. Jos pitoisuus on $> 20 \mu\text{g l}^{-1}$, järvi katsotaan eutrofiseksi.

Kuvan 9 kuvaajat ovat muotoa

$$\log L(1 - R)T = \log k + \log z \quad (25)$$

missä L = fosforin pintakuormitus
 R = fosforin pidättymiskerroin (yhtälö 9)
 T = teoreettinen viipymä

Kun otetaan huomioon yhteydet $L=I/A$, $T=V/Q$ ja $V=Az$, todetaan, että k edustaa järvestä poistuvan veden fosforipitoisuutta (vrt. yhtälö 12):

$$k = (1 - R) \frac{I}{Q} \quad (26)$$

Parametrin k arvon $20 \mu\text{g l}^{-1}$ katsotaan mallissa vastaavan eutrofian alarajaa ja arvon $10 \mu\text{g l}^{-1}$ oligotrofian ylärajaa. Dillonin (1975) malli, jossa Vollenweiderin (1968) alkuperäinen malli on modifioitu siten, että virtaama ja sedimentaatio on otettu huomioon, yhdistää graafiset arviointimallit ja fosforitasemallit toisiinsa. Malli ei oikeastaan sisällä tavanomaisiin fosforitasemalleihin verrattuna lisäinformaatiota.

Ruotsalaiset Wallin ym. (1990) ovat kehittäneet graafisen mallin lähinnä kalankasvatustoiminnan sijainninohjausta varten Itämeren rannikkovesille. Mallissa vesistön tila kuvataan kasvukauden keskimääräisenä näkösyvyytenä, joka lasketaan kaavalla

$$SD = -0,001L_N - 0,03B_a - 0,32T_p + 16,53z^{-1} + 4,48 \quad (27)$$

missä SD = näkösyvyys (m)
 L_N = kalankasvatustilaston typpikuormitus ($\text{kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$)
 B_a = akkumulaatiopohjien osuus alueella (%)
 T_p = pintaveden viipymä (d)
 z = keskisyvyys (m)

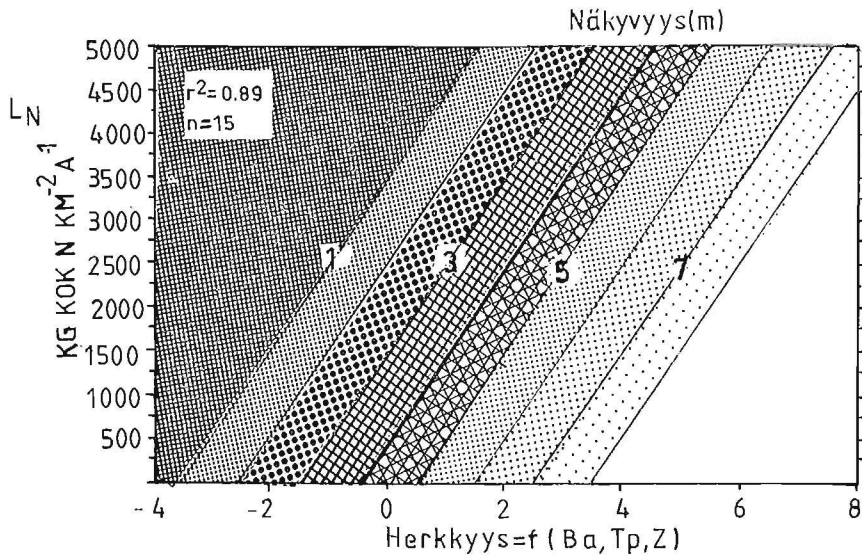
Mallia voidaan soveltaa $1-14 \text{ km}^2$ suuruisille Itämeren rannikkoalueille, joissa ei ole voimakkaita virtauksia tai joihin ei purkaudu jokia. Viipymä on mahdollista arvioida tilastollisen mallin avulla:

$$\ln T_p = -4,36 E^2 + 3,55 \quad (28)$$

missä E = topografinen avoimuus (dimensioton)

Myös sedimentaatiopohjien osuuden laskemiseksi on esitetty tilastollinen malli. Typpikuormituksen, rehevöitymisherkkyuden ja näkösyvyyden välinen yhteys on esitetty kuvassa 10. Rehevöitymisherkkyys voidaan laskea kaavalla

$$H = -0,03 B_a - 0,32 T_p + 16,53 z^{-1} \quad (29)$$



Kuva 10. Veden näkösyvyys tyypen pintakuormituksen ja alueen rehevöitymisherkyyden funktiona (Wallin ym. 1990)

Mallia on sovellettu Itämerellä Itä-Götanmaan, Blekingen ja Turun saaristossa, mutta sen yleisestä soveltuvuudesta ei ole tietoa. Mallissa ei oteta huomioon fosforikuormituksen vaikutusta eikä kuormitusta vastaanottavan rannikkovesialueen veden laatua. Mallilla tehtyihin ennusteisiin onkin tällä hetkellä suhtauduttava kriittisesti.

4.4 VESIEN LUOKITTELUKSET

4.4.1 Yleisistä

Vesien rehevöitymisen alueellisia eroja kuvattaessa voidaan käyttää apuna erilaisia luokituksia. Vesiä voidaan luokitella muun muassa seuraavien periaatteiden mukaan:

- vertaamalla mitattuja arvoja luonnontilaisina pidettyihin arvoihin
- vertaamalla mitattuja arvoja tietyille käyttötarkoituksille määriteltyihin vaatimuksiin
- vertaamalla mitattuja arvoja vesieliöiden elinvaatimukseen

Luokitteluissa on useimmiten käytetty seuraavia eri luokituskriteereitä:

- vedenlaatutekijät
- laatutekijöiden yhteisvaikutusta kuvastavat lopputulokset vesien tilassa, kuten esimerkiksi organismien määrä tai lajikoostumus
- vesistön tuotantoa ilmaisevat suureet

- erilaiset yhdistelmät ylläolevista
- eri tavoin kehitetyt indeksiluvut

4.4.2 Erilaisia luokitus - sovellutuksia

Vesi- ja ympäristöhallitus on laatinut ohjeet vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden arvioimiseksi virkistyskäyttöön, raakavedeksi ja kalavedeksi. Lisäksi on esitetty edellä oleviin luokituksiin perustuva yleinen käyttökelpoisuusluokitus (vesi- ja ympäristöhallitus 1988b). Vesi- ja ympäristöhallitus on suositellut näiden ohjeiden käyttöä vesien luokittamisessa piirihallinnolle sekä muun muassa vesien velvoitetarkkailua suorittaville tutkimuslaitoksille. Käyttömuotokohtaisia luokituksia voidaan käyttää apuna vesien tilan arvioinnissa, vesien käytön ja vesiensuojelun suunnittelussa, valvonnassa ja katselmustoimitusten yhteydessä. Yleisluokitus soveltuu parhaiten laajojen aluekokonaisuuksien tilanteen tarkasteluun. Liitteessä 2 on esitetty yhdistelmä käyttömuotokohtaisista luokituksista ja yleisluokituksessa olevista rehevöitymisen kannalta merkittävistä tekijöistä.

Varsinkin 1970-luvulta on joitakin esimerkkejä alueellisista luokituksista. Näitä kehittivät lähinnä vesiensuojeluyhdistykset alueensa vesiä kuvaamaan. Tällaiset luokitukset perustuvat alueella todetun veden laadun vaihteluun, joskin jonkin verran käyttömuotojen, lähinnä uimaveden asettamia vaatimuksia on otettu huomioon. Esimerkkejä alueellisista luokituksista sisävesissä on liitteessä 3 ja rannikko-vesissä liitteessä 4.

Lappalainen (1974) on esittänyt happipitoisuuksiin ja fosforin sedimentaatioon perustuvan luokituksen, jota on sovellettu Kallaveden reitin vesille ja Haukivedelle (liite 3).

Ruotsissa on tehty laajaa kartoitustyötä eri vesistöalueilla ja eri maantieteellisillä alueilla esiintyvistä keskimääräisistä pitoisuuksista, niiden hajonnasta, vuodenaikaisvaihteluista sekä trendeistä (Ahl ja Wiederholm 1977). Alueellisella tasolla on veden laadun ravinteisuutta osoittaviin tekijöihin perustuva luokitus tehty Kronobergin läänin alueen järville (Lettevall 1983).

Ruotsin luonnonhoitovirasto on julkaissut myös yleisohjeet vedenlaatu tietojen arvioinnissa käytettäväksi (Statens naturvårdsverk 1990). Niiden mukaan veden laatua tulee arvioida ravinnepitoisuuksien ja luonnon-tilan muutoksen mukaan. Ravinteisuuden arviointi perustuu kokonaisfosfori ja -typpipitoisuuksiin, joista fosforia pidetään primäärisenä, joskin myös typen merkitys tietyissä olosuhteissa todetaan tärkeäksi. Luonnon-tilan muutos arvioidaan laskemalla nykyisen ja luonnotilaisena pidetyn pitoisuuden suhde. Luonnon-tilaisten pitoisuuksien laskemiseksi esite-

tään valuma-arvoihin, järvisyysprosenttiin sekä permanganaatti- ja piihuhtoutumiin perustuvat menetelmät. Esimerkkejä ruotsalaisista luokituksista on liitteessä 6.

Norjan oloihin soveltuvat luokitukset on esitetty erikseen järville ja erikseen jokivesille (Norsk institutt for vannforskning 1983). Järviluokituksessa on käytetty veden laatutekijöitä, levälajistoa ja määriä sekä levätuotantoa. Jokivesiluokitus perustuu veden laatuun sekä pohjaeläimistön ja päällyskasvuston laatuun.

YK:n alainen Euroopan talouskomissio ECE on vuonna 1989 hyväksynyt jäsenmaissaan testattavaksi makean veden ekologisen laatuluokituksen (ECE 1989). Luokituksen lähtökohtana on haluttu painottaa nimenomaan ekologisia seikkoja siten, että luokitussuureet ja niiden raja-arvot on valittu vesieliöiden toimeentulon kannalta eikä ihmisen toimintojen veden laadulle asettamien vaatimusten kannalta. Ekologisessa laatuluokituksessa vesistöjen tilaa arvioidaan happitalouden, rehevöitymisen, happamoitumisen ja haitallisten aineiden vesistövaikutusten perusteella.

Järvivesistöjen rehevöitymistä kuvaavia luokituksia on laadittu vesistöjen perustuotannon (Lehmusluoto 1969, Rohde 1958), kasviplanktonin biomassan (Järnefelt 1956, Heinonen 1980), fosfori-, typpi- ja klorofyllipitoisuuksien perusteella (mm. Forsberg ja Ryding 1980) sekä profundaalin pohjaeläimistön biomassan perusteella (Paasivirta 1984a, 1984b). Tuotantoon tai biomassaan perustuvia luokituksia on esitetty liitteessä 5. Brundin (1956) on esittänyt profundaalin pohjaeläinlajistoon perustuvan järvityyppiluokituksen.

Järvisyväneverkon aineiston avulla on muodostettu Suomen järvien yleinen veden laatuindeksi (Malin 1984). Siihen on valittu seuraavat muuttujat: näkösyvyys, happi, pH, sähkönjohtavuus, mangaani, väri sekä kokonaisfosfori.

Koskialueiden pohjaeläimistön käytöstä jokien laatuluokittelun perustana on tehty tutkimus (Nyman ym.1986). Tulokset viittaavat siihen, että vesistön laadun arviointi voidaan tehdä painotetuilla keskiarvomenetelmillä nk. bioindeksin muodossa. Indeksijärjestelmän kehittäminen vaatii kuitenkin vielä jatkotyötä.

4.4.3 Luokitusten arviointia

Vesi- ja ympäristöhallituksen käyttökelpoisuusluokitusta laadittaessa veden laadun, vesistön tilan ja käyttökelpoisuuden välisiä yhteyksiä arvioi pienehkö asiantuntijaryhmä. Näistä yhteyksistä oli saatavissa vähän, jos lainkaan, tutkittua tietoa. Käyttökelpoisuusluokitusta, kuten myös muita vastaavia luokituksia, on kritisoitu myös siitä, etteivät ne ota tarpeeksi huomioon muun muassa fosfori- ja a-klorofyl-

lipitoisuuksien eroja erityyppisissä vesissä. On esitetty muun muassa, että näille suureille annetut raja-arvot eivät sovi rannikkovesille, voimakkaasti humuspitoisille vesille tai savisameille jokivesille.

Vesi- ja ympäristöhallituksen kehittämää käyttömuotoisia luokituksia voitaisiin tarkentaa ottamalla mukaan esimerkiksi alueellisia seikkoja tai veden laadun lisäksi muita vesistön ja sen rantojen ominaisuuksia esiin tuovia lisänäkökohtia. Tällaista ei kuitenkaan ole toistaiseksi tiettävästi tehty.

Luokitukset, joita ei ole sidottu eri käyttömuotojen asettamiin vaatimuksiin voivat kuvata hyvin vesien luontaisia ominaisuuksia ja muutoksia. Puutteena on kuitenkin se, että ne eivät ilmaise muutoksen merkitystä vesien käyttötärpeiden, suojelun tai ekologisen toimivuuden kannalta.

Profundaalin pohjaeläimistöön perustuvaa luokitusta (Brundin 1956) on testattu Suomen oloihin (Kansanen ym. 1984). Menetelmä sopii syville kerrostuneille järville. Profundaalin chironomidi-toukkien lajiston ja biomassan osoitettiin riippuvan pohjan ravinteisuudesta. Menetelmä ei kuitenkaan sellaisenaan sovi kerrostumattomille, matalille järville, jollaisia Suomessa on paljon.

Vedenlaatuindeksin (Malin 1984) etuna on, että siinä voidaan toistettavalla ja objektiivisella tavalla tiivistää suuri määrä tietoa. Haittapuolena pidetään muun muassa sitä, että indeksiä muodostettaessa arvio eri vedenlaatutekijöiden merkityksestä veden laadun kokonaiskuvan muodostumiseen on jouduttu tekemään subjektiivisesti. Malinin (1984) kehittämä indeksi ottaa huomioon rehevyyttä ilmaisevien tekijöiden ohella myös useita muita laatutekijöitä. Indeksillä soveltuu nimensä mukaisesti parhaiten veden laadun yleiseen kuvaamiseen.

4.5 ELIÖT REHEVÖITYMISEN ILMENTÄJINÄ

4.5.1 K a s v i p l a n k t o n

Yleistä

Kasviplanktonilla on vesistöjen eutrofia/oligotrofia-suhteen arvioinnissa huomattava indikaattoriarvo (mm. Hellawell 1977). Kasviplanktonilajien esiintymiseen vaikuttaa ennen kaikkea veden laatu, ei niinkään maantieteellinen sijainti. Useat lajit ovat kosmopoliitteja ja niillä on suuri leviämis- ja sopeutumiskyky erilaisiin ympäristöihin. On kuitenkin huomattava, että eri kasviplanktonryhmien ja -lajien esiintyminen saattaa riippua enemmänkin lämpötilasta, valaistuksesta, pH:sta, humuspitoisuudesta tai elektrolyyttipitoisuudesta kuin veden ravinteisuustasosta. Kasviplanktonia käsitteleviä yleisteoksia ovat laatineet mm. Willen ja Willen (1978) ja Tikkanen (1986). Kasviplanktonin jäänteitä sedimenteissä, erityisesti

piilevien kuoria voidaan käyttää vesien tilan kehityshistorian selvittämiseen (esim. Ollikainen 1991, Sandman 1982, Tolonen ym. 1990).

Lajilukumäärä ja biomassa

Heinosen (1980) tutkimusaineistossa vuosilta 1963 ja 1965 Suomen järvien kasviplanktonin lajilukumäärä yhdessä näytteessä vaihteli kolmesta 160:een (mediानी oli v. 1963 54 ja v. 1965 62). Pienimmät lajilukumäärät havaittiin teollisuusjätevesien likaamista vesistä ja suurimmat asumajätevesien rehevöittämistä vesistä. Lajilukumäärän on todettu lisääntyvän rehevyyden lisääntyessä, kunnes kokonaisbiomassan märkäpaino saavuttaa tason 2-5 mg/l (Eloranta 1978, Heinonen 1980). Eutrofisten järvien runsas lajisto on käytännössä kerääntynyt ohueen valaistuun kerrokseen. Sen sijaan oligotrofisissa vesissä kasviplankton on hajaantunut huomattavasti suurempaan vesimassaan.

Vesien ravinnetasoa kuvataan usein kasviplanktonin biomassalla ja a-klorofyllin määrällä. Heinosen (1980) esittämän kasviplanktonin biomassaan perustuvan rehevyyssluokittelun perusteella (liite 5) vuosina 1963 ja 1965 tutkituista järvistä 65 % oli oligotrofisia, 16 % rehevöitymässä ja 9 % jo selvästi rehevöityneitä.

Leväkvotientit

Kvotienttijärjestelmällä pyritään ilmaisemaan järven trofia-astetta yksinkertaisella suhdeluvulla, jonka osoittaja on tietyn eutrofian suosivan leväryhmän tai -lajien lukumäärä ja nimittäjä vastaavasti oligotrofian suosivien lukumäärä. Kvotientteja ovat kehittäneet mm. Thunmark (1945), Nygaard (1949) ja Järnefelt (1952). Useimpia kvotientteja voidaan soveltaa vain suppeilla alueilla.

Kvotienttien käyttökelpoisuutta heikentää mm. se, ettei ole olemassa yhtäkään leväryhmää, joka suosisi vain tietyn trofiatason elinympäristöä (Heinonen 1980). Lisäksi nopeat ajalliset vaihtelut kasviplanktonin koostumuksessa ja ympäristön olosuhteissa vähentävät kvotienttien käyttökelpoisuutta.

Järnefeltin (1952) kehittämä kvotienttijärjestelmä perustuu ilmentäjälajien suhdelukuun (E/O) ja niiden tilavuuksien suhteeseen (EV/OV). Järnefelt ym. (1963) esittivät seuraavan luokittelun (liite 7):

- A. Runsa ravinteisuuden ilmentäjät (E-lajit)
 - a. 1-luokan ilmentäjät (lajit, jotka ko. aineiston perusteella olivat neljä kertaa yleisempiä eutrofisissa kuin oligotrofisissa vesissä).
 - b. 2-luokan ilmentäjät (lajit, jotka olivat kolme kertaa yleisempiä eutrofisissa kuin oligotrofisissa vesissä)
- B. Vähä ravinteisuuden ilmentäjälajit (O-lajit)
 - (yleisyyskerroin 0,7)

Luokittelun mukaan on kyse eutrofisesta vedestä, jos E/O -lajien suhde on yli 8 tai niiden tilavuuksien suhde on yli 35. Vähäravinteisuutta ilmentäviä lajeja on niukalti verrattuna eutrofiaa ilmentäviin lajeihin, mikä vaikeuttaa suhteen nimittäjään tulevien lajien löytämistä. Kasviplanktonin mikroskopointioptiikan ja taksonomian kehittyminen ovat muuttaneet kvotienttien oligo-/eutrofiaraja-arvoa aiempaa suuremmaksi (E/O raja-arvo n. 20 ja EV/EO n. 100, prof. Pertti Eloranta, Helsingin yliopisto limnologian laitos, suullinen tiedonanto).

Heinonen (1980) on modifioinut indikaattorilajilueteloa (liite 8). Lajit, joita tavattiin biomassojen mukaan eutrofiseksi luokitelluissa vesissä, mutta jotka puuttuivat tai olivat harvinaisia oligotrofisissa vesissä, nimettiin eutrofian indikaattoreiksi. Kuitenkin useimpia oligotrofiaa ilmentäviä lajeja tavattiin myös eutrofisissa järvissä.

Hörnström (1981) on määritellyt eri lajeille trofiaindeksejä kuvaamaan lajin suhdetta rehevöitymiseen (liite 9). Indeksien arvo vaihteli tutkimusaineistossa välillä 11-100. Indeksien arvo 33 ja sitä pienemmät arvot ilmensivät oligotrofiaa.

Leväryhmät ja -lajit

Ryhmänä sinilevät, silmälevät ja sentriset piilevät suosivat pääasiallisesti runsasravinteisia olosuhteita. Kultalevät ja koristelevät esiintyvät puolestaan oligotrofisissa vesissä. Näihin leväryhmiin kuuluvat lajit voivat kuitenkin olla ympäristöönsä nähden vaatimuksiltaan erilaisia, suuren osan suosissa reheviä vesiä ja vähäisemmän osan vähäravinteisia vesiä. Silmäleviä on todettu olevan oligotrofisissa vesissä vähän ja niiden määrän vähäinenkin kasvu merkitsee rehevyyttä tai vesien likaantumista (Heinonen 1980). Mikään laji ei viihdy erityisesti vähäravinteisessa ympäristössä, joskin jotkut lajit tulevat toimeen myös tällaisessa ympäristössä. Hyvin oligotrofisessa ympäristössä esiintyy vain muutamia lajeja.

Mantereen (1981) Vuoksen vesistöalueella tekemissä tutkimuksissa havaittiin sekä Protococcales- (etenkin suvuissa Scenedesmus ja Pediastrum) että Desmidiiales-lahkon lajimäärien kasvavan eutrofioitumisasteen kasvaessa. Ainoa oligotrofiseksi luokiteltava laji oli Staurodesmus incus. Luonnostaan eutrofisissa vesissä esiintyi seuraavia lajeja:

Chlamydomonas sp., Closterium gracile, Kirchneriella contorta, Micractinium pusillum, Pediastrum duplex, P. tetras, P. boryanum, Scenedesmus armatus, S. bicellularis.

Lepistön (1988) mukaan Järnefeltin ym. (1963) luokittelujen eutrofisten sentristen piilevien lisäksi voitiin selvästi eutrofiaa indikoiviksi piileviksi todeta Melosira ambigua sekä Attheya zachariasii.

Melosira tenella näytti suosivan humusvesiä ja selluloosateollisuuden kuormittamia vesiä.

Levätestit

Levätesteillä tarkoitetaan testejä, joissa leviä koeorganismeina käyttäen pyritään selvittämään tutkitavan veden ominaisuuksia.

Levätestejä on käytetty paitsi vesien tuotantokapasiteetin tai rehevöitymisasteen selvittämiseen, myös jätevesien vaikutusten arvioimiseen, kasvua rajoittavien tekijöiden selvittämiseen, plankton-tuotannon ennusteisiin ja toksisuus- ja inhibitiivisyystesteihin (Kangas 1966, Eloranta 1980).

Ajatus leväpuhdasviljelmien käyttämisestä vesien luokituksessa on suhteellisen vanha. Ensimmäiset kirjallisuustiedot, jotka liittyvät tämänlaatuisen tekniikan kehittymiseen, julkaistiin jo 1900-luvun alussa (Allen ja Nelson 1910). Leväpuhdasviljelmien käyttö vesien testauksessa lisääntyi 1960-luvulla. Saksassa Bringmann käytti testeistä nimitystä biomassatiitteri, jolla ymmärrettiin valitun koe-eliön muodostamaa biomassaa tutkittavan vesinäytteen tilavuusyksikköä kohti (Kangas 1966).

Levätesteihin tunnettiin suurta kiinnostusta 1970-luvulla, jolloin niistä käytettiin nimitystä AGP-testi (algal growth potential, esim. Forsberg ja Claesson 1974). Tällöin niitä käytettiin mm. minimiravinnetestauksiin tai jätevesien vaikutusten selvittämiseen. 1980-luvulla levätestien käyttö väheni, kunnes taas viime aikoina in situ -malliekosysteemeillä on tehty laajoja kasvua rajoittavia ravinteita koskevia tutkimuksia (esim. Autio ym. 1990: PELAG-projekti).

Yleensä koeobjekteina levätesteissä on käytetty yhden levälajin laboratorioviljelmiä (yksisoluisia viher- ja sinileviä). Kokeita on tehty myös luonnonlevästöllä, josta esimerkkeinä mainittakoon viimeaikaiset malliekosysteemitutkimukset (Kauppi ym. 1986, Autio ym. 1990). Levätestejä on suoritettu sekä laboratoriossa että in situ -kokeina kentällä (mm. Seppänen 1970, Kauppi ym. 1986).

Astiakokeina tehtävien levätestien ja jossain määrin myös in situ -kokeiden heikkoutena pyrittäessä simuloimaan luonnonolosuhteita on esim. virtausolojen poikkeaminen luonnontilaisesta tai predaation puuttuminen. Koejärjestely antaa kuitenkin suhteellisen kuvan veden tuotantokapasiteetista tai eri ravinnetai jätevesilisäysten aiheuttamasta kasvunlisäyksestä.

Levätesteinä (tai malliekosysteeminä) tehtävillä minimiravinnetutkimuksilla on erityistä merkitystä käytännön vesiensuojeluratkaisujen kannalta haluttaessa ennustaa jätevesien johtamisen tai jätevesien koostumuksen muutosten vaikutusta vesiekosysteemin kasviplankton-tuotantoon ja sen lajistolliseen kehityk-

seen (esim. fosfori- ja typpikuormituksen vaikutusselvitykset).

4.5.2 P e r i f y t o n

Perifytonilla tarkoitetaan sitä ainesta, joka tarttuu tai kasvaa vedessä oleviin kiinteisiin alustoihin. Alustat voivat olla joko luonnonalustoja, esimerkiksi kiviä tai eri aineista valmistettuja keinotekoisia alustoja. Alustoille kerääntynyt aines sisältää bakteerien, levien, flagellaattien, ripsieläinten, onteloeläinten, rataseläinten, sienieläinten ym. organismien lisäksi myös alustoihin tarttuvaa elotonta orgaanista ja epäorgaanista ainesta.

Useimmat perifytonorganismit eivät pysty ottamaan ravintoa tai ravinteita kasvualustasta, joten niiden tuotanto riippuu täysin veden laadusta ja veden sestonista. Perifytonorganismit ovat alustaan kiinnittyviä (siis paikallaan pysyviä) sekä kooltaan pieniä ja reagoivat nopeasti ympäristön muutoksiin. Näiden ominaisuuksien vuoksi perifytonorganismeja pidetään soveliaaina veden rehevöitymisen indikaattoreina. Menetelmä on osoittautunut soveliaaksi erityisesti virtaavissa vesissä.

Koska kvantitatiivisten näytteiden ottaminen epätasaisilta luonnoalustoilta on vaikeaa käytetään nykyisin yleisesti keinoalustoja. Lasisen alusta etuna on se, että levyllä olevaa perifytonia voidaan tarkastella mikroskoopilla myös elävänä. Muita käytettyjä alustoja ovat erilaiset muovit, puu, savi, asbesti, betoni, erilaiset metallit sekä liuskekivi. Vesi- ja ympäristöhallituksen suosittamissa näytteenottomenetelmissä esitetään kovan muovialustan käyttöä. Keinoalustoja on kritisoitu mm. siitä, että niille kehittynyt perifytonyhteisö ei täysin vastaa luonnonalustalle kehittyvää yhteisöä. Keinoalustojen leväyhteisöjen on kuitenkin havaittu suuresti muistuttavan luonnonalustojen vastaavia yhteisöjä. Eroja on havaittu lähinnä harvinaisten lajien kohdalla.

Virtaavia vesiä tutkittaessa pääpaino on yleensä kohdistettu perifytonleviin, erityisesti piileviin. Varsinaisia indikaattorilajiluetteloita perifytonille ei ole laadittu.

Perifytonin merkitystä vesien perustuotannossa on usein aliarvioitu. Kuitenkin varsinkin nopeasti virtaavissa vesissä perifytonlevät saattavat olla ainoa merkittävä perustuottajaryhmä. Virtaavassa vedessä kokonaisaineenvaihdunta vilkastuu, sillä ravinteiden saanti nopeutuu ja aineenvaihduntatuotteet kulkeutuvat pois leväsoluja ympäröivän veden vaihtuessa koko ajan. Myös järvissä perifytonin merkitys kasviplanktonin rinnalla saattaa olla suuri.

Perifytonin määrää on kuvattu pinta-alayksikköä kohti lasketulla a-klorofyllillä sekä haihdutusjäännöksellä ja hehikutushäviöllä. Virtaavien vesien

veden laatua tutkittaessa on perifytonista määritetty a-klorofylli osoittautunut paremmaksi veden rehevöitymisen indikaattoriksi kuin vedestä mitattu fosforipitoisuus, kasviplanktonbiomassa tai a-klorofyllipitoisuus.

Perifytonmenetelmää ja sen sovelluksia Suomessa on esitelty mm. seuraavissa artikkeleissa: Heinonen (1981), Marja-Aho (1982), Heinonen ja Hongell (1985, 1988)

4.5.3 M a k r o f y y t i t

Vesien suurkasvit eli makrofytyt ovat vesiympäristöön sopeutuneita putkilokasveja, sammalia ja kookkaita leviä. Suomen vesien suurkasvillisuutta ja niiden ekologiaa käsitteleviä yleisluontoisia katsauksia ovat tehneet mm. Toivonen (1981, 1982, 1984) sekä Uotila ja Kippo-Edlund (1985).

Koska vesikasvillisuuteen vaikuttaa samanaikaisesti lukuisia ympäristötekijöitä, ei kasvilajistoa tai yhdyskuntaa voida pitää pelkästään yhden ympäristötekijän ilmentäjänä. Toivosen (1984) tekemissä tutkimuksissa (Pirkanmaan pienvesistöissä) lajiston yleisyyttä ja runsautta selittivät parhaiten kasvupaikan ravinnetaso ja valaistusolot. Makrofytytilajisto ilmensi parhaiten rantavyöhykkeen oloja eikä välttämättä avovesialueen ominaisuuksia. Koko vesistöä luonnehtiva indikaattoriarvo oli yleensä paras matalissa, kasvupaikkana yhtenäisissä pienvesissä. Sen sijaan suurissa vesistöissä saarineen ja suojaisine lahtineen saattoi kehittyä vesistön pääosasta paljonkin poikkeava kasvillisuus. Ravinteisuuden muutoksiin makrofytyt reagoivat huomattavasti hitaammin kuin mikroskooppiset levät.

Hutchinson (1975) on laatinut perusteellisen katsauksen vesikasvien kemialliseen ekologiaan, niiden ainesisältöön sekä riippuvuuteen ympäristön fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista.

Linkola (1932, 1933) luokitteli vesi- ja rantakasvit aluksi kahteen, sittemmin neljään vaateliaisuusryhmään kasvupaikkaolosuhteiden mukaan: eutrafitit, semieutrafitit, meso- ja oligotrafentit (liite 10). Erityisesti uposlehtiset kasvit ilmaisivat paikallisosuhteiden vaihteluita herkästi.

Kurimon (1975, liite 11) luokittelu sisältää seitsemän ryhmää:

- 1) voimakkaasti likaantuneen veden ilmentäjät
- 2) likaantuneen veden ilmentäjät
- 3) runsasravinteisuuden taipuvaiset
- 4) riippumattomat
- 5) vähäravinteisuuden taipuvaiset
- 6) lähes puhtaan veden ilmentäjät
- 7) puhtaan veden ilmentäjät

Tämä jaottelu pohjautuu Perttulan (1953) Valkeakoskelta, Suomisen (1968) Rautavedestä, Elorannan (1970) Mäntän alueelta, Kurimon (1970) Varkauden ympäristöstä ja Uotilan (1971) Vanajavedestä tekemiin selvityksiin.

Toivonen (1984) esitti makrofytyttien jakamista seuraaviin ryhmiin kasvupaikan rehevyytason ilmentäjinä:

- 1) niukkaravinteisuuden (oligotrofian) ilmentäjät
- 2) keskimääräisen ravinteisuuden (mesotrofian) ilmentäjät
- 3) runsasravinteisuuden (eutrofian) ilmentäjät

sekä laaja-alaisemmat

- 4) niukkaravinteisista keskiravinteisiin kasvavat
- 5) keskiravinteisuudelta runsasravinteisiin vesiin kasvavat
- 6) ravinteisuudeltaan erilaisissa vesissä kasvavat (indifferentit) lajit

Samana tutkimuksen mukaan vesikasvin vaste luontaisen kasvupaikkansa rehevöitymiseen voidaan ryhmitellä seuraavasti:

- 1) kärsii rehevöitymisestä
- 2) hyötyy rehevöitymisestä
- 3) ei kärsi eikä hyödy rehevöitymisestä (indifferentti), mutta kasvustot voivat tihetä huomattavasti
- 4) hyötyy kohtuullisesta rehevöitymisestä, mutta sen jatkuessa alkaa kärsiä ja häviää myöhemmin

Niemi (1990) on laatinut laajan katsauksen makrofytyttien tutkimusmenetelmiin. Vesihallinnossa on julkaistu vesikasvustojen kartoitus- ja näytteenotomenetelmistä suositukset (Nybom 1981, Vesihallitus 1982, 1985).

Makrofytyttiyhdyskuntiin sisältyvää informaatiota voidaan tiivistää muodostamalla bioindeksejä. Esimerkiksi kasvillisuusindeksi saadaan yhdistämällä tietyn vesistön tai sen osa-alueen kasvillisuuden runsaus- ja yleisyysasteikot. Ilmavirta ja Toivonen (1986) havaitsivat elomuotokohtaisen indeksin arvon kasvavan Pirkanmaan pienvesissä eutrofian lisääntyessä. Vesistökohtainen tai vesistön elomuotokohtainen kasvillisuusindeksi (K_v) voidaan laskea kaavan (30) avulla.

$$K_v = \sum_{k=1}^n 2^{(F_k + A_k)} - 1 \quad (30)$$

missä A = runsaus (peittävyys), Hultin-Sernander-Du Ritz -asteikolla (kts. taulukko 15)
 F = yleisyys (esiintymistäajuus), prosenttijako kuten A :lla
 n = lajien lukumäärä

Taulukko 15. Runsaus- (A)(Hultin-Sernander-Du Ritz) ja yleisyysjaottelun (F) sekä eri prosentuaalisten peittävyysluokkien vastaavuus.

luokka	%	Yleisyys (F)	Runsaus (A)
1	<1,6	hyvin harvin.	hyvin niukasti
2	1,6 - 3,2	harvinainen	niukasti
3	3,2 - 6,3	melko harvin.	melko niukasti
4	6,3 - 12,5	paikoitellen	sirotellusti
5	12,5 - 25	melko yleinen	melko runs.
6	25 - 50	yleinen	runsaasti
7	50 - 100	hyvin yleinen	hyvin runs.

Esimerkiksi yleisen lajin (F=6), jota esiintyy melko niukasti (A=3 eli peittävyys on 3-6%), kasvillisuusindeksin arvo on 256.

Murtovesiympäristön kasvillisuuden luokittelussa ovat saprobiaiaindeksiä käyttäneet mm. Viitasalo (1985, 1990) ja Koistinen (1989, liite 12). Hällfors ym. (1987) ovat koonneet kattavan yhteenvedon Suomenlahdella tehdyistä suomalaisista tutkimuksista, joissa on käytetty saprobiaaluokitteluja.

Ekologisia makrofyttien seuranta-aineistoja voidaan käsitellä erilaisilla monimuuttujamenetelmillä, jotka tiivistävät tiedon havainnolliseen muotoon hukkaamalla mahdollisimman vähän hankittua informaatiota. Näytteiden ja lajien sekä toisaalta ympäristömuuttujien keskinäisiä suhteita voidaan tutkia mm. ryhmittelyanalyysien, ordinaation, erotteluanalyysin, kanonisen analyysin tai hahmontunnistusmenetelmien avulla. Vertailevan katsauksen tärkeimpiin menetelmiin ovat esittäneet Mikkola ym. (1984), Oksanen (1984), Sarvala (1984) ja Whittaker (1987) sekä niiden käyttöön makrofyttien ekologisissa tutkimuksissa mm. Kurimo ja Kurimo (1981).

4.5.4 Eläinplankton

Yleistä

Eläinplanktonin esittely perustuu Jumppasen (1984) artikkeliin.

Eläinplanktonilla on vesiekosysteemissä suuri merkitys perustuotannon kuluttajana ja kalojen ravintona. Eläinplanktoniin kuuluu herbivoreja, detrituksen ja bakteerien syöjiä, omnivoreja ja petoja.

Herbivoriset lajit käyttävät ravinnokseen pääasiassa planktonleviä ja ne säätelevät siten merkittävästi tuotannon ja kulutuksen tasapainoa. Rehevöityvissä ja muuttuvissa vesistöissä energian virran ja systeemin sisäisen tasapainon säätely muodostuu ongelmaksi ja häiriöt siinä johtavat haitallisiin muutoksiin koko ravintoketjussa ja vesistön tilassa. Suomessa on tehty eläinplanktonitutkimuksia rehevöity-

neissä ja likaantuneissa vesistöissä pääasiassa 1960-luvulta lähtien.

Eläinplankton rehevöityneissä vesistöissä

Järvissä ja rannikkovesissä eläinplanktonin koostumukseen ja tuotantoon vaikuttavat useat fysikaalis-kemialliset ympäristötekijät kuten lämpötila, suolaisuus rannikkovesissä ja lisäksi jätevesien vaikutusalueilla suuret pH:n ja happipitoisuuksien vaihtelut.

Veden laadun vaikutuksista eläinplanktonin koostumukseen tiedetään suhteellisen vähän, koska yksittäisten tekijöiden osuutta on vaikea eritellä ja koska useat biologiset ympäristötekijät muuttuvat samanaikaisesti. Hapettomista olosuhteista eläinplankton puuttuu kokonaan. Eräät lajit tulevat toimeen niukkahappisissa likaantuneissa vesissä, toiset taas suosivat puhtaita, luonnontilaisia vesistöjä. Esimerkiksi Päijänteellä on havaittu merkittäviä korrelaatioita eri lajien runsauden ja veden happipitoisuuden (alusvesi), ligniinipitoisuuden ja muidenkin vedenlaatutekijöiden välillä (Hakkari 1978). Veden likaantumisen ja rehevöitymisen aiheuttama sameneneminen saattaa muuttaa eläinplanktonin käyttäytymistä ja vertikaalijakautumista. Myrkylliset ja haitalliset yhdisteet karsivat eläinplanktonin lajistoa ja vähentävät yhteisön moninaisuutta.

Kasviplankton muodostaa luonnontilaisissa vesissä eläinplanktonin pääasiallisen ravinnon, joten kasviplanktonin tuotannon ajalliset vaihtelut heijastuvat eläinplanktoniin. Vaikka eläinplanktonin käytettävissä olevan ravinnon määrä kasvaa vesistön rehevöityessä, vaikuttavat kasviplanktonin koostumuksen muutokset haitallisesti moniin eläinplanktereihin.

Karujen järvien ja rannikkovesien kasviplanktontuotannossa on pienikokoisilla flagellaateilla, chryso-monadeilla ja cryptomonadeilla suuri merkitys ja ne ovat monien eläinplanktontuotannossa tärkeiden rajaseläinten, vesikirppujen, copepodien tärkeintä ravintoa. Nämä korvautuvat rehevissä vesissä suurikokoisilla piilevillä, viherlevillä ja sinilevillä, joista osaa herbivorit eläinplankterit eivät kykene käyttämään ravinnokseen. Kasviplanktonin hyväksikäyttöaste eläinplanktonin ravintona pienenee ja eläinplanktonilajisto muuttuu herbivorien vähetessä ja bakteereja ja detritusta syövien lajien lisääntyessä. Detrituksen assimilaatio on kuitenkin vähäisempää kuin kasviplanktonin hyväksikäyttö, eivätkä esimerkiksi hankajalkaisäyriäiset pysty käyttämään bakteeriravintoa yhtä suurena määränä kuin vesikirput (Monakov ja Sorokin 1972). Eläinplanktonissa on tosin myös lukuisia omnivoreja lajeja, jotka voivat siirtyä ravinnosta toiseen ja vaimentaa siten rehevöitymisen vaikutuksia.

Muita biologisia tekijöitä, jotka karsivat eläinplanktoniyhteisöä rehevissä ja likaantuneissa vesissä ovat saalistamisen ja liikkumisen vaikeutuminen tiheässä planktonmassassa, sinilevien myrkylliset eritteet, hyytelömäisellä vaipalla varustettujen eläinplanktereiden herkkyys bakteerien toiminnalle ja planktivorien kalojen saalistuspaineen muutokset. Monet lajit kuten pedot ja bakteereja ja detritusta syövät lajit hyötyvät runsaasta ravinnosta. Eläinplanktereiden herkkyys näille ympäristömuutoksille vaihtelee sekä lajeittain että elinkierron eri vaiheissa.

Eläinplanktonin lajiston ja biomassan muutokset rehevöityneissä vesissä

Monet oligotrofisten järvien eläinplankterit ovat osoittautuneet herkiksi eutrofitumiselle ja likaantumiselle. Tällaisia pääasiassa oligotrofisiin vesiin rajoittuneita puhtaan veden lajeja ovat mm. (Jumppanen 1976, Hakkari 1978):

<u>Gastropus stylifer</u>	<u>Eubosmina longispina</u>
<u>Ploeosoma hudsoni</u>	<u>Bythotrepe longimanus</u>
<u>Asplanchna herricki</u>	<u>Limnocalanus macrurus</u>
<u>Conochilus hippocrepis</u>	<u>Eurytemora lacustris</u>
<u>Holopedium gibberum</u>	<u>Heterocope appendiculata.</u>

Lisäksi on eräitä muita lajeja kuten Limnosida frontosa ja Daphnia cristata, jotka suosivat oligotrofiaa.

Monet eutrofisten järvien tyyppilajit sietävät hyvin likaantumista ja näyttävät hyötyvän rehevöitymisestä. Järvissä tällaisia ns. eutrofian indikaattorilajeja on Suomessa tehtyjen tutkimusten mukaan kaikkiaan ainakin parikymmentä. Rataseläimistä näihin kuuluvat mm. monet Trichocerca-lajit, Brachionus spp. ja Polyarthra euryptera.

Eläinplanktereiden ekologiaa ja ympäristövaatimuksia ei tunneta kovin hyvin suomalaisissa järvissä ja sen vuoksi tiedot eri lajien indikaatioarvosta ovat vielä puutteellisia. Suuri joukko eläinplanktereista on myös melko sopeutumiskykyisiä ravinnetasoon nähden.

Eutrofian ja oligotrofian indikaattorilajien suhde antaa viitteitä eläinplanktoniyhteisön luonteesta. Eläinplanktonindeksin (keskimääräinen E/O) suhde kasviplanktonin perustuotannon mukaisiin rehevyystasoihin on ollut Saimaassa ja Päijänteessä seuraava (Jumppanen 1976, Hakkari 1978):

<u>Rehevyystaso</u>	<u>Eläinplanktonin E/O lajisuhde</u>
erittäin rehevä	> 5
rehevä	1,5 - 5
karu	< 0,5

Itämeren murtovesilajeissa ei ole ainuttakaan eutrofiaa suosivaa lajia, vaan likaantuneille ja rehevöity-

neille vesialueille on ominaista eräiden makean veden eutrofisten lajien runsas esiintyminen ja muutamien sietokykyisten murtovesilajien suuri tuotanto. Liikaantumista osoittavien lajien esiintymisen ja biomassojen perusteella määritetyt eläinplanktonyhteisöt ja veden laatuluokitusvyöhykkeet vastaavat kuitenkin Helsingin ja Turun edustalla hyvin toisiaan (Melvasalo ym. 1975, Eerola 1979, Vuorinen 1981).

Koko eläinplanktonyhteisön rakenne muuttuu olennaisesti planktonbiomassan ja -tuotannon lisääntyessä samanaikaisesti lajistollisen vaihettumisen kanssa. Lajiluku ja yhteisön moninaisuus on yleensä suurin lievästi rehevissä vesissä ja vähenee selvästi erittäin rehevillä biotoopeilla, joissa ympäristötekijät muuttuvat epäedullisiksi monille lajeille. Kun lisäksi kilpailu tällä tavalla vähenee, voivat muutamit hyvin eurytooppiset ja eutrofiasta hyötyvät lajit tuottaa suuren biomassan. Esimerkiksi Helsingin edustan hyvin rehevissä sisälahdissa on lajiluku näytettä kohti ollut 1969-73 hyvin pieni (keskimäärin 11, Melvasalo ym. 1975). Yhteisön lajimäärän väheneminen ja rakenteen yksipuolistuminen heijastuu diversiteetti-indekseissä. Margalefin lajiversiteetti tai Shannonin ja Wienerin diversiteetti-indeksi eivät ole kuitenkaan herkkiä ja käyttökelpoisia rakennemuutoksen kuvaajia, vaan eläinplanktonyhteisöstä tarvitaan monipuolisempaa informaatiota.

Voimakkaan rehevöitymisen merkittävä seuraus on herbivorien eläinplanktereiden suhteellisen osuuden väheneminen eläinplanktonbiomassassa varsinkin keskija loppukesällä. Tämä kasviplanktonin ja eläinplanktonin suhteisiin vaikuttava kehityskulku on osoitettu järvissä ja rannikkovesissä. Esimerkiksi Savonlinnan lähivesissä herbivorit muodostivat kasvukauden kokonaisbiomassasta erittäin rehevässä lahdessa 47 % ja Isossa Saimaassa 71 % - keskikesällä vastaavat osuudet olivat 38 % ja 83 % (Jumppanen 1976). Vielä enemmän kasvaa kasviplanktonin biomassan ja herbivorien biomassan suhde. Helsingin Laajalahdessa se oli vuoden 1976 kasvukautena 195 ja karummalla Katajaluodon alueella 20 (Eerola 1979).

Perustuotannon ja eläinplanktonituotannon suhde

Eläinplanktonin tuotantomittauksia rehevöityneissä vesissä on tehty toistaiseksi suhteellisen vähän ja niihin liittyy menetelmällisiä epätarkkuuksia. Esimerkiksi alkueläinten tuotantoa ei ole mitattu, vaikka sillä lienee huomattava osuus kokonaistuotannosta.

Helsingin edustalla tehdyissä tutkimuksissa on kasviplanktonin perustuotannon ja eläinplanktonin herbivorituotannon välillä esiintynyt merkitsevä käänteinen korrelaatio ($y = -5,94x + 170,4$; $r = -0,67^{**}$, taulukko 16). Perustuotannon ja herbivorituotannon suhde on kasvanut voimakkaasti erittäin rehevissä sisälahdissa.

Päijänteessä perustuotannon ja herbivorituotannon positiivinen korrelaatio on ollut erittäin merkitsevä

(Hakkari 1978). Kuitenkin näiden tuotantojen suhde alenee huomattavasti Jyväsjärvestä Etelä-Päijänteelle, missä se on samaa luokkaa kuin Lammin Pääjärvässä (2,0; taulukko 17). Alloktooninen orgaaninen aine ja bakteerit muodostavat toisaalta tärkeän osan herbivorien ravinnosta Päijänteessä ja Pääjärvässä. Planktonsyöjäkalat saalistivat huomattavan osan suurten äyriäisten tuotannosta Etelä-Päijänteessä, joten nettotuotantoihin vaikuttaa myös erilainen saalistuspaine.

Rehevöityneissä vesistöissä tehtyjen harvojen tuotantotutkimusten mukaan ensi asteen kuluttajien merkitys eläinplanktonissa vähenee perustuotannon kasvaessa ja planktonyhteisöjen rakenteen muuttuessa. Tuotannon ja kulutuksen tasapaino pelagiaalissa järkkyy eikä eläinplankton kykene kuluttamaan välillisesti lisääntyneitä ravintovaroja.

Taulukko 16. Kasviplanktonin perustuotanto ja eläinplanktonin herbivorien tuotanto Helsingin edustan merialueella v. 1972-75 (Pesonen 1978, Eerola 1979)

	Kasviplanktonin perustuotanto	Herbivori- tuotanto	Perustuotanto/ Herbivori- tuotanto
	g C m ⁻² a ⁻¹	g C m ⁻² a ⁻¹	
Laajalahti	154	1,3	118
Vanh.kaup.selkä	129	3,7	35
Kruunuv.selkä	133	16,6	8
Melkinselkä	88	10,9	8
Katajaluoto	47	10,5	4

Taulukko 17. Kasviplanktonin perustuotanto ja eläinplanktonin herbivorituotanto Päijänteessä v. 1969-1971 Granbergin (1973) ja Hakkarin (1978) mukaan.

	Kasviplanktonin tuotanto	Herbivori- tuotanto	Herbivoritu- tannon suhde perustuotantoon
	g C m ⁻² a ⁻¹	g C m ⁻² a ⁻¹	%
Jyväsjärvi	124	16,9	14
Pohjois-Päijänne	34	7,7	23
Pohjois-Päijänne	9,7	4,3	44
Etelä-Päijänne	2,9	2,4	82

Eläinplanktonissa tapahtuvien muutosten merkitys

Rehevöitymisen seurauksena eläinplanktonin koostumuksessa ja tuotannossa tapahtuvat vähittäiset muutokset vaikuttavat suuresti koko ekosysteemin toimintaan ja kalatalouteen.

Suuret herbivorit äyriäiset (Limnocalanus, Eurytemora, Heterocope, Holopedium, Bosmina coregoni, Daphnia cristata) ovat useiden kalojen mieliravintoa ja niiden tuotannon pieneneminen heikentää planktonsyöjäkalojen ravinnonsaantia. Samalla nämä lajit ovat tärkeitä perustuotannon kuluttajia ja pystyvät käyttämään ravinnokseen melko suurikokoisia planktonleviä.

Kun planktonlevien kulutus eläinplanktonin ravintona jää jälkeen perustuotannon kasvusta, sedimentoituu käyttämättä jäävä osa planktonlevistä tai tulee bakteerien hajotuksen kohteeksi. Alusveden hapen kuluminen niin vähiin, etteivät eläinplankterit tule siellä toimeen, kasvattaa edelleen sedimentaatiota.

Näyttää siltä, että herbivorit eläinplankterit ovat heikko lenkki rehevöityvien järvien ja rannikkovesien ravintoketjussa. Niiden väistyminen likaantuneista vesistä johtaa eläinplanktonlajiston köyhtymiseen ja energian kierron häiriintymiseen - syntyy perustuotannon ylijäämiä, jotka heikentävät veden laatua ja vaikuttavat haitallisesti muihin eliöyhteisöihin ja kalastoon. Tärkeimpänä syynä levien kasvua kontrolloivien vesikirppujen vähenemiseen lienee nuorien yksilöiden suuri kuolleisuus sinileväkukintojen alkaessa (Kerfoot ja Parnell 1983). Syötäväksi kelpaamattomien levien runsaus alentaa myös suurikokoisten vesikirppujen suhteellista hedelmällisyyttä pieniin suodattajiin verrattuna (Vaga ym. 1983).

4.5.5 P o h j a e l ä i m e t

Yleistä

Pohjaeläinten esittely perustuu Jumppasen (1984) ja Paasivirran (1989) artikkeleihin.

Vesistöjen luonnontaloudessa on pohjalietteen ja veden rajapinnan tapahtumilla ratkaiseva merkitys aineiden ja energian kiertokulussa. Pohjaeläimet elävät juuri tässä vesistöjen itsepuhdistuskyvylle tärkeässä vyöhykkeessä ja kuvastavat siinä vallitsevia olosuhteita. Pohjaeläimistö reagoi herkästi ja paikallisesti orgaanisen aineen sedimentaation muutoksiin ja sen seurausihmiöihin kuten hapen vähenemiseen.

Makroskoopillisilla pohjaeläimillä on pitkäikäisyytensä, paikallisuutensa ja verraten yksinkertaisten kvantitatiivisten näytteenottomenetelmiensä vuoksi useita etuja muihin eläinryhmiin nähden vesistöjen tilan muutosten seurannassa.

Pohjaeläimistön koostumukseen ja pohjaeläintuotantoon vaikuttavia tärkeimpiä tekijöitä ovat pohjalietteen laatu ja ravintoarvo, pohjanläheisten vesikerrosten happitilanne, veden laatu, syvyysuhteet, pohjan eliöyhteisöjen rakenne, lajien välinen kilpailu, bakteerien hajotustoiminnan intensiteetti ja

kalojen valikoiva saalistus. Pohjalietteen ravintovararat ja happitilanne pohjan pinnalla määräävät pääasiassa pohjaeläimistön rakenteen, koska monilla lajeilla on näihin tekijöihin nähden hyvin rajallinen sopeutumisalue.

Pohjaeläimistä erityisesti sääskien toukkien (Chironomidae, Ceratopogonidae ja Chaoborus) jäänteitä on menestyksellisesti käytetty paleolimnologisissa tutkimuksissa (Jumppanen 1984).

Pohjaeläimistön kehitys rehevöityneissä järvissä

Pohjaeläimistön yhteisömuutokset rehevöityneissä järvissä noudattavat populaatioiden kasvukäyrää seuraavine vaiheineen:

1. Hitaan kasvun vaiheessa oligotrofisen järven pohjaeläimistön lajiluku ja biomassa lisääntyvät vähitellen, yhteisön moninaisuus kasvaa, mutta tasapainoisuus säilyy. Karun järven tyyppilajeja on runsaasti.
2. Kiihtyvän kasvun vaiheessa organisen aineen sedimentaatio, pohjalietteen ravintovararat ja pohjaeläintuotanto kasvavat nopeasti. Hapen vaje ja voimistuva kilpailu karsii oligotrofisia lajeja ja vähentää yhteisön diversiteettiä. Hapen niukkuutta sietävät sedimentinsyöjät saavuttavat valta-aseman. Lajisto ja biomassa ovat verrattavissa luontaisesti eutrofisiin järviin, mutta pohjaeläimistö on epävaikassa muutostilassa.
3. Tuotannon kasvun pysähtyminen hapen puutteen ja muiden ympäristötekijöiden vaikutuksesta. Jäljellä on yksipuolinen sedimentinsyöjien yhteisö profundaalissa. Sietokykyisimpienkin eläinten kasvu on hidastunut tai pysähtynyt stagnaatiojaksojen aikana.
4. Pohjaeläintuotannon romahtaminen ja pohjan autioituminen. Perustuotannon ylijäämä kertyy pohjasedimentteihin ja jää käyttämättä hyväksi ravintoketjussa. Matalilla ranta-alueilla tuotanto on vielä runsasta, vaikka ympäristöolot ja lajisto ovat muuttuneet samanlaisiksi kuin rehevien järvien syvänteissä.

Pohjaeläimistön lajistolliset muutokset

Järvien pohjaeläimistössä voidaan erottaa seuraavat ryhmät suhteessa likaantumiseen ja rehevöitymiseen (mm. Jumppanen 1976, Wiederholm 1974):

- Rehevöitymisestä hyötyvät, hapen vajeusta ja elinympäristön muutoksia sietävät lajit Tubifex tubifex, Limnodrilus hoffmeisteri, Chironomus plumosus ja Chaoborus flavicans. Näiden muodostama yksipuolinen yhteisö esiintyy likaantuneilla pohjilla suurina tiheyksinä (jäävät viimeisinä jäljelle

erittäin reheville alueille). Yhteisö koostuu vain sedimentinsyöjistä.

- Rehevöitymisestä jossain määrin hyötyvät ja kohtalaista likaantumista sietävät Sphaerium corneum, Asellus aquaticus, Chironomus anthracinus, Polypedilum, Glyptotendipes. Yhteisö on jo monipuolinen ja siihen kuuluu myös petoja (Procladius). Biomassa ja tuotanto kohoavat rehevien järvien tasolle.
- Likaantumista karttavat viileiden runsashappisten karujen järvien lajit ja taksonit ovat harvasukkamatoja (Peloscolex ferox, Stylodrilus heringianus), äyriäisiä (Pontoporeia affinis), Pisidium-lajeja ja surviaissääsken toukkia (Orthocladinae-ryhmän eräät lajit kuten Orthocladius, Heterotrissocladius, eräät Tanytarsini-ryhmän lajit).

Eri ryhmien väliset rajat ovat liukuvia. Monet oligotrofisten järvien lajit kuten Pontoporeia, Pisidiumit ja surviaisen toukat hyötyvät lievästä eutrofioitumisesta ja pohjaeläimistön diversiteetti kasvaa, kunnes ympäristötekijöiden muuttuminen ylittää vähitellen näiden lajien sietokyvyn.

Leppäkoski (1975) on erottanut Saaristomeren pohjaeläimistössä neljä ryhmää suhteessa likaantumiseen:

1. luokan progressiiviset lajit (Limnodrilus hoffmeisteri, Peloscolex heterochaetus ja Chironomus plumosus-tyypin toukat)
2. luokan progressiiviset lajit (mm. Nereis diversicolor, Chironominae-toukat, liejusimpukka)
1. luokan regressiiviset lajit (mm. kilkki, leväkatka)
2. luokan regressiiviset lajit (Pontoporeia affinis, Halicryptus spinulosus, Harmathoe sarsi)

Näiden indikaattorilajien esiintymistä ja pohjaeläinyhteisön muita rakennepiirteitä on käytetty arvosteluperusteina pohjan tilan arvioinnissa Helsingin edustalla, Saaristomeressä ja Selkämeressä (Jumppanen 1984).

Pohjaeläimet rehevöitymisen mittareina

Pohjaeläinaineistosta tutkitaan yksilö-, populaatio- ja yhteisötason ominaisuuksia, joiden oletetaan parhaiten ilmentävän ympäristön abioottista ja biotista tilaa (esim. Wiederholm 1980, Paasivirta 1984a, Wiederholm ym. 1985, Kansanen ja Väyrynen 1986). Seuraavassa luetellaan järvien seurannassa tärkeimmiksi katsottuja muuttujia:

1. Kokonaisyksilötiheys (yks m^{-2}). Ei ole yleensä kovin käyttökelpoinen, mutta tarpeellinen yleis-tieto.
2. Kokonaisbiomassa (g m^{-2}). Voidaan esittää sellaisenaan tai vähentää pohjalla "lepäävien" sulkasääski-en (Chaoborus flavicans) toukkien ja pelagisten

kyklooppiäyriäisten biomassassa. Liitteessä 5 on alustava luokitus pohjan ravinteisuuden ja profundaalin makrofaunan kokonaisbiomassan välisistä riippuvuuksista.

3. Keskimääräinen yksilöpaino. Saadaan edellisistä arvoista laskemalla. Yleensä yksilön koko kasvaa rehevöitymiskehityksessä tiettyyn rajaan saakka (Paasivirta ja Särkkä 1978).
4. Taksonien luku. Vertailussa oltava sama määrittystaso ja näytekoko. Lajimäärä esim. viidessä Ekman-noutimellisessa eri kerroilla ja asemilla saattaa varsin hyvin kuvata ympäristön tilan muutoksia. Lajimäärän kasvu rinnakkaisten näytteiden määrää lisättäessä antaa käsityksen lajistotiedon luotettavuudesta.
5. Diversiteetti. Yleisemmin käytetty on Shannonin ja Weaverin indeksi.

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (31)$$

missä p_i = lajin i osuus kokonaisuuskokouksesta
 S = laji-määrä.

Useimmiten lasketaan samalla ns. tasaisuusindeksi

$$E = \frac{H'}{\ln S} \quad (32)$$

Myös näihin rakenneindekseihin pitäisi käyttää vertailuissa samaa määrittystasoa ja näytekokoa. Yleensä likaantuminen johtaa diversiteetin laskuun, mutta on tapauksia, joissa myös puhtailla alueilla on alhainen diversiteetti parhaiten sopeutuneiden lajien saavutuksessa dominoivan aseman (esim. Paasivirta 1984a).

6. Dominanssisuhteet. Yksilöiden jakautuminen lajien kesken voidaan esittää myös graafisesti log-normaalikuvaajalla. Tällöin y-akselilla on lajimäärä joko absoluuttisena tai mieluummin kumulatiivisena ja x-akselilla yksilömääräluokat oktaaviskaalana eli aina kaksinkertaistuen seuraavassa luokassa. Mitä korkeammalle ja jyrkemmin kuvaaja kumulatiivisessa asteikossa nousee, sitä puhtaammasta ympäristöstä on kyse.
7. Harvasukamatojen (Oligochaeta) yksilötiheys. Karkea rehevöitymisen mittari, joka kasvaa yleensä esim. kasviplanktonin klorofyllipitoisuuden kasvessa varsinkin jaettuna näytesyvytydellä (Wiederholm 1980).
8. Oligochaeta-indeksi. Tiettyjen harvasukamatolajien runsaussuhteisiin perustuva trofiaindeksi.

Yleisimmin käytetään Wiederholmin (1980) esittämää indeksiä:

$$\text{Olig. BQI} = \frac{\sum_{i=1}^4 n_i \cdot k_i}{N} \quad (33)$$

missä k_i = lajin i kerroin
 n_i = lajin i yksilömäärä
 N = kaikkien indikaattorilajien yksilömäärä.

Lajit kertoimineen (k_i) ovat:

4	<u>Stylodrilus heringianus</u>
3	<u>Peloscolex ferox</u>
2	<u>Potamothrix hammoniensis</u>
1	<u>Limnodrilus hoffmeisteri</u>

Kaksi jälkimmäistä lajia voivat paikallisesti olla myös päinvastaisessa järjestyksessä (Kansanen ja Väyrynen 1986). Indeksi saa arvoja 1-4 akselilla eutrofia-oligotrofia.

9. Potamothrix/Limnodrilus -yksilömääräsuhde. Voidaan esittää myös prosenttilukuna, jolloin lasketaan Potamothrix/Potamothrix + Limnodrilus. Vaikeutena on erottaa nuoret Potamothrix -yksilöt Tubifex-suvusta. Suhde kuvastaa lähinnä eutrofisten vesien pohjan laatua. Mitä korkeampi arvo, sitä hienojakoisempi sedimentti. Limnodriluksen esiintymismaksimi on yleensä matalammalla kuin Potamothrixin.
10. Oligochaeta/Chironomidae- yksilömääräsuhde. Esitetään yleensä prosenttilukuna kuten edellä. Surviaissääskiin (Chironomidae) ei tässä lasketa vapaasti liikkuvia petomaisia lajeja eli alasuvun Tanypodinae yksilöitä. Vertailussa voidaan suhde jakaa näytesyvytydellä (Wiederholm 1980).
11. Reliktiäyriäisten yksilötiheys. Yleensä reliktien (Mysis, Pallasea, Pontoporeia) esiintyminen viittaa suhteellisen hyvään happipitoisuuteen ja kohtuulliseen ravinteisuuteen. Voidaan myös tarkkailla pelkästään Pontoporeian yksilömääriä, koska muiden lajien esiintyminen pohjanäytteissä on sattumanvaraisempaa.
12. Sulkasääsken (Chaoborus flavicans) toukkien yksilömäärä tai prosenttiosuus kaikista näytteen yksilöistä. Osuus kasvaa yleensä pilaantumiskehityksessä ja saavuttaa maksimin puunjalostusteollisuuden kuormittamissa syvissä vesissä. Toukat saavat ravintonsa pelagisesti, mutta voivat oleskella hapettomassa alusvedessä pitkiä aikoja. Laji aikuistuu pitkähkön ajan kuluessa heinäelokuussa, jolloin toukkia on vähän. Maksimiesiintyminen pohjalla on lopputalvella. Vertailuissa

on siis näytteenoton ajankohtaan kiinnitettävä huomiota.

13. Chiromidae-indeksit. Wiederholmin (1980) indeksi, (Benthic Quality Index, BQI) on samaa muotoa kuin Oligochaeta-indeksi. Paasivirta (1989) on laajentanut indikaattorilajivalikoimaa taulukossa 18 esitetyllä tavalla.

Alleviivatut lajit tai toukkatyypit kuuluvat alkuperäiseen Wiederholmin indeksiin (BQI). Sekaannuksen välttämiseksi kutsutaan Paasivirran (1989) indeksiä Chironomidi-indeksiksi eli CI:ksi. Molempien indeksien arvot vaihtelevat välillä 0-5 saaden maksimiarvonsa karuissa, runsashappisissa järvissä. Indeksien käyttö on luotettavinta profundaalissa, mutta niitä voidaan käyttää myös sublitoraalissa. Paasivirran indeksi kuvastaa täydellisemmin chironomidiyhteisöä, usein kaikki näytteessä olevat lajit löytyvät yllä olevasta listasta. Wiederholmin indeksi on enemmän trofiaindeksin luonteinen. Koska lajeja siinä on niukasti, saa indeksi usein arvon nolla, vaikka pohjalla on Paasivirran indeksin mukaan kunnollinen chironomidiyhteisö.

Taulukko 18. Paasivirran (1989) Chironomidae-indikaattorilajit.

Lajikerroin, k_i	Laji
5	<u>Heterotrissocladus subpilosus</u>
4	Heterotrissocladus maari H. grimshawi Heterotanytarsus apicalis Mesocricotopus thienemanni Monodiamesa ekmani <u>Paracladopelma nigrītula</u> <u>Micropsectra spp</u> <u>Lauterbornia coracina</u> Stempellinella brevis Tanytarsus lugens -r.
3	<u>Protanypus morio</u> (sis.P. sp.) Monodiamesa bathyphila Zalutschia zalutschicola Polypedilum pullum <u>Sergentia coracina</u> <u>Stictochironomus roenscholdi</u>
2	<u>Chironomus thummi -t</u> (anthracinus) <u>C. thummi -t. (spp.)</u> <u>C. salinarius -(neocorax)</u>
1	<u>Chironomus plumosus</u> <u>C.plumosus -t. (spp)</u>

Paljon ekologista informaatiota sisältyisi sellaiseen indeksiin, jossa yhdistetään harvasukamatojen ja surviaissääskitoukkien yhteisöt yhdeksi esim. neliluokkaiseksi indeksiksi. Ajallinen ja paikallinen erottelukyky vielä paranee, kun tämä indeksi jaetaan ym. ryhmien yhteisen tuorebiomassan logaritmuunnoksella tai suoraan itse biomassalla.

14. Chironomus plumosus- tyyppin yksilömäärä on varsinakin matalissa vesissä käyttökelpoinen kuormituksen osoittaja (Paasivirta 1989).

4.5.6 K a l a t

Kalojen elinmahdollisuuksien kannalta tärkeitä vesiympäristön ominaisuuksia ovat mm. veden lämpötila, liuenneen hapen määrä, suolapitoisuus, happamuus ja veden eliöstö eli kalojen ravintokohteet (kasviplankton, eläinplankton, kasvillisuus (Joensuu ja Sarajärvi 1986)).

Veden rehevyytason muutokset vaikuttavat kalakan-
toihin ja -lajistoon sekä fysikaalis-kemiallisten
ympäristöolosuhteiden että bioottisten (ravinto,
predaatio ja kilpailu) tekijöiden kautta. Rehevöi-
tyminen vaikuttaa kaloihin muuttamalla kalojen elinym-
päristöä, esimerkiksi vedenlaatua (happipitoisuutta,
happamuutta, sameutta) sekä ravintolähteitä ja kutu-
alustoja. Eri lajeilla on erilaiset ympäristövaatimuk-
set. Lohensukuiset kalalajit vaativat tunnetusti
runsashappista ja kemiallisesti verrattain stabiilia
vesiympäristöä, joka esiintyy yleensä oligotrofisessa
vesistössä, kun taas esimerkiksi särkikalat, karppi,
hauki ja kuha muodostavat runsaimmat kantansa rehevis-
sä vesissä. Rehevöityminen karkottaa mm. kovia kutu-
pohjia vaativia lajeja liettämällä pohjaa, jolloin
mätimunat tukehtuvat (esim. silakka ja muikku)

Kaloille tärkeä ja rehevöitymiseen läheisesti liittyvä
ympäristötekijä on happipitoisuus. Euroopan sisävesi-
kalastuskomission (EIFAC) mukaan pysyvä $5 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$
vähimmäisarvo on riittävä eri kalalajeille ja niiden
eri kehitysvaiheille, jos kalojen muut ympäristöteki-
jät ovat edullisia. Esimerkiksi taimenelle on esitetty
seuraavia happipitoisuuden (mg l^{-1}) raja-arvoja:

- optimi	7 - 11	$\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$
- kriittinen	3,5 - 4	$\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$
- hetkellinen oleskelu	2,5 - 3	$\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$

Samaa suuruusluokkaa ovat myös lohen, kirjolohen,
siian ja muikun happivaatimukset. Peledsiika tosin
poikkeaa muista siikalajeista ja kestää 4 - 5
 $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$:n pitoisuuksia, ellei lämpötila kohoa yli
 $20 \text{ }^\circ\text{C}$.

Siian ja muikun kuolemaan johtavana hapen alarajana
pidetään $1,5\text{-}2,6 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$. Vastaava arvo kuhalla,
hauella ja ahvenella on $1,0 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$. Vähimmällä
happimäärällä toimeen tulevat kalalajit ovat anke-
rias, suutari ja ruutana, jotka viihtyvät vielä $2\text{-}4$
 $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$:n pitoisuuksissa. Niiden kriittisenä rajana
pidetään $0,1\text{-}0,3 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ pitoisuutta.

Rehevöityminen vaikuttaa kaloihin myös pH:n kautta.
Perustuotannon ollessa vilkasta pH nousee. pH:n
nousu tai kohonnut pH yhdistyneenä esimerkiksi am-
moniakin esiintymiseen saattaa aiheuttaa kalakuolemia.
Taulukossa 19 esitetään eräisiin ruotsalaisiin tutki-
muksiin perustuvia ohjeellisia arvoja kalojen pH:n
sietokyvystä.

Taulukko 19. Eräisiin ruotsalaisiin tutkimuksiin perustuvia ohjeellisia arvoja kalojen pH:n sietokyvystä (Joensuu ja Sarajärvi 1986).

	kala viihtyy huonosti	kala viihtyy hyvin	kala viihtyy huonosti
ahven	4,2-5,2	5,2-8,5	8,5-9,6
hauki	5,0-5,5	5,5-9,2	9,2-10,4
särki	5,2-5,8	5,8-9,2	9,2-10,8
taimen	5,0-5,6	5,6-8,0	8,0-9,2
kirjolohi	5,5-6,2	6,2-8,4	8,4-9,2

Yleisesti voidaan sanoa, että kalaveden pH-arvon las-
kiessa 5:n alapuolelle kalakuolemat ovat mahdollisia,
joskin eräät lajit sopeutuvat alhaisempiinkin pH-
tasoihin. Samoin pH-arvot 9-10 voivat olla jo useille
lajeille tappavia. Yli 10 pH-arvot ovat kaikille
kaloille vaarallisia (Joensuu ja Sarajärvi 1986).

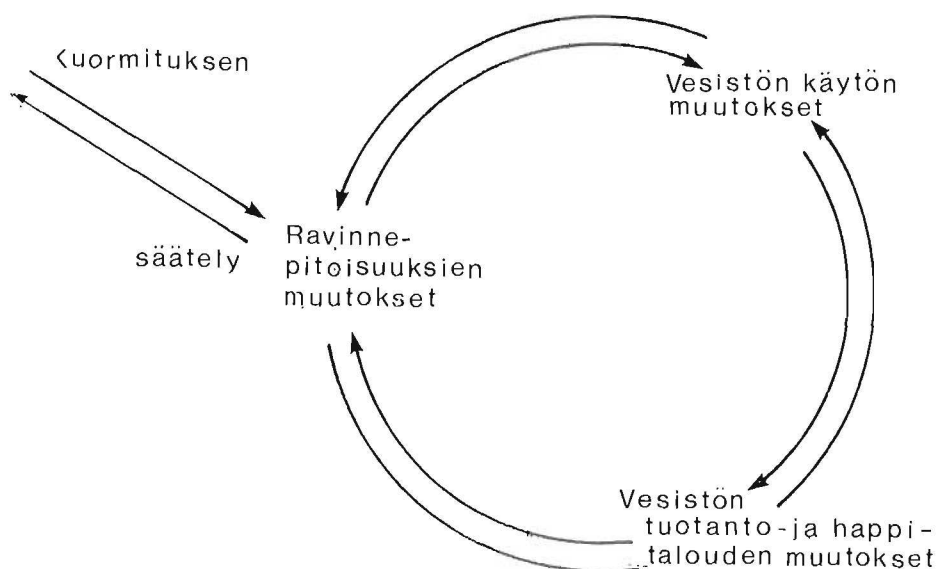
Ionisoitumattomassa muodossa oleva ammoniakki (NH_3)
on kaloille myrkyllistä. Ammoniakin toksisuus kaloille
riippuu pH:sta ja lämpötilasta, koska ionisoitumaton
ammoniakki on myrkyllinen, kun taas ammonium-ioni ei
ole. pH:n ja lämpötilan nousu nostavat ionisoitumatto-
man ammoniakin määrää. Eri kalalajien välillä on
eroja toksisuuden kynnyksarvossa. Alhaisin lohikaloilla
todettu toksinen pitoisuus ammoniakkia (ionisoituma-
tonta) on $0,2 \text{ mg NH}_3 \text{ l}^{-1}$, mutta pitkäaikainen altistus
vahingoittaa kaloja jo pitoisuudesta $0,025 \text{ mg NH}_3 \text{ l}^{-1}$
alkaen. Kokonaisammoniumtyypen pitoisuus, joka sisältää
kyseisen määrän ($0,025 \text{ mg NH}_3 \text{ l}^{-1}$) ammoniakkia vaihte-
lee pH:sta ja lämpötilasta riippuen. Esimerkiksi pH:n
ollessa 7,0 ja lämpötilan $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$ kyseinen pitoisuus
on $19,6 \text{ mg l}^{-1}$. Vastaavasti pH:ssa 8,5 ja lämpötilassa
 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ kyseinen pitoisuus on $0,12 \text{ mg l}^{-1}$ (Niemi ja
Kauppi 1978). Varsinkin voimakkaasti kuormitetuissa
jokivesistöissä saatetaan ylittää kalojen myrkylli-
syyksirajat kesällä, jolloin levätoiminta nostaa veden
pH:ta.

5 JOHTOPÄÄTÖKSIÄ FOSFORI - JA TYPPIKUORMITUKSEN VAIKU- TUSTEN ARVIOIMISESTA

5.1 YLEISTÄ

Vesiin kohdistuvan ravinnekuormituksen vaikutukset
voidaan arvioida kolmiportaisen päättelyketjun avulla
(kuva 11). Ensin arvioidaan kuormituksen aiheuttama
ravinnepitoisuuksien muutos vesistössä tai merialueel-
la. Toiseksi selvitetään ravinnepitoisuuksien muutok-
sen vaikutus vesien tuotanto- ja happitalouteen, sekä
kolmanneksi näiden muutosten merkitys vesien käyttö-

kelpoisuuteen. Täysin kattavaa arviota ravinnekuormituksen vaikutuksista vesiekosysteemiin ja veden käyttökelpoisuuteen on useimmiten mahdoton toteuttaa. Yleiskuva näistä vaikutuksista tulisi kuitenkin muodostaa hankkeen hyötyjen ja haittojen arvioinnin mahdollistamiseksi.



Kuva 11. Kuormituksen, vesialueen tilan ja sen käytön väliset vuorovaikutussuhteet.

5.2 LÄHTÖTILANTEEN ARVIOINTI

Ravinnekuormitusta aiheuttavan hankkeen vaikutusten arvioinnin ensimmäinen vaihe on vallitsevan tilan analysointi. Saatavilla olevasta aineistosta päätellään vesistön tila ja siihen vaikuttavat tekijät. Lähtötietojen laatu ja määrä ratkaisevat usein myös arvioinnin tarkkuustason. Puutteelliset perustiedot vesistön tilasta ja ainevirtaamista saattavat estää esimerkiksi mallien soveltamisen. Olemassa olevaa tietoa on tarvittaessa täydennettävä tutkimuksin. Ravinnekuormitusta vastaanottavasta vesialueesta tulee selvittää tarpeen mukaan seuraavat perustiedot:

- alueen hydrologia ja morfologia
- ravinnekuormitus (pistemäinen, hajalähteet, ilmaperäinen, sisäinen)
- ravinnepitoisuudet
- ravinteiden esiintymismuodot
- todennäköiset minimiravinteet
- veden rehevyys- ja käyttökelpoisuusluokka
- veden eliölajisto ja tuotantobiologia (esim. kasviplankton, perifyton, eläinplankton, pohja-eläimet, makrofytyt, kalasto)
- erityiset riskitekijät (myrkylliset, haitalliset levät, ammoniakki esiintyminen)

- ekosysteemin häiriöt (happitalouden ongelmat, rehevöityneisyys)
- alueen raja- ja vyöhykkeisyys
- vesistön käyttö ja sen rajoitukset (esim. virkistyskäyttö, vedenhankinta, kalatalous, suojelu ym.).

5.3 RAVINNEPITOISUUSMUUTOSTEN ARVIOINTI

Keskeinen osa ravinnekuormituksen aiheuttaman rehevöitymisen arvioinnissa on ravinteiden pitoisuuksien muutosten arvioiminen kuormitetulla vesialueella. Tavallisesti voidaan arvioida luotettavasti ainoastaan kokonaisravinnetason muutoksia. Usein olisi kuitenkin tarpeen selvittää leville käyttökelpoisten ravinnefraktioiden pitoisuusmuutokset. Lähtökohtana pitoisuuden muutoksen arvioinnissa on ravinnekuormitus tarkasteltavasta toiminnosta sekä muista lähteistä, sen vaihtelut ja ravinteiden kulkeutuminen vesistössä. Lisäksi tulee ottaa huomioon sedimentoituminen, ravinteiden vapautuminen sedimentistä ja typen kohdalla mm. nitrifikaatio, typen sidonta ja denitrifikaatio.

Erityisen ongelmallista arviointi on silloin, kun virtaus- ja laimentumisolosuhteet ovat monimutkaiset kuten esim. rannikkovesissä. Tällöin ainoa mahdollisuus tarkkojen arvioiden laatimiseksi on virtausmallin soveltaminen kenttätutkimukseen. Usein arviointi kannattaa aloittaa tekemällä pelkkä laimennuslaskelma esimerkiksi keskivirtaama- ja keskialivirtaamatilanteissa. Rannikkovesissä tällainen arvio on mahdollista tehdä suolapitoisuuden vaihtelun perusteella. Tämän jälkeen voidaan soveltaa yksinkertaisia ainetasemalleja, joilla ennustetaan pitoisuuksien aikakeskiarvoja.

Monimutkaisempia malleja soveltamalla saadaan yksityiskohtaisempaa informaatiota ravinnekuormituksen aiheuttamista pitoisuusmuutoksista. Tällaisen mallin soveltamisen tarve riippuu tarkasteltavan ongelman luonteesta. Graafisten pintakuormitusmallien soveltamista vaikutuksen arvioinnissa ei nykyisen tietämyksen valossa voida pitää erityisen luotettavana menetelmänä. Rannikkovesiin ne eivät sovellu lainkaan.

5.4 BIOLOGISTEN VAIKUTUSTEN ARVIOINTI

Veden ravinnepitoisuuksien muutosten ennustamisesta edetään seuraavaksi vesiekosysteemin biologisen rakenteen ja toiminnan muutosten arviointiin. Näiden vaikutusten ennustaminen on erittäin vaikeaa, koska ravinnepitoisuuksien muutosten lisäksi eliöyhteisöjen dynamiikkaan vaikuttavat lukuisat fysikaaliset, kemialliset ja biologiset ympäristötekijät.

Ekologisilla malleilla voidaan yrittää ennustaa esimerkiksi kasviplanktonin tai jonkin leväryhmän, esim. sinilevien, kokonaisbiomassan ja tuotannon kehittymistä tietyissä kuormitustilanteissa. Käytännössä niiden soveltaminen on kuitenkin melko työlästä ja vaatii riittävät resurssit. Perustuottajista riippuvien

eliöryhmien populaatiodynamiikan simulointi ravinnepitoisuusmuutosten funktiona on vielä monimutkaisempaa kuin kasviplanktonin simulointi.

Usein on järkevää pyrkiä ennakoimaan biologisia muutoksia hyödyntämällä tietoa niistä tutkimuksista, jotka on toteutettu mahdollisimman paljon arvioitavaa hanketta vastaavissa oloissa. Tätä tietoa kertyy sekä erillisten biologisten tutkimusten että velvoitetarkkailujen kautta yhä enemmän. Tulosten vertailukelpoisuutta arvioitaessa kannattaa taustamuuttujina huomiota kiinnittää vertailuna käytetyn tutkimuskohteen sijaintiin, hydrologisiin ja morfometrisiin ominaisuuksiin, veden elektrolyyttipitoisuuteen, valaistusoloihin, pH-tasoon, happitalouteen sekä veden orgaanisen aineen ja metallien pitoisuuksiin.

5.5 VESIEN KÄYTTÖKELPOISUUSMUUTOSTEN ARVIOINTI

Rehevöitymishaittojen arviointi vesistön käytön kannalta on mm. vesioikeudellisessa lupaprosessissa keskeisten hyötyjen ja haittojen vertailun mahdollistava vaihe. Tässä vaiheessa tulisi pystyä määrittämään rehevöitymisilmiöiden aiheuttamat haitat vesien eri käyttömuodoille sekä niiden mahdollinen korvattavuus. Tällaisia haittoja ovat esimerkiksi toksiset tai hajua ja makua aiheuttavat leväesiintymät, pyydysten ja rantojen limoittuminen, kalojen haju- ja makuhaitat, kalaston arvon väheneminen, uimakelpoisuuden heikkeneminen, esteettiset haitat, rantojen umpeenkasvu ja raakaveden laadun huonontuminen.

Vesien käyttöön kohdistuvien rehevöitymishaittojen tutkimus ei ole ollut kaikilta osin riittävää haitoista aiheutuvien kustannusten arvioimiseksi. Esimerkiksi rannikkovesissä typpikuormituksen vaikutus rantojen limoittumiseen ja makrolevästäön haitallisiin muutoksiin on ilmeinen, mutta siitä ei ole saatavilla tarpeeksi tutkimuksiin perustuvaa tietoa vahinkoarvioiden laatimiseksi.

Monille vesien käyttöön kohdistuville rehevöitymishaittoille ei voida määrittää yksikäsitteisesti rahallista arvoa. On kuitenkin tärkeää, että arviointiraportissa kyseiset haitat kuvataan mahdollisimman selkeästi joko ilman kvantifiointia tai esimerkiksi painoarvon avulla.

5.6 MENETELMIEN SOVELTUVUUS JA RAJOITUKSET

5.6.1 R a v i n n e s u h t e e t

Minimiravinteen määrittämiseksi laskennalliset ravinnesuhteet, varsinkin ravinteiden eri esiintymismuodot huomioon ottavat suhdeluvut, ovat suuntaa-antavia. Ainoastaan kenttäkokeiden avulla yhdistettynä vesialueen hydro- ja ravinnedynamiikan tuntemukseen voidaan luotettavasti selvittää vesialueen minimiravinteet. Kalliita investointeja vaativien typenpoistorat-

kaisujen tulisi perustua kokeellisiin tutkimuksiin veden minimiravinteista.

5.6.2 A i n e v i r t a a m a t

Laskeuma

Valtakunnallisen havaintoverkon tuloksia voidaan käyttää vesistökohtaisten laskeuma-arvioiden tekemiseen. Lähimmän ilmanlaadun havaintoaseman sijaitessa kaukana tarkasteltavasta vesistöstä tai erilaisessa ympäristössä joudutaan turvautumaan ekstrapoloituihin arvoihin, joihin voi sisältyä merkittäviä virheitä. On tärkeää, että arvioitavan kohteen ainetasetarkastelussa selvitetään vähintään laskeuman suhteellinen osuus koko ainetaseessa.

Luonnonhuuhtoutuma

Luonnonhuuhtoutuman suuruus riippuu mm. ilmastollisista ja hydrologisista tekijöistä, valuma-alueen maaperän laadusta, kasvillisuustyyppistä sekä sukkessiovaiheesta. Suomessa luonnonhuuhtoutumana käytetään yleensä vanhoista luonnontilaisista metsistä tai häiriintymättömiltä suoalueilta saatuja ravinteiden huuhtoutumisarvoja. Tietoja täysin suojeltujen alueiden ravinnehuuhtoutumista Suomessa on varsin vähän käytävissä. Luonnonhuuhtoutuman likimääräiseen arviointiin voidaan käyttää tuloksia niiltä pieniltä koevaluma-alueilta, missä maa- tai metsätaloustoimenpiteet ovat olleet ekstensiivisiä ja jotka muilta ominaisuuksiltaan vastaavat mahdollisimman hyvin tarkasteltavaa aluetta. Käytännössä pelkästään luonnonhuuhtoutuman aiheuttamaa ravinnekuormitusta tapahtuu Suomessa ainoastaan suojelualueilla ja niilläkin laskeuma on ihmisen toiminnan vaikutuksesta muuttunut. Koska talousmetsistä tai ojitetuilta soilta tapahtuva ravinnehuuhtoutuma on selvästi suurempi kuin luonnonhuuhtoutuma, on tärkeää, ettei luonnonhuuhtoutuma-arvoja käytetä yleisesti kaikenlaisille metsä- ja suomaille.

Hajakuormitus

Pelto-, turve- ja metsätalousmaan aiheuttamaa hajakuormitusta arvioidaan pääasiassa pienillä valuma-alueilla tehtyjen tutkimusten perusteella. Erilaisille maankäyttömuodoille ja kasvillisuustyypeille eri osissa maata on saatavilla pinta-alakohtaisia ominaiskuormitusarvioita. Tarkasteltavana olevalle valuma-alueelle kannattaa valita ominaiskuormitusarvoja niistä riittävän luotettavista tutkimuksista, joissa sijainti, ilmasto, maaperän tyyppi sekä kasvipeite vastaavat mahdollisimman paljon arvioitavaa aluetta.

Arvioitavalta valuma-alueelta selvitetään peltojen, turvetuotantoalueiden, soiden ja metsien pinta-alajakaumat. Lisäksi usein tarvitaan tietoja peltojen tarkemmasta käytöstä kuten nurmi-, vilja- ja kesantoaloista, metsien puulaji- ja kehitysluokkajakaumis-

ta, suotyypeistä sekä ojitusalueiden määrästä. Ne voidaan arvioida parhaiten tuoreiden ilma- tai satelliittikuvien avulla. Kartoista saatava informaatio ei aina ole riittävää tai se voi olla vanhentunutta. Vesi- ja ympäristöhallinnon ympäristötietojärjestelmän osana on satelliittikuviin perustuva koko maan kattava maankäyttö- ja puustorekisteri, josta saadaan tieto esimerkiksi tietyn vesistöalueen peltojen, soiden ja metsien pinta-aloista.

Haja-asutuksen sekä karja- ja turkistalouden aiheuttamaa hajakuormitusta arvioidaan yleensä kokeellisesti selvitettyjen ominaiskuormituslukujen avulla. Menetelmässä joudutaan inventoimaan tarkasteltavalla valuma-alueella oleva haja-asutuksen määrä sekä kotieläinlajit ja niiden lukumäärät. Inventoinnissa kannattaa hyödyntää valmiita maatalous- ja kaavoitusviranomaisien rekistereitä tai tilastoja mahdollisimman paljon ja täydentää tietoja tarvittaessa tiedusteluin.

Ominaiskuormitukseen perustuvaa arviota hajakuormituksen suuruudesta on syytä tarkistaa mittauksen avulla aina, kun se on mahdollista.

Sisäinen kuormitus

Sisäinen kuormitus on merkittävä ainetaseen komponentti rehevissä, matalissa ja niukkahappisissa vesistöissä. Sen luotettava kvantitatiivinen arviointi on varsin työlästä tehtiinpä se laboratorionkokein, kenttäkokein tai ainetaseen avulla. Viitteitä merkittävän sisäisen ravinnekuormituksen olemassaolosta saadaan kuitenkin jo alusveden happi- ja ravinnepitoisuuksia tutkimalla sekä vesistön tulevia ja lähteviä ravinnepitoisuuksia vertaamalla.

Fosforin nettosedimentaatio voidaan usein määrittää verrattain luotettavasti, mikäli tunnetaan kohtuullisen tarkasti vesisysteemiin tulevat ja sieltä poistuvat fosforin ainevirtaamat sekä vesimassan fosforivaraston muutokset. Denitrifikaation ja typen sidonnan arviointiin liittyvät vaikeudet hankalottavat typen sisäisen kuormituksen luotettavaa arviointia.

Typen sidonta ja denitrifikaatio

Typen sidonnan ja denitrifikaation luotettavaa määrällistä arviointia ei juuri ole mahdollista tehdä muutoin kuin laboratorio- ja kenttätutkimuksin tarkasteltavalla vesialueella. Muista tutkimuksista voidaan kuitenkin saada suuruusluokka-arvioita näiden prosessien mahdollisesta vaikutuksesta. Näistä vaikeuksista huolimatta typen sidontaa ja denitrifikaatiota tulisi nykyistä enemmän tarkastella varsinkin merkittävien typpikuormitusta aiheuttavien hankkeiden vaikutusten arvioinnin yhteydessä. Vesien typen sidonnan ja denitrifikaation tutkimusta on Suomessa tärkeää lisätä typen kierron kvantitatiivisen kuvaamisen tarkentamiseksi.

5.6.3 V e d e n l a a t u m a l l i t j a t i l a s t o l l i s e t r i i p p u v u u d e t

Vedenlaatumalleja kannattaa käyttää silloin, kun vesistöön tulevan kuormituksen ja vesistön tilan (esimerkiksi ravinnepitoisuuden tai kasviplanktonbiomassan) välinen yhteys on arvioitava kvantitatiivisesti. Vedenlaatumallien käyttö lienee ainoa käyttökelpoinen menetelmä laadittaessa ennusteita uusille kuormitustilanteille. Mallintamistyön keskeinen perusedellytys on kuitenkin kohdealueen fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten olojen mahdollisimman tarkka tuntemus. Huonoilla lähtötiedoilla mallin antamat tulokset ovat epäluotettavia.

Malleista luotettavimpia ovat ainetasetarkasteluun perustuvat mallit. Puhtaasti tilastolliset, regressiotyyppiset mallit saattavat tietyissä tilanteissa olla käyttökelpoisia nopeiden, suuntaa ja suuruusluokkaa kuvaavien arvioiden laadinnassa, mutta ne voivat myös antaa virheellisiä tuloksia. Samoin kuormituksen siedon arvioinnissa käytettävät graafiset mallit ovat varsin epäluotettavia.

Yksinkertaisia ainetasemalleja kannattaa käyttää silloin, kun arviot ja ennusteet on laadittava nopeasti ja vähäisin resurssein. Perusteellisissa suunnitteluprojekteissa tulee soveltaa malleja, joissa ainakin vesistön hydraulinen kuvaus ja mahdollisesti aineiden käyttäytyminen on kuvattu tarkemmin. Sovellettavan mallityypin valinnassa on aina huomioitava mallin käyttötarkoitus ja luotettavuus sekä lähtöaineiston riittävyys.

5.6.4 V e s i e n l u o k i t u k s e t

Luokitukset soveltuvat paitsi vesien tilan arviointiin ja havainnollistamiseen myös osaksi vesien tilamuutosten ennustamisen kuvausta. Luokitusten avulla voidaan tarkasteltavan vesialueen tila tai sen muutos suhteuttaa muualla todettuun tilanteeseen.

Luokitusten käyttöalue on laaja: niillä voidaan havainnollistaa veden laatua, käyttömahdollisuuksia, eliöiden elinmahdollisuuksia sekä esimerkiksi järvi-tyypin muutoksia. Heikkoutena ovat luokitusten subjektiivisuus, väljät vaihtelurajat luokkien sisällä sekä vaikeudet sovittaa alueellinen vaihtelu luokkarajoihin.

Vesiensuojelun valvonnassa, suunnittelussa, lupahakemusten ja ennakoilmoitusten käsittelyn yhteydessä sekä vesistötarkkailuissa on paljon käytetty vesi- ja ympäristöhallituksen kehittämää käyttökelpoisuusluokitusta. Sen käyttöä voidaan edelleenkin suositella, sillä yhtenäisten luokitusperusteiden käyttö eri tilanteissa tuo mukanaan monia etuja.

Käyttökelpoisuusluokitus soveltuu käytettäväksi erityisesti silloin, kun halutaan verrata suurten alueko-

konaisuuksien vesialueita keskenään ja kun halutaan arvioida ravinnepitoisuuksien ja levätuotannon lisääntymisen merkitystä erilaisille vesien käyttömuodoille. Rehevyystekijät on otettu painokkaimmin huomioon virkistyskäyttöluokituksessa ja raakavesiluokituksessa, joten erityisesti niiden käyttö on perusteltua ravinnekuormituksen vaikutuksia arvioitaessa.

Vesi- ja ympäristöhallituksen kehittämä käyttökelpoisuusluokitus ei erityisen hyvin sovellu tietyn yksittäisen toimenpiteen aikaansaaman vesien tilan muuttumisen kuvaamiseen. Käyttökelpoisuusluokitus on niin yleispiirteinen, että vain merkittävimmät veden laadun muutokset saavat aikaan muutoksen luokituksessa. Yksittäisten toimenpiteiden vaikutuksia arvioitaessa tulisikin käyttökelpoisuusluokituksen rinnalla tarkastella myös esimerkiksi ravinne- ja a-klorofyllipitoisuuksien tai tuotantotason muutoksia ja arvioida tällaisten muutosten suuruutta verrattuna luonnontilaan alueella. Apuna tarkasteluissa voitaisiin käyttää myös esimerkiksi levätuotantoon tai levämääriin perustuvia rehevyyssluokitteluja tai tietyille luonnonoloiltaan yhtenäisille alueille erikseen kehitettyjä luokituksia.

5.6.5 E l i ö s t ö

Yleistä

Lajistoselvitykset soveltuvat vesistön rehevöityneisyydestä sekä sen muutosten yleiseen seurantaan. Indikaattoriorganismien käyttöä vesien rehevöitymisteen kuvaajina vaikeuttavat kuitenkin lajien sopeutumiskyky ympäristöolosuhteiden muutoksiin sekä se, ettei selvärajaisesti vain tiettyä veden trofiatasoa ilmentäviä lajeja ole. Ekosysteemin biologisten muutosten kuvaamisessa lajistoselvitykset eivät yksin riitä, vaan niitä on täydennettävä biomass- ja tuotantotutkimuksilla.

Selvitettävät eliöryhmät valitaan tapauskohtaisesti ottaen huomioon aikaisemmat vertailukelpoiset tutkimukset sekä ne haitat, joita vedelle tai sen käytölle arvioidaan aiheutuvan. Kalataloudelle ovat tärkeitä pohjaeläin-, eläinplankton- ja perifytontiedot. Kasviplanktonlajisto, -biomassa ja tuotanto ovat merkittäviä arvioitaessa veden sopivuutta veden hankintaan. Rantojen käyttömahdollisuuksien selvittäminen vaatii puolestaan tietoa makrofyttikasvustoista.

Seuraavassa on esitetty näkökohtia eri eliöryhmien soveltumisesta ravinnekuormituksen vaikutusten indikoimiseen.

Kasviplankton

Levät ovat nopean elinkiertonsa vuoksi herkkiä reagoimaan ravinnepitoisuuksien muutoksiin. Toisaalta ei ole olemassa levälajeja, jotka esiintyisivät vain tietyn trofiatason ympäristössä. Eutrofiaa indikoivat

lajit suosivat runsasravinteisia olosuhteita. Toisaalta oligotrofiaindikaattorit ovat lajeja, jotka tulevat toimeen myös niukkaravinteisessa ympäristössä. Levälajistoselvityksistä johtopäätöksiä tehtäessä on kiinnitettävä huomiota näytteiden riittävään ajalliseen ja paikalliseen edustavuuteen.

Perifyton

Perifytonin on havaittu reagoivan nopeasti jo hyvin pieniin ravinnepitoisuuksien muutoksiin. Perifytonin käyttö rehevöitymisen kuvaamiseen soveltuu erityisesti virtaaviin vesiin. Järvissä ja rannikkovesissä perifytonikasvuston kehittymiseen vaikuttavat ravinnepitoisuuksien lisäksi merkittävästi myös mm. erot virtausoloissa. Tulosten tulkinnassa ja vertailussa on virtausolot otettava huomioon. Koska tietyllä havaintopaikalla perifytonnäytteiden välinen vaihtelu on usein varsin suuri, tulee näytteitä ottaa riittävän paljon luotettavan kuvan saamiseksi.

Makrofyytit

Makrofyytit soveltuvat ravinnekuormituksen vaikutusten pitkäaikaiseen seurantaan. Selvityksiä voidaan toteuttaa esim. 4-8 vuoden välein. Erityisen sopivia kohteita ovat matalat ja rehevät vesistöalueet, joille on kehittynyt huomattavia makrofyttikasvustoja. Ranta- ja vesikasvillisuuden tilan sekä kehityksen tunteminen on tärkeää selvitettäessä voimakkaasti kuormittavien hankkeiden aiheuttamia muutoksia rannan virkistyskäyttö- ja suojeluarvoon, kalataloudelliseen arvoon sekä maisemaan.

Eläinplankton

Eläinplanktonissa voidaan erottaa pääasiassa oligotrofisiin vesiin rajoittuneita puhtaan veden lajeja ja eutrofiasta hyötyviä, likaantumista sietäviä lajeja. Suuri joukko eläinplanktereita on myös melko sopeutumiskykyisiä ravinnetasoon nähden. Tiedot eri lajien indikaatioarvosta ovat kuitenkin vielä puutteellisia. Itämeren murtovesilajeissa ei ole ainuttakaan eutrofiaa suosivaa lajia. Eräiden makean veden eutrofisten lajien runsas esiintyminen ja muutamien sietokykyisten murtovesilajien suuri tuotanto ovat ominaisia likaantuneille ja rehevöityneille rannikkovesialueille. Eläinplanktonselvitykset ovat perusteltuja erityisesti rannikkovesissä ja sisävesissä, joissa on merkittäviä eläinplanktonia ravintonaan käyttäviä kalapopulaatioita (muikku- ja siikavedet).

Pohjaeläimet

Pohjaeläinten käytöllä vesien rehevöitymisen indikointiin on etuna niiden pitkäikäisyys, paikallisuus ja melko yksinkertaiset, joskin usein työläät näytteenotomenetelmät. Pohjaeläimistö reagoi herkästi orgaanisen aineen sedimentaation sekä happitalouden muutoksiin. Pohjaeläimistöä voidaan usein käyttää ravinnekuormituksen vaikutusalueen rajaamiseen ja vyöhykkei-

syyden arviointiin paremmin kuin vedestä tehtyjä kemiallisia tai biologisia määriä.

Kalasto

Kalalajeja ei ole luokiteltu veden ravinteisuutta kuvaaviin ryhmiin. Kalalajien toimeentuloon ja sietoon vaikuttavat abioottisista tekijöistä keskeisesti lämpötila, pH, happi-, ammoniakki-, metalli- ja kiintoainepitoisuus sekä erilaisten orgaanisten aineiden esiintyminen. Veden ravinnepitoisuuksien muutokset vaikuttavat kalalajistoon ja -tuotantoon välillisesti ennen kaikkea happitaloudessa, sedimentaatiossa, pH-oloissa sekä eläinplanktonissa ja pohjaeläimistössä tapahtuvien muutosten kautta. Kalastoselvitykset ovat tärkeitä ennen kaikkea ravinnekuormituksen aiheuttamien taloudellisten vaikutusten määrittämiseksi.

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

- Ahl, T. & Wiederholm, T. 1977. Svenska vattenkvalitetskriterier. Eutrofierande ämnen. Statens Naturvårdsverk PM 918. 124 s.
- Ahl, T., Karlgren, L., Olsson, E. & Tullander, W. 1967. Hushållsavloppsvatten. Vatten 1967/3:178-204.
- Ahti, E. 1983. Fertilizer-induced leaching of phosphorus and potassium from peatlands drained for forestry. Commum. Inst. For. Fenn. 111:1-20 1986. Estimating leaching of fertilizer phosphorus from peatland forests by using decline functions. Voluntary paper, IUFRO World Congress, 1986, Ljubljana. 11 s.
- Ahtiainen, M. 1988. Effects of clear-cutting and forestry drainage on water quality in the Nurmes-study. In: Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, - Joensuu, Finland, 6 - 8 June 1988. Publications of the Academy of Finland 4/1988:206-219.
- 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A. 45. Helsinki. 122 s.
- Allen, E. J. & Nelson, E. W. 1910. On the Artificial culture of marine plankton organisms. Jour. Mar. Biol. Assoc. U. Kingd. 8:421-474.
- Ambrose, R. B. Jr., Wool, T. A., Connolly, J. P. & Schantz, R. W. 1987 (rev. 1990). WASP4, a hydrodynamic and water quality model - model theory, user's manual, and programmer's guide. Athens, Georgia, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. 317 s.
- Anttila, P. 1987. Ilman kautta vesistöön tuleva typpikuorma. Typen pitoisuus ja merkitys vesissä, Kuopion vesitutkimuspäivät 14.-15.5.1987. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 45:51-56.
- Autio, R., Heiskanen, A-S., Hällfors, G., Hällfors, S., Kaitala, S., Kivi, K., Kuosa, H., Kuparinen, J., Kuuppo-Leinikki, P., Lignell, R., Lindqvist, K., Pajuniemi, R., Ranta, E., Tamminen, T. & Uitto, A. 1990. Ecological plankton research of the Baltic Sea. Project Pelag. Final Report 1987-1989. 172 s.
- Bendorf, J. 1979. A contribution to the phosphorus loading concept. Int. Revue ges. Hydrobiol. 64(2):177-178.
- Bergquist, B., Lundin, L. & Anderson, A. 1984. Effects of peatland drainage on hydrology and limnology. The basin Siksjöbacken. (In Swedish). Uppsala Univ. Limnol. Inst. Forskningsrapp. 9, Rapport LIU 1984 B, 4. 140 s.

- Bilaletdin, Ä., Koskinen, K. & Frisk, T. 1991. Statistical assessment of different contributions on nutrient loading from a drainage basin. *Aqua Fennica*. Painsosa.
- Boström, B. 1988. Relations between chemistry, microbial biomass and activity in sediments of a sewage-polluted vs. a non-polluted eutrophic lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23:451-459.
- Brezonik, P. L. 1975. Denitrification in natural waters. Conference on nitrogen as a water pollutant. Vol 2. Kööpenhamina.
- 1977. Denitrification in natural waters. *Prog. Wat. Tech.* 8:373-392.
- Brown, C. M. & Johnson, B. 1977. Inorganic nitrogen assimilation in aquatic microorganisms. *Teoksessa: Droop, M. R. & Jannasch, W. (toim.), Advances in aquatic microbiology:49-114.*
- Brundin, L. 1956. Die Bodenfaunischer Seetypen und ihre Anwendbarkeit auf die Südhalbkugel. Zugleich eine Theorie der produktions-biologischer Bedeutung der glazialen Erosion. *Inst. Freshwater Res. Drottningholm Rep.* 37:186-235.
- Canfield, D. E. Jr. & Bachmann, R. W. 1981. Prediction of total phosphorus concentration, chlorophyll a, and Secchi depths in natural and artificial lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 38, no. 4:414-423.
- Chapra, S. C. 1975. Comment on 'An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes' by W.B. Kirchner and P.J. Dillon. *Water Resour. Res.*, vol. 11, no. 6:1033-1034.
- Chen, C. W. & Orlob, G. T. 1972. Ecologic simulation for aquatic environments. Final report for the Office of Water Resources Research, U.S. Department of the Interior. Walnut Creek, California. Water Resources Engineers, Inc. 156 s.
- Chiaudani, G. & Vighi, M. 1974. The N:P ratio and tests with *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. *Water Research* 8:1063-1069.
- Dillon, P. J. 1975. The phosphorus budget of Cameron lake, Ontario: The importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes. *Limnol. Oceanogr.* 20(1):28-39
- Dillon, P. J. & Rigler, F. H. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19(5):767-773.
- DiToro, D. M., Fitzpatrick, J. J. & Thomann, R. V. 1981 (rev. 1983). Water quality analysis simulation program (WASP) and Model verification program (MVP). Documentation. Hydroscience, Inc., Westwood, NY, for U.S. EPA, Duluth, MN, Contract no. 68-01-3872.

- Droop, M. R. 1973. Some thoughts on nutrient limitation in algae. *Journal of Phycology* 9:264-272.
- Dugdale, R. C. 1967. Nutrient limitation in the sea: dynamics identification and significance. *Limnology and Oceanography* 12:685-695.
- ECE Statistical Commission 1989. Draft of the ECE Standard Statistical Classification of Ecological Fresh Water Quality. Working Paper no 1. 4-8 Dec. 1989.
- Edelmann, K. suull. 1991. Seleenin kohdentaminen seleenihiivaa käyttäen -esitelmä Oy Alko Ab:llä 1.2.1991.
- Edmondson, W. T. & Lehman, J. T. 1981. The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. *Limnol. Oceanogr.*, vol. 26, no. 1:1-29.
- Eerola, L. 1979. Eläinplankton ja sen tuotanto Helsingin meri-alueella vuosina 1972 - 1976. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Vesilaboratorion tiedonantoja 11 (1):1-89.
- Eloranta, P. 1970. Pollution and aquatic flora of waters by sulphite cellulose factory at Mänttä, Finnish Lake District. *Ann. Bot. Fennici* 7:63-141.
- 1978. Effects of size of sample counted in phytoplankton analyses. *Ann. Bot. Fennici*, vol. 15, no. 3:169-176
- 1980. Minimivanteiden tutkiminen. Tarvitaanko typen poistoa jätevesistä, VKA ry:n koulutuspäivät 26.-27.11.1980, s. 43-54.
- Eloranta, J., Frisk, T., Kinnunen, K., Kylä-Harakka, T., Nieminen, J., Rautalahti-Miettinen, E., Sarkkula, J. & Virtanen, M. 1981. Vesistön tilan ennustamismallien soveltamisselvitys. Teollisuuden jätevesiprojekti TESI 9.1. Helsinki, SITRA. 208 s.
- Field, S. J. 1986. Evaluation of phosphorus loading for Delavan Lake in Southern Wisconsin. *Lake and Reservoir Management* Vol II. Proc. 5th Annu. Conf. Int. Symp. Nov. 13-16, 1985, Geneva, Wisc. North. Am. Lake Manage. Soc., Washington, D.C. s. 408-414.
- Finney, B., Grenney, W. B., Bishop, A. B. & Hughes, T. C. 1977. Mixed integer programming models for water resources management. Utah Water Research Laboratory, College of Engineering, Utah State University, Logan. 287 s.
- Fogg, G. E. 1971. Nitrogen fixation in lakes. *Plant and Soil. Special Volume* 1971:393-401.
- Fogg, G. E., Stewart, W. D. P., Fay, P. & Walsby, A. E. 1973. *The blue-green algae*. Academic Press. London, New York. 459 s.

- Forsberg, C. & Claesson, A. 1974. Naturvårdsverkets RR-undersökning. 3. Algtest med vatten från RR-undersökningens sjöar. Augusti-oktober 1972. Vatten 30:84-95.
- Forsberg, C., Ryding S-O., Claesson, A. & Forsberg, A. 1978. Water chemical analyses and/or algal assay? -Sewage effluent and polluted lake water studies. Mitt. Int. Ver. Limnol. 21:352-363.
- Forsberg, C. & Ryding, S-O. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. Arch. Hydrobiol. Vol 89:189-207.
- Forsius, J. & Huttula, T. 1982. Application of a mathematical model to a branched watercourse. Geophysica 19 (1):55-64.
- Frisk, T. 1978. Järvien fosforimallit. Vesihallituksen tiedotuksia 146. 113 s.
- 1984. Joen fosforimalli (JOP). Vesihallituksen monistesarja 273. 20 s.
- 1989. Development of mass balance models for lakes. National Board of Waters and the Environment. Publ. Water and Env. Res. Inst., no. 5. 68 s.
- Frisk, T. & Nyholm, B. 1980. Lämpötilan vaikutuksesta reaktionopeuskertoimiin vedenlaatumalleissa. Vesitalous, vol. 21, no. 5:24-27.
- Froelich, P. N. 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphate buffer mechanism. Limnol. Oceanogr. 33:649-668.
- Gaume, A. M. & Duke, J. H., Jr. 1975. Computer program documentation for the reservoir ecologic model EPAECO. Prepared for the U.S. Environmental Protection Agency, Planning Assistance Branch, Washington D.C. Walnut Creek, California, Water Resources Engineers.
- Granberg, K. 1973. The eutrophication and pollution of Lake Päijänne, Central Finland. - Ann. Bot. Fennici 10:267-308.
- 1979. Pohjois-Päijänteen katselmustoimitukseen liittyvät selvitykset. Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja 72. Jyväskylä. 170 s.
- Granhall, U. & Lundgren, A. 1971. Nitrogen fixation in Lake Erken, Limnol. Oceanogr. 16:711-719.
- Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. Uppsala Univ. Naturgeogr. Inst., UNGI Rapp. 58. 144s.
- Hakkari, L. 1978. On the productivity and ecology of zooplankton and its role as food for fish in some lakes in Central Finland. - Biol. Res. Rep. from the University of Jyväskylä 4 (1978):1-87.

- Hallikainen, S. 1988. Kalanviljelyn vaikutus luonnonkaloihin ja kalastukseen. Esitelmä AEL:n koulutuspäivillä 12.- 13. 12.1988. Tampere. 11 s.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Publications of the Water Research Institute 37. Helsinki. 91 s.
- 1981. Pohjakaasvustotutkimukset (Perifyton) rehevöitymisen arvioinnissa. Vesihallituksen tiedotus 212:23-44.
- 1987. Luonto - uusi korvausten maksajako? Vesitalous 3/1987:17-20.
- Heinonen, P. & Hongell, H. 1985. Perifytonkasvustojen käyttö rehevöitymisen ja eräiden metallien seurannassa Pyhäjoen vesistöalueella. Vesihallituksen monistesarja 333. 37s.
- 1988. Oulun läänin Pyhäjärven rehevöityminen kesällä 1985. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 27:3-97.
- Heiskanen, A.-S. 1991. Nutrient cycles in the coastal northern Baltic: The role of sedimentation as a controlling factor in the pelagic ecosystem. Lisensiaattitutkimus. Helsingin yliopisto, Hydrobiologian laboratorio. 21 s.
- Helcom, 1987. Baltic Marine Environment Commission - Helsinki Commission 1987. First Baltic Sea pollution load compilation. Baltic Environment Proceedings No. 20. 56 s.
- Hellawell, J. 1977. Biological surveillance and water quality monitoring. Teoksessa: Alabaster, J. S. (toim.). Biological monitoring of inland fisheries: Session I, Classification of river water quality. Applied Science Publishers, London. s. 69-88.
- Hutchinson, G. E. 1975. A treatise on limnology. III. Limnological botany. J. Wiley & Sons, New York. 660 s.
- Hydraulic Engineering Center 1974. Water quality for river-reservoir systems. Computer program documentation, U.S. Army Corps of Engineers, HEC, Davis California.
- Hällfors, G., Viitasalo, I. & Niemi, Å. 1987. Macrophyte vegetation and trophic status of the Gulf of Finland - a review of Finnish investigations. Meri 13:111-158.
- Hörnström, E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analyses. Limnologica, vol. 13, no. 2:249-261.
- Ilmavirta, V. & Toivonen, H. 1986. Comparative studies on macrophytes and phytoplankton in ten small, brown-water lakes of different trophic status. Aqua Fennica 16:125-142.

- Isotalo, I. 1974. Lausunto Kokemäenjoen alajuoksulla ja sen suistossa aiheutuneiden jätevesivahinkojen korvausten osittelusta. Vahingonarvio Kokemäenjoen alaosalla ja Porin edustan merialueella. Porin kaupungin ym. jätevesikatselmus, avustavan virkamiehen lausunto. Turku. 17 s.
- Joensuu, O. & Sarajärvi, K. 1986. Tunne ja hoida kalavetesi. Kustannuskiila Oy. Kuopio. 169 s.
- Jones, J. R. & Bachmann, R. W. 1976. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. J. Water Poll. Control Fed. 48(9):2176-2182.
- Jumppanen, K. 1976. Effects of waste waters on a lake ecosystem. Ann. Zool. Fennici 13:85-138.
- 1984. Eläinplankton ja pohjaeläimet - Kalanravintoa ja indikaattoreita. Vesiensuojelun tavoitteiden asettaminen, VKA ry:n koulutuspäivät 4.- 5.10.1984. s. 75-86.
- Jumppanen, K. & Kolehmainen, O. 1982. Eurajoen yhteistarkkailu vuonna 1981. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistyksen moniste.
- Juusela, T. & Wäre, M. 1956. Suomen peltojen kuivatustila. Maa- ja vesiteknillisiä tutkimuksia 8.
- Järnefelt, H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. Suomalainen Tiedeakatemia. Ann. Acad. Scient. Fennicae Series A IV. Biologica 18. Helsinki. 29 s.
- 1956. Zur Limnologie einiger Gewässer Finnlands XVI. Mit besonderer Berücksichtigung des Planktons. Ann. Zool. Bot. Fennicae, Vanamo 17 (1):1-201.
- Järnefelt, H., Naulapää, A. & Tikkanen, T. 1963. Planktonopas. Kalavesitutkimus II. Suomen Kalastusyhdistys N:o 34. Helsinki. 133 s.
- Järvinen, O. 1986. Laskeuman laatu Suomessa 1971 - 82. Vesi-hallituksen monistesarja 408. 142 s.
- Järvinen, O. & Vänni, T. 1990. Sadeveden pitoisuus- ja laskeuma-arvot Suomessa vuonna 1989. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 236. 74 s.
- Kamp-Nielsen, L. & Andersen, J. M. 1977. A review of the literature on sediments: water exchange of nitrogen compounds. Prog. Wat. Tech. 8:393-418.
- Kangas, I. 1966. Levätestit vesien laatuselvityksissä. Limnologisymposion 1966. s. 95-103.
- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å. & Salemaa, H. 1982. A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, South Coast of Finland in 1977-1981. Acta Botanica Fennica 118. 27 s.

- Kanninen, J. 1980. Typen merkitys perustuotannon rajoittajana kolmessa eutrofisessa Etelä-Suomen järvessä. Pro gradu -työ. 91 s.
- Kansanen, P. 1985. Assessment of pollution history from recent sediments in Lake Vanajavesi, Southern Finland. II. Changes in the Chironomidae, Chaoboridae and Ceratopogonidae (Diptera) fauna. *Ann. Zool. Fennici* 22:57-90.
- 1989. Sedimenttitutkimus vesistövaikutusten arvioinnissa. Oulun vesistötutkimuspäivät 10-11.4.1989. Vesi- ja ympäristöhallituksen moniste nro 162:96-99.
- Kansanen, P., Aho, J. & Paasivirta, L. 1984. Testing the lake type concept based on chironomid associations in some Finnish lakes using multivariate statistical methods. *Ann. Zool. Fennici* 21:55-76.
- Kansanen, P. & Väyrynen, T. 1986. Etelä-Saimaan pohjaeläintutkimus v. 1986. Oy Vesitekniikka Ab. Raportti 2600. 50 s.
- Karsisto, K. & Ravela, H. 1971. Eri ajankohtina annettujen fosfori- ja kalilannoitteiden huuhtoutumisesta metsäojitusalueilta. *Suo* 22, 3-4:39-46.
- Kauppi, L. 1978. Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 30:21-41.
- 1979. Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 34:35-46.
- 1984. The contribution of agricultural loading to eutrophication in Finnish lakes. *Wat. Sci. Tech.* 17:1133-1140.
- Kauppi, L., Kenttämies, K. & Puomio, E.-R. 1986. Effect of nitrogen and phosphorus removal from sewage on eutrophication of lakes. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 69:70-87.
- Kenttämies, K. 1977. Utlakningen av fosfor och kalium från dikade och gödslade torvmarker. Diffuse vannforurensningar - Filförörelse og transport. 13. Nordiska symposiet om vattenforskning. Röros 1977-05-02-05. Nordforsk miljövärdsssekretariatet publ. 1977, 2:271-280.
- 1987. Metsäojituksen ja metsänlannoituksen vaikutus valumaveden ominaisuuksiin. *Lisensiaattityö*. Helsingin yliopiston limnologian laitos. Helsinki. 36 s.
- Kerfoot, W. C. & Parnell, E. 1983. Enclosure studies: Introduction of *Daphnia* into eutrophic waters. XXII Kongress der Int. Ver. Limnol., Lyon, Abstracts. 176 s.
- Keto, J. 1985. Myrkylliset ja punaiset sinilevät Lahden Vesi-järvessä. *Ympäristö ja Terveys* 1:37-40.

- Kettunen, J. 1980. Ravinteiden kierto matalassa eutrofisessa järvässä - sovelluskohteena Vihdin Enäjärvi. Vesitekniikan laitos, Teknillinen korkeakoulu. Julkaisu 20. 155 s.
- Kilham, S. S. 1978. Nutrient kinetics of freshwater planktonic algae using batch and semicontinuous methods. Mitt. Inter. Ver. Limnol. 21:147-157.
- King, D. 1970. The role of carbon in eutrophication. J. Water Pollut. Control Fed. YO:2035-2501.
- Kinnunen, K., Nyholm, B., Niemi, J., Frisk, T., Kylä-Harakka, T. & Kauranne, T. 1982 Water quality modeling of Finnish water bodies. National Board of Waters, Helsinki. Publ. Wat. Res. Inst. 46. 99s.
- Kirchner, W. B. & Dillon, P. J. 1975. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. Water Resour. Res., vol. 11, no 1:182-183.
- Knowles, R. & Lean, D. 1987. Nitrification: A significant cause of oxygen depletion under winter ice. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol 44:743-749.
- Koistinen, M. 1989. Vesikasvillisuus Hankoniemen pohjoispuolen merialueella, teollisuuden ammoniumsulfaattipäästöjen vaikutuspiirissä v. 1987. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 186. 149 s.
- Koponen, J. 1984. Vesistöjen 3-dimensioinen virtaus- ja vedenlaatumalli. Teknillinen korkeakoulu, teknillisen fysiikan osasto, matematiikan laitos, Espoo. Diplomi-työ. 98 s.
- Kurimo, U. 1970. Effect of pollution on the aquatic macroflora of the Varkaus area, Finnish Lake District. Ann. Bot. Fennici 7:213-254.
- 1975. Vesikasvit kertovat vesien tilasta. Suomen Luonto 34:268-273.
- Kurimo, H. & Kurimo, U. 1981. Distributional relations and homogenous areas in aquatic macrophyte vegetation - a case study. Ann. Bot. Fennici 18:293-312.
- Kärmeniemi, T. 1985. Porin kaupungin, Oy Rosenlew Ab:n ja A. Ahlström Oy:n jätevesien vaikutus Kokemäenjoen ja Porin edustan merialueen tilaan. Jätevesikatselmus, avustavan virkamiehen lausunto. Helsinki. 43 s.
- 1987. Yhtyneet Paperitehtaat Oy, Kemira Oy, Valkeakosken kaupunki ja Aaltosen tehtaat Oy. Jätevesien aiheuttamat vesistövahingot ja vahinkojen ositus vuodesta 1983 alkaen. Jätevesikatselmus, avustavan virkamiehen lausunto. Helsinki. 53 s.
- 1989. Lohjan Paperi Oy:n, Metsä-Serla Oy:n, Lohjan kaupungin ja Lohjan kunnan jätevesien vesistövaikutukset 1980-luvulla. Jätevesikatselmus, avustavan virkamiehen lausunto. Helsinki. 59 s.

- Langi, A. 1982. Kaskisten merialueen yhteistarkkailu vuonna 1981. Oy Keskuslaboratorion moniste.
- Lappalainen, K.-M. 1974. Kehitysarviot eri kuormitusvaihtoehtoilla, Kallaveden reitti ja Haukivesi. Vesihallituksen tiedotus 59. 119 s.
- 1977. Matemaattisia apukeinoja vesistötutkimuksen tulosten käsittelyyn. Teoksessa: Lehmusluoto, P. (toim.). Fysikaaliset ja kemialliset analyysimenetelmät. Helsinki, Vesi- ja kalatalousmiehet ry. s. 107-121.
 - 1987. Typen pitoisuus ja merkitys sisävesissä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 45:7-10.
 - 1988. Haja- ja sisäkuormitus vesiensuojelun vitsauksena. Vesitalous 3:14-18.
- Lappalainen, K.-M. & Matinvesi, J. 1990. Järven fysikaalis-kemialliset prosessit ja ainetaseet. Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.). Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Helsinki. s. 54-84.
- Larsen, V. 1977. Nitrogen transformation in lakes. Prog. Wat. Tech. 8:419-431.
- Larsen, D. P. & Mercier, H. T. 1976. Phosphorus retention capacity in lakes. J. Fish. Res. Board Can., vol.33, no. 8, s. 1742-1750.
- Larsson, U., Elmgren, R. & Wulff, F. 1985. Eutrophication and the Baltic Sea: Causes and Consequences. Ambio 14:9-14.
- Lehmusluoto, P. 1969. Veden pieneliötoiminnoista ja niiden mittaamisesta radioaktiivisen hiilen avulla. Vesianalyttisiä menetelmiä. Kemistien 14. täydennyskurssin moniste.
- Lehtonen, E. & Penttilä, S. 1991. Porvoonjoen kuormitusselvitys. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A. 68. Helsinki. 182 s.
- Lepistö, L. 1988. Sentriset piileväsuviut Melosira Agardh ja Rhizosolenia Ehrenberg sekä laji Attheya zachariasii Brun Suomen järvien tilan kuvaajina. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 86. 103 s.
- Leppäkoski, E. 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackishwater environments. - Acta Acad. Aboensis Ser B 35(2):1-90.
- Leppänen, J.-M. 1988. Carbon and nitrogen cycles during the vernal growth period in the open northern Baltic Proper. Merentutkimuslaitos. Meri nro 16. 38 s.

- Lettevall, U. 1983. Vattenkvalitetsklassificeringen och riktvärden. Nittonde Nordiska Symposiet om vattenforskning. Nordforsk Miljövärdsserien. Publikation 1983/1:107-116.
- Lijklema, L. 1987. Internal loading - mechanisms and assessment of magnitude. Lakes Pollution and Recovery. Proc. int. Congr. of European Wat. Poll. Assoc. (EWPCA), Rome, April 15-18, 1985. s. 181-188.
- Lindahl, G. & Wallström, K. 1985. Nitrogen fixation (acetylene reduction) in planktonic cyanobacteria in Öregrundsgrepen, SW Bothnian Sea. Arch. Hydrobiol. 104:193-204.
- Linkola, K. 1932. Alueellista lajittelustoa vesiemme putkilokasveista. Luonnon Ystävä 36:86-101.
- 1933. Regionale Artenstatistik der Süßwasser flora Finnlands. Ann. Bot. Soc. Vanamo 3(5):3-13.
- Lopez-Bernal, F. F., Krenkel, P. A. & Ruane, R. J. 1977. Nitrification in free flowing streams. Progr. Wat. Tech. 9:821-832.
- Lännergren, C., Lundgren, A. & Granhall, U. 1974. Acetylene reduction and primary production in Lake Erken. Oikos 25:365-369.
- Mackereth, F. J. H. 1953. Phosphorus utilization by *Asterionella formosa* Hass. Journal of Experimental Botany 4:296-313.
- Malin, V. 1984. Yleinen järvien vedenlaatuindeksi. Vesihallituksen monistesarja 242. 74 s.
- Malve, O., Huttula, T. & Lehtinen, K. 1991. Modelling of eutrophication and oxygen depletion in Lake Lappajärvi. Submitted in April 1991 to be presented in "The First Int. Conf. on Water Pollution", Wessex Inst. of Technology, Southampton, 3 - 5 September, 1991.
- Manninen, P. 1987. Gonyostomum semen (Ehrenb.) Dies. Raphidophyceae kannan tiheys ja elinolosuhteet humuspitoisissa lammissa. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 14. 75 s.
- 1990. Mikkelin vesi- ja ympäristöpiirissä kesällä 1990 suoritettuja tutkimuksia. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 281. 51 s.
- Mantere, R. 1981. Kasviplanktonin, erityisesti viherlevien esiintymisestä rehevyytasoltaan ja ravinteiden alkuperältään erilaisissa vesistöissä. Pro gradu -työ. Helsingin yliopiston limnologian laitos. 75 s.
- Marja-Aho, J. 1982. Perifyton kalankasvatuksen aiheuttaman rehevöitymisen ilmentäjänä. Vesihallituksen tiedotus 222. 80 s.

- Marja-Aho, J. & Koskinen, K. 1989. Turvetuotannon vesistövaikutukset. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 36. 278 s.
- McCarthy, J. J. 1980. Nitrogen. Teoksessa: Morris, I. (toim.). The physiological ecology of phytoplankton Blackwell. Oxford. s. 191-233.
- Megard, R. O. 1978. Phytoplankton, photosynthesis, and phosphorus in Lake Minnetonka, Minnesota. *Limnol. Oceanogr.*, vol. 17, no. 1. s. 68-87.
- Melvasalo, T., Pesonen, L., Varmo, R. & Viljamaa, H. 1975. Inshore effects of pollution on the biota of the Baltic, Southern Finland. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19:2340-2353.
- Mikkola, K. J., Oksanen, J. & Pakarinen, P. 1984. Kasviekologia atk-ohjelmia. Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen monisteita 91: I-II + 1-70.
- Miller, M. S. 1985. Investigation of internal loading sources. Lake and Reservoir Management. Proc. 4th Annu. Conf. Int. Symp. Oct. 16-19, 1984, McAfee, New Jersey. North. Am. Lake Manage. Soc. Washington, D.C. s. 282-285.
- Monakov, A. V. & Sorokin, Y. I. 1972. Some results on investigations on nutrition of water animals. - *Kajak Z. & Hillbricht-Ilkowska, A.* (toim.): Productivity problems of freshwaters. Warszawa & Karkow. s. 765-773.
- Morris, I. 1974. Nitrogen assimilation and protein synthesis. Teoksessa: *Algal Physiology and Biochemistry.* Stewart, W. D. P. (toim.) Oxford. Blackwell. s. 583-606.
- Mustonen, S., Sallantausta, T & Ravela, H. 1987. Metsä- ja turvetalouden vesiensuojelutoimikunnan mietintö. *Komiteanmietintö 1987:62.* 344 s.
- Nalewajko, C. & Lean, D. R. S. 1980. Phosphorus kinetics-algal growth relationships in batch cultures. *Mitt. Inter. Ver. Limnol.* 21:184-192.
- Naumann, E. 1919. Några synpunkter angående limnoplanktons ökologi med särskild hänsyn till fytoplankton. *Svensk Botanisk Tidskrift* 13:129-163.
- Niemi, J. 1978. Application of an ecological simulation model to Lake Päijänne. National Board of Waters, Helsinki. *Publ. Wat. Res. Inst* 28. 39 s.
- Niemi, R. A. 1990. Makrofytyt vesien tilan seurannassa. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 53. 98 s.
- Niemi, Å. 1975. Ecology of phytoplankton in the Tvärminne area, SW coast of Finland. II. Primary production and environmental conditions in the archipelago and the sea zone. *Acta Botanica Fennica* 105. 73 s.

- Niemi, M. & Kauppi, L. 1978. Ammoniumtypen ja nitrifikaation merkitys vesissä ja BOD-määrittelyssä. Moniste. Vesi- hallituksen vesitutkimustoimisto. 32 s.
- Niemistö, L., Rinne, I., Melvasalo, T. & Niemi, Å. 1989. Blue-green algae and their nitrogen fixation in the Baltic Sea in 1980, 1982 and 1984. Finnish Institute of Marine Research. Meri. 17.
- Norsk institutt for vannforskning, NIVA 1983: Vurderingssystem for vannkvalitet in innsjoer og elver. Rapport 0-80007. 75 s.
- Norton, W. R., Roesner, L. A., Evenson, D. E. & Monser, J. R. 1974. Computer program documentation for the stream quality model QUAL II. Prepared for the Environmental Protection Agency, Systems Development Branch. Water Resources Engineers, Walnut Creek, California.
- Nürnberg, G. K. 1984. The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. Limnol. Oceanogr., vol 29, no. 1. s. 111-124.
- Nybohm, C. 1981. Vesihallinnon käyttämät vesikasvustojen tutkimusmenetelmät. Vesihallinnon monistesarja 76: 1-18 + liitteet 7 s.
- Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Part II: The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. Kobenhavn, Det Kongelige Danske Vidensk. Selsk. Biol. Skr. Bind VII, nr. 1. 293 s.
- Nyman, C., Anttila, M.-L., Lax, H.-G. & Sarvala, J. 1986. Koskien pohjaeläimistö jokien laatuluokittelun perustana. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisu 3. 76 s.
- OECD 1982. Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Paris. 154 s.
- Ojanen, T. 1979. Tuusulanjärven typpi- ja fosforitase 1974-77. Pro gradu -työ, Helsingin yliopiston limnologian laitos. 54 s.
- Oksanen, J. 1984. Lichen-rich forests and related communities in Finland: Ordination and classification studies. Univ. Joensuu Publ. Sci. 1:1-35.
- Oliver, R. L. & Walsby, A. E. 1984. Direct evidence for the role of light-mediated gas vesicle collapse in the buoyancy regulation of *Anabaena flos-aquae* (cyanobacteria). Limnol. Oceanogr. 29. (4):879-886.
- Ollikainen, M. 1991. Karjalan Pyhäjärven tila sedimentin piilevien ilmentämänä. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja, sarja A. (painossa). 54 s.
- Oravainen, R. 1981. Vuosiyhteenveto Vanajaveden-Pyhäjärven vesistöalueen yhteistarkkailusta vuonna 1980. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistyksen julkaisu nro 125.

- Oravainen, R. & Lappalainen, K.-M. 1990. Nitraatit vesien rehevöitymisessä ja parantamisessa. *Vesitalous* 1:26-31.
- Paasivirta, L. 1984a. Pohjaeläimistön käyttö vesistöjen tilan arvioinnissa (The use of zoobenthos in the assessment of the quality of water environments). *Luonnon Tutkija* 88: 79-84.
- 1984b. Suurten järvien profundaalin pohjaeläinbiomassa ja surviaissääskilajisto. *Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen tiedonantoja* 38:32-35.
- 1989: Pohjaeläimistö tutkimuksen liittäminen järvisyvänealueiden seurantaan. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 164. 69 s.
- Paasivirta, L. & Särkkä, J. 1978. Effects of pulp mill and municipal effluents and humus load on the macro- and meiozoobenthos of some Finnish lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20:1779-1778.
- Palko, J., Merilä, E. & Heino, S. 1988. Maankuivatuksen suunnittelu happamilla sulfaattimaililla. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 21. 60 s.
- Pekkarinen, M. 1987. Tuusulanjärven ja Rusutjärven hoito- ja kunnostusmahdollisuudet. *Pro gradu -työ*. Helsingin yliopiston limnologian laitos. 144 s.
- Persson, P.-E., 1981. The etiology of muddy odour in water and fish. *Väitöskirja*. Helsingin yliopiston limnologian laitos. 56 s.
- Perttula, U. 1953. Jätevesien vaikutuksesta Valkeakosken lähi-vesien kasvillisuuteen ja kasvistoon. *Arch. Soc. Vanamo* 7(2): 106-113.
- Pesonen, L. 1978. Helsingin ja Espoon merialueiden tarkkailu. - *Vesilaboratorion tiedonantoja* 10 (1). Helsingin kaupungin rakennusvirasto.
- Pesonen, L., Rinne, I. & Tarkiainen-Rinne, E. 1978. Veden laatuluokitus Helsingin ja Espoon merialueella vuosina 1968-1977. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. *Vesilaboratorion tiedonantoja* 10(1978):2. 11 s.
- Peters, R. H. 1986. The role of prediction in limnology. *Limnol. Oceanogr.* 31 (5):1143-1159.
- Pitkänen, H. 1987. Joet rannikkovesien ravinnekuormittajana Suomessa. *Lisensiaattityö*. Helsingin yliopisto, limnologian laitos. 33 s.
- Pitkänen, H., Kangas, P., Miettinen, V. & Ekholm, P. 1987. The state of the Finnish coastal waters in 1979-1983. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 8. 167 s.

- Pitkänen, H., Kangas, P., Sarkkula, J., Lepistö, L., Hällfors, G. & Kauppila, L. 1990. Veden laatu ja rehevyys itäisellä Suomenlahdella. Raportti vuosien 1987-88 tutkimuksista. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisusarja A 50. 134 s.
- Pitkänen, H. & Sandman, O. 1991. Bottom dynamics and net nutrient sedimentation in a stratified estuary in the northeast Gulf of Finland. Käsikirjoitus.
- Provini, A. & Premazzi, G. 1987. The role of internal loadings. Lakes Pollution and Recovery. Proc. int. Congr. of European Wat. Poll. Assoc. (EWPCA), Rome, April 15-18, 1985, s. 133-144.
- Puustinen, J. 1990. Typen merkitys rannikkovesien rehevöitymisessä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisusarja A 58. 82 s.
- Reckhow, K. H. 1977. Phosphorus models for lake management. Ph.D. dissertation, Harvard University. 302 s.
- Recknagel, F. 1980. Systemtechnische Prozedur zur Modellierung und Simulation von Eutrophierungsprozessen in stehenden und gestauten Gewässern. Diss. A, TU Dresden Sektion Wasserwesen.
- Recknagel, F. & Bendorf, J. 1982. Validation of the ecological simulation model SALMO. Int. Revue ges. Hydrobiol. 67:113-125.
- Redfield, A. C., Ketchum, B. H. & Richards, F. A. 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. Teoksessa: Hill, M. N. (toim.). The Sea, vol. 2. Interscience. New York. s. 26-77.
- Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. Aqua Fennica 19,2:95-107.
- Reynolds, C. S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press. Cambridge. 384 s.
- Rinne, I., Melvasalo, T., Niemi, Å. & Niemistö, L. 1979. Nitrogen fixation (acetylene reduction method) by blue-green algae in the Baltic Sea in 1975 and 1977. Publ. Water Res. Inst., National Board of Waters, Finland 34:88-107.
- Rohde, W. 1958. Primärproduktion und Seetypen. Verh. Verein. Limnol. 13:121-141.
- Ronkainen, J. & Lappalainen, K.-M. 1990. Hapetuksen vaikutuksesta Keski-Kallaveden tilaan sekä nitrifioinnin ja denitrifioinnin tarpeen selvittäminen. Savo-Karjalan vesiensuojeluyhdistys ry:n ja Vesi-Eko ky:n raportti A 2808 Kuopion kaupungille ja Metsä-Serla Oy:lle, Kuopio 21. 11. 1990. 130 s.

- Ryding, S.-O. 1985. Chemical and microbiological processes as regulators of the exchange of substances between sediments and water in shallow eutrophic lakes. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 70:657-702.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.*, vol. 62, no. 1:128.
- Sallantaus, T. 1983. Turvetuotannon vesistökuormitus. Kauppa- ja teollisuusministeriön julkaisu D: 29. 122 s.
- 1986. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset - kirjallisuuskatsaus. Maa- ja metsätalousministeriö. *Luonnonvarajulkaisuja* 11. 203 s.
- Sandman, O. 1982. The eutrophication of some pelotrophic lakes; a paleolimnological study. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 49:76-96.
- Sarvala, J. 1984. Numeerinen yhteisöanalyysi vesistötutkimuksissa. *Luonnon Tutkija* 88:108-115.
- Saura, M. 1990. Metsänlannoitus vesistöjen rehevöittäjänä. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 270. 71 s.
- Schindler, D. W., Fee, E. J. & Ruzsyczynski, R. 1978. Phosphorus inputs and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the experimental lakes area and in similar lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, vol. 35, no. 2, s. 190-196.
- Seitzinger, S. P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* 33:702-724.
- Seppänen, P. 1970. Typpikysymys vesiensuojelussa. *Vesitalous* 4:12-15.
- Sivonen, K. 1990. Toxic Cyanobacteria in Finnish Fresh Waters and the Baltic Sea. Reports from Department of Microbiology 39/1990. University of Helsinki. 87 s.
- Sivonen, K. ja Lahti, K. 1987. Sinilevien esiintyminen ja niiden aiheuttama terveysriski. *Ympäristö ja Terveys* nro 5 1987 vsk 18:406-410.
- Sivonen, K., Niemelä, S. I., Niemi, R. I., Lepistö, L., Luoma, T. H. & Räsänen, L. A. 1990. Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. *Hydrobiologia* 190:267-275.
- Skulberg, O., (suull.) 1991. Seleeni ja sinilevät -esitelmä Oy Alko Ab:llä 1.2.1991.
- Smith, D. W. 1982. Nitrogen fixation. Teoksessa: Burns, R. G. & Slater, J. H. (toim.) *Experimental Microbial Ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. s. 212-220.

- Smith, V. H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221:669-671.
- Statens Naturvårdsverk 1990. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Klassificering av vattenkemi samt metaller i sediment och organismer. Allmänna råd 90:4. 35 s.
- Stewart, W. D., Fitzgerald, G. P. & Burris, R. H. 1968. Acetylene reduction by nitrogen fixing blue-green algae. *Arch. Microbiol.* 62:336-348.
- Stumm, W. & Stumm-Zollinger, E. 1972. The role of phosphorus in eutrophication. Teoksessa: K. Mitchell (toim.): *Water Pollution Microbiology*. s. 11-42.
- Suominen, J. 1968. Changes in the aquatic macroflora of the polluted Lake Rautavesi, SW Finland. *Ann. Bot. Fennici* 5:65-81.
- Svensson, U. 1986. PROBE - An Instruction manual. Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), Rep. Oceangr. 10.
- Särkkä, M. 1970. Metsänlannoituksen vaikutus vesistöissä. *Suo* 21, 3-4:67-74.
- Tamminen, T. 1990. Eutrophication and the Baltic Sea: Studies on phytoplankton, bacterioplankton and pelagic nutrient cycles. Väitöskirja. Helsingin yliopiston ympäristönsuojelun laitos. 22 s.
- Tamminen, T. & Imrich, A. 1990. Urea uptake kinetics of a midsummer planktonic community on the SW coast of Finland. Käsikirjoitus.
- Thieneman, A. 1918. Untersuchungen über die Beziehungen zwischen dem Sauerstoffgehalt des Wassers und der Zusammensetzung der Fauna in norddeutschen Seen. *Archiv für Hydrobiol.* 12: 1-65.
- Thunmark, S. 1945. Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodologisch-ökologische Studie. *Folia Limnol. Scand.* 3. 66 s.
- Tilman, D. 1977. Resource competition between planktonic algae: an experimental and theoretical approach. *Ecology* 58:338-348.
- Tikkanen, T. 1986. Kasviplanktonopas. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. Helsinki. 278 s.
- Tiren, T. 1977. Denitrifikation i sjöar 1. Skogshögskolan. Institutionen för växtekologi och marklära. Rapporter och uppsatser 29. 65 s.
- Toivonen, H. 1981. Sisävesiemme suurkasvillisuus; Järvikasvillisuuden alueelliset piirteet. Teoksessa: Meriläinen, J. (toim.), Suomen Luonto 4. Kirjayhtymä, Helsinki. s. 179-226.

- 1982. Palpakot pulassa? Sisävesiemme suurkasvit ja rehevöityminen. *Tiede* 2000 1982(5):4-9, 11.
 - 1984. Makrofyyttien käyttökelpoisuus vesien tilan seurannassa. *Luonnon Tutkija* 88:92-95.
- Tolonen, K., Ilmavirta, V., Hartikainen, H. & Suksi, J. 1990. Paleolimnological investigation of the eutrophication history of Lake Tuusulanjärvi, Southern Finland. *Aqua Fennica* 20,1:27-41.
- Turun vesi- ja ympäristöpiiri 1985. Saaristomeren kalankasvatustoimintaa koskeva vesiensuojelusuunnitelma. Vesihallituksen moniste nro 374. 158 s.
- Ulkoasiainministeriö ja ympäristöministeriö 1988. Yhteinen tulevaisuutemme. Ympäristön ja kehityksen maailmankomission raportti. Valtion painatuskeskus. Helsinki. 347 s.
- Uotila, P. 1971. Distribution and ecological features of hydrophytes in the polluted Lake Vanajavesi, S. Finland. *Ann. Bot. Fennici* 8:257-295.
- Uotila, P. & Kippo-Edlund, P. 1985. Vesien suurkasvillisuus. Teoksessa: Tyystjärvi-Muuronen, K. (toim.), Vesiopasvedet ja vesiluonto. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy, Helsinki. s. 61-90.
- Vaga, R. M., Culver, D. A. & Munch, C. S. 1983. The fecundity ratio of large to small filter-feeding cladocerans as a function of inedible algal standing crop. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22: 3072-3075.
- Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry. 1986. Vantaanjoen vesistön hajakuormitus selvitys. Julkaisu no. 20. 174 s.
- Varis, O. 1984. Water quality model for lake Kuortaneenjärvi, a polyhumic Finnish lake. *Aqua Fennica* 14:179-187.
- Vesihallitus 1978. Raportti Kansainvälisen jälleenrakennus- ja kehityspankin vesiensuojelulainan edellyttämästä tutkimusprojektista vuosina 1975-1978. Vesihallituksen julkaisuja 24. 150 s.
- 1982. Vesiviranomaisten käyttämät vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. Vesihallituksen julkaisuja 40:1-56.
 - 1985. Vesihallinnon piirtämisohjeet. Vesihallituksen monistesarja 304. 136 s.
- Vesi- ja ympäristöhallitus 1988a. Lestijärven vesiensuojelusuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 125. 77s.
- Vesi- ja ympäristöhallitus 1988b. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 20. 48 s.

- Viitasaari, S. 1990. Maatalouden vesistökuormitus ja sen merkitys Ähtävänjoen vesistöalueella. Teoksessa: Maatalouden vesiensuojelu. Oulun vesistötutkimuspäivät 3.-4.4.1990. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 245:49-52.
- Viitasalo, I. 1985. Rantavyöhykkeen uposversoisen vesikasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1979. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos. Viemärilaitososasto. Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja 16:1-40 + liitteet.
- 1990. Rantavyöhykkeen uposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1988. Vertailu vuosiin 1979 ja 1984. Helsingin kaupungin vesi- ja viemärilaitos. Tiedonantoja 18. 33 s.
- Virtanen, M., Koponen, J., Dahlbo, K. & Sarkkula, J. 1986. Threedimensional water-quality-transport model compared with field observations. *Ecol Modelling*, vol 31, nos. 1-4. s. 185-199.
- Vollenweider, R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication, Tech. Rep. OECD. Paris DAS/CSI/68.27. 159 s.
- Vollenweider, R. A. 1969. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Arch Hydrobiol.*, vol 66, no. 1, s. 1-36.
- Vuorinen, I. 1981. Ympäristötekijöiden vaikutuksista eläinplanktonyhteisön rakenteeseen ja toimintaan Turun edustan merialueella. - Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistyksen julkaisuja 48:95-136.
- Walker, W. W., Jr. 1977. Some analytical methods applied to lake water quality problems, Ph.D. dissertation, Harvard University.
- Wallentinus, I. 1979. Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Askö area, Northern Baltic proper. II. The ecology of macroalgae and submerged phanerogams. *Contr. Askö Lab.* 25:1-210.
- Wallin, M., Håkanson, L. & Persson, J. 1990. Belastningsmodeller för närsaltutsläpp i kustvatten - speciellt fiskodlingars miljöpåverkan. SNV, Solna.
- Wetzel, R. G. 1975. *Limnology*. W. B. Saunders Company. Philadelphia, London, Tronto. 743 s.
- Wezernak, C. T. & Gannon, J. J. 1967. Oxygen-nitrogen relationships in autotrophic nitrification. *Appl. Microbiol.* 15/5:1211-1215.

- Whittaker, R. J. 1987. An application of detrended correspondence analysis and non-metric multidimensional scaling to the identification and analysis of environmental factor complexes and vegetation structures. *J. Ecol.* 75:363-373
- Willen, E. & Willen, T. 1978. About freshwater phytoplankton. Teoksessa: Sournia, A. (toim.). *Phytoplankton manual*. Unesco. Paris. s. 297-300
- Wiederholm, T. 1974. Studier av bottenfauna i Vättern. SNV PM 416, Naturvårdsverkets limnol. undersökning. Rapport 72. 63 s.
- 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Water Pollution Control Fed.* 52:537-547.
- 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 1. Näringsämnen, syre, ljus, försurning. Statens Naturvårdsverk rapport 3627. 57 s.
- Wiederholm, T., Svensson, B. & Cederwall, H. 1985. Bottenfauna. Teoksessa: Naturvårdsverket. Recipientkontroll Vatten. Metodunderlag. Solna, Statens naturvårdsverk. Rapport 3075. 33 s.
- Wiklander, G. 1980. Utlakning av kväve från skogsekosystem. I: Processer i kvävetts kretslopp. Sammanfattningar från en seminariereserie arrangerad av SCOPE/UNEP International Nitrogen Unit, October 1978 - Mars 1979. Stockholm, Kungl. vetenskapsakademien. s. 226-233.
- Yrjänä, E.-R. 1981. Typen sidonta sisävesissä. Tarvitaanko typen poistoa jätevesistä? VKA ry:n koulutuspäivät 26.-27.11.1980. s. 14-27.
- Yrjänä, E.-R. & Kauppi, L. 1984. Kasviravinteet rehevyytason säätelijöinä. Vesiensuojelun tavoitteiden asettaminen, VKA ry:n koulutuspäivien julkaisu. s. 103-117.

Pienten valuma-alueiden fosfori- ja typpikuormitus
(Rekolainen 1989).

Tutkimuksessa mukana olleiden pienten valuma-alueiden pinta-ala, peltoprosentti sekä keskimääräinen fosfori- ja typpikuormitus vuosijaksoilla 1965-1974 ja 1981-1985.

	Pinta- ala km ²	Pelto- ala %	TOT-P kg km ⁻² a ⁻¹ 65...74	81...85	TOT-N kg km ⁻² a ⁻¹ 65...74	81...85
Metsävaltaiset alueet						
13 Yli-Knuutila	0,07	0	7,7	8,9	130	300
14 Teeressuonoja	0,69	0	5,3	5,9	190	310
31 Paunulanpuro	1,50	2	9,2	11	-	230
44 Huhtisuonoja	5,03	0	18	12	-	200
51 Kesselinpuro	21,7	4	10	16	230	270
72 Heinäjoki	9,40	8	-	14	-	230
93 Pahkaoja	23,3	2	8,8	11	-	260
103 Myllypuro	9,86	2	9,5	14	-	220
Sekalaiset alueet						
15 Kylmänoja	4,04	27	26	32	560	630
32 Siukolanpuro	1,86	9	20	41	310	360
43 Latosuonoja	5,34	19	24	14	310	560
71 Ruunapuro	5,39	22	20	53	330	490
83 Kaidesluoma	5,5	13	14	29	260	360
84 Norrskogsdiket	1,6	34	13	22	410	700
91 Tuuraoja	23,5	16	13	30	200	350
101 Huopakinoja	19,7	17	30	26	350	270
Peltovaltaiset alueet						
11 Hovi	0,12	100	56	160	1 300	1 400
12 Ali-Knuutila	0,24	48	58	96	630	640
21 Löytäneenoja	5,64	68	20	75	570	1 000
22 Savijoki	15,4	39	-	66	-	890
Happamat sulfaattimaat						
81 Haapajyrä	6,09	58	14	25	920	1 400
85 Sulvanjoki	26,8	23	19	29	610	950
94 Kuikkisenoja	8,05	31	6,5	23	390	1 100

LIITE 2

ESIMERKKEJÄ LUOKITUKSISTA

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN KÄYTTÖKELPOISUUSLUOKITUKSET:
REHEVÖITYMISTÄ ILMENTÄVÄT SUUREET

VIRKISTYSKÄYTTÖLUOKITUS

Luokka	Luonnostaan rehevät vedet		Muuttuneet vedet	
	kok P mg m ⁻³	a-klorofylli mg m ⁻³	kok P mg m ⁻³	a-klorofylli mg m ⁻³
erinomainen	<12	<4		
hyvä	13-70	4-20		
tyydyttävä	>70	>20	13-40	4-12
välttävä			40-80	12-30
huono			>80	30-100
sopimaton				>100

RAAKAVESILUOKITUS

Luokka	kok P mg m ⁻³	NH ₄ mg m ⁻³	NO ₃ g m ⁻³	a-kloro- fylli mg m ⁻³	kasviplankton biomassa g m ⁻³
erinomainen	<10			<2	
hyvä	10-25	<100		2-5	<0.5
tyydyttävä	25-50	100-500		5-20	0.5-2
huono	50-100	500-2000	<30	20-100	2-10
sopimaton	>100	>2000	>30	>100	>10

KALAVESILUOKITUS

Luokka	Luonnostaan rehevät vedet a-klorofylli mg m ⁻³	Muuttuneet vedet a-klorofylli mg m ⁻³
erinomainen	<10	<4
hyvä	<10	<4
tyydyttävä	>10	<20
välttävä		<30
huono		>30

YLEISLUOKITUS

Luokka	kok P mg m ⁻³	a-klorofylli mg m ⁻³
erinomainen	<12	<4
hyvä	<30	<10
tyydyttävä	<50	<20
välttävä	50-100	20-50
huono	>100	>50

ESIMERKKEJÄ LUOKITUKSISTA

SISÄVESIEN ALUEELLISIA LUOKITUKSIA

KOKEMÄENJOEN VESISTÖALUEEN TULOXSISTA LASKETTU RYHMITTELY

Luokka	kok P mg m ⁻³	perustuotanto- kyky mg C m ⁻³ d ⁻¹
karu	<10	<75
lievästi		
rehevä	10-20	75-230
rehevä	20-50	230-750
erittäin		
rehevä	50-100	750-1500
pilaantunut	>100	>1500

Lähde: Oravainen 1981

LOUNAIS-SUOMEN LIKAANTUNEILLE JOKIVESILLE KEHITETTY LUOKITTELU

Luokka	O ₂ %	BOD mg l ⁻¹	NH ₄ mg m ⁻³	Enterokokit kpl 100 ml ⁻¹
puhdas	80-100	0-2	<100	<25
lievästi				
likaantunut	70-80	2-5	100-500	25-250
likaantunut	40-70	5-10	500-1000	250-2500
voimakkaasti				
likaantunut	<40	>10	>1000	>2500

Lähde: Jumppanen ja Kolehmainen 1982

KALLAVEDEN REITILLE JA HAUKIVEDELLE KEHITETTY HAPPIPITOISUUTEEN JA FOSFORIN TILAVUUSSEDIMENTAATIOON (S/V) PERUSTUVA LUOKITUS

Luokka	O ₂ %	Alusveden happipitoisuus			S/V 10 ⁻⁶ mg s ⁻¹ m ⁻³
		maalis- kuu	elo- kuu	kesän keskiarvo	
erittäin					
puhdas	>80	>10	>8	>9	>0.23
puhdas	80-60	10-7.5	8-6	9-7	0.23-0.58
tyydyttävä	60-40	7.5-5	6-4	7-5	0.58-1.50
vältävä	40-20	5-3	4-2	5-3	1.50-3.82
huono	<20	<3	<2	<3	>3.82

Lähde: Lappalainen 1974

ESIMERKKEJÄ LUOKITUKSISTA

RANNIKKOVESIEN ALUEELLISIA LUOKITUKSIA

KASKISTEN EDUSTAN MERIALUEELLE KEHITETTY LUOKITTELU

Luokka	O ₂ %	kiinto- aine g m ⁻³	väri g Pt m ⁻³	COD _{Mn} g m ⁻³	kok N g m ⁻³	kok P mg m ⁻³
1	>90<105	<5	<30	<5	<0.25	<15
2	70-90	5-10	30-70	5-10	0.25-0.4	15-25
3	50-70	10-15	70-100	10-20	0.4-0.7	25-50
4	30-50	15-25	100-200	20-40	0.7-1.5	50-150
5	<30>125	>25	>200	>40	>1.5	>150

Lähde: Langi 1982

LOUNAIS-SUOMEN SAARISTO- JA RANNIKKOVESILLE KEHITETTY LUOKITUS

Luokka	kok P mg m ⁻³	a-klorofylli mg m ⁻³	Perustuotantokyky mg C m ⁻³ d ⁻¹
karu	<12	<2	<100
lievästi rehevä	12-23	2-5	100-300
rehevä	23-80	5-25	300-1500
erittäin rehevä	>80	>25	>1500

Lähde: Turun vesi- ja ympäristöpiiri 1985

HELSINGIN EDUSTAN MERIALUEELLE KEHITETTY LUOKITUS

Luokka	kok P mg m ⁻³	perustuo- tantokyky mg C m ⁻³ d ⁻¹	kasviplank- tonbiomassa g m ⁻³	O ₂ % vaihtelu	fekaaliset streptokokit kpl 100 ml ⁻¹
erinomainen	<30	<100	<3	<35	<5
hyvä	30-49	100-199	3-10	35-49	5-25
tyydyttävä	50-99	200-399	11-25	50-64	25-79
välttävä	100-249	400-799	26-50	65-79	80-249
huono	>250	>800	>50	>80	>250

Lähde: Pesonen ym. 1978

ESIMERKKEJÄ LUOKITUKSISTA

VESIEN TUOTANTOON TAI BIOMASSAAN PERUSTUVIA LUOKITUKSIA

KASVIPLANKTONIN BIOMASSAAN PERUSTUVA LUOKITUS

Luokka	kasviplanktonin biomassa $g\ m^{-3}$ (tuorepaino)
ultraoligotrofia	<0.20
oligotrofia	0.21-0.50
alkava rehevöityminen	0.51-1.00
mesotrofia	1.01-2.50
eutrofia	2.51-10.0
hypereutrofia	>10.0

Lähde: Heinonen 1980

KASVIPLANKTONIN PERUSTUOTANTOON JA PERUSTUOTANTOKYKYYN PERUSTUVA LUOKITUS

Luokka	perustuotanto- kyky $mg\ C\ m^{-3}\ d^{-1}$	perustuotanto $kg\ C\ ha^{-1}\ a^{-1}$
karu	<100	<400
lievästi rehevä	100-200	400-800
rehevä	200-1000	800-1200
erittäin rehevä	>1000	>1200

Lähde: Lehmusluoto 1969

PROFUNDAALIN MAKROFAUNAN KESKIMÄÄRÄISEEN BIOMASSAAN PERUSTUVA LUOKITUS

Järven rehevyys- taso	pohjan ravinteisuus	biomassa $g\ m^{-2}$	
		tuhkaton kuivapaino	tuorepaino
oligotrofinen	niukkaravin- teinen	0.01-0.06	0.1-0.5
oligotrofinen	melko niukka- ravinteinen	0.06-0.2	0.5-1.6
mesotrofinen	lievästi ravinteikas	0.2-0.7	1.6-6.0
eutrofinen	ravinteikas	0.7-2.2	6.0-17.0
hypereutro- finen	erittäin ravinteikas	>2.2	>17.0
pilaantunut	myrkyllinen	<0.01	<0.1

Lähde: Paasivirta 1984a, 1984b

LIITE 6

ESIMERKKEJÄ LUOKITUKSISTA

RUOTSALAISIA LUOKITUKSIARUOTSIN LUONNONHOITOVIRASTON OHJEET RAVINTEISUUDEN JA REHEVÖITYMISEN ARVIOIMISEKSIRavinteisuus

Luokka	kok P mg m ⁻³	kok N g m ⁻³
erittäin karu	<7.5	<0.30
karu	7.5-15	0.30-0.45
melko rehevä	15-25	0.45-0.75
rehevä	25-50	0.75-1.50
erittäin rehevä	>50	>1.50

Luonnontilan muutos

Luokka	Nykyinen pitoisuus/luonnontilainen pitoisuus
ei muutosta tai muutos merkityksetön	<1.5
selvästi muuttunut	1.5-2.0
voimakkaasti muuttunut	2.0-3.0
erittäin voimakkaasti muuttunut	>3.0

Lähde: Statens Naturvårdsverk 1990

RUOTSALAINEN 30:N JÄRVEN AINEISTOON PERUSTUVA TROFIATASOLUOKITUS

Luokka	kok P mg m ⁻³	kok N g m ⁻³	a-klorofylli mg m ⁻³	näkösyyvyys m
oligotrofinen	<15	<0.4	<3	>4.0
mesotrofinen	15-25	0.4-0.6	3-7	2.5-4.0
eutrofinen	25-100	0.6-1.5	7-40	1.0-2.5
hypereutrofinen	>100	>1.5	>40	<1.0

Lähde: Forsberg ja Ryding 1980

RUOTSALAINEN KRONOBERGIN LÄÄNIN JÄRVILLE KEHITETTY LUOKITUS

Luokka	kok N g m ⁻³	kok P mg m ⁻³	a-klor. mg m ⁻³	COD _{Mg} g m ⁻³	sameus FTU	johtokyky mS/m
1	<0.4	<6	<5	<30	<2	<6
2	0.4-0.75	6-20	5-15	30-60	2-4	6-10
3	0.75-1.25	20-80	15-60	60-90	4-6	10-15
4	1.25-2.0	80-200	60-125	90-125	6-10	15-20
5	2.0-2.5	200-500	125-250	125-175	10-15	20-30
6	2.5-3.0	500-1500	250-500	175-300	15-20	30-40
7	>3.0	>1500	>500	>300	>20	>40

Lähde: Lettevall 1983

A. Eutrofiaa indikoivat kasviplanktonlajit Järnefeltin ym. (1963) mukaan.

a. 1. luokan indikaattorit

Actinastrum hantzschii	Amphiprora spp.
Anabaena circinalis	Anabaena planctonica
Anabaena spiroides	Aphanizomenon gracile
Arthrodesmus convergens	Arthrodesmusoctocornis
Asterionella gracillima	Centrित्रactus sp.
Chroococcus dispersus	Closterium gracile
Coelastrum cambricum	Coelastrum reticulatum
Cosmarium humile	Cosmarium punctulatum
Cosmarium regnellii	Cosmarium regnesi
Dimorphococcus lunatus	Euastrum bidentatum
Eudorina charkowiensis	Euglena acus
Euglena oxyuris	Fragillaria capucina
Fragillaria crotonensis	Gonium pectorale
Kirchneriella contorta	Kirchneriella elongata
Kirchneriella lunaris	Kirchneriella obesa
Lagerheimia spp.	Lepocinclis spp.
Lygbya contorta	Melosira granulata
Melosira islandica	Melosira varians
Micractinium pusillum	Microcystis aeruginosa
Microcystis elabens	Microcystis flos-aquae
Microcystis pulverea	Microcystis viridis
var. incerta	Nephrocytiumlimneticum
Oocystis solitaria	Ophiocytium spp.
Oscillatoria limnetica	Pediastrum araneosum
Pediastrum duplex	Pediastrum gracillimum
Pediastrum limneticum	Pediastrum tetras
Peridinium bipes	Peridinium umbonatum
Peridinium volzii	Phacus longicauda
Phacus pleuronectes	Phacus spp.
Scenedesmus abundans	Scenedesmus acutiformis
Scenedesmus armatus	Scenedesmus armatus
Scenedesmus carinatus	var. bicaudatus
Scenedesmus denticulatus	Scenedesmus falcatus
Scenedesmus fenestratus	Scenedesmus longus
Scenedesmus naegelii	Scenedesmus opoliensis
Selenastrum bibraianum	Sphaerozomagranulatum
Staurastrum avicula	Staurastrum paradoxum
Staurastrum tetracerum	var. parvum
Stephanodiscus dubius	Synedra berolinensis
Synura uvella	Tetraedron caudatum
Tetraedron limneticum	Tetraedronplanctonicum
Tetraedron regulare	Tetraedron trigonum
Tetrastrum spp.	Trachelomonas abrupta
Trachelomonas acanthostoma	Trachelomonas armata
Trachelomonas kelloggii	Trachelomonas oblonga
Trachelomonas varians	Westella botryoides
Volvox aureus	

LIITE 7/2

b. 2. luokan indikaattorit

Closterium venus
 Cosmarium meneghinii
 Dictyosphaerium ehrenbergianum
 Dictyosphaerium elegans
 Glenodinium gymnodinium
 Pandorina morum
 Scenedesmus arcuatus
 Staurastrum dejectum
 Tetraedron spp.
 Trachelomonas volvocina

Coelastrum microporum
 Cyclotellameneghiniana

Euglena spp.
 Nephrocytium lunatum
 Pediasstrum boryanum
 Scenedesmus hystrix
 Synedra acus
 Trachelomonas hispida

B. Oligotrofian indikaattorit

Arthrodesmus incus
 Crucigenia irregularis
 Dactylococcopsis smithii
 Dinobryon bavaricum
 Dinobryon divergens
 Mallomonas allorgei
 Stichogloea olivacea

Chroococcus turgidus
 Cyclotella kützingiana
 Dicerias spp.
 Dinobryon cylindricum
 Kephyrion spp.
 Merismopedia glauca

Indikaattorilajit Heinosen (1980) mukaan

A. Eutrofiaindikaattorit

Actinastrum hantzschii	Amphiprora paludosa
Ankistrodesmus falcatus	Characiopsis longipes
v. spirilliformis	Chroococcus dispersus
Chrysococcus minutus	Closteriopsis longissima
Closterium aciculare	Closterium gracile
Closterium macilentum	Closterium pronum
Coelastrum cambricum	Diatoma elongatum
Dictyosphaerium	Dictyosphaerium elegans
ehrenbergianum	Dimorphococcus lunatus
Euglena acus	Euglena charkowiensis
Euglena proxima	Franceia ovalis
Glenodinium gymnodinium	Kirchneriella elongata
Kirchneriella lunaris	Kirchneriella obesa
Lagerheimia genevensis	Lepocinclis texta
Lyngbya limnetica	Melosira granulata
Melosira varians	Micractinium pusillum
Microcystis aeruginosa	Microcystis flos-aquae
Microcystis viridis	Nitzschia acicularis
Oscillatoria limnetica	Pandorina morum
Pediastrum biradiatum	Pediastrum duplex
Pediastrum gracillicum	Pediastrum limneticum
Pediastrum tetras	Pediastrum tetras
Peridinium bipes	v. tetraodon
Peridinium penardiforme	Phacus curvicauda
Phacus longicauda	Phacus tortus
Polyedriopsis spinulosa	Scenedesmus abundans
Scenedesmus armatus	Scenedesmus falcatus
v. bicaudatus	Scenedesmus naegelii
Scenedesmus opoliensis	Scenedesmus ovalternus
Selenastrum gracile	v. graewenitzii
Sphaerosozma granulatum	Staurastrum paradoxum
Strombomonas verrucosa	v. parvum
Synedra berolinensis	Tetraedron caudatum
Tetraedron limneticum	Tetraedron planctonicum
Tetraedron trigonum	Tetrastrum
Trachelomonas hispida	staurogeniaforme
Trachelomonas intermedia	Trachelomonas planctonica
Trachelomonas varians	Trachelomonas volvocina
Trachelomonas volvocinopsis	

B. Oligotrofiaindikaattorit

Arthrodesmus incus	Cosmarium contractum
Crucigenia rectangularis	Diatoma vulgare
Dinobryon acuminatum	Dinobryon cylindricum
Dinobryon sertularia	Euastrum bidentatum
Euastrum elegans	Mallomonas akrokomos
Mallomonas allorgei	Nephrocytium limneticum
Nephrocytium lunatum	Quadrigula lacustris
Stichogloea doederleinii	

LIITE 9/1

Kasviplanktonlajien trofiaindeksejä laskettuna tilavuuksien keskiarvojen perusteella. Asteikko on suhteellinen, eutrofian ja oligotrofian rajana pidetään indeksin arvoa 33. Tätä suuremmat arvot indikoivat eutrofiaa ja arvo 33 sekä sitä pienemmät arvot oligotrofiaa (Hörnström 1981).

	Trofiaindeksi
Microcystis spp.	100
Aphanizomenon flos-aquae	100
Phacus spp	98
Melosira granulata	95
Ankistrodesmus spp	90
Coelastrum spp.	90
Anabaena planctonica	90
Anabaena spiroides	85
Staurastrum paradoxum var. parvum	85
Staurastrum pinque	85
Staurastrum smithii	68
Tetraedron trigonum var. gracile	60
Gonyostomum semen	55
Pediastrum boryanum	55
Pediastrum duplex	55
Trachelomonas spp.	55
Attheya zachariae	55
Fragillaria crotonensis	51
Tetraedron caudatum	51
Synura spp.	50
Peridinium bipes	50
Peridinium cinctum	50
Peridinium willei	50
Closterium acutum var. variabile	50
Melosira ambigua	46
Pediastrum tetras	40
Chrysophaerella longispina	40
Synedra acus	40
Dinobryon divergens	39
Gymnodinium fuscum	35
Dictyosphaerium pulchellum	35
Asterionella formosa	34
Ceratium hirundinella	34
Oscillatoria agardhii	34
Staurodesmus cuspidatus var. curvatus	34

Trofiaindeksi

Tetraedron minimum	33
Gomphosphaeria naegeliana	33
Rhizosolenia longiseta	33
Dinobryon cylindricum var. palustre	33
Dinobryon bavaricum	31
Uroglena americana	31
Tabellaria fenestrata	29
Chrysochromulina parva	27
Spondylosium planum	26
Staurodesmus mamillatus	25
Gomphosphaeria lacustris	25
Melosira distans var. alpigena	23
Chrysidiastrum catenatum	21
Quadrigula spp.	21
Dinobryon suecicum	21
Crucigenia tetrapedia	21
Dinobryon borgei	20
Staurastrum anatinum	20
Staurastrum longipes	20
Staurodesmus extensus	19
Anabaena flos-aquae	18
Elakatothrix spp.	17
Monoraphidium dybowskii	16
Stichogloea doederleinii	15
Staurodesmus sellatus	15
Gymnodinium uberrimum	14
Sphaerocystis schroeterii	14
Willea irregularis	14
Dinobryon crenulatum	13
Chroococcus limneticus	12
Peridinium inconspicuum	12
Kephyrion boreale	12
Aphanothece ellipsoidea	12
Bitrichia chodatii	12
Monoraphidium griffithii	12
Oocystis submarina	11
Merismopedia tenuissima	11
Istmochloron trispinatum	11

LIITE 10

Vesikasvien jako ryhmiin ravinnevaatimustason perusteella
Linkolan (1932, 1933) mukaan.

Eutrofiset:

<i>Typha latifolia</i>	<i>Sagittaria natans</i>	<i>Ranunculus tricophyllus</i>
<i>T. angustifolia</i>	<i>Butomus umbellatus</i>	<i>R. circinatus</i>
<i>Potamogeton lucens</i>	<i>Elodea canadensis</i>	<i>Crassula aquatica</i>
<i>P. crispus</i>	<i>Stratiotes aloides</i>	<i>Callitriche</i>
<i>P. berchtoldii</i>	<i>Hydrocharis morsus-</i>	<i>hermaphroditica</i>
<i>P. pectinatus</i>	<i>ranae</i>	<i>Elatine hydropiper</i>
<i>P. filiformis</i>	<i>Glyceria maxima</i>	<i>E. alsinastrum</i>
<i>P. obtusifolius</i>	<i>Scolochloa festucacea</i>	<i>Peplis portula</i>
<i>P. rutilus</i>	<i>Acorus calamus</i>	<i>Myriophyllum verticillatu</i>
<i>P. friesii</i>	<i>Lemna trisulca</i>	<i>M. spicatum</i>
<i>P. pusillus</i>	<i>L. minor</i>	<i>Sium latifolium</i>
<i>Najas flexilis</i>	<i>L. gibba</i>	<i>Oenanthe aquatica</i>
<i>N. tenuissima</i>	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	<i>Limosella aquatica</i>
<i>Sagittaria</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Ceratophyllum</i>
<i>sagittifolia</i>		<i>demersum</i>

Semi-eutrofiset:

<i>Potamogeton</i>	<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Callitriche cophocarpa</i>
<i>perfoliatus</i>	<i>Polygonum amphibium</i>	<i>C. hamulata (?)</i>
<i>P. praelongus</i>	<i>Ranunculus peltatus</i>	<i>C. palustris</i>
<i>Alisma plantago-</i>	<i>R. lingua</i>	<i>Utricularia vulgaris</i>
<i>aquatica</i>		<i>U. minor</i>

Meso- ja oligotrofiset (o=selvästi oligotrofinen,
m= jokseenkin selvästi mesotrofinen)

<i>Equisetum fluvia-</i>	<i>Potamogeton alpinus</i>	<i>Nymphaea alba</i>
<i>tile(m)</i>	<i>P. gramineus(m)</i>	<i>N. candida</i>
<i>Isoetes lacustris(o)</i>	<i>Alopecurus aequalis(m)</i>	<i>N. tetragona(m)</i>
<i>I. echinospora(m?)</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Ranunculus reptans</i>
<i>Sparganium</i>	<i>(m)</i>	<i>Subularia aquatica</i>
<i>emersum(m)</i>	<i>Eleocharis palustris</i>	<i>Myriophyllum alterni-</i>
<i>S. glomeratum(m)</i>	<i>E. mamillatus(m)</i>	<i>florum(o)</i>
<i>S. friesii</i>	<i>E. acicularis</i>	<i>Hippuris vulgaris(o)</i>
<i>S. angustifolium</i>	<i>Schoenoplectus</i>	<i>Lysimachia thyrsiflora(o)</i>
<i>S. minimum(m)</i>	<i>lacustris(m)</i>	<i>Utricularia intermedia</i>
<i>S. hyerboreum(m)</i>	<i>Nuphar lutea</i>	<i>Litorella uniflora</i>
<i>Potamogeton natans(m)</i>	<i>N. pumila</i>	<i>Lobelia dortmanna</i>
<i>P. polygonifolius</i>		

Ilmentäjälajien esiintyminen elomuotoryhmittäin puhtaissa ja eri tavoin likaantuneissa vesissä Kurimon (1975) mukaan.
 + suosii asumajätevesiä, o sietää puunjalostusteollisuuden jätevesiä
 A = irtokellujat, B = kelluslehtiset, C = uposlehtiset,
 D = ilmalehtiset ruohot, E = upos- ja kelluslehtiset,
 F = ruohot ja sarat, G = pohjalehtiset.

1. Voimakkaasti likaantuneen veden ilmentäjälajit:

- A: Pikkulimaska (*Lemna minor*) +
- A: Isolimaska (*Lemna polyrrhiza*) +
- B: Pohjolan lumme (*Nymphaea candida*) +o
- C: Sahalehti (*Stratiodes aloides*) +
- C: Karvalehti (*Ceratophyllum demersum*) +
- C: Kiehkuraarviä (*Myriophyllum verticillatum*) +o
- C: Yleinen vesisherne (*Utricularia vulgaris*) +o

2. Likaantuneen veden ilmentäjälajit

- A: Kilpukka (*Hydrocharis morsus-ranae*) +
- B: Uistinviita (*Potamogeton natans*) +o
- B: Suomen lumme (*Nymphaea tetragona*) +o
- C: Vesirutto (*Elodea canadensis*) +
- C: Tylppälehtinen viita (*Potamogeton obtusifolius*) +o
- D: Suorapalpakko (*Sparganium simplex*) +
- F: Iso sorsimo (*Glyceria maxima*) +o

3 a. Indifferentit, eutrofisuuteen taipuvaiset lajit

- B: Ojasorsimo (*Glyceria fluitans*)
- C: Ahvenviita (*Potamogeton perfoliatus*)
- C: Litteä viita (*Potamogeton compressus*)
- D: Yleinen keiholehti (*Sagittaria sagittifolia*)
- D: Vesikuusi (*Hippuris vulgaris*)
- E: Heinäviita (*Potamogeton gramineus*)
- E: Punertuva viita (*Potamogeton alpinus*)
- F: Sarjarimpi (*Butomus umbellatus*)
- F: Leveälehtinen osmankäämi (*Typha latifolia*)

3 b. Indifferentit lajit

- B: Vesitatar (*Polygonum amphibium*)
- B: Ulpukka (*Nuphar lutea*)
- D: Ratamosarpio (*Alisma plantago-aquatica*)
- D: Terttualpi (*Lysimachia thyrsiflora*)
- F: Järvikaisla (*Schoenoplectus lacustris*)
- F: Sarat (*Carex* sp.)
- F: Järviruoko (*Phragmites australis*)

3 c. Indifferentit, vähäravinteisuuteen taipuvaiset lajit

- B: Kelluspalpakko (*Sparganium friesii*)
- C: Pikkuviita (*Potamogeton berchtoldii*)
- F: Järvikorte (*Equisetum fluviatile*)
- F: Suoluikka (*Eleocharis palustris*)
- G: Äimäruoho (*Subularia aquatica*)

4. Lähes puhtaan veden ilmentäjälajit

- G: Vaalea lahнаруoho (*Isoetes echinospora*)
- G: Tumma lahнаруoho (*Isoetes lacustris*)
- G: Hapsiluikka (*Eleocharis acicularis*)
- G: Kolmiheteinen vesirikko (*Elatine triandra*)
- G: Katkera vesirikko (*Elatine hydropiper*)

5. Puhtaan veden ilmentäjälajit

- C: Vuorokukkainen ärviä (*Myriophyllum alterniflorum*)
- E: Järvisätkin (*Ranunculus peltatus*)
- G: Nuottaruoho (*Lobelia dortmanna*)

LIITE 12/1

ERÄIDEN RANNIKOLLA ESIINTYVIEN MAKROFYTYTTIEN JA PÄÄLLYS-
LEVIEN LAJIKOHTAISET SAPROBIA-ARVOT (WALLENTINUS 1979,
KOISTINEN 1989)

	Wallentinus 1979	Koistinen 1989
PUTKILOKASVIT		
Bulboschoenus maritimus	-	0
Callitriche hermaphroditica	+0,5	0
Ceratophyllum demersum	+2	+1
Eleocharis acicularis	-	0
Hippuris vulgaris	-	0
Lemna trisulca	-	+1
Myriophyllum sibiricum	-	-1
Myriophyllum spicatum	+1	-1
Myriophyllum verticillatum	-	+1
Najas marina ssp. intermedia	+0,5	-1
Phragmites australis	-	0
Potamogeton filiformis	0	-1
Potamogeton pectinatus	+1	0
Potamogeton perfoliatus	+0,5	0
Potamogeton pusillus	+0,5	0
Ranunculus baudottii	+0,5	-2
Ranunculus circinatus	+1	-1
Ranunculus reptans	-	0
Ruppia cirrhosa	-0,5	-1
Ruppia maritima	+0,5	0
Schoenoplectus tabernaemontani	-	0
Typha latifolia	-	+1
Zannichellia major	-1	-2
Zannichellia palustris		
ssp. repens	+1	-1
Zannichellia pedunculata	-	-1
SAMMALET		
Drepanocladus aduncus	-	0
LEVÄT		
<u>Cyanophyta - sinilevät</u>		
Anabaena variabilis	-	+2
Gloeotrichia natans	-	0
Lyngbya aestuarii	-	+1
Rivularia atra	-	-2
Rivularia biasoletiana	-	-2
Spirulina subsalsa	-	+4
Tolypothrix tenuis	-	-2
<u>Rhodophyta - punalevät</u>		
Asterocytis ornata	+1	0
Audouinella purpurea	-0,5	0
Callithamnion roseum	0	-2
Ceramium tenuicorne	-0,5	-2
Furcellaria lumbricalis	-0,5	-2
Phyllophora pseudoceranoides	-0,5	-2
Polysiphonia nigrescens	+0,5	-2
Polysiphonia violacea	-0,5	-2

<u>Phaeophyta - ruskolevät</u>		
Chorda filum	-0,5	-2
Dictyosiphon chordata	-1	-2
Dictyosiphon foeniculaceus	-0,5	-1
Ectocarpus siliculosus	+1	-1
Fucus vesiculosus	-0,5	-2
Pilayella littoralis	+0,5	-2
Porterinema fluviatile	-	-1
Sphacelaria arctica	+0,5	-2
Sphacelaria radicans	+0,5	-2
Stictyosiphon tortilis	+0,5	-1
<u>Chlorophyta - viherlevät</u>		
Aphanochaete repens	+1	0
Cladophora glomerata	+1	0
Enteromorpha compressa	+2	+1
Enteromorpha flexuosa	-	+2
- subsp. flexuosa	-	+2
- subsp. paradoxa	-	+2
Enteromorpha intestinalis	+1	+1
Mougeotia sp.	-	-1
Oedogonium sp.	+2	0
Percursaria percurta	+1	+2
Rhizoclonium riparium	+0,5	+1
Spirogyra jürgensii	+1	0
Ulothrix sp.	0	0
Chara aspera var. aspera	-1	-2
Chara baltica	-2	-2
Chara canescens	-2	0
Chara globularis var. globularis	-1	-2
Chara tomentosa	-1	-2
Tolypella nidifica var. nidifica	-1	-2
<u>Bacillariophyta - piilevät</u>		
Berkeleya rutilans	-	+1

Lajien suhtautuminen eutrofioitumiseen, Wallentinus 1979

+2	= voimakkaasti positiivinen vaikutus
+1	= positiivinen vaikutus
+0,5	= lievästi positiivinen vaikutus
0	= indifferentti tai tuntematon
-1	= negatiivinen vaikutus
-2	= voimakkaasti negatiivinen vaikutus

Saprobiiaindeksi, Koistinen 1989

+4	= polysaprobinen laji
+3	= a-mesosaprobinen laji
+2	= b-mesosaprobinen laji
+1	= oligosaprobinen laji
0	= indifferentti tai saprobia-arvoa ei ole annettu
-1	= eutrofiaa suosiva laji
-2	= katarobinen laji

41. Siuntionjokineuvottelukunta: Siuntionjoen vesistön käytön ja suojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1989.
42. Vilhunen, Oili: Hankoa ympäröivän merialueen tila vuosina 1976 - 1986. Helsinki 1989.
43. Vantaanjoen vesistön vesiensuojelun toimenpideohjelma. Helsinki 1990.
44. Jeltsch, Ulrich: Saastuneiden maa-alueiden kunnostus. Helsinki 1990.
45. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun Nurmes tutkimuksessa. Helsinki 1990.
46. Heikkilä, Raimo: Vaasan läänin uhanalaiset suokasvit. Helsinki 1990.
47. Korkka-Niemi, Kirsti: Tutkimus kaivovesien happamoitumisesta Suomessa. Helsinki 1990.
48. Kauppi, Lea; Sandman, Olavi; Knuuttila, Seppo; Eskonen, Kristiina; Liehu, Anita; Luokkanen, Sinikka & Niemi, Maarit: Maankäytön merkitys vesien käytölle haitallisten sinileväkukintojen esiintymisessä. Helsinki 1990.
49. Heikkinen, Kaisa & Visuri, Anna: Orgaanisten aineiden merkityksestä ja pidättymisestä virtaavan veden ekosysteemissä.
Heikkinen, Kaisa & Visuri, Anna: Turvetuotannon typpikuormituksen vaikutuksista virtaavissa vesissä. Helsinki 1990.
50. Pitkänen, Heikki; Kangas, Pentti; Sarkkula, Juha; Lepistö, Liisa; Hällfors, Guy & Kauppila, Pirkko: Veden laatu ja rehevyys Itäisellä Suomenlahdella. Raportti vuosien 1987 - 88 tutkimuksista. Helsinki 1990.
51. Hirvi, Juha-Pekka (toim.): Suomenlahden öljyvahinko 1987. Helsinki 1990.
52. Levinen, Riitta: Puhdistamolietteen viljelykäytön edellytykset. Helsinki 1990.
53. Niemi, Reino A: Makrofyytit vesien tilan seurannassa. Helsinki 1990.
54. Lammassaari, Veikko: Uitto ja sen vesistövaikutukset. Helsinki 1990.
55. Kainuun vesi- ja ympäristöpiirin toiminnan suuntaviivat 1990-luvun alkupuoliskolla. Helsinki 1990.
56. Perälä, Jaakko & Reuna, Marja: Lumen vesiarvojen alueellinen vaihtelu Suomessa. Helsinki 1990.
57. Haja-asutuksen vedenhankinnan kehittäminen. Helsinki 1990.
58. Puustinen, Jukka: Typen merkitys rannikkovesien rehevöitymisessä. Helsinki 1990.
59. Oulun vesi- ja ympäristöpiiri: Pohjois-Pohjanmaan vedet ja ympäristö 1990-luvulla. Helsinki 1990.
60. Saviranta, Leena & Katko, Tapio (toim.): Kansainvälinen vesihuollon vuosikymmen 1981 - 1990 Suomessa. Helsinki 1990.
61. Katko, Tapio (ed.): The international drinking water and sanitation decade 1981 - 1990 in Finland. Helsinki 1990.
62. YV-projekti: Kokemuksia osallistumisesta ja vaikutusten arvioinnista vesiensuojelun suunnittelussa. Helsinki 1990.
63. Antikainen, Sari; Smolander, Ulla & Järvinen, Olli: Näytteenottomenetelmän luotettavuus luonnonvesien raskasmetalliseurannassa. Helsinki 1990.
64. Saarela, Jouko: Kaivosjätteiden geoteknisistä ominaisuuksista ja ympäristövaikutuksista. Helsinki 1990.
65. Turun vesi- ja ympäristöpiiri: Vesien käyttö ja hoito 1990-luvulla Varsinais-Suomi ja Etelä-Satakunta. Helsinki 1990.
66. Mukherjee, Arun B: The use of chlorinated paraffins and their possible effects in the environment. Helsinki 1990.
67. Assmuth, Timo: Kaatopaikkojen ongelmajätteiden ympäristövaikutukset. Riskikaatopaikatutkimuksen pääraportti. Helsinki 1990.
68. Porvoonjoen kuormitusselvitystyöryhmä; Lehtonen, Eija & Penttilä, Sirpa (toim.): Porvoonjoen kuormitusselvitys. Helsinki 1991.
69. Mikkelin vesi- ja ympäristöpiiri: Mikkelin läänin vesien hoito 1990-luvulla. Helsinki 1991.
70. Louekari, Kimmo; Saarikoski, Heli & Joki-Kokko, Eeva: Kadmium ympäristössä. Helsinki 1991.
71. Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri: Keski-Pohjanmaan vedet ja ympäristö. Helsinki 1991.

72. Freindling, Alexander & Heitto, Lauri: Primary production of inland waters. Helsinki 1991.
73. Pennanen, Jussi: Toutain Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen järjestelyn vaikutusalueella. Helsinki 1991.
74. Hildén, Mikael; Hakaste, Tapio; Korhonen, Pekka & Rahikainen, Eljas: Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen kalatalouden intressianalyysi. Helsinki 1991.
75. Ihme, Raimo; Heikkinen, Kaisa & Lakso, Esko: Pintavalutus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa. Helsinki 1991.
76. Pasanen, Jaana: Öljyisen maan ja jätteen mikrobiologinen puhdistus. Helsinki 1991.
77. Ihme, Raimo; Isotalo, Lauri; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Turvesuodatus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa.
Ihme, Raimo; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Laskeutusaltaiden toimivuuden parantaminen turvetuotantoalueiden valumavesien käsittelyssä.
Ihme, Raimo; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Turvetuotantoalueiden kuorituksen pidättäminen sarkaojiin. Helsinki 1991.
78. Rantala, Aulis (toim.): Vesistöjen kalkitus happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. Helsinki 1991.
79. Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnittelun työryhmä; Hynninen, Pekka (toim.): Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnitelma. Helsinki 1991.
80. Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiiri: Keski-Suomen kehittyvät vesivarat. Helsinki 1991.
81. Haapala, Kirsti & Eurén, Maija: Luonnonvesien ja jätevesien kiintoainemäärityksen ongelmista. Helsinki 1991.
82. Laine, Anne & Heikkinen, Kaisa: Turvetuotannon kalastovaikutukset. Helsinki 1991.
83. Vesihuoltolaitokset 31.12.1988 ja 31.12.1989. Helsinki 1992.
84. Sandman, Olavi; Turkia, Jaana & Huttunen, Pertti: Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja -lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärvässä. Helsinki 1992.
85. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri: Uudenmaan ja Etelä-Hämeen vedet. Helsinki 1991.
86. Roila, Tuija: Pienvesien happamoitumisen seuranta vuosina 1979 - 1989.
Roos, Jaana: Puskurikapasiteetin muutokset eräissä pienjärvisissä vuosien 1937 - 48 ja 1988 välillä. Helsinki 1992.
87. Ollikainen, Minna: Karjalan Pyhäjärven tila 1980-luvulla sedimentin pillevien ilmentämänä. Helsinki 1992.
88. Lepistö, Liisa: Planktonlevien aiheuttamat haitat. Helsinki 1992.
89. Rantakangas, Jorma: Perkauksen aiheuttaman kiintoainevirtaaman ennakointi. Helsinki 1992.
90. Kaijalainen, Erkki (toim.): Sonkajärven reitin vesien käytön yleissuunnitelma. Helsinki 1992.
91. Salo, Simo: The fate of chemicals spilled on water. A literature review of physical and chemical processes. Helsinki 1992.
92. Mäkirinta, Urho & Tolonen, Pasi: Vaalan Järvikylän järvien kasvillisuus järvien tilan kuvaajana. Helsinki 1992.
93. Mäkirinta, Urho: Muutoksia Alavetelin Isojärven kasvillisuudessa 1973 - 1981. Helsinki 1992.
94. Nakari, Tarja: Porvoon edustan merialueen meriveden vaikutuksista sumputtettujen ja luonnonkalojen elintoihin. Helsinki 1992.
95. Torpström, Heikki & Lappalainen, Matti: Järvien biomanipulaation perusteita ja käytännön mahdollisuuksia. Helsinki 1992.

ISBN 951-47-5715-7
ISSN 0786-9592