

**VESITEKNIIKAN LAITOS
TEKNILLINEN KORKEAKOULU**

**DIVISION OF WATER ENGINEERING
HELSINKI UNIVERSITY OF TECHNOLOGY**

VESIVAROJEN LAADUN SUUNNITTELUN PERUSTEITA

**MATTI HEIKKILÄ
ERKKI TUONONEN
PERTTI VAKKILAINEN**

**JULKAISU
REPORT**

8

OTANIEMI FINLAND 1977

VESIVAROJEN LAADUN SUUNNITTELUN PERUSTEITA

Matti Heikkilä
Erkki Tuononen
Pertti Vakkilainen

ISBN 951-751-004-7

TKK OFFSET

ESIPUHE

Käsillä olevan monisteen tarkoituksena on luoda yleiskatsaus vesivarojen laadun suunnittelun perusteisiin ja menetelmiin. Esitys ei ole kaikkien tekijöiden osalta tasapuolinen selvitys käsiteltävästä ongelmasta. Pääpaino on asetettu niiden tekijöiden kartoitukselle, jotka selvityksen laatijat ovat subjektiivisesti arvioineet tärkeiksi tai käytännön päätöksenteossa vielä riittävää huomiota vaille jääneiksi tai vielä kehitteillä oleviksi tulevaisuuden mahdollisuuksiksi.

Monisteen syntyvaiheet ovat pääpiirteissään seuraavat.

Vesitalouden professori Jussi Hooli antoi keväällä 1976 assistenttien Erkki Tuonosen ja Pertti Vakkilaisen tehtäväksi laatia lyhyt tiivistelmä opetustarkoituksia varten oppituolissa vuosina 1974 - 1976 pidetyistä aiheesta käsitelleistä oppilas-seminaareista. Toisaalta ongelmakenttä oli ollut jo aikaisemmin erityisen pohdiskelun kohteena oppituolin aloittaman Siuntionjoen vesistötutkimuksen suunnittelun ja tekijöiden aiemmin laatiman matemaattista optimointia käsitelleen monisteen yhteydessä. Koska aiheetta kohtaan lisäksi ilmeni yleisempääkin mielenkiintoa, katsottiin tarkoituksenmukaiseksi laatia tämä tiivistelmä julkaistavan monisteen muotoon.

Monisteen laadinnassa ei tällöin tukeuduttu enää yksinomaan em. seminaariesitelmiin, vaan pyrittiin muodostamaan yleiskatsaus ongelmakentästä kokonaisuudessaan. Erityisenä lisänä on tekn.lis. Matti Heikkilän selvitys veden laadun matemaattisesta optimoinnista. Veden laatua kuvaavia matemaattisia malleja on käsitelty suhteellisen vähän, koska aiheesta on erillisenä tekeillä yksityiskohtaisempi selvitys.

Professori Jussi Hooli on tutustunut käsikirjoitukseen ja esittänyt arvokasta kritiikkiä.

Konekirjoituksen ovat suorittaneet merkonomit Ritva Lipasti ja Kristiina Rousu. Monisteen kuvat on piirtänyt ylioppilas Veli-Matti Keto.

Maa- ja Vesitekniikan Tuki on taloudellisesti avustanut selvityksen suorittamista.

Otaniemessä maaliskuussa 1977

Tekijät

S I S Ä L L Y S

sivu

JOHDANTO

1.	Vesivarojen hyväksikäyttö	1
2.	Vesivarojen laatuun vaikuttavat tekijät	9
2.1	Hydrologinen kierto	9
2.2	Prosessit vesistössä	14
2.3	Kokonaiskuormitus	22
2.4	Johtopäätelmiä	25
3.	Vesivarojen käyttö taloudellisena ongelmana	26
3.1	Taloudelliset ongelmat	26
3.2	Arvonmuodostus ja arviointitehtävät	29
3.3	Hankkeen arvioinnin perusongelmat	34
3.31	Ongelmaryhmät	34
3.32	Laajuusongelma	34
3.33	Mittausongelma	36
3.34	Arvostusongelma	39
3.35	Jakamisongelma	41
3.4	Optimikriteerit	41
3.5	Herkkyysanalyysi	44
3.6	Yksikkökustannukset	45
3.7	Toimenpiteiden kustannusarvot	48
3.8	Toimenpiteiden mitoitus ja ajoitus	52
3.9	Johtopäätelmiä	54
4.	Luonnonprosessien matemaattinen kuvailu	55
4.1	Systeemi- ja mallitekniikka	55
4.2	Ekologian mallien kehitys	61
4.3	Lappalaisen malli	65
4.4	Ahlgrenin malli	67
4.5	Virtausmallit	72
4.6	Sekoittumismallit	73
4.7	Johtopäätelmiä	85

5.	Suunnitteluteknisiä mahdollisuuksia	86
5.1	Suunnitteluvaihtoehdot	86
5.2	Vaikutusten arviointi suunnittelussa	89
5.3	Edullisuusvertailu monitavoitteisessa suunnittelussa	92
5.31	Edullisuusvertailun luonne	92
5.32	Perustaulukkovalinta	92
5.33	Päätösmatriisi	93
5.34	Relevanssipuu	96
5.35	Hyvyys nettokustannusanalyysi	97
5.36	Minimaxi-valinta	97
5.4	Matemaattinen optimointi	99
5.41	Esimerkkitehtävän rajaus	99
5.42	Optimointitehtävän matemaattinen malli	105
5.43	Ratkaisu dynaamisella optimoinnilla	110
5.44	Ratkaisu lineaarisella optimoinnilla	113
5.45	Ratkaisumenetelmien vertailua	116
5.5	Johtopäätelmiä	119
6.	Julkisen vallan ohjausmahdollisuuksia	120
6.1	Vesivarojen käyttöoikeudet	120
6.2	Julkisen vallan toimintavaihtoehdot	127
6.3	Normien mitoitusperusteet	128
6.4	Soveltamismahdollisuudet	131
6.5	Johtopäätelmiä	135
7.	Yhteenveto	137

Tärkeimmät lähteet

JOHDANTO

Vesivarojen laadun suunnitteluongelma on periaatteessa varsin yksinkertainen. Valitaan toimenpidevaihtoehdot, jotka annetuilla kriteereillä antavat parhaan tuloksen. Tällöin on tunnettava teknisesti ja taloudellisesta mahdolliset toimenpiteet, kuinka eri toiminnat ja toimenpiteet vaikuttavat veden laatuun sekä toimenpiteiden kustannukset ja laadun muutoksen tuottamat hyödyt ja vahingot.

Vesivarojen luonnontaloudesta, hyväksikäytön erityispiirteistä ja institutionaalisista tekijöistä kuitenkin johtuu, että suunnittelussa on useita osa-ongelmia, joiden ratkaisumahdollisuuksista samalla riippuu käytettävän suunnittelutekniikan ja toimenpiteiden ohjaustavan valinta. Monisteessa ongelma-kenttä on jaettu seuraaviin pääosiin:

Luku 1. on johdantoluonteinen yleiskatsaus ihmisen ja vesivarojen vuorovaikutussuhteista.

Luvussa 2. tarkastellaan vesivaroja luonnonprosessina. Tällöin selvitetään pääpiirteissään, mitkä tekijät vaikuttavat veden laatuun. Tehtävänä on ensisijaisesti selvittää teknisten mahdollisuuksien rajat veden laadun parantamisessa.

Luvussa 3. käsitellään taloudellisin perustein tapahtuvan päätöksenteon problematiikkaa yleisesti, erityisongelmia vesivarojen osalta, uhraus- ja hyötyvaikutusten mittaamismahdollisuuksia ja suunnittelun optimikriteerien valintaa.

Luvussa 4. suoritetaan lyhyt katsaus muodostettuihin laatu-, sekoittumista ja virtauksia kuvaileviin matemaattisiin malleihin ja niiden käyttökelpoisuuteen suunnitteluvälineinä.

Luvussa 5. käsitellään varsinaisia suunnitteluteknisiä mahdollisuuksia ja havainnollistetaan matemaattisen optimoinnin soveltamista esimerkkien avulla.

Luvussa 6. tarkastellaan erilaisia julkisella vallalla olevia vaihtoehtoja ohjata toimenpiteiden valintaa Suomen olosuhteissa huomioon ottaen vesivarojen käyttöoikeudet, hajautetun päätöksenteon ja ulkoisista vaikutuksista johtuvat erot toimenpiteiden valintaperusteissa eri talous- ja päätöksentekoyksiköillä.

Puhtaasti taloudellisin perustein tapahtuva toimenpiteiden valinta edellyttää, että uhraus- ja hyötyvaikutukset voidaan mitata samalla kvantitatiivisella mitalla. Tällaisten mittojen muodostaminen ja mittalukujen saaminen on kuitenkin vedenlaadun osalta vaikeaa tai täysin ylivoimaista. Myöskään tässä esityksessä ei pyritä varsinaiseen kvantitatiiviseen analyysiin käsiteltävästä ongelmasta muuten kuin suuruusluokan selvittämiseksi.

Tarkoituksena on ollut ensisijaisesti selvittää menetelmiä, joita on käytettävissä näiden mittalukujen saamiseksi ja mahdollisuuksia vesivarojen laadun suunnittelun ja toimenpiteiden ohjauksen suorittamiseen tilanteessa, jossa yleensä ei ole mahdollisuuksia yksikäsitteisen optimikriteerin muodostamiseen. Samalla tarkoituksena on ollut osaltaan kartoittaa empiirisen tutkimuksen kohteita ja mahdollisuuksia em. ongelmien ratkaisuisissa.

Tällöin on erityisesti silmälläpidetty vesitalouden laboratorion omaa tutkimustoimintaa. Vesivarojen kuormituksen ja laadun välisten yhteyksien selvittämistä on laboratorio suorittanut jo 1950-luvun alusta alkaen. Nämä tutkimukset samoinkuin vesivarojen arvomuodostusta koskevat selvitykset on suoritettu pääasiallisesti erillisinä diplomitöinä. Vuonna 1974 laboratorio aloitti Siuntionjoen vesistöissä systemaattisen veden laadun ja siihen vaikuttavien tekijöiden selvitystyön. Saataavaa havaintoaineistoa on tarkoitus käyttää mm. käytännön suunnittelua palvelevien matemaattisten veden määrä- ja laatumallien muodostamiseen.

Monisteen nimi- ja sisältövalinnalla on haluttu korostaa opetuksellisia tavoitteita. Tarkastelu rajoittuu vesitaloudellisen yleissuunnittelun tasolla suoritettavaan toimenpiteiden valintaan vesivarojen laadun parantamiseksi.

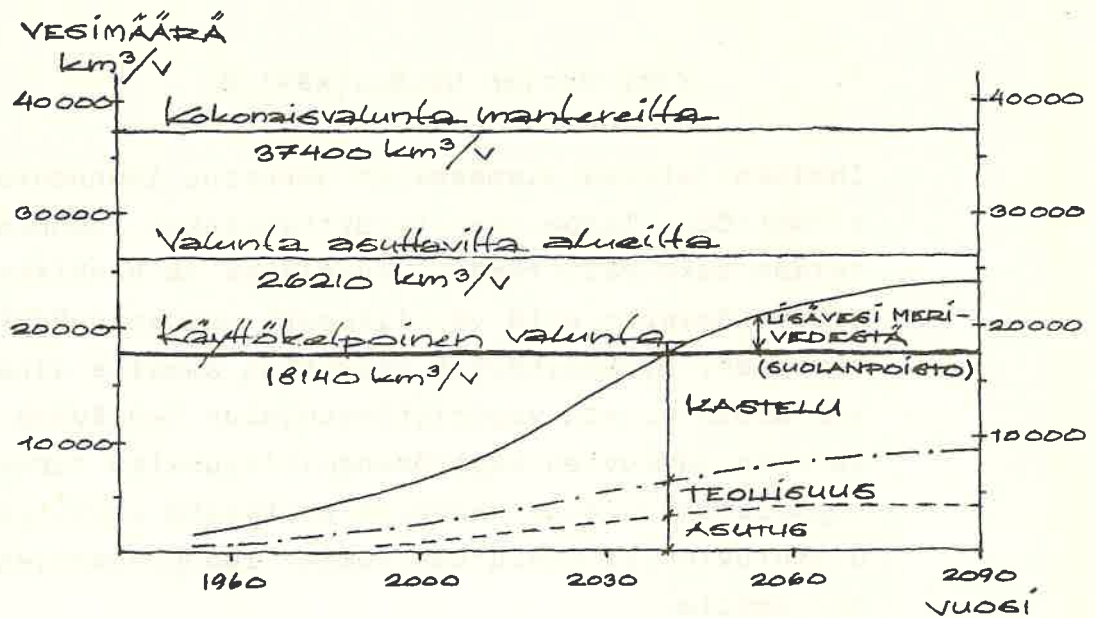
1. Vesivarojen hyväksikäyttö

Ihmisen jatkuva olemassaolo perustuu luonnonvarojen hyväksikäyttöön. Tarpeitten tyydyttämiseksi luonnonvaroja käytetään sekä välittömästi fyysisten ja henkisten tarpeitten tyydyttämiseen että välillisesti muiden hyödykkeiden tuottamiseen. Hyväksikäyttö vaikuttaa samalla aina myös luonnonvaroihin. Kun ympäristönsuojelun tehtävänä on luonnonvarojen jatkuvien käyttömahdollisuuksien turvaaminen, on ympäristönsuojelun kannalta erityistä merkitystä niukkojen uusiutuvien ja uusiutumattomien luonnonvarojen hyväksikäytön erolla.

Vesivaroja voidaan määrällisesti pitää käytännössä täysin uusiutuvina. Ajalliset vaihtelut johtuvat osaksi tunnetuista, osaksi tuntemattomista ilmastollisista tekijöistä. Vesivarojen käyttökelpoisuuteen vaikuttaa määrän ohella myös veden laatu. Laadun muutosprosesseja ja uusiutumista ei tunneta läheskään yhtä hyvin kuin määrän.

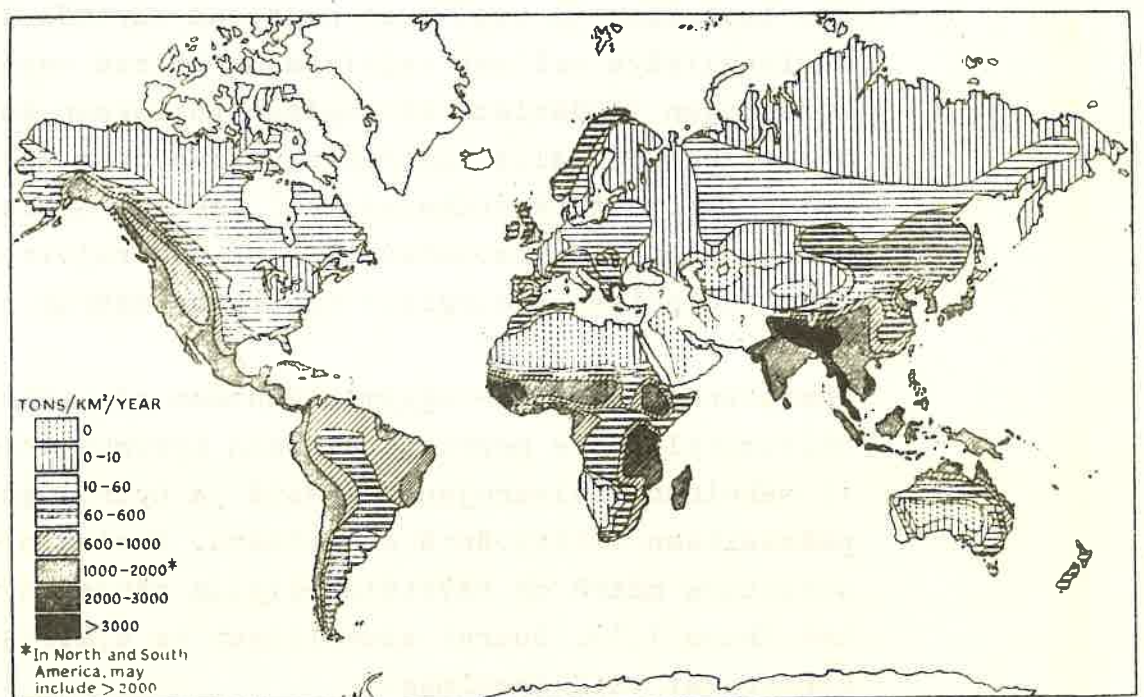
Biologisessa tuotantoketjussa rikastuvat ja biotoimintaa estävät myrkyt muodostavat merkittävimmän uhan vesivarojen laadulliselle käyttökelpoisuudelle. Nämä myrkyt voivat lopettaa biologisen toiminnan tai tehdä vesivarojen biologisen tuotoksen ja vesivarat nesteinä käyttökelvottomiksi. Ravinnelisäys eräissä rajoissa merkitsee vastaavasti luonnonvarojen lisäämistä biologisen tuotoksen kokonaismäärää ajatellen. Samalla kuitenkin vesivarojen käyttökelpoisuus muissa käyttötarkoituksissa voi laskea. Globaalisti vesivaroja ajatellen ravinteiden niukkuus rajoittaa eniten käyttökelpoisen biologisen tuotoksen määrää.

Ihmiskunnan ravinto-ongelman suhteen ei vesivarojen rehevöitymisellä ole merkitystä, vaan kysymys on ensisijaisesti makeiden vesivarojen määrästä ja hydrologiseen kiertoon pääosaltaan liittyvästä eroosiosta. Vesivarojen vuosittain uusiutuva määrä on käyttötarpeisiin nähden hyvin rajallinen (kuva 1.1). Suuret alueelliset ja ajalliset vaihtelut korostavat tätä ongelmaa.



Kuva 1.1 Ennuste vedentarpeen kehityksestä koko maapallolla
(Doxiadis 1968)

Eroosiossa kulkeutuu vesistöihin ja mereen orgaanista ainesta ja kasvituotannossa tarvittavia ravinteita. Alueelliset vaihtelut ovat suuria vaihtelurajojen ollessa n. 0 ja 10 000 t/km²a. Eroosion keskimääräiset suuruudet suuralueittain tarkasteltuna käyvät ilmi kuvasta 1.2.



Kuva 1.2 Eroosio suuralueittain (Chorley 1971)

Suomi on ilmastollisesti edullisessa vyöhykkeessä sekä eroosion että vesimäärien suhteen. Eroosiolla on erityistä merkitystä vain vesistöille, koska maa-alueilta eroosion mukana tulleet ainekset jäävät suureksi osaksi järvi-altai-
siin. Pienalueittain voi eroosio myös Suomessa olla huomattavasti kuvan 1.2 esittämiä arvoja suurempi ja nousta Etelä-Suomessa suuruusluokkaan $50 \text{ t/km}^2 \text{ a.}$

Makeiden vesivarojen ajalliset ja alueelliset vaihtelut sekä hyväksikäytön erityisvaatimukset ovat johtaneet jo vuosituhansien ajan vesirakennustöihin, joilla on muutettu vesistöjen ominaisuuksia ja käyttömahdollisuuksia. Oleellista on, että käyttötarpeiden painotus riippuu ajasta ja paikasta, ja että käyttötarpeiden vaatimukset vesistön ominaisuuksien suhteen ovat erilaisia. Tärkeimpinä käyttökelpoisuutta määräävinä vesivarojen ominaisuuksina, joihin vesirakennustoimenpiteillä voidaan vaikuttaa, voidaan pitää seuraavia:

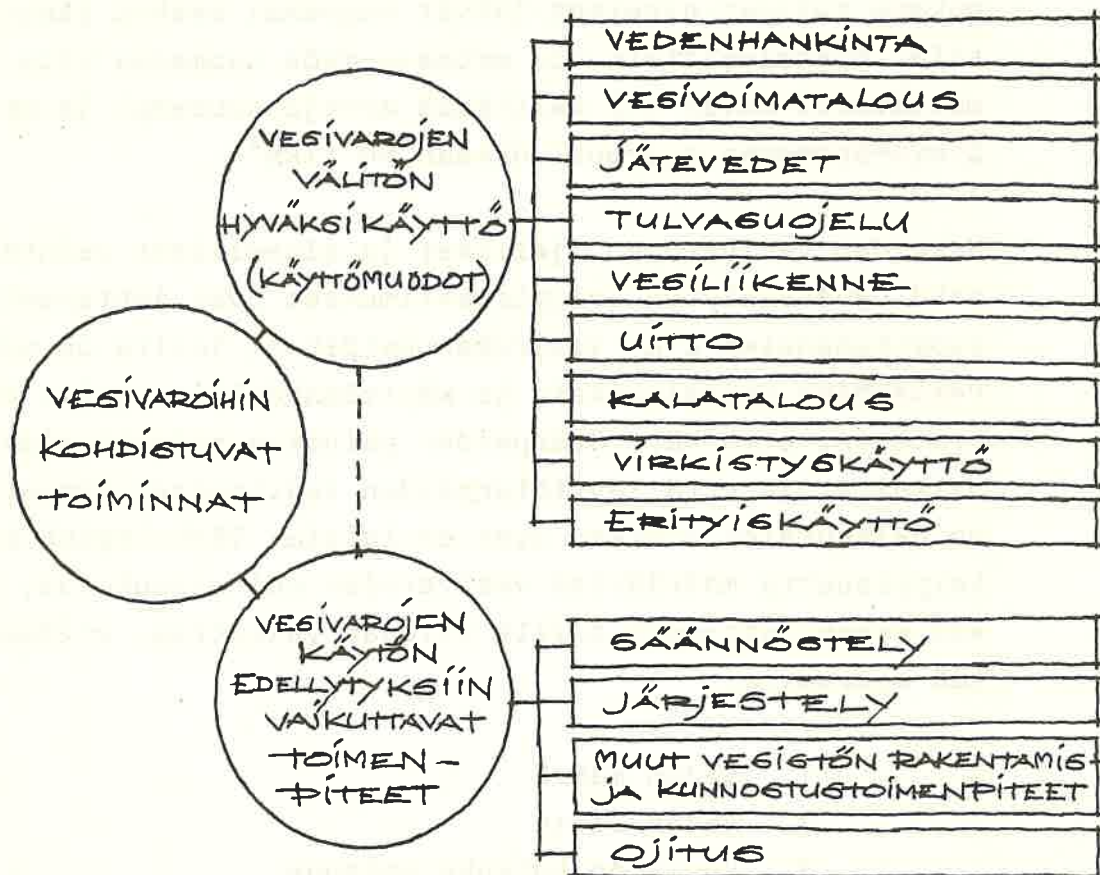
1. Veden määrä
2. Veden laatu
3. Vesistön kulkukelpoisuus
4. Vesivoima
5. Kalasto

Vesivaroja välittömästi koskevat toiminnot voidaan jakaa kahteen pääryhmään:

1. Välitön hyväksikäyttö (käyttömuodot)
2. Edellistä palvelevat toimenpiteet (vesirakennustoimenpiteet)

Vesivaroihin kohdistuvat toimenpiteet vaikuttavat lähes aina veden laatuun. Vaikutuksen suunta pystytään yleensä arvioimaan tunnettujen fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten riippuvaisuuksien avulla, mutta varsinaisten kvantitatiivisten arvioiden mahdollisuudet vaikutuksen ajallisen kehityksen osalta ovat toistaiseksi vähäiset. Välillisesti vesivarojen laatuun ja osaksi määräänkkin vaikuttavat myös

kaikki maankäyttöä koskevat toiminnot ja toimenpiteet. Toimintojen jaottelu on esitetty kuvassa 1.3.



Kuva 1.3 Vesivaroihin kohdistuvat toiminnot (Hooli 1975)

Vesistön käyttömuodoista jätevesien johtaminen vaikuttaa voimakkaimmin veden laatuun, erityisesti vesistön biotointaan. Kasvituotannon intensiteettiä määrää jokin minimitekijä. Vesistön kasviplanktonin perustuotannossa tämä voi olla esim. ravinteet, säteilyenergia tai lämpötila. Kesäaikana yleisimpänä minimitekijänä pidetään joko typpeä tai fosforia. Runsasravinteisissä järvissä voi myös säteilyenergia tulla rajoittavaksi tekijäksi esim. humuksen, saven tai runsaan levätuotannon aiheuttaman sameuden takia.

Tuotannossa muodostuva ja jätevesien mukana tullut orgaaninen aine kuluttaa hajotessaan happea ja voi aiheuttaa hap-pikatoa erityisesti alusvedessä talviaikana.

Myrkyillä on ravinteisiin nähden vastakkainen vaikutus biologiseen toimintaa. Tuotannon määrää pyritään kuitenkin rajoittamaan ravinnekuormitusta vähentämällä, koska biotoiminnalle myrkyllisten aineiden käytöstä voi seurata ennalta tuntemattomia haittavaikutuksia. Erityisen ongelmallisia ovat luonnolle vieraat synteettiset, hitaasti hajoavat ja myrkylliset yhdisteet sekä raskasmetallit. Hitaasta hajoamisesta johtuu, että ko. aineet rikastuvat eliöissä ja ravinneketjussa, jolloin pitoisuudet voivat kohota vaarallisen suuriksi. Myrkkujen yleinen määrittely on vaikeata, koska melkein mikä aine tahansa voi suurina pitoisuuksina tulla biotoimintaa estäväksi.

Vesivarojen laadulla on merkitystä virkistykselle, vedenhankinnalle, kalataloudelle sekä erityiskäytössä luonnon-suojelulle ja tutkimukselle. Vedenhankinnan suhteen voidaan veden laadun merkitys jakaa seuraaviin päätekijöihin: käsittelykustannukset, terveydelliset ja miellyttävyyden näkökohdat.

Kasteluveden osalta on laatuvaatimusten asettaminen tapauskohtaista. Ilmastollisista ja maaperätekijöistä riippuen voivat haitalliset aineet rikastua kasvualustaan ja tehdä alueen viljelyyn sopimattomaksi. Eräät aineet, esim. raskasmetallit, joutuvat edelleen satoon ja sitä kautta ihmisravinnoksi. Toisaalta kasteluvedessä olevat ravinteet ja hajoavat orgaaniset aineet parantavat yleensä maaperän ominaisuuksia kasvualustana. Kastelulaitteisto asettaa omat vaatimuksensa. Suomen olosuhteissa voidaan ilmeisesti vaaratta käyttää myös normaalisti käsiteltyä asumajätevettä kasteluun tavanomaisessa peltoviljelyssä.

Virkistykseen ja kalatalouden vaatimuksia veden laadun suhteen tunnetaan huonosti. Erityisesti virkistykseen osalta on veden laatu vain eräs monista vesistön käyttökelpoisuutta määräävistä tekijöistä.

Luonnonsuojelun osalta on tilanne varsin vaikeaselkoinen. Tässä voidaan ottaa seuraavat lähestymistavat:

1. Pidetään vesistöt muuttumattomina
2. Estetään ihmistoimintojen vaikutus kokonaan
3. Estetään ihmistoimintojen välittömät vaikutukset

Koska vesistöt jo luontaisesti ovat jatkuvassa muutosprosessissa, johtaa vaihtoehto 1 äärimmillään siihen, että vakiotilanne pidetään yllä keinotekoisesti. Ihmistoimintojen vaikutuksen kokonaan estäminen on sinänsä mahdottomuus. Ilmakulkeutumisen vuoksi kysymys on lisäksi globaalinen. Välittömänä veden laatua muuttavana toimintana on merkittävien jätevesien johtaminen. Vähentämismahdollisuudet ovat varsin rajoitetut. Luonnonsuojelun kannalta on ilmeisesti realistisimpana lähtökohtana pyrkimys pitkällä tähtäyksellä sille kuormitustasolle, minkä määräävät luonto ja alkutuo-
tantoelinkeinot ja välitavoitteena suojelutoimenpiteiden valikoiva kohdentaminen.

Vesivarojen laadun parantamisessa ovat maankäyttöä koskevien ratkaisujen ohella merkittävimpinä teknisinä toimenpidevaihtoehtoina seuraavat:

1. Jätteiden määrän minimoiminen
2. Jätevesien käsittelytoimenpiteet
3. Vesistöön kohdistuvat toimenpiteet

Jätteiden syntymiseen voidaan teollisuudessa vaikuttaa lähinnä raaka-ainevalinnoilla ja prosessiteknisin toimenpitein. Teollisuudessa eivät eräät vesistön kannalta jätteiksi arvosteltavat aineet ole varsinaisesti tuotantoprosessille haitallisia, mutta talteenotto voi olla vaikeaa ja taloudellisesti kannattamatonta. Vastaavasti osa maataloustuotannossa tarpeellisista ravinteista huuhtoutuu vesistöihin. Teollisuuden osalta eräänä mahdollisuutena vesistöön joutuvan jätemäärän pienentämiseen voi olla jätteiden johtaminen ilmaan, mutta kokonaishaitat saattavat tästä olla suuremmat. Maataloudessa voidaan ainehuuhtoutumiin jossain

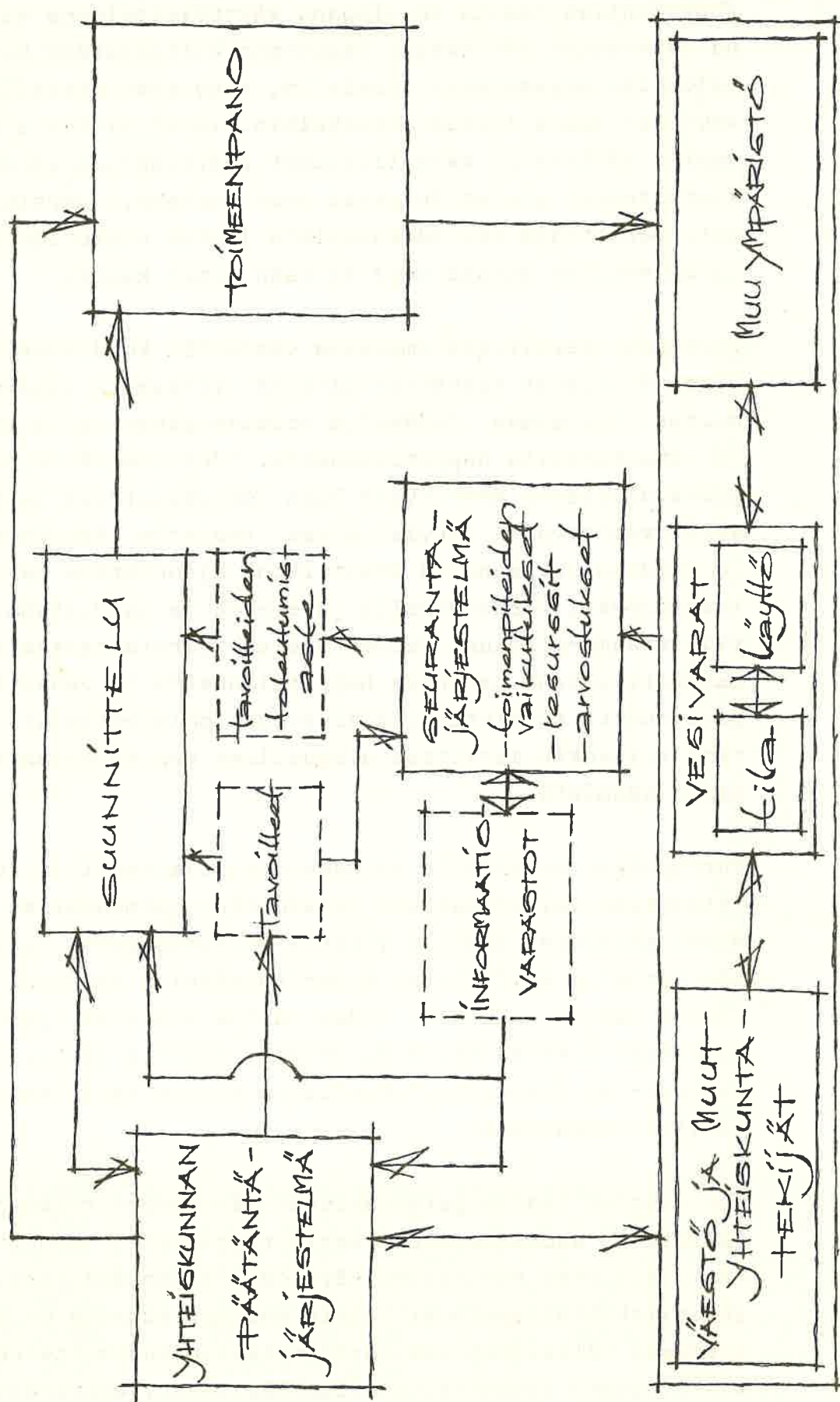
määrin vaikuttaa lannoitus- ja viljelyteknisin toimenpitein.

Yhdyskuntien osalta on ainoana käyttökelpoisena vaihtoehtona jätevesien käsittely. Päähuomio kiinnitetään helposti hajoaviin orgaanisiin aineisiin, kasvinravinteisiin ja terveydelle vaarallisiin mikrobeihin. Varsinaisten asumisjätevesien käsittelyn mahdollisuudet yhdyskuntien aiheuttaman kuormituksen pienentämisessä ovat kuitenkin varsin rajalliset. Merkittävä osa jäteaineista joutuu vesistöön sade- ja sulamisvesien mukana sekä suoraan ilman kautta.

Käytännön merkitystä omaavina vesistöön kohdistuvina toimenpiteinä tulevat kyseeseen lähinnä virtaamien lisäys ja ilmastus. Virtaamaa lisäämällä voidaan parantaa laimennusta ja ilmastuksella happitilannetta. Edellisellä keinolla on pääasiallisesti merkitystä vain jokivesistössä ja jälkimmäisellä vastaavasti järvioltaissa. Vesistön säännöstelyn ohella voidaan laimennusta kriittisinä ajankohtina parantaa vaihtoehtoisesti varastoimalla jätevetä ja suorittamalla purku ylivirtaama-aikoina. Kerrostuneissa järvioltaissa on eräänä mahdollisuutena parantaa happitilannetta ja vähentää ravinnepitoisuutta suorittamalla alusveden poisjohtamista. Samalla tämä kuitenkin merkitsee alapuolisen vesistönosan kuormituksen lisäämistä.

Purkupaikan valinnalla voidaan ensisijaisesti vaikuttaa vain jätevesien vaikutusalueen sijaintiin. Laimenemisen parantaminen merkitsee samalla yleensä vaikutusalueen kasvua. Käytön kannalta kriittisten kuormitusmäärien arviointi on kuitenkin varsin vaikeata. Veden laatua ajatellen purkupaikkana suositetaan yleensä merta ja mereen laskevia jokia, koska ravinne- ja BHK-kuormituksella on niihin vähäisempi merkitys järviin verrattuna.

Vesivarojen laadun parantamiseen tähtäävien toimenpiteiden valinta ja suorittaminen vaatii tutkimusta, suunnittelua ja taloudellisten resurssien käyttöä. Jäljempänä tarkastellaan yksityiskohtaisemmin millaisia mahdollisuuksia on nykyisin olemassa tällaiseen vesivarojen laadun suunnitteluun erityisesti Suomen olosuhteita silmälläpitäen. Vesivarojen käytön suunnittelua yleensä voidaan havainnollistaa kuvan 1.4 avulla.



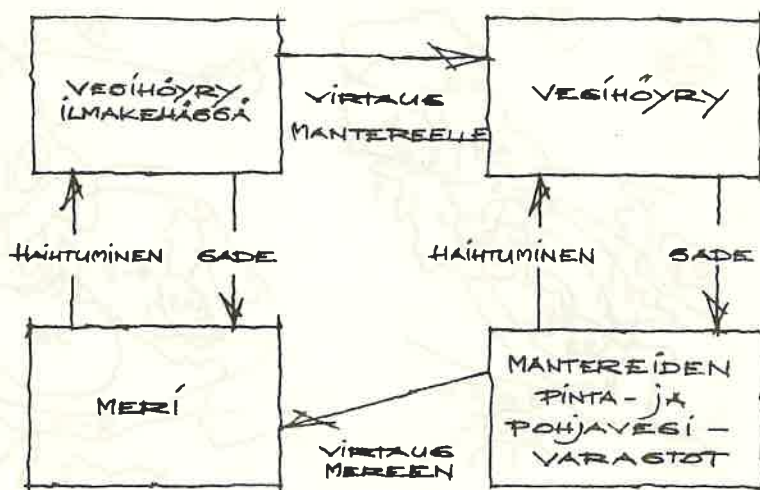
Kuva 1.4 Vesivarojen käytön suunnittelu systeemimallina (Heinonen ym. 1974)

2. Vesivarojen laatuun vaikuttavat tekijät

2.1 Hydrologinen kierto

Vesivarojen laadulla tarkoitetaan tässä esityksessä niitä vesinesteen mitattavia ominaisuuksia, joilla on merkitystä veden käyttökelpoisuudelle. Tavanomaisesti nämä ominaisuudet jaetaan fysikaalisiin, kemiallisiin ja biologisiin ominaisuuksiin. Vesivarojen laatuun vaikuttavat luonnon oma toimintamekanismi ja ihmisen toiminta.

Lähtökohtana on luonnossa tapahtuva veden kiertokulku, hydrologinen kierto (kuva 2.1).

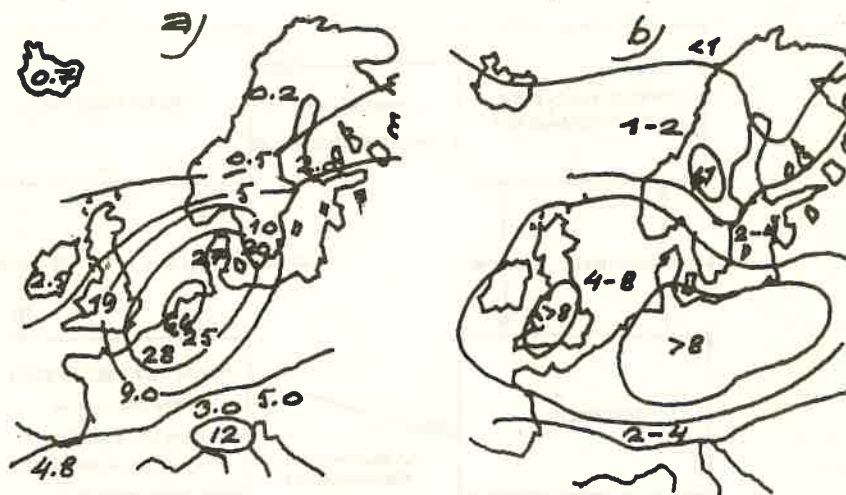


Kuva 2.1 Veden kierron päätapahtumat

Sateen syntymisen edellytyksenä on, että ilmassa on vesihöyryä ja tiivistyskeskuksia ja että ilma jäähtyy kastepisteeseen. Vesihöyryä ja tiivistyskeskuksia on aina ilmakehässä. Tiivistyskeskukset ovat osaksi haihtumisen yhteydessä ilmaan joutuneita suoloja, osaksi mantereilta ilmavirtausten mukanaan kuljettamia pölyhiukkasia ja palamisjätteitä. Ilman epäpuhtaudet tulevat maahan kuivalaskeumana ja sateen mukana. Osa sateen mukana tulevista epäpuhtauksista on veteen kemiallisesti liuenneena.

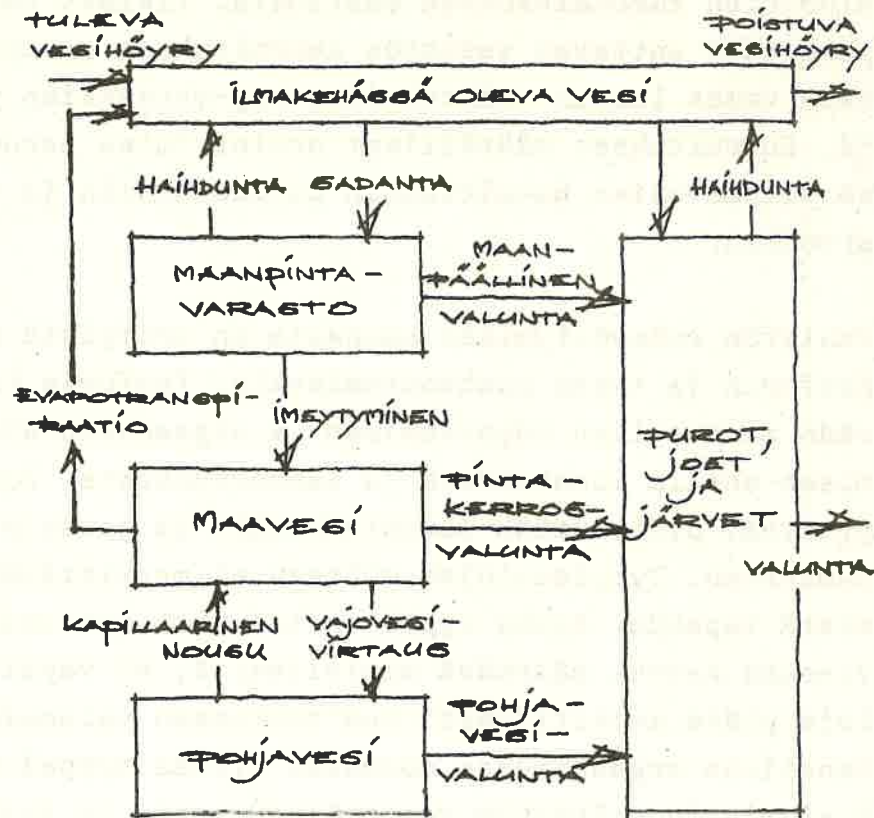
Sadeveden laadussa on suuret ajalliset ja alueelliset vaihtelut. Vaihtelut johtuvat maankäyttötekijöistä, ilmavirtauksista, sademääristä ja muista ilmastollisista tekijöistä.

Maankäytön vaikutusta typpilaskeumiin havainnollistaa kuva 2.2. Typpilaskeumat on rinnastettu lannoitetypen käyttöön ja niillä on havaittu olevan selvä alueellinen korrelaatio. Toisaalta voidaan kuitenkin todeta, että ilmakehään joutuu huomattavia määriä erilaisia typpiyhdisteitä palamiskaasujen mukana, joten kuva osoittanee viimekädessä vain elinkeinotoiminnan intensiivisyyden ja typpilaskeumien välisen yhteyden. Mielenkiintoisena erityispiirteenä voidaan kuvasta todeta, että typpilaskeumat ja lannoitetypen käyttö ovat Suomessa likimäärin yhtäsuuret.



Kuva 2.2 a) Lannoitetypen käyttö (kg/ha a) ja b) typpilaskeuma sateen mukana (kg/ha a) 1971 (Ahl, Odén 1974)

Ilmasta sadevesiin liuenneiden aineiden määrä on siksi pieni, että ne pystyvät liuottamaan maaperästä huomattavassa määrin lisää suoloja. Suuri osa vesi- ja lumisateena maahan tulevasta vedestä joutuu virtaamaan pitkiä matkoja maaperässä ennen vesistöön joutumistaan. Veden kiertokulkua valuma-alueella esittää kuva 2.3.



Kuva 2.3 Veden kiertokulku vesistön valuma-alueella
kaaviollisesti esitettynä (Airaksinen 1975)

Liuenneessa, kolloidisessa ja suspendoituneessa muodossa vedessä olevien aineiden määrä riippuu mm. maaperän mineraalikoostumuksesta, rapautumisesta, humuksen määrästä ja veden virtausnopeudesta sekä veden maaperässä kulkemasta matkasta. Maaperässä tapahtuvat biologiset prosessit määräävät osaltaan veden happi- ja hiilidioksidipitoisuuden, joilla on suuri merkitys tapahtuville kemiallisille reaktioille. Pohja- ja maavesien pienestä happipitoisuudesta ja usein suuresta hiilidioksidipitoisuudesta johtuen nämä vedet sisältävät pintavesiin verrattuna yleensä huomattavasti enemmän liuenneita aineita.

Vedessä tapahtuvien reaktioiden tasapainoehtojen määritykseen voidaan käyttää massavaikutuslakia ja termodynaamisia tasapainovakioita. Reaktiot riippuvat myös dissosioituneitten

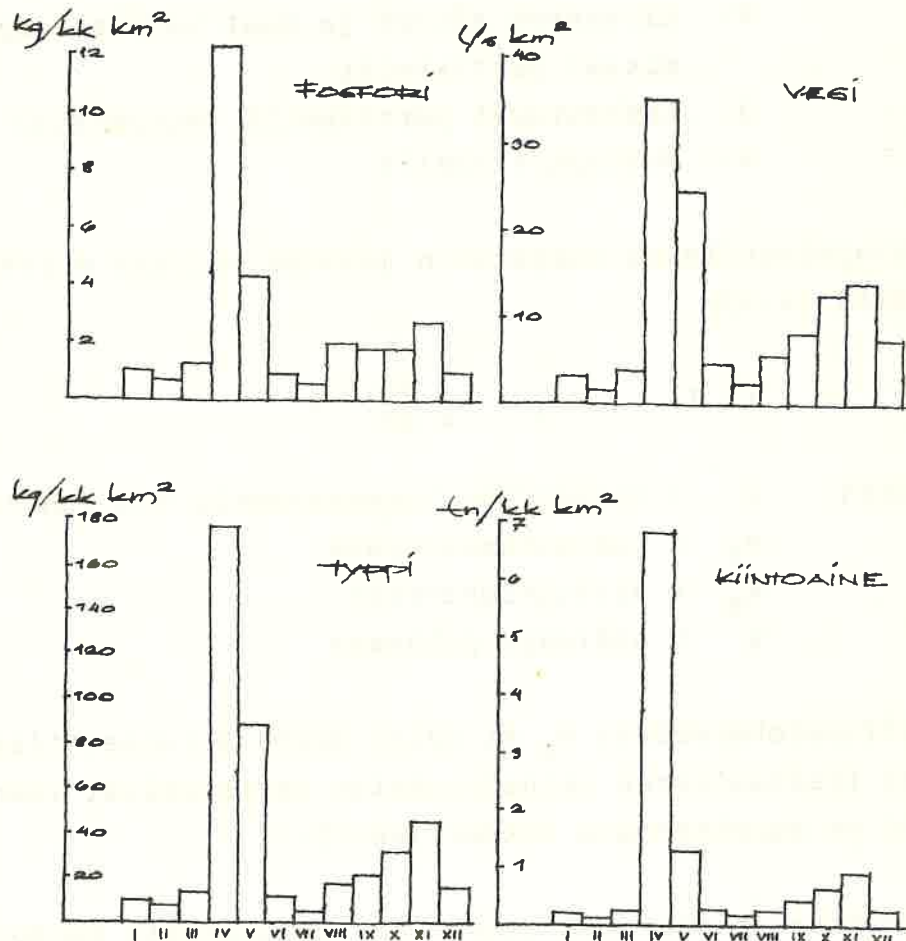
aineitten kokonaiskonsentraatiosta. Yleiset teoreettiset perusteet auttavat vesistön kuormituksen arvioinnissa vain veden laadun vaihteluiden syy-yhteyksien ymmärtämistä. Kuormituksen määrälliset arviot tulee perustaa lähinnä valumavesien havaittuihin pitoisuuksiin ja valuma-arvoihin.

Vesistön rehevöitymisen kannalta on erityistä merkitystä fosforin ja typen huuhtoutumisella. Fosforia tulee maaperään mineraalien rapautumisen ja orgaanisen aineen hajotamisen ohella ilmakehästä ja lannoituksesta. Fosforisuolat pystyvät pidättymään savihiukkasiin ja jossain määrin myös humukseen. Typpisuolojen suhteen ei merkittävää pidättymistä tapahdu. Koska typpi on lannoittamattomilla alueilla yleensä kasvua määräävä minimitekijä, ei vapaita typpisuoloja pääse merkittävästi huuhtoutumaan valumavesien mukana. Sensijaan orgaanisessa muodossa olevaa typpeä samoin kuin fosforiakin kulkeutuu vesistöihin vesi- ja tuulieroosion ansiosta.

Lannoitetuilla metsä- ja etenkin peltoalueilla voi tilanne olla oleellisesti erilainen. Suurista lannoitemääristä johtuen voi vesistöihin kulkeutuva typpi olla suurimmaksi osaksi epäorgaanisina liuenneina ravinnesuoloina. Vesistöihin kulkeutuva epäorgaaninen fosfori on sitävästoin suurimmaksi osaksi pidättynyt valumavesiin suspendoituneeseen ainekseen. Kokonaisuudessaan lannoituksen vaikutusta valumavesien laatuun tunnetaan vasta vähäisessä määrin. Typpilannoituksen on kuitenkin todettu selvästi lisäävän vesien typpipitoisuutta. Ei myöskään tiedetä, missä määrin orgaanisessa muodossa olevat ja kiintoaineeseen pidättyneet ravinteet joutuvat vesistössä biologiseen kiertokulkuun ja missä määrin ne sedimentoituvat suoraan vesiuomiin ja järivialtaisiin.

Eroosio on etenkin fosforin osalta määräävin ravinnehuuhtoutumiin vaikuttava tekijä. Vesieroosion suuruuteen vaikuttavat lähinnä saderankkuudet, sadanta, maaperän ominaisuudet, kasvipeite, viljelytoimenpiteet ja pinnanmuodostus. Vesiuomissa tapahtuva eroosio on yleensä pintaeroosioon verrattuna

merkityksetöntä vuosiarvoina laskettaessa. Valuman vaihteluista johtuen uomissa tapahtuu ajoittain sedimentoitumista ja ajoittain eroosiota. Hydrologisen kierron vaihtelujen merkitystä vesistöjen hajakuormituksessa havainnollistaa kuva 2.4



Kuva 2.4 Valuma- ja ainevalumat kuukausittain eräissä Etelä-Pohjanmaan jokisuissa (Kaijalainen 1972)

2.2 Prosessit vesistössä

Luonnonuomissa kulkevien aineiden liikkeiden tarkastelun pohjaksi aineet voidaan jakaa neljään ryhmään:

1. Pintapartikkelit
2. Liuenneet aineet ja muut vedessä vapaasti olevat partikkelit
3. Laskeutuvat partikkelit (suspensio)
4. Pohjapartikkelit

Tasapainotilassa suspension jakauma voidaan esittää yhtälöllä (2.1).

$$(2.1) \quad cv_1 + a_s \frac{dc}{dy} = 0$$

jossa c = suspension konsentraatio y :n funktiona
 v_1 = laskeutumisnopeus
 a_s = diffuusiokerroin
 y = etäisyys pohjasta

Diffuusiokerrointa a_s ei voida määrätä teoreettisesti veden fysikaalisten ominaisuuksien perusteella, vaan määrittäminen on suoritettava kokeellisesti.

Konsentraatiojakauma esitetään tavallisesti muodossa (2.2), jossa on otettu huomioon uoman hydrauliset ominaisuudet.

$$(2.2) \quad \frac{c}{c_0} = \left(\frac{y_0}{y} \cdot \frac{h - y}{h - y_0} \right)^\beta$$

jossa c_0 = tunnettu konsentraatio syvyydellä y_0
 h = veden syvyys

määritellään seuraavasti:

$$\beta = \frac{v_1}{0,4 \sqrt{g \cdot R \cdot s}}$$

jossa g = painovoiman kiihtyvyys
 R = hydraulinen säde
 s = energiaviivan kaltevuus
 v_1 = partikkelin laskeutumisnopeus

Uoman pohjassa paikallaan olevaan kappaleeseen vaikuttaa virtauksen aiheuttaman virtaussuuntaa vastaan kohtisuorassa oleva kantovoima. Kun kantovoiman pohjasta kohottama kappale saavuttaa saman nopeuden virtauksen kanssa lakkaa voima vaikuttamasta ja kappale putoaa takaisin. Mikäli kantovoima on pienempi kuin painovoima, voi kappale edetä myös vierimällä ja liukumalla. Tämän perusteella eräissä yhteyksissä jaetaan pohjapartikkelit pohjasedimentteihin ja vierintäsedimentteihin. Kokonaisuudessaan katsotaan näitä pohjapartikkeleja ulottuvan verkasvirtauksessa enintään korkeuteen 0,05 h pohjasta lukien.

Lähinnä kokeellisesti on sedimentaatiota ja eroosiota määrittäväksi rajanopeuden v ja uoman hydraulisen keskisyvyyden h_r välille saatu yhteys (2.3).

$$(2.3) \quad v = 1,15 \sqrt{f \cdot h_r}$$

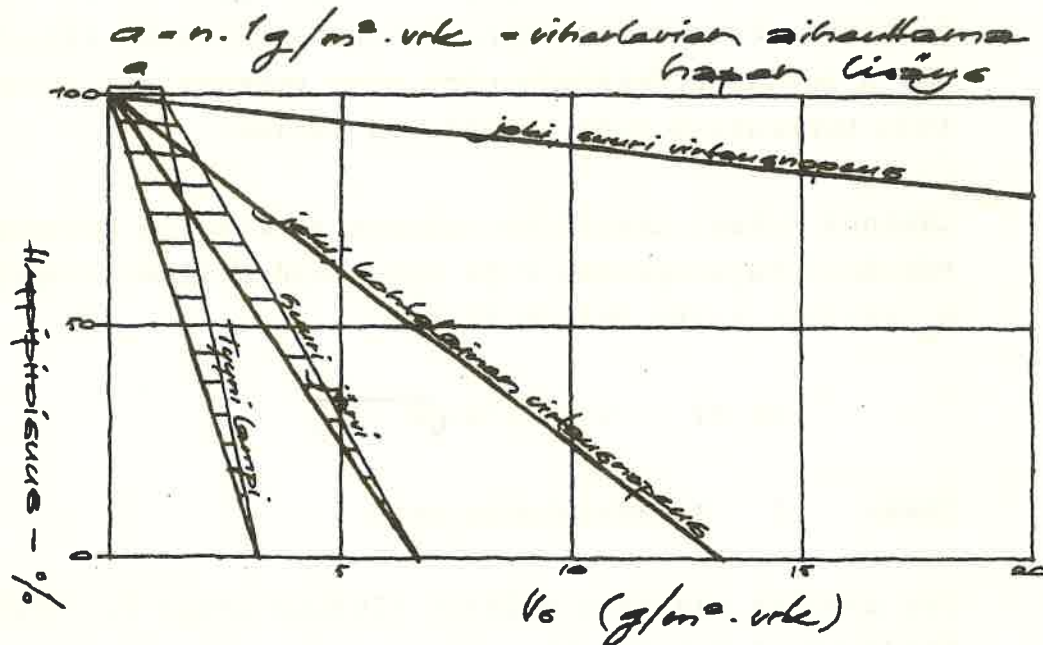
jossa f = laskeutumisvakio

f :n arvoina kaavassa voidaan käyttää arvoa 0,6 hienolle hiedalle, 1,6 karkealle hiekalle, 4...6 lohkareille.

Sedimentaatio-eroosioprosessin ohella veden laatuun vaikuttavana fysikaalisena tapahtumana on erityisesti mainittava hapen liukeneminen veteen. Fysikaalisten ilmiöiden lisäksi virtaavan veden uomissa tapahtuu veden laadun biologista ja kemiallista muuttumista. Tällöin happipitoisuudella on osaltaan merkitystä tapahtuville prosesseille. Helposti hajoava orgaaninen aine hajoaa happea kuluttaen, jolloin muodostuu ravinnesuoloja. Ravinnesuolat joutuvat tämän jälkeen uudelleen biologiseen tuotantoon mukaan.

Joen laskiessa järveen virtausnopeus pienenee ja osa suspensiona kulkeutuvasta aineksesta laskeutuu pohjaan. Järvisä pienet virtausnopeudet ja suuret viipymät aiheuttavat sen, että järvet toimivat aineiden laskeutusaltaina ja että biologisten toimintojen osuus korostuu. Vaikka tapahtumat

järviältaissa ja virtaavissa vesissä ovat perusteiltaan samanlaisia, on niiden keskinäinen suhteellinen vaikutus veden laatuun täysin erilainen. Hapen osalta tilannetta esittää kuva 2.5.



Kuva 2.5 Hapen tulo vesistöön ilmasta ja viherlevistä
(Vallin 1954)

Seisovassa vedessä tai laminaarissa virtauksessa voidaan vedessä olevan partikkelin laskeutumista kuvata Stokesin yhtälöllä (2.4).

$$(2.4) \quad v = \frac{(e_p - e) d^2 \cdot g}{18 \eta}$$

jossa v = laskeutumisnopeus
 $e_p - e$ = partikkelin ja nesteen tiheysero
 d = " halkaisija
 g = painovoiman kiihtyvyys
 η = dynaaminen viskositeetti

Useimmiten järvessä tapahtuu kuitenkin siinä määrin virtauksia, että laskeutuminen on hitaampaa kuin kaavan (2.4)

antama laskeutumisnopeus.

Erityisesti lienneiden aineiden ja osaksi myös hienojakoisten suspensioiden leviämistä ja konsentraatiomuutoksia tarkastellaan yleensä molekulaarisen ja turbulenttisen sekoittumisen avulla. Konsentraatioiden muuttumista ajan ja paikan suhteen kuvataan muodossa (2.5) esitetyllä jatkuvuusyhtälöllä.

$$(2.5) \quad \frac{\delta c}{\delta t} = D \frac{\delta^2 c}{\delta x^2}$$

jossa c = konsentraatio
 D = diffuusiokerroin
 t = aika
 x = etäisyys

Molekulaarisessa sekoittumisessa diffuusiokerroin vedelle on likimäärin $10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$. Turbulenttisessa sekoittumisessa arvot ovat virtaustilanteesta ja muista sekoittumiseen vaikuttavista tekijöistä riippuen suuruusluokkaa $10^5 \dots 10^{10}$ molekulaarisen diffuusion arvoja suurempia. Järvessä tapahtuvassa virtauksessa poikkeavat turbulenttisen diffuusion arvot yleensä eri suunnissa selvästi toisistaan. Turbulenttisen diffuusion tarkastelussa em. yhtälö hajoitetaan yleensä komponenttimuotoon.

Molekulaarisen diffuusion hitaudesta johtuen lienee sillä järvissä käytännön merkitystä pääasiassa vain talvella.

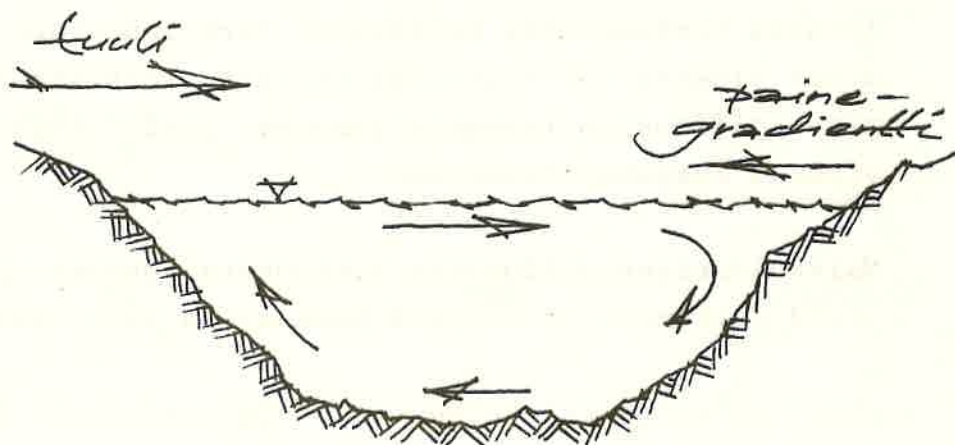
Järvissä virtauksia aiheuttavat ja säätelevät tekijät voidaan ryhmitellä seuraavasti:

1. Suoraan vaikuttavat ulkoiset tekijät
 - tuuli ja ympäristön topografia
 - ilmanpaineen muutokset
 - jokivirtaus
 - pintaveden lämpötilaan vaikuttavat ulkoiset tekijät

2. Epäsuoraan vaikuttavat ulkoiset tekijät
 - tuulen aiheuttamasta paine-erosta johtuvat virtaukset
 - tuulen tyyntyessä tai muuttaessa suuntaa syntyvät ns. seichesvirtaukset
 - maapallon pyörimisliike
3. Järvikohtaiset tekijät
 - kerrostuneisuus
 - viskositeetti
 - altaan muoto, koko ja sijainti
 - sedimentin lämpövarasto

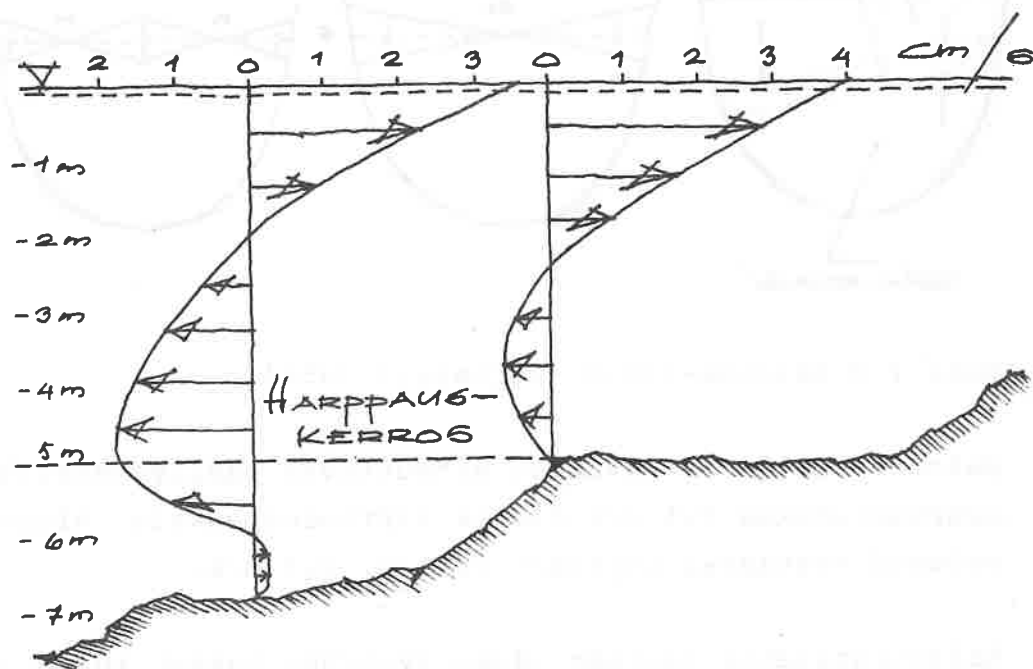
Avoveden aikana tuuli on yleensä merkittävin virtauksia aiheuttava tekijä. Tuuli vaikuttaa vesimassaan kolmella tavalla (kuva 2.6):

1. Kehittää virtauksia
2. Aiheuttaa pinnan kallistumista
3. Aiheuttaa aaltoliikkeen veden pinnassa



Kuva 2.6 Tuulen aiheuttama virtaus (Bengtsson 1973)

Esimerkki tuulen aiheuttaman virtauksen nopeusprofiileista on esitetty kuvassa 2.7.

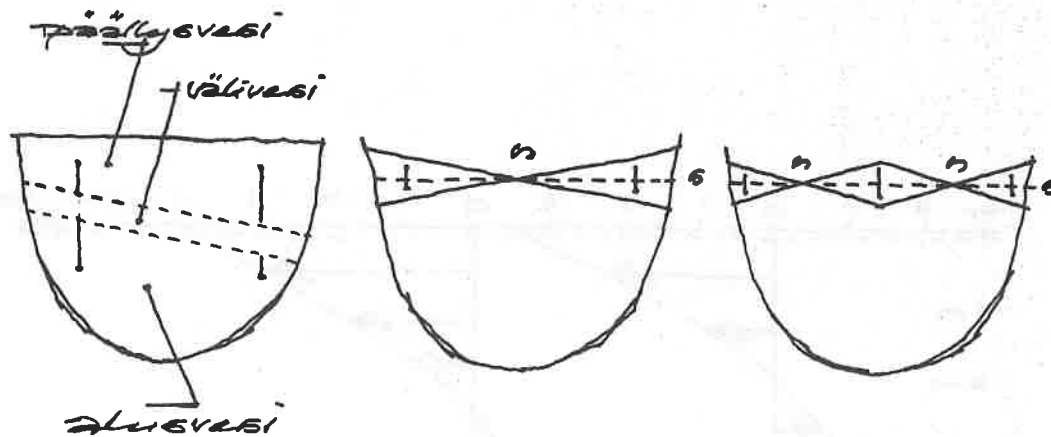


Kuva 2.7 Esimerkki nopeusprofiilista (Bengtsson 1973)

Tuulen nopeuden ja veden pintavirtauksen nopeuden välinen suhde riippuu paikallisista tekijöistä. Järvissä pinta-virtausnopeudet ovat enintään suuruusluokkaa 0,1 m/s.

Pintavirtaus pyrkii Coriolisvoiman vaikutuksesta kääntymään oikealle; tämä ilmiö on selvästi havaittavissa etenkin suurissa järvissä.

Jos kerrostuneisuus on riittävän stabiili, kohdistuu tuulen välitön vaikutus ainoastaan päällysveteen. Sensijaan tuulen tyyntyessä tai muuttaessa suuntaa vapautuu sen aikaansaama potentiaalienergia ja aiheuttaa myös alusvedessä huomattavia vesimassojen liikkeitä (kuva 2.8).



Kuva 2.8 Seiches-ilmiö (Järnefelt 1958)

Seiches-ilmiön on havaittu aiheuttavan päällysvedessä suuruusluokkaa 0,5 m/s olevia virtausnopeuksia. Alusvedessä vastaavat nopeudet ovat n. 0,1 m/s.

Aaltoilutilanne jaetaan veden syvyyden mukaan kolmeen ryhmään. Kun veden syvyys h on yli puolet aallonpituudesta L ($h > 0,5 L$), ei pohja vaikuta aaltoiluun ja yksityisen partikkelin liikettä voidaan pitää likimäärin ympyränä. Veden liikkeitä tämän syvyystason alapuolelle ovat vähäisiä. Välihyökkäyksessä, $0,5 L < h < 0,04 L$, muuttuvat partikkelien radat ellipseiksi ja aallonkorkeus kasvaa. Kun $h < 0,04 L$ aalto murtuu. Samalla vesimassojen liike muuttuu suljetusta eteneväksi. Virtausnopeudet voivat tällöin olla suuruusluokkaa 1 m/s.

Jokivirtauksella on merkittävin vaikutus järven virtauskenttään jääpeitteen aikana. Saapuessaan järveen jokivirtaus hakeutuu tiheydensä edellyttämälle korkeustasolle. Järveen tulevat jokivirtauksen vaikutus virtauskenttään riippuu suuresta määrin joen ja purkuveden dimensioista sekä jokivirtauksen impulssista.

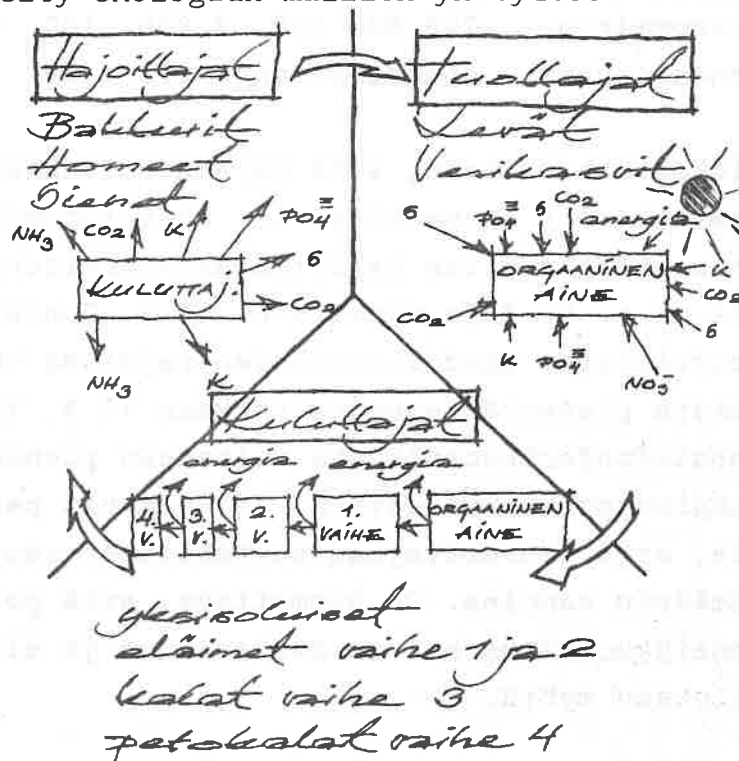
Lämpötilan muutokset aiheuttavat virtauksia. Pystysuuntaisia konvektiovirtauksia syntyy esim. pintaveden jäähtyessä ulossäteilyn johdosta. Talvella syntyy syvännettä kohti

suuntautuvia pohjan suuntaisia tiheysvirtauksia sedimentin luovuttaessa kesän aikana muodostunutta lämpövarastoaan. Tämän virtauksen suuruus ja merkitys syvänteiden happitaloudelle on toistaiseksi varsin vähän tunnettu.

Järviältaissa veden laatuun vaikuttaa merkittävästi vesistön biologinen toiminta. Vesiekosysteemin biologiset tekijät voidaan ryhmitellä seuraavasti:

1. Tuottajat, joihin luetaan autotrofiset organismit kuten levät
2. Kuluttajat, joita ovat heterotrofiset organismit, esim. eläinplankton ja korkeammat eliöt kuten pohjaeläimet ja kalat
3. Hajottajat, joihin kuuluvat bakteerit ja sienet

Tuottajat muodostavat auringon energian avulla epäorgaanisista aineista orgaanisia yhdisteitä. Nämä orgaaniset yhdisteet ovat primaarisena ravintona alemmille kuluttajaorganisemeille, jotka puolestaan ovat ravintoketjussa seuraavien korkeampien kuluttajien ravintona. Näistä biologisista toiminnoista muodostuu detritusta, mikä koostuu kuolleesta solumateriaalista ja eritteistä. Hajottavat vapauttavat detritukseen sisältyneet aineet tuottajien käyttöön mineralisaation avulla. Tällöin ravintoketju sulkeutuu. Ravinteiden kierto vesiekosysteemissä on esitetty kuvassa 2.9. Tapahtuvia prosesseja on käsitelty ekologian mallien yhteydessä luvussa 4.



Kuva 2.9 Vesiekosysteemi (Seppänen 1976)

2.3 Kokonaiskuormitus

Luonnonkuormituksen ja muun hajakuormituksen suuruus riippuu ensisijassa maankäytöstä, maaperästä ja ilmastollisista tekijöistä. Ajalliset vaihtelut ovat huomattavia ja ne seuraavat hydrologisen kierron vaihteluja. Teollisuuden kuormitus riippuu teollisuusalaista, tuotantomäärästä, tuotantoprosessista ja jätevesien käsittelyasteesta. Yhdyskuntien jätevesikuormitus riippuu lähinnä asukasmäärästä ja jätevesien käsittelyasteesta. Suomen osalta on BHK:n sekä typen ja fosforin osalta arvioitu kokonaiskuormituksen jakautuvan 1970-luvun alussa seuraavasti (taulukko 2.1):

Taulukko 2.1 Kokonaiskuormituksen jakautuminen kuormittajan mukaan v. 1972 Suomessa (Vesihallitus 1976)

Kuormituslähde	BHK ₇ t/a	%	Fosfori t/a	%	Typpi t/a	%
yhdyskunnat	46 000	6	2 100	22	10 000	7
metsäteollisuus	485 000	65	780	8	5 000	4
muu teollisuus	37 000	5	700	8	4 000	3
hajakuormitus	180 000	24	5 800	62	120 000	86
kok.kuormitus	748 000	100	9 300	100	139 000	100
luonnon osuus	epämääräinen		3 500	38	80 000	58

Taulukosta havaitaan, että hajakuormituksen osuus ravinnekuormituksesta on merkittävin. Pistekuormituksen ja siten teknisesti parhaiten hallittavan kuormituksen osuus fosforista on n. 40 % ja tyypestä n. 15 %. Tunnettujen teknistaloudellisten mahdollisuuksien rajoissa voitaneen näitä osuuksia pienentää suuruusluokkaan 10 %. Toisin sanoen kokonaisfosforikuormitusta voitaneen pienentää n. 30 % ja kokonaistyyppikuormitusta n. 10 %. Arvio perustuu oletukselle, että kuormittajien suhteelliset osuudet pysyvät likimäärin samoina. On huomattava, että potentiaalinen kokonaiskuormitus kasvaa asukasluvun ja elinkeinotoiminnan kehityksen myötä.

Taulukko 2.2 Fosfori-typpihajakuormituksen vaihtelut Suomessa

2.	Keskikokoinen puunjalostustehdas	(puolisellua 120000 t/a kartonkia 130000 t/a)
P	1 t/kk	12 t/a
N	4 "	48 "
BHK ₇	300 "	3 600 "

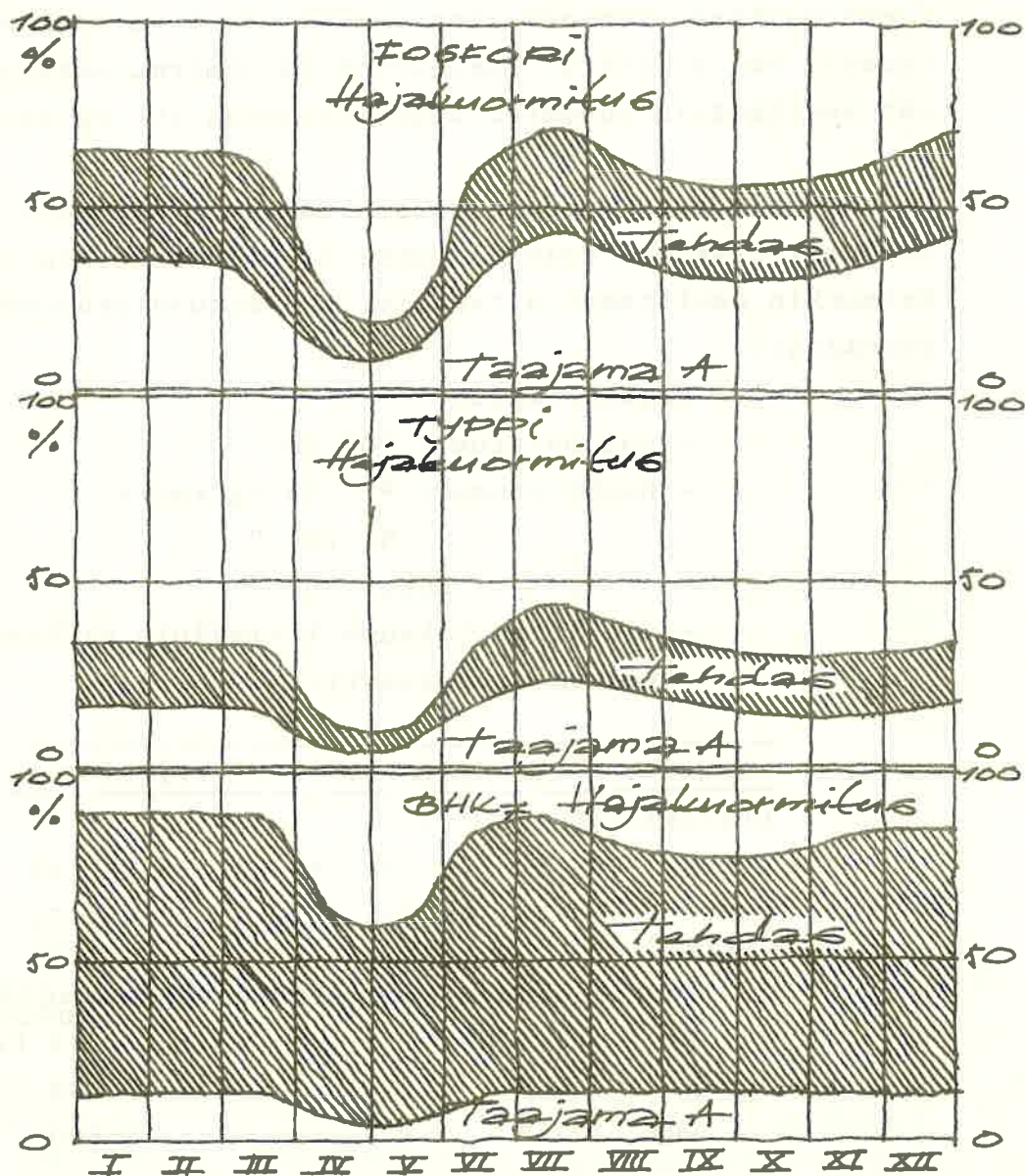
3. Keskikokoinen taajama A (15 000 as)

P	1,5 t/kk	18 t/a
N	6 "	72 "
BHK ₇	40 "	480 "

4. Pientaajama B (200 as)

P	0,02 t/kk	0,24 t/a
N	0,1 "	1,2 "
BHK ₇	0,4 "	4,8 "

Eri kuormittajien suhteellinen välitön vaikutus veden laadulle tarkasteltavien aineiden pitoisuuksina mitaten on esitetty kuvassa 2.10. Taajaman B osuus on niin vähäinen, että se ei tule kuvassa näkyviin.



Kuva 2.10 Esimerkkitapauksessa käsiteltyjen kuormittajien suhteellinen vaikutus

2.4 Johtopäätelmiä

Luvussa 2 on lyhyesti selvitetty vesivarojen kuormitusta ja veden laatuun vaikuttavia vesistössä tapahtuvia prosesseja.

Pääosa vesistöjen ainekuormituksesta tulee valumavesien mukana ja seuraa hydrologisen kierron periodisia vaihteluja. Valumavesien ravinteiden osalta ei tunneta, missä määrin ne tulevat mukaan vesistön biotoimintaan. Myös yhdyskuntien aiheuttamasta kuormituksesta merkittävä osa on sade- ja sulamisvesivaluman mukana tapahtuvaa kuormitusta.

Teknisinä mahdollisuuksina ainekuormituksen pienentämisessä tulevat kyseeseen jätevesien käsittely ja ilmansuojelutoimenpiteet. Maa- ja metsätalouden aiheuttaman kuormituksen osalta ei tunneta, miten kuormitus riippuu eri osatoiminnoista. Vähentämismahdollisuudet lienevät suhteellisen vähäiset.

Vesistöjen kannalta arvioiden tulisi kuormituksen vähentämistoimenpiteiden suunnittelussa ottaa huomioon kuormituslähteen suhteellinen osuus kokonaiskuormituksessa. Teknisten toimenpiteiden mitoituksen tulisi perustua toisaalta niihin vaikutuksiin, jotka toimenpiteet aiheuttavat vesivarojen laadulle ja käytölle ja toisaalta toimenpiteiden vaatimiin taloudellisiin uhrauksiin.

3. Vesivarojen käyttö taloudellisena ongelmana

3.1 Taloudelliset ongelmat

Vesivarojen hyväksikäyttö vaatii suunnittelua, päätöksentekoa, konkreettisia toimenpiteitä ja rahaa, jolla tämä kaikki voidaan suorittaa. Vesivaroilla merkittäviä erityispiirteitä, jotka aiheuttavat edelleen ongelmia niiden hyväksikäytön taloudellisessa suunnittelussa. Nämä voidaan jakaa kolmeen pääryhmään:

1. Luonnontaloudelliset erityispiirteet
2. Asema tuotanto-kulutustoiminnassa
3. Institutionaaliset tekijät

Järkiperäisen suunnittelun edellytyksenä on, että riittävässä määrin tunnetaan sitä luonnontoimintaa, johon toimenpiteillä vaikutetaan ja johon taloudellinen hyväksikäyttö kohdistuu. Taloudellisen suunnittelun kannalta vesivarojen luonnontalous muodostaa ongelman siinä, että kyseessä on jatkuvasti ja osin tuntemattomalla tavalla muuttuva suunnittelun kohde.

Taloustoiminnassa vesi aineena ja vesistöt palvelevat sekä suoraan välitöntä tarpeentyydytystä että luonnon resurssina muiden hyödykkeiden valmistusta. Perusluonteeltaan vesivarat ovat ilmainen ja uudistuva luonnonvara, mutta niihin kohdistuva lisääntynyt käyttötarve ja käytön vaatimat vesistön kuntoonpanotoimenpiteet ovat muodostaneet vesivaroista pitkälti taloudellisen, niukan, hyödykkeen. Taloudellisen hyväksikäytön rinnalla tulevat vesivarojen osalta aina harkittaviksi luonnonsuojelunäkökohdat, koska vesivarojen käyttökelpoisuus on turvattava myös tulevaisuuden muuttuvissa tarpeissa ja luonnontilaiset vesivarat ovat jo arvo sinänsä.

Suunnitelman edullisuutta ja erityisesti sen toteuttamiskelpoisuutta selvitettäessä on merkitystä myös seuraavilla

institutionaalisilla tekijöillä:

1. Vesivarohin kohdistuvat omistus- ja käyttö-oikeudet
2. Em. oikeuksien hankekohtaista järjestelyä koskevat normit
3. Julkisen vallan ohjausjärjestelmä

Tällöin tulee selvittää, riittävätkö sen hetken taloudelliset resurssit ko. intressiryhmillä ja antavatko vastaavasti vesivarojen käyttöoikeuksia koskevat normit oikeuden tai mahdollisuuden taloudellisesti kelvollisen hankkeen suorittamiseen.

Edelleen voidaan harkita vaihtoehtoisia yhteiskunnan ohjausjärjestelmiä pitäen tavoitteena, että yksityisen päätöksen tekijän vesivarojen käyttöä koskevat ratkaisut olisivat sekä yksityistaloudellisesti järkeviä että parhaiten palvelisivat vesivarojen käyttöä kokonaisuudessaan.

Nämä ongelmat ovat erityisen konkreettisia vesistöjen veden laadun parantamiseen tähtäävien toimenpiteiden suunnittelussa ja ohjauksessa.

Taloudenpito tai taloudellinen suunnittelu laajimmassa merkityksessä koskee valintatilanteita, jotka täyttävät seuraavat ehdot:

1. Päämääriä on useita
2. Resurssit ovat niukat
3. Resursseilla on vaihtoehtoisia käyttömahdollisuuksia

Keskeisenä ongelmana on niukkuudesta johtuva valinta. Tarpeita vastaavan hyödykemäärän tuottamiseen ovat käytettävissä olevat resurssit aina liian vähäiset ja taloudellisen suunnittelun tehtävänä on selvittää, kuinka nämä niukat resurssit ovat edullisimmin käytettävissä haluttuihin päämääriin pyrittäessä.

Taloudellinen suunnittelu on osa yhteiskunnallista suunnittelua ja toimintaa, mutta päämäärien valinta ja painotus on arvostuskysymys, joka ei kuulu taloudellisessa suunnittelussa ratkaistaviin asioihin. Laajassa mielessä taloudellinen suunnittelu koskee kaikkien niiden aineellisten tavaroiden ja aineettomien palvelusten tuottamista, jotka tyydyttävät erilaisia fyysisiä, sosiaalisia ja kulttuurisia tarpeita. Suppeassa mielessä tarkastelu rajataan tuotantoon, jossa resurssien käyttöä ja tavoitteiden saavuttamista voidaan mitata luotettavasti markkinahinnoilla.

Teknislouenteiseksi voidaan ongelma katsoa silloin kun tavoite on yksikäsitteisesti annettu eikä resurssien vaihtoehtoista käyttöä tarvitse ottaa huomioon.

Taloudellisen suunnittelun valintatilanteet voidaan myös vesienlaadun suunnittelusta kyseen ollen jakaa kolmeen pääryhmään:

1. Toteutusresurssit ovat rajoitetut
2. Tavoite on yksikäsitteisesti annettu
3. Toteutusresurssit ja tavoitteet ovat liukuvia, esim. jatkuvia funktioita hankkeen edullisuudesta

Kohdassa 1 kaikki annetut, mutta rajoitetut resurssit, käytetään ja suunnittelun tehtävänä on löytää ratkaisu, joka maksimoi kokonaishyödyn. Kohdassa 2 vastaavasti minimoidaan taloudellisten resurssien käyttöä. Kohdassa 3 ratkaisu valitaan uhrausten ja saavutettavien hyötyjen suhteen perusteella. Ryhmät 1 ja 2 ovat samalla ryhmän 3 pelkistetyt ääritapaukset, jotka eivät esiinny puhtaina muuten kuin suppeissa suunnittelutehtävissä. Tämä johtuu ensisijaisesti siitä, että lyhyen aikavälin tehtävissä voidaan resurssit tai tavoitteet katsoa annetuiksi, kun taas riittävän pitkän aikaperiodin osalta ovat resurssit rajoittamattomat ja päämäärät ja tavoitteet suurelta osalta tuntemattomia.

Edellisen perusteella tarkastellaan yksityiskohtaisemmin tässä pääluvussa taloudellisten arviointien ja taloudellisen suunnittelun luonnetta, tehtäviä ja ratkaisutapoja vesivarojen laadun suunnittelussa. Luonnontaloudellisten vaikutusten, jotka sinänsä ovat pohjana myös taloudellisten vaikutusten arvioinnissa, arviointimenetelmiä käsitellään luvussa 4 ja yhteiskunnan taloudellisia ja normatiivisia ohjausmahdollisuuksia luvussa 6.

3.2 Arvonmuodostus ja arviointitehtävät

Taloudellisessa suunnittelussa ja valinnassa on kysymys uhrausten ja hyötytekijöiden arvostamisesta. Vesien laadun suunnittelussa ei yleensä voida kovinkaan pitkälle tukeutua markkinahintoihin, koska kysymys on perusluonteeltaan ilmaisesta ja yhteisestä luonnonvarasta ja julkinen valta osallistuu ilman välitöntä vastiketta hankkeiden toteuttamiseen. Lisäksi julkinen valta ohjaa lainsäädännön, hallinnon ja varsinaisen markkinamekanismin ulkopuolella tapahtuvan rahoituksen avulla vesien laadun parantamiseen tärkeävien hankkeiden toteuttamista siten, että perusteita hyötyjen markkinahintoihin on vaikea saada. Tämän vuoksi on syytä yleisesti tarkastella arvonmuodostusta ja käytettäviä arvokäsitteitä.

Käyttökelpoisen lähtökohdan arvonmuodostuksen selvittämiseksi antaa subjektivistinen arvoteoria, jonka mukaan hyödykkeen tai yleensä tietyn rajatun havaintomaailman kohteen arvo riippuu ajasta, paikasta, käyttötarkoituksesta ja havaitsijasta. Tämä voidaan ilmaista myös siten, että hyödykkeen arvo riippuu siitä, kuinka hyvin se tyydyttää ihmimillisiä tarpeita. Arvo on tällöin eräs suhdekäsite ja se voidaan määrittää kunkin erityistapauksen kohdalla havainnoimalla tarkastelukohteen ominaisuuksia ja em. muita arvoa määrittäviä tekijöitä.

Vaikkakin arvo näin määriteltiin suhdekäsitteeksi, arviointitoiminnassa yleisesti puhutaan absoluuttisista arvoista

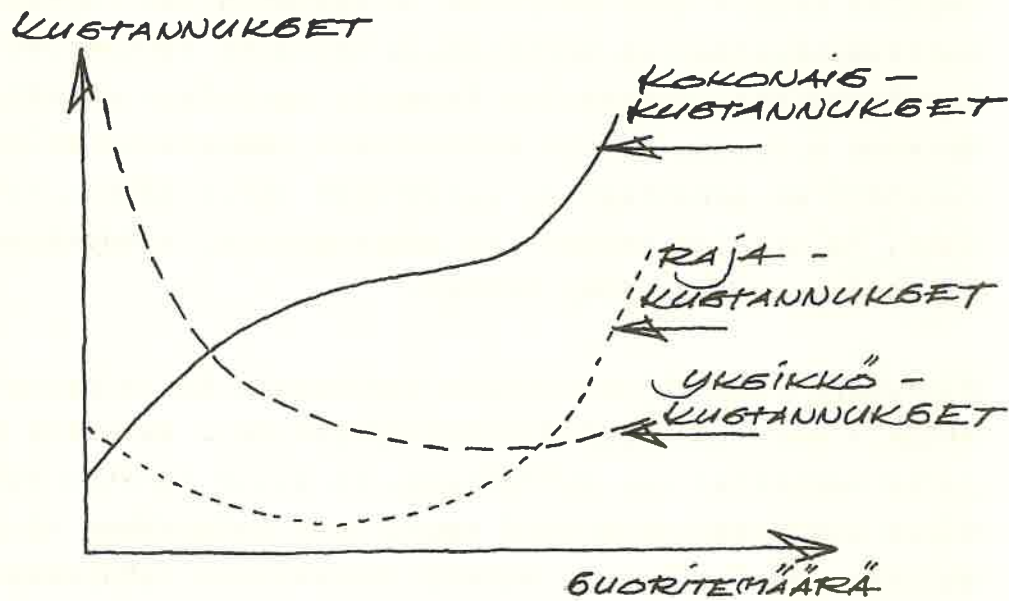
erotukseksi suhteellisista arvoista. Tällöin absoluuttisella arvolla tarkoitetaan hyödykkeen markkinahinnalla mitattua vaihtoarvoa ja se kuvaa siten hyödykkeen yleistä vaihtosuhdetta muihin markkinoilla oleviin hyödykkeisiin. Ainoa käytössä oleva mittayksikkö on tällöin raha. Suhteellisilla arvoilla tarkoitetaan yleensä hyödykkeen kelpoisuutta tietyssä rajatussa käyttötarkoituksessa ja se on mielekäs vain samaa tarkoitusta palvelevien hyödykkeiden keskinäisessä vertailussa. Rahayksikköä yleisemmin käytetään tietylle välille, esim. 0 - 100, normeerattuja pistelukuja. Arvioinnin suorittaja voi myös suorittaa normerauksen haluamallaan tavalla, kun taas absoluuttisen arvon suhteen se ei ole mahdollista.

Yleisesti arvosuhteet voidaan jakaa kolmeen päätyyppiin: taloudellinen arvo, tekninen kelpoisuus ja attraktioarvo. Taloudellisten arvojen mittayksikkönä on raha. Teknistä kelpoisuutta kuvaavien arvojen mittayksikköinä käytetään joko joitain fyysisiä mittoja tai pistearvoja. Eri kohteittain attraktioarvoista voidaan enintään todeta onko toinen arvokkaampi kuin toinen, ja saada suoraan ainoastaan arvojärjestys esille.

Taloudelliset arvot voidaan edelleen jakaa kolmeen pääryhmään: vaihtoarvo, tuottoarvo ja kustannusarvo. Vaihtoarvo kuvaa hyödykkeen vaihtosuhdetta muihin hyödykkeisiin nähden. Tuottoarvo mittaa hyödykkeen arvoa tuotantovoimana. Kustannusarvo osoittaa hyödykkeen tuottamiseen tarvittavien taloudellisten uhrausten määrän.

Veden laadun suunnittelun taloudellisessa optimoinnissa on erityistä merkitystä seuraavien kolmen arvolajin erolla: kokonaisarvo, keskimääräisarvo ja raja-arvo. Kokonaisarvot kuvaavat esim. hankkeen kokonaistuottoa tai kustannuksia, keskimääräisarvot vastaavia arvoja suoritemäärää kohti laskettuna ja raja-arvot viimeisen suoriteyksikön aiheuttamia tuottojen ja kustannusten lisäyksiä (kuva 3.1). Kun suoriteyksikkönä pidetään veden laadun muutosta lineaarisella

asteikolla mitattuna, voivat teknisten toteutusmahdollisuuksien mukaiset rajakustannukset olla huomattavasti erilaisia kuin keskimääräiskustannukset ja vastaavia, mutta mahdollisesti kustannuksiin nähden käännteisiä, eroja voi esiintyä suoritteiden antaman hyödyn puolella.



Kuva 3.1 Kokonais-, keskimääräis- ja raja-arvo

Hyödyllä tarkoitetaan arviointikohteen arvoeroa ennen ja jälkeen ko. toimenpidettä. Koska hyöty voidaan mitata myös fyysisin mitoin tai subjektiivisin arvostuslausein, voidaan toisaalta puhua hyödyn arvosta, kun tarkoitetaan sen rahaa.

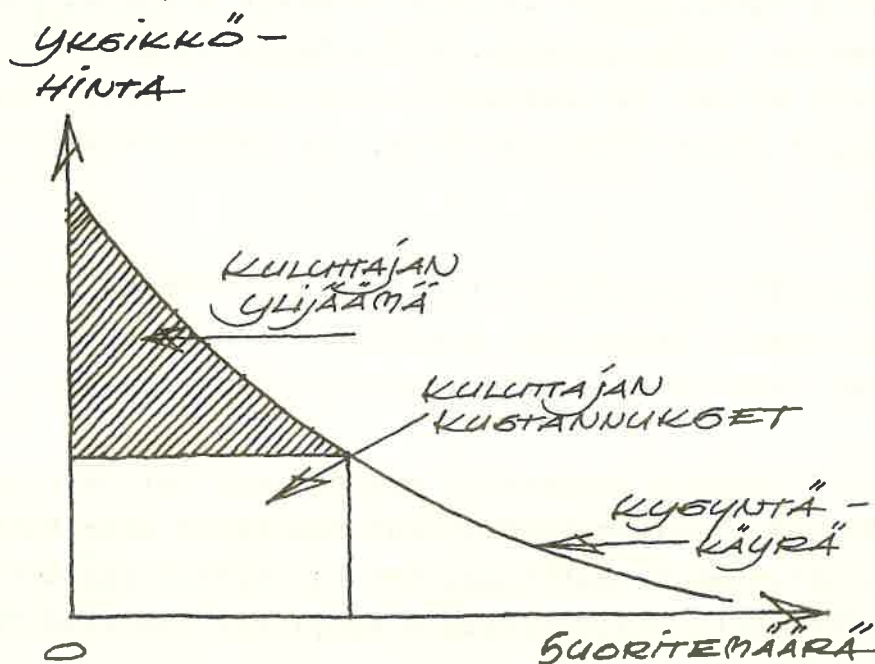
Hyödykkeiden hinnanmuodostusta selvitetessä voidaan lähteä jo edellä mainitusta oletuksesta: hyödykkeen arvo riippuu sen kyvystä tyydyttää inhimillisiä tarpeita.

Vireillä oleviin tarpeisiin nähden ovat talousyksikön käytettävissä olevat taloudelliset resurssit aina huomattavasti rajoitetummat. Rationaalisen kulutuksen periaatteen mukaan yksilö tai talousyksikkö suorittaa hyödykkeitä koskevat

hankintansa siten, että tarpeet ja preferenssit huomioon ottaen hyödyke tuottaa vähintään yhtä suuren hyvinvoinnin lisäyksen kuin vastaava uhraus johonkin muuhun hyödykseen.

Tuottajan kannalta tarkastellen hyödykkeiden keskinäiset hintasuhteet ja niiden muutokset kuvaavat osaltaan hyödykeisiin kohdistuvaa kysyntää ja käytettävien tuotannon kannattavuuskriteerien perusteella ohjaavat tuotantovoimien kohdistumista. Kuluttajan kannalta katsotaan määrätyn hyödykkeen kysynnän määrän muodostuvan pääasiassa seuraavien tekijöitten perusteella: kuluttajan tulot ja muu varallisuus, kuluttajan tarpeet ja preferenssit, hyödykkeen hinta ja muiden hyödykkeiden hinnat.

Hintamekanismin hyödykkeelle muodostama hinta perustuu eräänlaiseen keskimääräiskäyttäytymiseen. Kaikilla niillä, jotka hankkivat ko. hyödykkeen, on sille annettu subjektiivinen arvo vähintään yhtä suuri kuin hyödykkeen hinta. Tosi-asiassa monet olisivat valmiit hankkimaan hyödykkeen, vaikka hinta olisi käypää markkinahintaa korkeampikin. Sitä lisää, jonka kuluttajat enintään maksaisivat ko. hyödykemäärästä markkinahinnan lisäksi, sanotaan kuluttajan ylijäämäksi (kuva 3.2).



Kuva 3.2 Kuluttajan ylijäämä

Markkinahinnan on lisäksi täytettävä ehto, että se peittää hyödykkeen liiketaloudelliset tuotanto- ja jakelukustannukset. Liiketaloudellisten kustannusten lisäksi syntyy kuitenkin useissa tapauksissa sellaisia vaikutuksia, jotka kohdistuvat muihin talousyksiköihin ilman markkinamekanismin välitystä ja eivät tule mukaan kustannuksiin eivätkä hintaan. Tällaisia ulkoisia vaikutuksia aiheuttavat yleensä kaikki vesistöön kohdistuvat toimenpiteet ja muodostavat siten eron toimenpiteiden yksityistaloudellisten ja yhteiskunnallisten kustannusten välillä.

Taloudellinen suunnittelu palvelee toimenpidevalintaa koskevaa päätöksentekoa. Arviointitehtävän määrittävät seuraavat tekijät: tarkastelutaho, aikaulottuvuus ja arviointikohde. Vesien laadun taloudellista suunnittelua tapahtuu mm. valtakunnan, seudun, vesistöalueen ja yksityisen vesistönosan tasolla. Tarkastelutahona voi olla esim. julkisen vallan ja yksityisen tahon rahoituksen vaatimat budjettitarkastelut, vaikutukset kansantalouteen, yhteiskuntapolittiset näkökohdat tai puhtaasti luonnonsuojelulliset näkökohdat. Aikaulottuvuuden mukaan voidaan puhua pitkän, keskipitkän ja lyhyen tähtäyksen suunnittelusta. Näitä voidaan nimittää myös päämääriä, toimintalinjoja ja toimenpiteitä koskevaksi suunnitteluksi. Näiden arviointitehtävien määrittely ja valinta muodostaa samalla kussakin arviointitehtävässä tehtävän rajauksen.

Suoritetun jaottelun tehtävänä on muodostaa käsitteellinen kehikko, jotta veden laadun taloudellisen suunnittelun ongelma voidaan jakaa helpommin käsiteltäviin osaongelmiin ja muodostaa samalla yhteys arviointitehtävien ja edellä käsitellyn arvo-ongelman kanssa. Samoin kuin arvossa ja arvonmuodostuksessa, jossa sama arviointikohde saa erilaisia arvoja riippuen muiden arvoa määrittävien tekijöiden valinnasta, myös tietyn vesien laatua parantavan toimenpiteet hyöty tai edullisuus riippuu oleellisesti arviointitehtävän muiden tekijöiden valinnasta.

3.3 Hankkeen arvioinnin perusongelmat

3.3.1 Ongelmaryhmät

Kun suunnittelu- tai arviointitehtävä on määritelty ja teknisten toteutustapojen perusvaihtoehdot muodostettu, on seuraavana vaiheena hyöty- ja uhraustekijöiden kartoitus, näiden vaikutusten kvantifiointi fyysisin mitoin, vaikutusten arvostaminen taloudellisin yksiköin ja arviointitehtävän mukainen vaikutusten kohdentaminen eri intressiryhmille ja aikaperiodeille. Nämä tehtävät ryhmitetään tavanomaisesti neljään ongelmakokonaisuuteen:

1. Laajuusongelma
2. Mittausongelma
3. Arvostusongelma
4. Jakamisongelma

On korostettava, että mainittujen ongelmien olemassaolo on riippumaton käytettävästä suunnittelutekniikasta, mutta ongelmiensa ratkaisumahdollisuudet määräävät osaltaan millaiset menetelmät ovat mielekkäitä käytettäväksi. Tällöin edelleen suunnittelutekniikasta riippuu, missä vaiheessa mikin vaikutus otetaan huomioon.

3.3.2 Laajuusongelma

Laajuusongelman ratkaisu riippuu arvioinnin tarkoituksesta. Tämän perusteella voidaan suorittaa tehtävän rajausta, mikä käsittää niiden vaikutusten määrittelyn, jotka otetaan analyysissä huomioon. Tätä tarkoitusta varten vaikutukset luokitellaan seuraavien jaotteluperusteiden mukaan:

1. Sisäiset - ulkoiset
2. Välittömät - välilliset
3. Taloudelliset - aineettomat

Vesistöhankeen toteutuksessa syntyy sellaisia vaikutuksia, jotka eivät millään tavoin vaikuta ko. hankkeen tai yrityksen talouteen. Nämä ulkoiset vaikutukset voidaan jakaa kahteen osaan:

1. Fyysiset ulkoiset vaikutukset
2. Ulkoiset hintavaikutukset

Edelliset johtuvat joko välittömästi hankkeen toteutuksesta seuranneesta fyysisen luonnonympäristön muutoksista tai välillisesti taloudellisessa toiminnassa tapahtuvista muutoksista ja kohdistuvat muille talousyksiköille kuin projektin toteuttajalle.

Ulkoiset hintavaikutukset ovat tavanomaisia laajoissa rakennusprojekteissa, jolloin esim. työvoiman kysyntä nousee ja kohottaa hintatasoa koko alueella. Fyysisissä suorituksissa tämä ei välttämättä johda muutoksiin.

Välittömiä vaikutuksia ovat ne vaikutukset, jotka johtuvat hankkeen toteuttamisesta eivätkä edellytä muita toimenpiteitä. Tällaisia vaikutuksia ovat hankkeen rakentamiseen, käyttöön ja kunnossapitoon tarvittavat uhraukset sekä vaikutukset vesistön veden laatuun ja kalastoon. Välillisiä vaikutuksia ovat ne osaltaan näistä seuraavat taloustoiminnassa ja hintasuhteissa tapahtuvat muutokset, jotka edellyttävät myös muiden talousyksikköjen toimenpiteitä. Välillisyyksia taloustoiminnassa voidaan sinänsä erottaa useita ja on sopimuksenvaraista mihin välitön - välillinen luokkaraja asetetaan. Vastaava koskee tietenkin myös luonnontaloutta.

Taloudelliset vaikutukset ovat niitä fyysisiä vaikutuksia, joilla on eri talousyksiköiden omaisuuden vaihtoarvoa tai käyttöä määräävää taloudellista merkitystä. Aineettomina vaikutuksina tulevat kyseeseen näiden ulkopuolelle jäävä vaikutusten mielipiteenvarainen merkitys kuten mm. maisema- ja luonnonsuojelunäkökohdat, hankkeen tulonjakovaikutus sekä turvallisuus- ja työllisyysnäkökohdat.

Esitettyjen luokittelujen perusteella muodostuu kahdeksan vaikutusryhmää uhraus- ja hyötytekijöiden tarkemmaksi määrittelyksi. Tekijäryhmän mukaanotto arviointiin ja sen merkityksen arvostaminen riippuu arvioinnin tarkoituksesta. Se miten eri vaikutukset sijoittuvat eri ryhmiin, riippuu osaltaan hankkeesta ja sen toteuttajasta. Veden laatua parantava toimenpide voidaan suorittaa yksinään tai osana vesistön hyödylliseen käyttöönottamista tarkoittavaa laajempaa projektia. Hyötyjen käyttöönotto voi lisäksi vaatia muiden talousyksiköiden suorittamia liitännäistoimenpiteitä. Tällöin riippuu osaltaan projektin määrittelystä, kuinka vaikutukset jakautuvat eri ryhmiin.

3.3.3 Mittausongelma

Yleisesti mittaaminen voidaan määritellä toimenpiteenä, joka liittää tarkasteltavaan kohteeseen sen tarkasteltavaa ominaisuutta kuvaavan mittaluvun tai mittasymbolin. Mittausta ovat esim. yksittäinen vedenlaatuanalyysi, hankkeen kokonaishyödyn arviointi tai kahden vaihtoehdon välinen subjektiivinen paremmuuden arviointi. Mittauksen empiirisen hyvyyden kriteerinä on tällöin se, kuinka hyvin se kuvaa tarkasteltavaa ominaisuutta. Havaintotarkkuuden ohella tähän vaikuttavat erityisesti mittaustaso ja systemaattiset mittausvirheet.

Mittauksen neljä perustasoa tai asteikkoa ovat seuraavat: nominaali- eli luokitteluasteikko, ordinaali- eli järjestysasteikko, intervalli- eli välimatka-asteikko sekä suhteasteikko. Kaksi ensinmainittua ovat luonteeltaan kvalitatiivisia ja jälkimmäiset kvantitatiivisia.

Luokitteluasteikon käyttöä on esim. edellä esitetty vaikutusten laatueroluokittelu, järjestysmittausta vastaavasti subjektiivinen arvostelu esim. siitä, onko veden laatu A vesistön virkistysarvon kannalta parempi kuin veden laatu B. Järjestysmittaus on siten perusluonteeltaan subjektiivista tarpeisiin, symbolitietoon ja aistihavaintoihin perustuvaa tahdonilmaisua.

Intervallimittauksessa on perustana sopimuksenvarainen nollapiste ja sovittu vastaavuus mitattavan ominaisuuden muutoksen ja mittaluvun muutoksen välillä. Suhdeasteikolta edellytetään, että asteikon nollapiste osoittaa samalla paikkaa, jossa mittauskohteen tarkasteltava ominaisuus häviää.

Fyysisen ympäristön arvostelussa ovat lähtökohtana suhdeasteikolla suoritettut mittaukset, kuten esim. pinta-alat, tilavuudet, biologinen tuotos ja ainemäärät. Veden laatua osoittavat analyysiarvot ovat luonteeltaan kvantitatiivisia, suhdemittaukseen perustuvia arvoja. Käytännön syistä, esim. mittavälineistön asettamien rajoitusten vuoksi, on nollapiste usein sopimuksenvarainen ja mittaus siten intervallimittauksena. Veden laadun merkitys taas perustuu viime kädessä inhimillisiin tarpeisiin ja näitä voidaan suoraan mitata vain järjestysmittauksen tarkkuudella. Tuotanto-toiminnassa ja hyödykkeiden vaihdossa muodostuu hyödykkeille hinta, joka osoittaa hyödykkeiden keskinäistä vaihtosuhdetta tai niiden keskinäistä kelpoisuutta tarpeentyydytykseen. Vaihto- tai tuottoarvon muodostuminen on luonteeltaan intervallimittauksena. Nollapiste ja asteikkovälit muuttuvat tarpeiden, luonnonympäristön ja toimintasysteemien muuttuessa.

Taloudellisessa toiminnassa tapahtuvia valintatilanteita jäljittelemällä voidaan em. aineettomille vaikutuksille ja ei-taloudellista merkitystä omaaville ominaisuuksille muodostaa intervallimittauksena vastaavia mittalukuja. Luvut ovat tietenkin päteviä vain ko. mittauksilanteen määräämässä ympäristössä, eivätkä ne ole suoraan vertailukelpoisia taloudellisten vaikutusten mittalukujen kanssa.

Mittauks tarkkuutta ajatellen voidaan sanoa, että fyysisen ympäristön suhdemittaus voidaan periaatteessa suorittaa riittävän tarkasti. Arvostusten mittaus on siihen verraten huomattavasti vaikeampaa, koska arvostuksen ilmenevät vain valintatilanteissa ja tilannetta määrääviä taustatekijöitä on sekä yksilö- että yhteisotasolla periaatteessa rajoittamaton määrä. Veden laadun määräämä veden välineellinen

kelpoisuus eri tuotantoprosesseissa voidaan yleensä tyydyttävällä tarkkuudella määrittää intervallimittauksen tasolla.

Systemaattista mittausvirhettä muodostuu silloin, kun mitataan muuta kuin haluttua ominaisuutta. Vaikka luonnon ympäristön suhdemittauksella mitattavat mittaluvut ovatkin sinänsä päteviä kuvaamaan mittauskohteena ollutta ominaisuutta, on tästä täysin erillinen asia, missä määrin ko. ominaisuus on relevantti eri arvostusten ja toimintojen kannalta. Tämän selvittäminen vaatii kokemusperäistä tietoa näistä merkityssuhteista. Ilman tätä tietoa ovat esim. erilaiset laboratorioanalyysiin perustuvat veden laatua kuvaavat mittaluvut merkityksettömiä.

Veden laadun yksilökohtainen suora arvostus perustuu sen aistein havaittaviin ominaisuuksiin kuten haju, maku, väri ja lämpötila sekä kokemusperäiseen tietoon siitä, mikä merkitys näillä on tarpeentyydytyksen kannalta.

Ulkopuolinen tarkkailija voi vain tilastollista tietä selvittää näiden välisiä yhteyksiä. Myöskin aistihavainnot ovat luonteeltaan järjestysmittausta tai intervallisuus on hyvin yksilökohtaista eikä se ole lineaarisessa suhteessa muihin vedenlaatuanalyysiin nähden.

Tuotantotoiminnassa veden laatua voidaan tarkastella lähinnä kustannuskysymyksenä. Luonnonvesien laadun muuttaminen sopivaksi edellyttää kustannuksia vaativia toimenpiteitä. Kelpoisuuden mittauksessa on tällöin kaksi erityisongelmaa. Erilaisin analyysien mitattu veden laatu voi vaihdella varsin paljon ilman, että sillä on merkitystä ko. prosessissa, ja kun puhdistustoimenpiteisiin ryhdytään, ovat kustannukset vain osittain riippuvaisia veden laadusta. Tästä seuraa, että asteikolla on epäjatkuvuuskohtia, joiden tunteminen voi olla keskeisin ja käytännön kannalta tärkein ongelma. Vastaava koskee myös yhdyskuntien käyttöveden valmistusta.

Edellisen perusteella mittausongelmassa veden laadun osalta on kysymys arvo-ongelman ratkaisusta kvantitatiivisella tasolla. Ratkaisu yleisesti ja yksityistapauksissa edellyttää erilaisten mittausten yhdistämistä ts. indeksien muodostusta ja asteikkojen normeeraus empiiristä tietoa arvostuksista, tuotanto- ja veden laadun käsittelyprosesseista. Voidaan myös todeta, että eri käyttötarpeiden vaatimukset vesivarojen laadun suhteen ovat siinä määrin erilaisia, että yleisen veden laadun kelpoisuutta kuvaavan asteikon konstruointi ja käyttö intervallimittauksen tasolla on yksityiskohtaisessa suunnittelussa ilmeisen hyödytöntä. Jo järjestyksmittauksenkin tasolla tällaisen asteikon soveltaminen tuo tulkintavaikeuksia.

3.34 Arvostusongelma

Arvostusongelmassa on kysymys uhrausten ja hyötyvaikutusten hinnoittamisesta. Ongelmallisimpia ovat yleensä seuraavat seikat:

- aineettomat vaikutukset
- liiketaloudellisten ja yhteiskunnallisten kustannusten ja hyötyjen ero
- korkokanta

Aineettomien vaikutusten arvostusta voidaan selvittää esim. poliittisen ja yksilöllisen päätöksenteon ja valinnan perusteella.

Liiketaloudellisten ja yhteiskunnallisten kustannusten ja hyötyjen ero johtuu ensi sijassa hankkeen toteutuksesta ja käytöstä johtuvista ulkoisista vaikutuksista. Jos nämä vaikutukset on rajattu ja kvantifioitu, on kyseessä enää näiden hinnoittelu.

Kustannusten ja hyötyjen arvostuksessa voidaan käyttää kahden päälähestymistapaa. Kustannukset arvostetaan panostekijöiden käytön yhteiskunnallisten vaihtoehtoiskustannusten perusteella. Nämä panostekijöiden varjohinnat saattavat

ääritapauksessa olla nolliä. Hyödyt arvioidaan lisäämällä markkinahintaan kuluttajain ylijäämä. Toisena ja käytetym-pänä vaihtoehtona on arvostaa uhraukset ja hyödytekijät markkinahintojen mukaan ja ottaa työllisyys-, kuluttajan ylijäämä yms. tekijät joko markkamääräisinä tai arvostus-lauseina vain lisänäkökohtina huomioon.

Eriaikaisten vaikutusten muuttamisessa samaan vertailuajan-kohtaan tulee suorittaa käytettävän korkokannan valinta. Yleisenä piirteenä on, että pienet laskentakorkokannat suo-sivat suuria perusinvestointeja, jos vastaavasti käyttökus-tannukset ovat pienemmät ja suurilla korkokannoilla on päin-vastainen vaikutus.

Korkokannan määräytymisessä on perimmiltään kysymys siitä, miten arvostetaan eri ajankohtina olevia kulutusmahdolli-suuksia. Tämän hetken investointi vähentää tämän hetken ku-lutusmahdollisuuksia, mutta lisää niitä myöhemmässä vaihees-sa. Yleisesti katsotaan, että yksilöiden osalta tämä aika-preferenssi suosii nykyhetken kulutusta siten, että korko-kanta nousisi huomattavan korkeaksi. Yhteiskunnan korkokan-ta olisi vastaavasti markkinakorkokantaa alempi ja suosisi siten suuria investointeja ja tulevaisuuden kulutusmahdolli-suuksia. Tätä ei voida tulkita kuitenkaan niin, että julki-sen vallan investoinnit verrattuna yksityisiin investointei-hin olisivat yhtä edullisia, vaikka investoinnin laskennal-linen korkotuotto olisi alempikin, jos investoinnit ovat samantyyppisiä ja niillä pyritään samoihin päämääriin.

Yleensä kuitenkin tilanne on sellainen, että julkisen vallan investoinnit ovat eräitä yhteiskunnan toiminnan perusedelly-tysinvestointeja, jotka vasta tekevät mahdolliseksi muiden toimintojen suorittamisen. Korkokannan valinta on sopimuksen-varainen asia ja on projektikohtaisesti osaltaan riippuvai-nen siitä, kuinka muut laskentatekniset ongelmat on ratkaistu. Aikapreferenssiä kuvaavan diskonttokoron ohella voidaan korkokantaa projektin rahoituksen kannalta tarkastella raha-pääoman hintana. Korkokanta määräytyy pääomamarkkinoiden ja valtiovallan rahapolitiikan mukaan.

3.35 Jakamisongelma

Jakamisongelma muodostuu kahdesta osasta:

1. Kohdistamisongelma
2. Jaksotusongelma

Kohdistamisongelmassa on ensisijaisesti kysymys siitä, mille intressiryhmille, talousyksiköille, toiminnoille tai käyttömuodoille hyödyt ja vahingot kirjataan. Lisäksi asiaa voidaan tarkastella myös aiheuttamissyyn kannalta, jolloin selvitetään, miten vaikutukset johtuvat hankkeen eri osatoimenpiteistä ja -toiminnoista. Periaatteessa kohdistamisongelma ratkaistaan jo edellisten laskentateknisten ongelmien kohdalle ja tässä vaiheessa kysymys on enää lähinnä kirjaamisesta ja esittämistavasta.

Jaksotusongelmassa on vastaavasti kysymys vaikutusten jaksottamisesta eri vuosille tai muille aikaperiodeille. Ajallisella jaksotuksella on erityisesti merkitystä suunniteltaessa investointien ajoitusta. Varsinkin silloin, kun investoinnit voidaan toteuttaa useassa vaiheessa, vaikuttaa osavaiheiden ajoitus hyvin merkittävästi investoinnin kannattavuuteen. Jaksotus on läheisessä yhteydessä hankkeen suunnitteluun ja korkokantaan.

3.4 Optimikriteerit

Parhaan toteutus- tai toimenpidevaihtoehtoon valinta vaatii kriteeriä, joka asettaa vaihtoehdot paremmuusjärjestykseen. Päätöksentekotilanteesta sekä uhraus- ja hyötyvaikutusten mitattavuudesta riippuu, millaisia kriteerejä on mahdollista muodostaa ja millaiset ovat mielekkäitä käytettäväksi. Lähtien mitattavuudesta voidaan todeta, että kriteeri voi erottaa vaihtoehtoja enintään sillä tarkkuudella, minkä määrää vaikutusten mitattavuustaso. Kuitenkin voidaan aina ainakin osa vaikutuksia mitata intervallimittauksen tarkkuudella ja tältä osin voidaan käyttää varsinaisia taloudellisia, kvantitatiivisia kriteerejä.

Silloin, kun suuri osa vaikutuksista on mitattavissa enintään järjestysmittauksen tarkkuudella, sisältyy kvantitatiivisen analyysin käyttöön merkittävä vaara virheelliseen tulokseen johtavasta osittaisoptimoinnista. Tällöinkin voivat kvantitatiiviset kriteerit tuottaa huomattavaa, eräissä tapauksissa jo yksin riittävää, informaatiota päätöksenteon pohjaksi, mikäli mitattavuusongelma tiedotetaan ja päätöksentekoon tarvittava informaatio kehitetään tilanteen edellyttämään muotoon. Näitä kvalitatiivisia kriteerejä käsitellään tarkemmin suunnittelutekniikan yhteydessä, koska myöskin käytettävä tekniikka määräytyy osaltaan vaikutusten mitattavuudesta.

Varsinaisia taloudellisia optimikriteerejä, jotka ovat yleisesti käytössä, ovat seuraavat:

1. Kustannusten minimi
2. Hyödyn maksimi
3. Hyödyn ja kustannusten eron maksimi
4. Hyödyn ja kustannusten suhteen maksimi
5. Sisäisen korkokannan maksimi
6. Katetuoton maksimi

Kustannusten minimi on optimikriteerinäärkevin silloin, kun veden laadun tavoitetaso on annettu. Yksityisen jätevettä johtavan laitoksen kannalta tämä on tavallisesti ainut mahdollinen kriteeri, koska hyötyvaikutukset ovat yleensä ulkoisia.

Hyödyn maksimointi soveltuu vastaavasti tilanteeseen, jossa toteutusresurssit ovat annetut. Hyöty voidaan tällöin mitata esim. veden laadun muutoksena. Nämä kaksi kriteeriä ovat samalla ainoat, jotka eivät edellytä hyödyn mittausta rahassa. Näiden käyttö edellyttää, että toimenpiteiden laajuus on etukäteen rajattu joko hyödyn tai resurssien käytön puolelta.

Kriteerit 3 - 6 soveltuvat toimenpiteiden laajuuden mitoitukseen edellyttäen, että vaikutukset voidaan mitata rahassa.

Hyödyn ja kustannusten eron maksimissa ovat samalla rajahyödyt yhtäsuuria kuin rajakustannukset. Hanketta ajatellen saavutetaan tällöin suurin mahdollinen hyöty, mutta verrattuna muihin resurssien käyttömahdollisuuksiin investointi voi olla epätaloudellisen laaja, koska viimeisen suoriteyksikön tuottama nettohyöty on nolla. Hyötykustannussuhteen maksimi antaa tästä syystä hankkeelle pienemmän optimikoon kuin edellinen kriteeri, mutta ei varsinaisesti osoita optimaalista laajuutta muihin resurssien käyttömahdollisuuksiin nähden.

Sisäinen korkokanta osoittaa sen korkokannan, jolla vertailuajankohtaan diskontattujen uhrausten ja hyötyjen arvo on yhtä suuri. Kriteeri soveltuu parhaiten valmiiden vaihtoehtojen keskinäiseen vertailuun, mutta sitä voidaan käyttää myös laajuuden optimointiin, jos korkokannalle annetaan tavoitearvo. Vesivarojen laadun parantamishankkeissa sisäisen korkokannan käyttö optimikriteerinä tulee vain harvoin kyseeseen.

Katetuotto osoittaa sen osan hyödystä, mikä jää kiinteiden kustannusten katteeksi. Kriteeri on erityisen sovelias silloin, kun kyseessä on vanhan hankkeen laajennus tai toiminnan tehostaminen. Mikäli tarvittavat investoinnit ovat vähäisiä ja hyödyt ja kustannukset muuttuvat samalla tavoin ajan suhteessa, ei korkokanta muodosta ongelmaa.

Kriteerejä 3 - 6 voidaan yleensä menestyksellä käyttää vain, jos hankkeen vaikutukset voidaan arvioida rahassa. Jos aiheettomat vaikutukset ovat vähäisiä tai ne ovat eri toimintavaihtoehtoilla samanlaisia, voidaan kuitenkin kaikkia em. kriteerejä käyttää hankkeen optimointiin. Kriteerit eivät tällöin sovellu mittaamaan hankkeen varsinaista taloudellista kannattavuutta, vaan osoittavat ainoastaan edullisimman vaihtoehdon.

Yleensä merkittävä osa vaikutuksista on sellaisia, joita on vaikea rahassa arvioida tai jotka ovat täysin epämääräisiä. Tästä syystä em. kriteerit eivät sovellu toimenpiteiden

valtakunnalliseen mitoitukseen, vaan se on mielipiteenvarainen kysymys. Tarkoitukseen varattujen resurssien kohdentamisessa eri vesistöalueille voivat kriteerit olla jo merkittävänä apuna.

Toimenpiteitten suunnittelussa tulee eräänä lähtökohtana pitää vaihtoehtoisia tai toisiaan täydentäviä teknisiä ratkaisutapoja, kuten jätevesien käsittelyn tehostaminen, purkupaikan siirrot ja vesistöissä suoritettava toimenpiteet. Taloudelliselta kannalta tarkastellen ovat optimiyhdistelmissä rajakustannukset yhtäsuuria. Tämä kriteeri osoittaa resurssien tehokkaimmat yhdistelmämahdollisuudet, mutta laajuuden mitoitus tulee suorittaa em. optimikriteerejä käyttäen.

3.5 Herkkyysanalyysi

Veden laadun parantamishankkeen vaikutukset päätöksentekohetkellä ovat pakosta suurelta osalta olettamuksiin perustuvia ja todellinen tulos voi poiketa tuntuvasti taloudellisen analyysin antamista arvoista. Virhemahdollisuuksia aiheutuu lähinnä seuraavista tekijöistä:

1. Kysynnän määrällinen kehitys
2. Veden laatua koskevat arvostukset
3. Veden laadun kehitys
4. Investoinnin vaihtoehtoiskustannukset

Eri toteutusvaihtoehdoilla saattaa olla merkittäviä eroja siinä suhteessa, kuinka herkästi hankkeen edullisuus muuttuu laskennan perustana olevien olettamusten muuttuessa. Näiden tekijöiden vaikutusta selvittävässä herkkyysanalyysissä tekijät jaetaan kahteen ryhmään: riskitekijät ja epävarmuustekijät. Riskitekijöiden osalta tunnetaan tapahtumien tilastollinen todennäköisyysjakauma ja epävarmuustekijöiden osalta on kysymys subjektiivisesta tapahtumien kulun kehityksen arvioinnista. Varsinaista asiaa koskevaa tilastollista aineistoa ei useinkaan ole käytettävissä, vaan mukaan tulee aina subjektiivista harkintaa. Tilastollinen aineisto voidaan muodostaa esim. eri ennakkonäkemyksistä

tai sopivaksi arvioiduista analogisista prosesseista ja tilanteista.

Herkkyysanalyysillä voidaan selvittää lähtökohtaoletuksiin sisältyvien virheiden merkitystä ja suorittaa kriittisistä asioista lisäselvityksiä, mikäli katsotaan tarpeelliseksi ja mahdolliseksi. Analyysi ei anna edullisinta toteutusvaihtoehtoa, vaan on tahdonvarainen asia, millaisia riskejä otetaan.

Herkkyysanalyysi osoittaa samalla, kuinka hankkeen suunnittelulla ja toteutusajankohdan valinnalla voidaan osaltaan vaikuttaa ratkaisun edullisuuteen ja sen muutosherkkyyteen. Jos veden laadun määrällisen kysynnän kehitys on erityisen epävarmaa, muodostuvat sellaiset ratkaisuvaihtoehdot edullisiksi, joissa tarvittavat investoinnit voidaan tehdä vaiheittain kuormitus- ja kysyntäkäyrää seuraten.

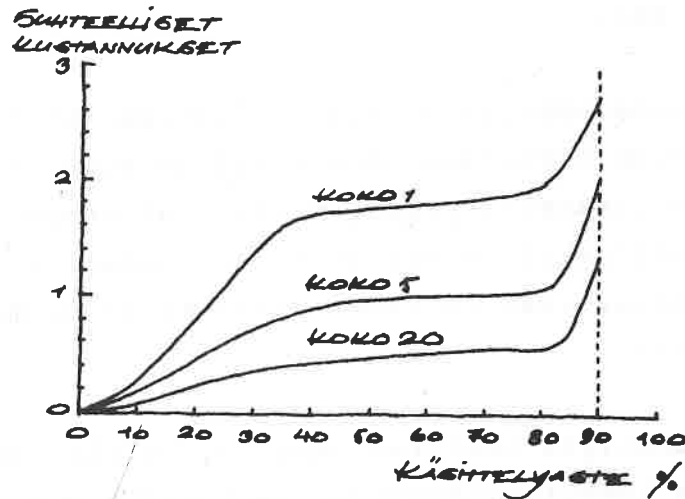
3.6 Yksikkökustannukset

Tärkeimmät toimenpidevaihtoehdot vesivarojen laadun parantamisessa ovat seuraavat:

1. Jätteen muodostumisen estäminen
2. Jätevesien käsittely
3. Vesistön säännöstely
4. Vesistön ilmastus
5. Ravinteiden poisto vesistöstä

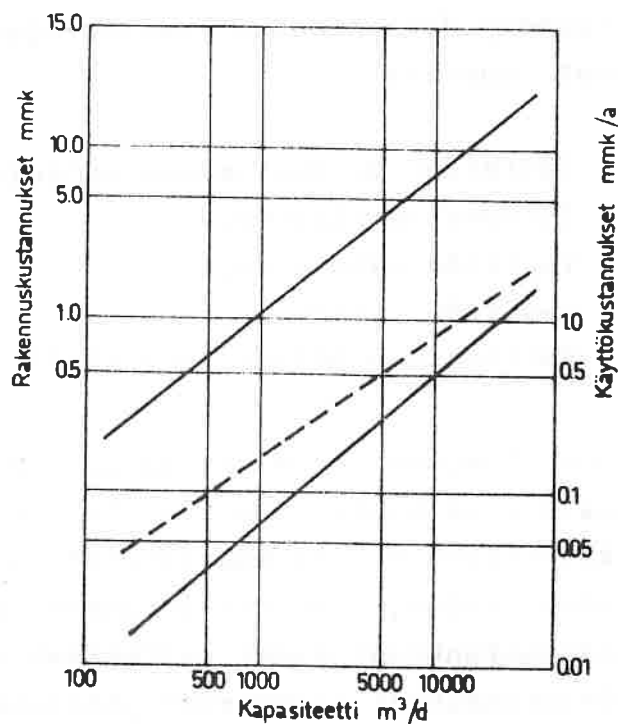
Jätteen muodostumisen estämisen mahdollisuudet ovat hyvin tapauskohtaisia eikä kustannuksille ole yleistä sääntöä. Jätevesien käsittelyn osalta määräytyvät kustannukset lähinnä jäteveden laadun, jätevesivirtaaman ja käsittelyasteen mukaan. Kustannusfunktiot eivät kuitenkaan ole lineaarisia, vaan yksikkökustannukset pienenevät jätevesimäärän kasvaessa ja toisaalta nousevat progressiivisesti puhdistustehon noustessa yli 70 - 80 %. Kustannusfunktion periaatekaavio on esitetty kuvassa 3.3.

SUhteelliset KOOT 1,5 ja 20



Kuva 3.3 Kustannusfunktion periaatekaavio jäteveden käsittelyssä

Käsittelykustannusten suuruusluokka ja jakautuminen rakentamis- ja käyttökustannuksiin Suomessa yleistyvän rinnakkaissaostuslaitoksen osalta on esitetty kuvassa 3.4. Laitoksen tavanomaiset puhdistustehoarvot ovat seuraavat: BHK₇ 80 - 90 %, fosfori 80 - 90 % ja typpi 30 - 40 %.



Kuva 3.4 Rinnakkaissaostuslaitoksen likimääräiset investointi- ja käyttökustannukset v. 1975 hintatasossa. Täydellä viivalla on esitetty konsulttitoimistojen arvioihin perustuvat kustannukset (Hirsto 1976) ja katkoviivalla todelliset käyttökustannukset Helsingin vesipiirin alueella (Kärkinen 1976).

Vesistön säännöstelyn mahdollisuudet ja kustannukset ovat hyvin tapauskohtaisia. Taulukossa 3.1 on esitetty eräitä keskimääräisarvoja suoritettujen säännöstelyjen rakentamis- ja käyttökustannuksista vuoden 1971 hintatasossa. Varsinaisten kustannusten ohella säännöstely voi aiheuttaa vahinkoja muualla vesistössä ja muita kuin veden laatuun liittyviä hyötyjä. Suoritetut säännöstelyt ovatkin yleensä palvelleet muita tarkoituksia kuin veden laadun parantamista.

Taulukko 3.1 Säännöstelyn keskimääräiset kokonais-
kustannukset varastotilavuuden muutosta
kohti (Laikari, Tuominen 1973)

	Kokonaiskustannukset (mk/m ³) altaan pinta- alan ollessa (km ²)			
	10	10...100	100	Keskimäärin
Allastyyppi				
järvet	-	0,04	0,03	0,03
tekoaltaat	0,25	0,23	0,05	0,21
kaikki	0,25	0,08	0,03	0,12

Käyttökustannusten keskimääräinen osuus on noin 0,01 mk/m³.

Vesistön ilmastuksen osalta on happipitoisuuden ja kustannusten välinen riippuvuus samoin hyvin tapauskohtaista. Puhdistuslaitoksiin verraten voidaan kuitenkin todeta, että merkittävä osa rakentamis- ja käyttökustannuksista jää pois. Esimerkkinä ilmastuksesta mainittakoon Tuusulanjärvi, jonka pinta-ala on 6 km² ja tilavuus 0,02 km³. Ennen ilmastusta suuret osat järvestä olivat talviaikaan hapettomia ja keskimääräinen happipitoisuus huonoimmillaan oli 1 - 2 mg/l. Ilmastuksen jälkeen on keskimääräinen happipitoisuus huonoimmillaan ollut 5 - 6 mg/l eikä varsinaisia hapettomia alueita ole esiintynyt. Ilmastuslaitteiden hankintakustannukset v. 1972 olivat n. 100 000 mk ja käyttökustannukset ovat olleet 5 000 mk/a. Kustannukset vastaavat 100 - 200 asukkaan taa-jaman jätevesien käsittelyn vuosikustannuksia rinnakkaissaostuslaitosta käytettäessä.

3.7 Toimenpiteiden kustannusarvot

Vaikka varsinaiseen taloudelliseen optimointiin kustannusten ja hyötyjen samanaikaisen tarkastelun avulla ei yleensä ole mahdollisuuksia ko. hankkeiden osalta, voidaan kuitenkin eräitä kvantitatiivisia perusteita hankkeiden mitoituksella ja ajoituksella löytää arvioimalla toimenpiteiden kokonaistaloudellista merkitystä suoritettujen taloudellisten uhrausten mukaan.

Laskentaperusteet jäteveden käsittelylaitokselle voidaan valita esim. seuraavasti:

1. Kuoletusaika 20 vuotta
2. Vuotuiset käyttökustannukset 10 % rakentamiskustannuksista
3. Pääoman korko ja diskonttauskorkokanta 6 %

Tästä seuraa, että kokonaiskustannukset ovat hieman yli kaksi kertaa suuremmat kuin rakentamiskustannukset ja vuotuiset kustannukset ovat lähes viidesosa rakentamiskustannuksista.

Yhtä hanketta tarkastellen tämä osoittaa, että toteutus päätöksellä hankkeeseen sidotaan taloudellisia resursseja yli kaksi kertaa se määrä, mitä itse rakentaminen vaatii. Vastaavasti jos uusinvestoinneille määrätään jokin vuotuinen vakiona pysyvä taso, niin päätöksellä sidotaan nykyarvona laskien n. 25 kertainen määrä resursseja em. kuoletusaikana.

Yksityisen jätevetä laskevan laitoksen kannalta investointi on usein liiketaloudellisesti täysin tuottamaton, koska mahdolliset hyötyvaikutukset ovat ulkoisia. Vuotuiset kustannukset vastaavat tällöin em. laskentaperusteilla rakentamiskustannuksiin verrattuna noin kolminkertaisen pääoman tuottoa.

Kansantalouden kannalta on tilanne likimäärin vastaava. Tilinpidossa ovat ko. toimenpiteet osana kansantuloa. Toisaalta, jos toimenpide ei tuota hyödykkeitä, joilla on käyttöä, on

toimenpide turha. Näin tapahtuu silloin, kun veden laatu tai vesivarojen käytön määrä, miellyttävyys ja kustannukset eivät muutu. Hankkeen taloudellinen merkitys voidaan tällöin arvioida menetetyn hyödyn mukaan. Olettaen vastaavan tuottavaan toimintaan suoritettujen investointien vuosittain aiheuttamaksi kansantuotteen lisäykseksi 20 % rakentamiskustannuksista, muodostuu laskenta-ajankohtaan diskontatun kokonaismenetyksen arvo noin kolme kertaa suuremmaksi kuin rakentamiskustannukset. Tämä laskelma vaatii lisäoletuksena sen, että resursseilla on tosiasiallinen vaihtoehtoinen käyttömahdollisuus. Ellei tätä käyttömahdollisuutta ole, ei vaihtoehtoishyötyä myöskään muodostu.

Veden laadun parantamishankkeiden taloudellista merkitystä arvioidaan tarkastelemalla millaista pääoma-arvon nousua suoritettut toimenpiteet vesistöltä edellyttävät. Suomessa voimakkaasti likaantuneiden vesialueiden pinta-ala on n. 1 200 km² ja lievemmin likaantuneiden vesialueiden yhteismäärä on n. 8 000 km². Jälkimmäisillä alueilla likaantuminen johtuu usein merkittävästi luonnosta tulevasta kuormituksesta.

Jätevedeen kohdistuvat, haittavaikutusten vähentämiseen tähtäävät investoinnit ovat Suomessa nykyisin suuruusluokkaa 300 milj.mk vuodessa. Jos ohjelmaa toteutetaan 20 vuotta, on sen nykyarvo em. laskentaperusteilla ja jatkuva kunnossapito huomioon ottaen n. 10 mrd.mk. Jos edelleen oletetaan vaihtoehtoisesti toimenpiteiden vaikutusalueen olevan 1 000, 5 000 ja 10 000 km², ovat vastaavat kokonaiskustannukset pinta-alaa kohden seuraavat.

Vaikutusalue	Kustannukset
1 000 km ²	100 000 mk/ha
5 000 "	20 000 "
10 000 "	10 000 "

Edellytyksenä toimenpiteen taloudellisuudelle on, että hyötyjen **pääoma-arvot vaikutusalueen pinta-alaa** kohti laskien tulisivat vähintään esitetyn suuruisiksi.

Koska vedenhankinnan käyttökustannusten vähentämisessä muodostuva hyöty on varsin vähäinen, on hyöty kohdistettava pääosaltaan virkistykselle, kalastukselle ja luonnonsuojelulle.

Arviot toimenpiteiden vaikutusalueen laajuudesta ovat pakosta varsin epätarkkoja johtuen vesistössä tapahtuvien prosessien puutteellisesta tuntemisesta. Toisaalta mahdollisuudet yhdyskuntien lähivesialueiden kuormituksen pitkälle menevään vähentämiseen ovat toistaiseksi vähäiset johtuen ilman kautta sekä sade- ja sulamisvesien mukana tulevasta voimakkaasta hajakuormituksesta. Muu hajakuormitus aiheuttaa lisäksi sen, että jäteveden käsittelyn tehostamisen vaikutus veden laatuun voi jäädä myös eräillä muilla alueilla vähäiseksi. Lisäksi vaikutusalueen laajuudelle on oleellista merkitystä potentiaalisen kuormituksen kasvulla ja uuden kuormituksen sijoittumisella.

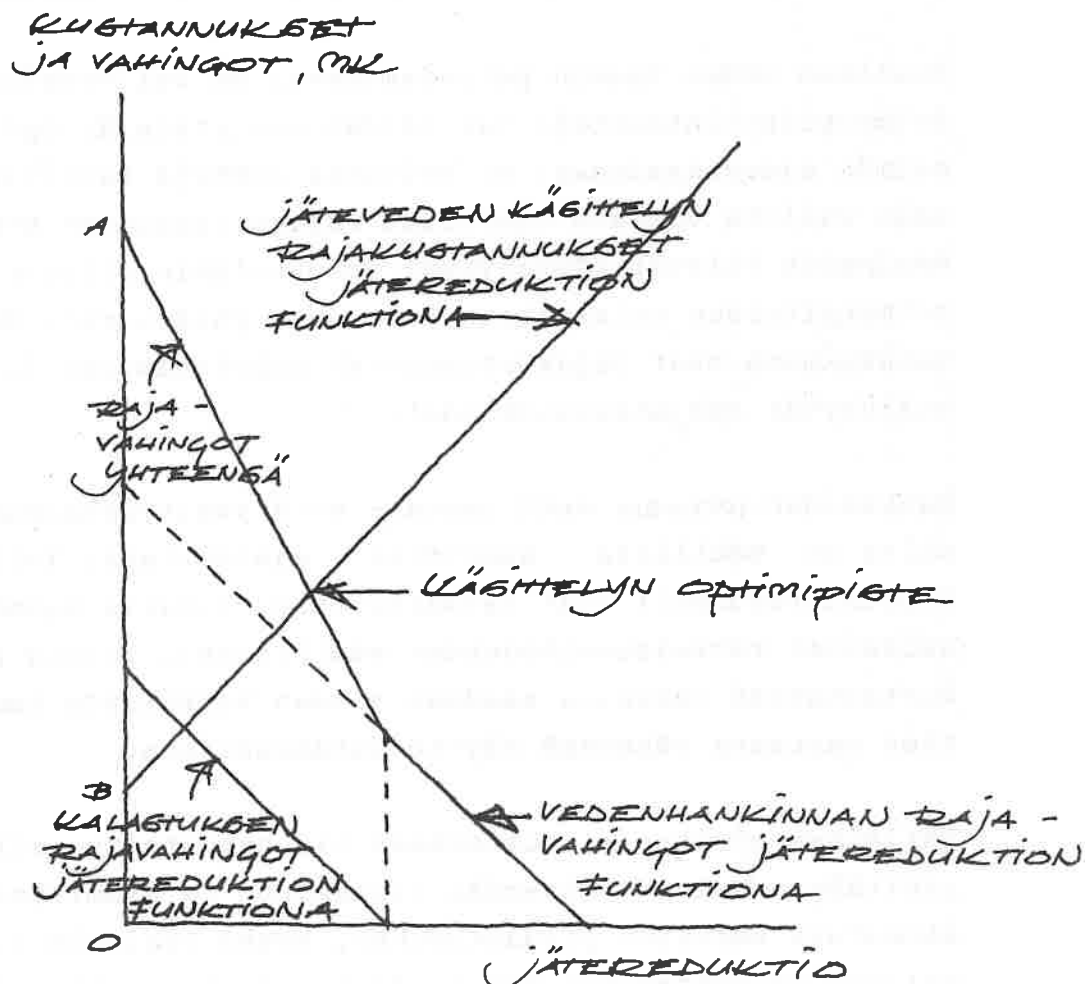
Mikäli käsittelytoimenpiteiden tuottama hyöty tulkitaan yksinomaan vesistön pääoma-arvon nousuksi, edellyttää tämä varsin huomattavaa arvostusta hyvälle luonnontilaiselle vesistölle. Seuraava esimerkki osoittaa kuinka tämä voidaan periaatteessa laskea käyttäen kolmea vaikutusaluevyöhykettä, joiden pinta-alat ovat 1 000, 4 000 ja 5 000 km². Kokonaisvaikutusalueeksi oletetaan tällöin 10 000 km².

Vaikutusalue	Jätevesi-haitta ilman käsittelyä	Käsittelyn suht.hyöty	Hyöty pinta-alana
1 000 km ²	100 %	80 %	800 km ²
4 000 "	60 "	40 "	900 "
5 000 "	30 "	20 "	300 "

Laskelma antaa tulokseksi n. 2 000 km² parhaimman laatuista vesialuetta, minkä kokonaisarvoksi kustannusarvona muodostuu parantamistoimenpiteiden nykyarvo. Pinta-alayksikköä kohti laskien tulee vesistön pääoma-arvoksi tällöin n. 50 000 mk/ha.

3.8 Toimenpiteiden mitoitus ja ajoitus

Taloudelliselta kannalta tulisi hankkeiden laajuuden mitoitus perustaa veden laadulle annettaviin arvostuksiin ja laadun saavuttamiseksi tarvittavien toimenpiteiden kustannuksiin. Jos hankkeen laajuus mitoitetaan rajakustannusten ja raha-hyötyjen perusteella, se voidaan suorittaa kuvan 3.5 mukaisesti.



Kuva 3.5 Periaatekaavio jäteveden käsittelyasteen taloudellisesta optimoinnista (Kneese, Bower 1968)

Kuvassa 3.5 on lähtökohdaksi otettu tilanne, jossa jätevettä ei käsitellä. Vahinkojen väheneminen mittaa käsittelyllä aikaansaatavaa hyötyä.

Esitetty mitoitus tapa sopii tilanteisiin, joissa vahinkoja voidaan luotettavasti mitata rahassa. Tällainen on tilanne ainoastaan silloin, kun vesivarat ovat taloudellisessa toiminnassa keskeisenä niukkuustekijänä kuten monissa pitkälle teollistuneissa maissa on asianlaita. Suomen olosuhteissa voidaan hyötyvaikutuksia mitata vain vähäisessä määrin rahassa, joten vaihtoehtoina on valita joko veden laadulle tavoitetaso tai kustannuksille hyväksyttävä suuruus.

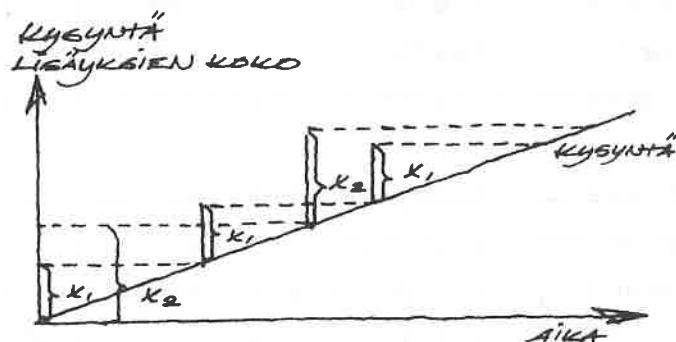
Edelleen veden laadun parantamisessa on valittavana useita toimenpidevaihtoehtoja tai näiden yhdistelmiä. Optimiyhdistelmän saavuttamiseksi ei koituvia hyötyjä tarvitse tuntea, vaan valinta voidaan suorittaa rajakustannusten perusteella. Resurssit tulevat käytetyiksi tehokkaimmin silloin, kun toimenpiteiden rajakustannukset ovat yhtäsuuret. Käytännön vaikeuksina ovat rajakustannusten määrittäminen ja niissä esiintyvät epäjatkuvuuskohdat.

Hankkeiden toteutus sekä kansan- että yksityistalouden kannalta on edullista suorittaa ajankohtana, jolloin rakentamisresurssit ovat vajaakäytössä. Samalla muodostuvat sellaiset ratkaisuvaihtoehdot edullisiksi, joissa rakentamiskustannusten kasvulla saadaan aikaan korkokanta huomioon ottaen vastaava vähenemä käyttökustannuksissa.

Tällainen ajoitus ei kuitenkaan ole perusteltua silloin, kun pyritään ennaltaehkäisemään elinkeino- ja asumistoiminnoista aiheutuva vesistön pilaantuminen, koska vesistön tilan ennalleen palauttaminen voi muodostua vastaavasti kalliimmaksi tai olla ylivoimaista. Lisäksi tällainen veden laadun huononeminen voi aiheuttaa arvonalennusta myös muissa pääomahyödykkeissä. Vastaavasti niiden hankkeiden osalta, joiden tarkoituksena on parantaa vesivarojen laatua, voidaan toteutusajankohta valita vapaammin kokonaistaloudellisen tilanteen perusteella.

Yleensä toimenpiteiden ajoituksen määräävät veden laatuun kohdistuva kysyntä, potentiaalisen kuormituksen kehitys, käytettävissä olevat resurssit ja toimenpiteiden taloudellisesti mielekkäät yksikkökoot. Valintavaihtoehtoja on hyvin

runsaasti. Valinnassa apuna voidaan käyttää tietokoneelle kehitettyjä laskentatekniikkoja. Periaatekaavio vaihtoehtoisista tavoista kysynnän tyydyttämiseksi on esitetty kuvassa 3.6.



Kuva 3.6 Kysynnän tyydyttäminen strategioilla x_1 ja x_2
(Howe 1971)

3.9 Johtopäätelmiä

Luvussa 3. on tarkasteltu taloudellisin perustein tapahtuvan suunnittelun menetelmiä ja mahdollisuuksia vesivarojen laadun suunnittelun yhteydessä sekä millaisia odotuksia annetaan jäteveden puhdistuksen tuottamalle hyödyllä lähtien toimenpiteitten kustannuksista.

Vesivarojen laadun parantamisen tuottamat hyödyt ovat rahassa vaikeasti mitattavia. Kustannusarvoihin perustuvat karkeat arviot osoittavat, että puhtaalle vesistölle luonnonvarana annettu arvostus on huomattava. Tarkastelussa ei ole pyritty arvioimaan, mikä olisi veden laadun parantamistoimenpiteiden oikea laajuus. Tämä on yhteiskunnan arvostuskysymys, mihin taloudelliset tarkastelut eivät yksinään tuo ratkaisua. Voidaan kuitenkin todeta, että kustannuksista lasketut hyödyn odotusarvot tuntuvat varsin kohtuullisilta erityisesti sellaisissa tapauksissa, joissa estetään tai poistetaan pilaantumisen tuottama arvonalennus tehokkaassa virkistyskäytössä jo olevassa vesistössä.

Koska taloudelliset uhraukset ovat varsin suuria ja saavutettavissa olevat taloudelliset ja muut hyötyvaikutukset ovat tapauskohtaisia, tulisi toimenpiteitten valinta ja kohdentaminen suorittaa vesistöistä käsin selvittämällä niiden tehokkuus laadun muuttamisessa. Tämä edellyttää toisaalta sellaisten menetelmien muodostamista, joilla pystytään arvioimaan veden laadun tulevaa kehitystä ja toisaalta eri toimenpidevaihtoehtojen rajakustannusten selvittämistä.

Suoritettavien toimenpiteitten vaatimien fyysisten resursien käytön kokonaistaloudellista arvoa voitaisiin ilmeisesti tuntuvasti pienentää keskittämällä rakentamistoimenpiteitä ajankohtiin, jolloin ko. resurssit ovat vajaassa käytössä. Tämä edellyttää, että rahoitusprosessin puolella on tarvittavat pääomat varattu tähän käyttötarkoitukseen taloudellisessa mielessä hyvinä aikoina. Jäteveden käsittelyn ohella tulisi taloudelliselta kannalta arvioiden ottaa tasavertaisina mahdollisuuksina huomioon vesistöissä suoritettavat toimenpiteet.

4. Luonnonprosessien matemaattinen kuvailu

4.1 Systeemi- ja mallitekniikka

Malleja yleensä käytetään kuvaamaan seuraavia asioita:

- reaailimaailman osaa
- reaailimaailman tapahtumaa tai toimintajärjestelmää
- käsitteellistä järjestelmää tai toista mallia

Mallien tavanomainen perusluokitus on seuraava:

1. Ikoniset mallit (mittakaavamallit)
2. Analogiamallit (esim. kartat ja sähköiset analogiamallit)
3. Käsitteelliset mallit (symboliset mallit)
 - ajatukselliset
 - verbaaliset
 - graafiset
 - matemaattiset (formaaliset)

Reaalisysteemin malleille on tunnusomaista, että ne ovat todellisuuden yksinkertaistettuja kuvauksia. Malleilla pyritään jäljittelemään niitä reaalisysteemin tapahtumia, jotka katsotaan ratkaistavan ongelman kannalta oleellisiksi. Mallien kuvaustarkkuus on osittain valintakysymys, jolloin valintaperusteina tulevat kyseeseen mm. seuraavat seikat:

- käyttötarkoitus ts. ratkaistava ongelma
- käytön helppous
- reaalisysteemiä koskevat perustiedot

Mallien laatimisen ja käytön työvaiheet jaotellaan tavanomaisesti seuraaviin pääosiin:

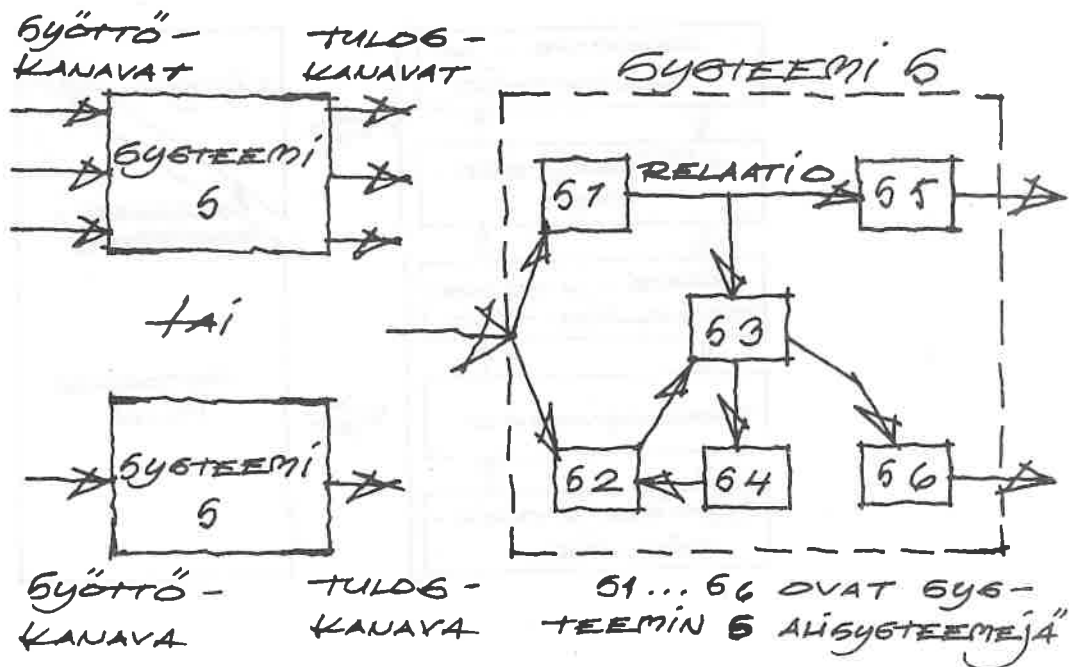
1. Ongelman määrittely
2. Mallin rakentaminen
3. Mallin testaus
4. Ratkaisun haku
5. Ratkaisun soveltaminen reaalisysteemiin

Ongelman määrittely on työn tärkein vaihe. Tämä määrää samalla osaltaan minkätyyppiset mallit tulevat ratkaisun hakemisessa kyseeseen. Toisaalta prosessi voi olla iteratiivinen, jossa myöhempien vaiheiden antaman informaation johdosta on syytä palata aikaisempiin työvaiheisiin.

Monimutkaisten reaalisysteemien matemaattisessa kuvauksessa on erityistä merkitystä ollut yleisen systeemitekniikan kehityksellä. 1940-luvulla muodostettiin systeemianalyysin teoreettinen perusta joskin käytännön sovellutukset ovat huomattavasti vanhempia. Nyt sovellutuskohteina olivat lähinnä tiedonsiirtojärjestelmät. 1950- ja 1960-luvuilla sovellutukset ja teorian kehittäminen kohdistuivat voimakkaasti tuotantotoimintaan ja yritysjohtoon. 1960-luvulla systeemitutkimuksen tuloksia alettiin soveltaa vesistösuunnitteluun ja vuosikymmenen loppupuolella yhdyskuntasuunnittelun ja ympäristönsuojelun ongelmiin.

Systeemitekniikan kehitys on ollut läheisessä yhteydessä tietokonetekniikan kehityksen kanssa, koska juuri tietokoneet muodostavat laajojen reaalisysteemien optimoinnissa ja matemaattisessa kuvailussa tarvittavan laskentakapasiteetin. Tietokonekäsittelyä varten reaalisysteemeistä muodostetaan formaaleja malleja. Systeemitekniikka on siten nähtävä eri tieteenalojen yhteisenä keinona formuloida reaaliympäristöä koskevat ongelmat kvantitatiivisin laskelmin käsiteltävään muotoon erityisesti ATK:ta hyväksikäyttäen.

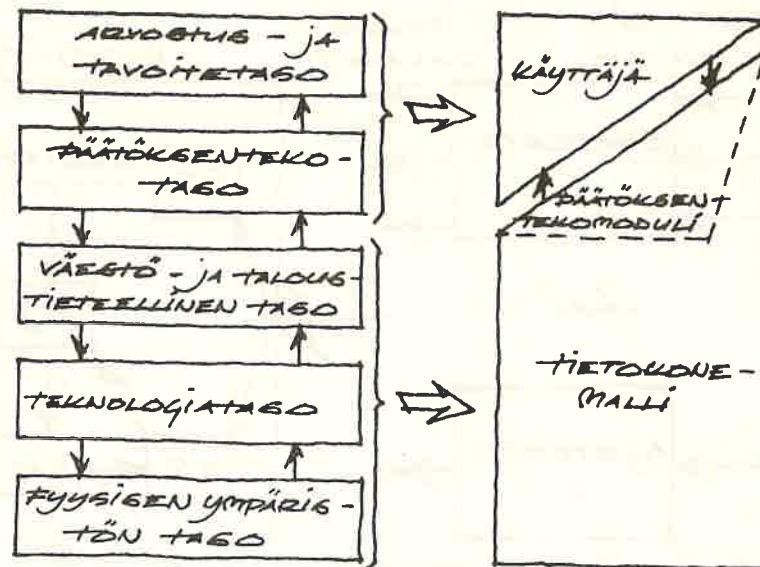
Systeemi yleisesti määritellään alkioiden ja niiden välisten relaatioiden muodostamaksi kokonaisuudeksi. Mallin alkiot edustavat sellaista reaaliympäristön toiminnallista kokonaisuutta, joka ongelman käsittelyssä on katsottu oleelliseksi. Alkioiden väliset relaatiot voivat olla esim. materiaali- ja rahavirtoja, pelkkiä informaatioyhteyksiä ja loogisia suhteita. Nämä relaatiot muodostavat systeemin rakenteen. Systeemi ja sen alkiot ovat periaatteessa aina jaettavissa osasysteemeiksi (Kuva 4.1).



Kuva 4.1 Systeemi graafisesti esitettynä

Systeemimallissa alkioita pidetään ns. mustina laatikkoina. Tällöin ei ole merkitystä niinkään sillä, mikä on alkion vastine reaalimaailmassa, kuin miten alkio toimii. Staattisessa systeemimallissa alkion toimintaa voidaan esittää funktioyhteydellä $y = f(x)$, jossa x on kytkentäkanavan kautta tuleva syöttö, y on alkion antama vastaus ja f on alkion transformaatio. Dynaamisessa systeemimallissa alkioiden tilat muuttuvat ajan mukana ja tällöin transformaatio muuttuu alkion tilan muuttuessa.

Avoin ja suljettu systeemi määritellään eri yhteyksissä eri tavoin. Systeemiä voidaan aina pitää suljettuna, ellei se ole vuorovaikutussuhteessa ympäristönsä kanssa. Tavanomaisesti systeemi katsotaan suljetuksi myös silloin, kun systeemin tila yksin määrää vuorovaikutukset. Erityisesti sellaisten sistemien kuvaukseen, joissa tapahtuu aktiivista ja tavoitteellista päätöksentekoa, sopivat vain dynaamiset avoimet systeemimallit. Nykitekniikan mahdollisuuksia reaalisysteemien ongelmien ratkaisuisa matemaattisten mallien avulla voidaan havainnollistaa kuvan 4.2 avulla.

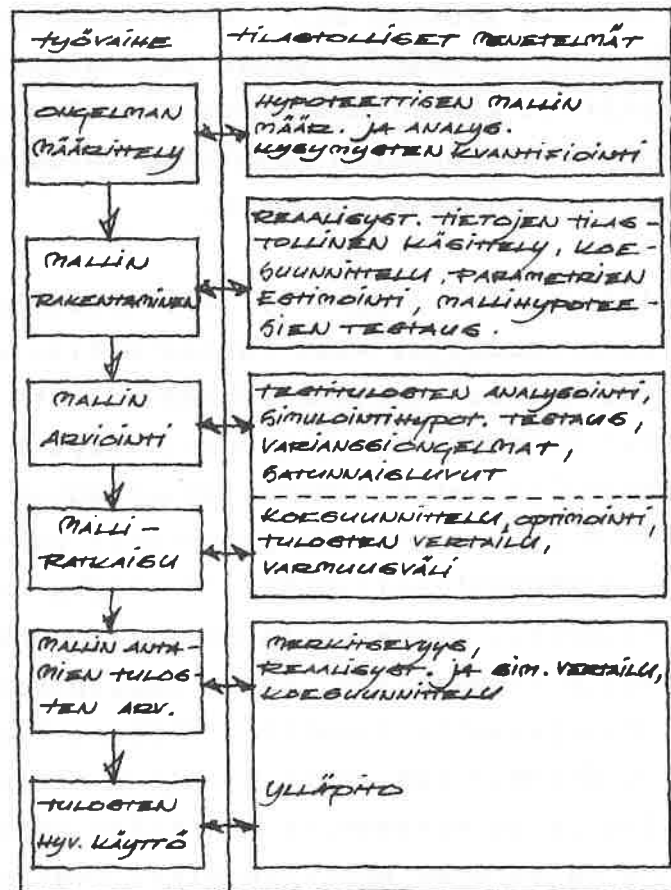


Kuva 4.2 Interaktiivisen simulointitekniikan käyttöalue
(Hannus, Louhenkilpi 1976)

Tavoite- ja päätösprosesseja ei yleensä ole mielekasta ottaa formaaliin malliin mukaan. Simulointimallissa on kuitenkin mahdollista sijoittaa malliin erityinen päätöksentekomoduli, joka yhdessä mallin käyttäjän kanssa tuottaa vaihtoehtoisia kehityspolkuja ja varsinainen kausaaliosa simuloi toimenpiteitten vaikutuksia. Simuloinnissa on aina kysymys kokeilusta, jossa tietyillä lähtöolettamuksilla selvitetään mahdollisia tapahtumia.

Laajojen mallien muodostuksessa korostetaan kahta asiaa: ongelmakeskeisyys ja iteratiivinen muodostusprosessi. Vaikka toisaalta mallin rakentaminen on mielekasta vain ongelmatyyppiä kohden kerrallaan, on toisaalta eduksi, ottaen huomioon käyttökelpoisten mallien laatimisen vaatiman suuren työmäärän, jos mallia voidaan parametriarvoja muuttaen soveltaa mahdollisimman usean samantyyppisen ongelman ratkaisuun. Iteratiivinen mallinmuodostus on yleensä välttämätöntä, jotta käyttäjä voisi hallita ja tulkita mallin toiminnan sekä minimoida tarvittavien alkioiden ja relaatioiden määrän. Erityisesti simulointimalleissa on parametrien estimointi tilastollinen tehtävä ja tällöin suora eteneminen

hyvin monimutkaiseen malliin voi johtaa tilanteeseen, jossa kuvaustarkkuus heikkenee nopeasti sovellutustilanteen poiketessa testitilanteesta. Kuvassa 4.3 on esitetty simulointimallin muodostamisessa ja käytössä usein tarvittavat tilastolliset menetelmät.



Kuva 4.3 Tilastolliset menetelmät simuloinnin eri työvaiheissa (Andersin, Salonen 1972)

Matemaattiset mallit palvelevat suunnittelussa optimiratkaisun hakemista johonkin käytännön ongelmaan. Malleilla kuvataan fyysisen ympäristön tasolla, teknologiatasolla ja taloustasolla esiintyviä riippuvuuksia. Yksinkertaisimmassa tapauksessa ratkaisun hakeminen voi tapahtua analyttisesti, useita lineaarisia yhtälöitä käsittävien mallien ratkaisuun soveltuu lineaarinen optimointi, dynaamisia ja stokastisia muuttujia käsittävien mallien ratkaisussa tulevat kyseeseen dynaaminen optimointi ja simulointi. Yksinomaan fyysisen ympäristön kuvauksessa tarvitaan usein malleja, joiden ratkaisun hakemisessa simulointin on ainut käyttökelpoinen vaihtoehto.

4.2 Ekologian mallien kehitys

Veden laatua kuvaavien matemaattisten mallien kehittelytyö yleisten fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten riippuvuussuhteitten osalta on sinänsä hyvin vanhaa perua. Pääpaino tällöin yleensä oli erillisten riippuvuussuhteitten eikä prosessien määrällisessä kokonaiskuvauksessa. Vesistöjen käytön ja kuormituksen suunnittelussa on kuitenkin edullista jos vesistönosien toimintaa voidaan kuvata kokonaisuutena matemaattisessa muodossa.

Malleilla ei aluksi pyritty jäljittelemään vesistössä tapahtuvia osaprosesseja, vaan tarkasteltiin ainoastaan, miten jokin tai jotkut vesistön tärkeäksi katsottavat ominaisuudet muuttuvat kuormituksen muutuessa. Käytettävissä olevien perustietojen ja ratkaisumenetelmien mukaan mallit olivat aluksi lähinnä fysikaaliselle perustalle rakentuvia konsentraatioiden differentiaaliyhtälöitä, jotka voitiin ratkaista analyttisesti. Streeter ja Phelps muodostivat v. 1925 joki-vesistöille happimallin, jossa happipitoisuuden, ajan ja paikan riippuvuutta kuvattiin differentiaaliyhtälöillä. Malleja on myöhemmin kehitetty edelleen ottamalla siihen uusia muuttujia ja tulkitsemalla muuttujat stokastisiksi. Analyttistä ratkaisutapaa edullisemmiksi ovat samalla muodostuneet numeeriset tietokonesimuloinnit.

Vastaavaa metodiikkaa sovellettiin 1960-luvun alkupuolella järviä ja järvialtaiden matemaattisten mallien muodostamiseen. Sedi-mentoitumisen ja kerrostumisen käsittely tuotti samalla lisäongelmia mallien analyttiseen ratkaisuun. Näiden mallien etuna on, että ne yksinkertaisessa muodossa ja lähtökohdiltaan luonnontaloudellisesti perusteltuina kuvaavat vesistönosan kokonaistoimintaa tarkastelunalaiselta osalta. Käyttökelpoisuutta rajoittaa kuitenkin se, että jo ratkaisumenetelmän vuoksi ole jouduttu tekemään varsin suuria yksinkertaisuuksia ja supistuksia käsiteltäviin prosesseihin nähden.

1960-luvun loppupuolella tulivat matemaattisten vedenlaatu-mallien kehittelyvälineiksi tilastolliset menetelmät. Tähän oli erityisesti vaikuttamassa tietojen käsittelytekniikan kehitys ja lisääntynyt vesistöjä koskeva tilastollinen tietoaineisto. Samoin voitiin katsoa kausaalisuhteisiin ja analyttisiin ratkaisumenetelmiin perustuva mallinkehittelytie siinä vaiheessa loppuunkuljetuksi. Samalla kuitenkin siirryttiin mallissa kausaaliriippuvuuksista tilastollisiin riippuvuuksiin vaikkakin muuttujat pyrittiin valitsemaan tunnettujen kausaaliyhteyksien perusteella. Tästä seuraa myöskin tilastollisten regressiomallien soveltamiskelpoisuutta huonontava tyypillinen piirre. Malli kuvaa hyvin perusaineiston keskimääräistä tai tyypillistä tilannetta, mutta ääritilanteissa, joissa mallia usein tarvitaan, kuvaustarkkuus heikkenee nopeasti.

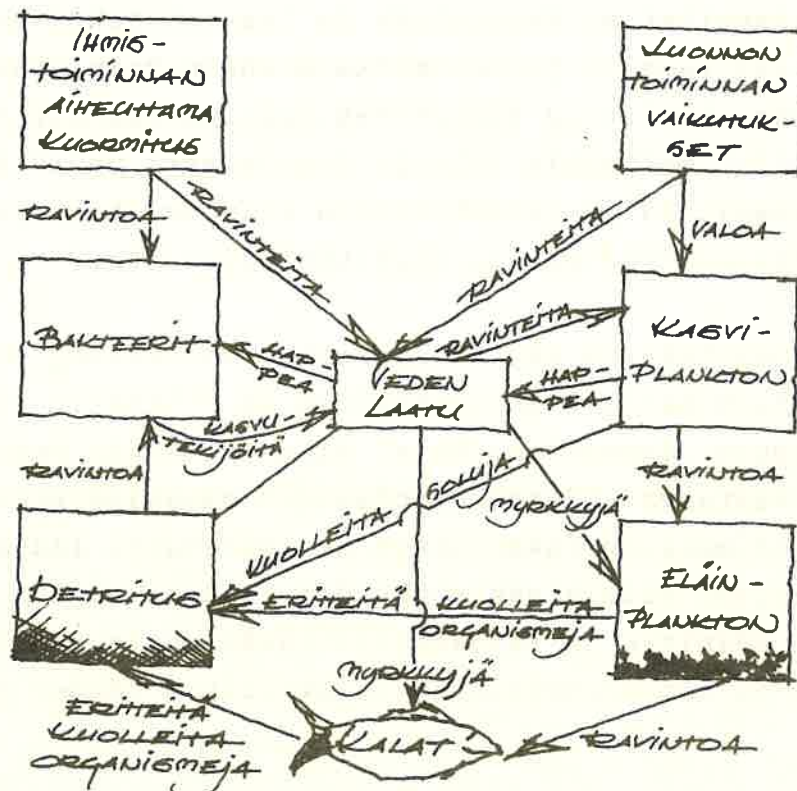
Varsinaisten ekologian matemaattisten systeemimallien muodostamisen voidaan katsoa alkaneen 1970-luvun alusta. Lähtökohdiana voidaan pitää systeemi- ja simulointitekniikan kehitystä sekä onnistuneita sovellutuksia tuotantotoiminnan ja myös hydrologisen kierron määrällistä puolta koskevien suunnitteluongelmien ratkaisemisessa. Toisaalta pyrkimys systeemitekniikan soveltamiseen johtui ilmeisestikin puhtaasti tieteil-lisestä mielenkiinnosta ilman välitöntä käytännön hyödyntämistavoitetta. Menetelmä- ja laskentatekniset edellytykset olivat valmiit ja monimutkaistenkin toimintasysteemien numeerinen käsittely tietokonesimuloinnissa oli mahdollista. Simulointimalleihin voitiin joustavasti yhdistää tunnettuja kausaalisia ja tilastollisia riippuvuuksia ja testata asetettujen hypoteesien käyttökelpoisuutta.

Suunnittelussa käyttökelpoisten vesiekologian matemaattisten systeemimallien muodostaminen on kuitenkin vain näennäisesti helppoa. Verrattuna esim. tilastollisiin regressiomalleihin on vastaavan käyttökelpoisuuden omaavien ekosysteemin simulointimallien rakennustyö huomattavasti laajempi tehtävä. Teknisen toimintakelpoisuuden lisäksi vaatii parametriarvojen määrittäminen ja testaus riittävän monipuolisia, samanaikaisia ja luonnontoitiminnan vaihteluihin nähden riittävän pitkä-

aikaisia havaintosarjoja mallin kohdealueelta. Lisäksi simulointi on nimenomaan kokeilumenetelmä ja tällöin koesuunnittelu ja tulosten analysointi muodostuvat laajoissa malleissa varsin ongelmallisiksi.

Edellämainittuja tilastollisia ym. malleja voidaan myös pitää systeemimalleina. Näissä ei kuitenkaan pyritä koko toimintaprosessin tasapuoliseen kuvaukseen, vaan ainoastaan ratkaistavan ongelman suhteen muutaman oleellisen tekijän vaikutuksen selvittämiseen. Toisaalta vesiekosysteemin toiminnan matemaattisen jäljittelyn mahdollisuudet myöskin simulointimalleilla ovat jo yksin havaintotarkkuuden vuoksi varsin rajoitetut. Erilaisia fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia prosesseja kuvaavien matemaattisten mallien joustava yhdistämismahdollisuus yhdeksi toimivaksi kokonaisuudeksi on kuitenkin niin merkittävä etu, että simulointiteknikan merkitys veden laadun suunnitteluvälineenä tulee kasvamaan.

Matemaattisen simulointimallin muodostaminen vaatii reaalisysteemin jakamista toiminta-, tila- ja aikaelementteihin. Lähtökohtana useille 1970-luvulla muodostetuille malleille voidaan pitää seuraavaa ekosysteemin toimintakaaviota (kuva 4.4).



Kuva 4.4 Ekosysteemin toiminta (Chen 1970)

Systeemin toiminta muuttuu suhteessa paikkaan johtuen mm. ulkoisista tekijöistä ja virtauksista. Tästä syystä tarkastelukohde on jaettava toiminnallisesti yhdenmukaisiin tilaelementteihin. Jaotteluperusteet on haettava ko. reaalisysteemin toiminnasta, halutusta kuvaustarkkuudesta ja mallin käyttötarkoituksesta. Yksinkertaisimmassa tapauksessa esim. koko järviäallasta voidaan pitää toiminnallisesti täysin yhdenmukaisena. Toisaalta tilaelementtijako voi olla erilainen eri laskentajaksoina. Käytettävän aika-askelpituuden valinta riippuu mm. mallin käyttötarkoituksesta ja käytettävästä havaintoaineistosta.

Taulukossa 4.2 on esitetty eräiden viime aikoina kehitettyjen matemaattisten vedenlaatumallien oleellisiksi katsottuja piirteitä. Yksityiskohtaisempi tarkastelu on suoritettu kolmen eri päätyyppiä olevan mallin osalta. Malleiksi on valittu Ahlgrenin simulointimalli, Lappalaisen regressiomalli ja Streeter - Phelps'in lähinnä fysikaalisille kausaaliyhteyksille perustuva malli. Viimeksimainitun mallin esittely on suoritettu luvussa 5. käsitellyn optimointiesimerkin yhteydessä.

Taulukko 4.2 Eräitä vuosina 1960-75 kehitettyjen vedenlaatu-
mallien keskeisiä ominaisuuksia (Karonen 1976)

OMINAISUUS	MALLIN					NUMERO																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
KÄYTTÖKOHDTE	J	J	J	J	J	J	J	J	J	J	J	J	M	J	J	M	J	M	A	J	M	A	M	J	J
HYDRAULINEN KUVAUS	S	L		L		L	L	S	L	S	L	S	L	S	L	L	S	L	L	L	L	L	L	S	L
AIKAJAKSO	1		1			2		1	1		3	3	3	3	2	2	3	3	2	2		3	2	3	2
TILAMUUTTUAJAT:																									
happi			X	X		XX					XXX	X						X			X	X	X	X	
BHK												X	X					X					X		
fosfori	XX	XX				XXXXXX					XXXXXX					XX	X				XXXXXX				
typpi		X				X					XXX	X				XXXX						XXX			
hiili			X													X					X				
kasviplankton											XXXXXX					XXXX					XXXXXX				
eläinplankton											XX	XX					X				X	XX			
detritus											XXX						X				X	X			
OHJAUSFUNKTIOT:																									
valaistus											X	XXX				XXX					XXXXXX				
lämpötila			XX								X	XXX				XXX					XXXXXX				
kierto, sekoitus	XX		X			XX	X				X		X			XXX					X	XXX			
kuormitus	XX		X			XXXXXX					XXXXXX					XXXXXX					XXX				
PROSESSIT:																									
sedimentaatio		X	XX			XXXXXX					X	X	X			XX	X				XXX	X			
mineralisaatio			XX								X	XXX				XX	X				X	X	X		
tuotanto											XXXXXX					XXXXXX					XXXXXX				
inaktivointi											X	X	X			XXX							X		
respiraatio											XXXXXX					XXX	X				X	X			
saalistus											X						X				X	XX			
kuoleminen											XX	XX					X				X		XX		
MALLITYYPPI	KYTTY					TTKYY					EKOLOGIAN SYSTEEMIMALLIT														
RATKAISUMENETELMÄ	ANALYYTTINEN YM.										ATK-SIMULOINTI														

Symbolit:

- J = järvi
M = merenlahti
A = avovesialue
S = välitön sekoittuminen koko vesimassaan
L = laatikkomalli; allas jaettu tilaelementteihin
1 = steady-state (ajasta riippumaton) ratkaisu
2 = lyhytaikainen ennuste (vuorokaudesta vuoteen)
3 = pitkäaikainen ennuste (useita vuosia)
X = malliin sisältyvä tekijä
K = kausaaliyhteyksiin perustuva malli
T = tilastolliseen regressioanalyysiin perustuva malli
Y = kausaalis-tilastollinen malli

Mallit:

1. Biffi, F 1963
2. Dillon, P J 1974
3. Jacobsen, O S 1973
4. Jørgensen, S E 1973
5. Lappalainen, K M 1974
6. Miekkoja, M 1974
7. O'Melia, C R 1972
8. Piontelli, R & Tonolli, V 1964
9. Snodgrass & O'Melia, C R 1975
10. Vollenweider, R A 1969
11. Ahlgren, I 1974
12. Anderson, J M 1973
13. Behrens, J C ym. 1975
14. Brodqvist, S 1971
15. Chen, C W 1970
16. Dahl-Madsen, K J 1974
17. Dahl-Madsen, K J & Nielsen, K S 1974
18. Di Toro, D M ym. 1971
19. Dugdale, R C & Whitledge, T 1970
20. Imboden, D M 1973
21. Jansson, B O 1972
22. Lassen, H & Nielsen, P B 1973
23. Nielsen, N H W & Saabye, S 1973
24. Parker, R A 1972
25. Scavia, D & Park, R A 1975

4.3 Lappalaisen malli

Lappalaisen v. 1974 esittämä malli on empiirinen tilastollinen malli, jossa selvitetään fosforikuormituksen vaikutusta järven veden laatuun. Tilamuuttujana ts. selitettävänä muuttujana pidetään hypolimnionin happipitoisuutta. Selittäjinä ovat järven tilavuus, virtaama ja fosforikuormitus. Mallin muodostus tapahtui pääpiirteittäin seuraavasti.

Perustaineistona oli Päijänteen ja 26 muun sellaisen järven havaintoaineisto, joissa fosfori oli tuotantoa rajoittavana tekijänä ja kuormitus ensisijaisesti epäorgaanista.

Hypolimnionin happipitoisuuden parhaiden selittäjien löytämiseksi käytettiin aluksi valikoivaa regressioanalyysiä ja korrelaatioanalyysiä. Havaittiin, että hypolimnionin happipitoisuus korreloi negatiivisesti fosforipitoisuuden, perustuotannon ja fosforin tilavuussedimentaation kanssa. Koska nämä muuttujat korreloivat voimakkaasti keskenään, tarvittiin vain yhtä niistä selittämään happipitoisuutta. Sedimentaatio valittiin, koska fosforipitoisuus ja perustuotanto katsottiin sekundaarisiksi.

Happipitoisuuden ja fosforisedimentaation välille saatiin seuraavat tilastolliset regressioyhtälöt:

$$(4.1) \quad O_2^W = -28,4 - 5,78 \times \log S/V$$

$$(4.2) \quad O_2^S = -25,9 - 5,11 \times \log S/V$$

yhtälöissä

O_2^W = happipitoisuus hypolimnionissa talven lopussa
mg/l

O_2^S = happipitoisuus hypolimnionissa kesän lopussa
mg/l

V = järven tilavuus, m^3

S = vuotuinen fosforihäviö (sedimentaatio) $mgP/s \cdot m^3$

S/V = fosforin tilavuussedimentaatio, $mgP/s \cdot m^3$

Seuraavassa vaiheessa selvitetttiin graafisen tarkastelun avulla, kuinka sedimentaatio riippuu kuormituksesta ja viipymästä. Kun merkittiin

$$\begin{aligned} Q &= \text{virtaama järvestä, m}^3/\text{s} \\ T = V/Q &= \text{teoreettinen viipymä, kuukautta} \\ I &= \text{vuotuinen fosforikuormitus mgP/s} \\ C_o = I/Q &= \text{fosforin alkupitoisuus, mgP/m}^3 \\ r = \frac{S}{J} \cdot 100 &= \text{fosforin sedimentaatioaste, \%} \end{aligned}$$

ja merkittiin vastaavat pisteet akselistoon r , $(C_o - 6) T$, saatiin silmävaraisesti piirretyn käytön muodoksi alueella $(C_o - 6) T$ 500 mg P·kk/m³.

$$(4.3) \quad r = a \cdot ((C_o - 6) T)^{0,5}$$

kun merkittiin

$$(4.4) \quad r = a \cdot \left(\frac{(C_o - 6) \cdot V}{b \cdot Q^k} \right)^{0,5}$$

saatiin tilastollisesti a :lle arvo 3,0 ja k :lle arvo 1,1. Kerroin $b = 2,59 \cdot 10^6$ ja se seuraa yksikkömuunnoksesta 1 kk = $2,59 \cdot 10^6$ s.

Yhtälö (4.4) sijoitettuna sedimentaatioasteen r määrittelyyhtälöön antaa sedimentaatiolle S lausekkeen

$$(4.5) \quad S = \frac{I}{100} \cdot 3,0 \left(\frac{(C_o - 6) \cdot V}{2,59 \cdot 10^6 \cdot Q^{1,1}} \right)^{0,5}$$

Tällöin voidaan happipitoisuus lausua alussa valittujen selittäjien avulla sijoittamalla yhtälö (4.5) yhtälöihin (4.1) ja (4.2) sekä asettamalla määrittelyn mukaan $C_o = I/Q$. Tuloksena ovat yhtälöt:

$$(4.6) \quad O_2^W = -28,4 - 5,78 [(\log I + 0,5 \log (I - 6Q) - 0,5 \log V - 10,5 \log Q - 4,73)]$$

$$(4.7) \quad O_2^S = -25,9 - 5,11 (\log I + 0,5 \log (I - 6Q) - 0,5 \log V - 1,05 \log Q - 4,73)$$

Saatuja yhtälöitä voidaan käyttää seuraavien ehtojen valitessa:

$$\begin{aligned} (C_0 - 6) \cdot T &= 500 \text{ mgP} \cdot \text{kk/m}^3 \\ 1,5 \cdot C_0 / T &= 30 \text{ mgP/m}^3 \cdot \text{kk} \end{aligned}$$

Virtaaman merkitys vähenee kun $(C_0 - 6) \cdot T$ ylittää arvon $500 \text{ mg P} \cdot \text{kk/m}^3$, jolloin sedimentaatioaste r on n. 75 %. Tällöin on järven viipymä T vähintään 1,5 - 2 vuotta. Yhtälöt (4.6) ja (4.7) voidaan tällöin vastaavalla tavalla menetellen yksinkertaistaa likimääräiseen muotoon:

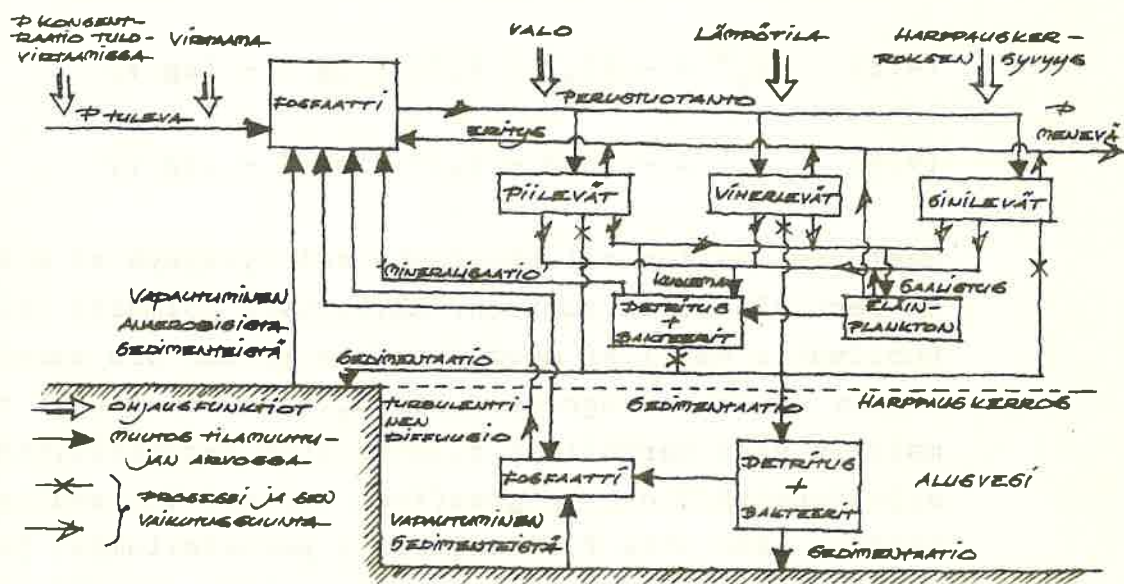
$$(4.8) \quad O_2^W = -27,7 - 5,78 (\log I - \log V)$$

$$(4.9) \quad O_2^S = -25,3 - 5,11 (\log I - \log V)$$

Saatujen mallien tilastollista selityskykyä ei ole testattu perusaineiston suhteen. Käytetystä kolmesta selittäjästä huolimatta malli ei muodostamistavaltaan ole varsinaisesti näiden kaikkien regressioyhtälö, koska muuttujat tuotiin malliin yksi kerrallaan sisäkkäisten regressioyhtälöiden, sijoitusyhtälöiden ja graafisen tarkastelun avulla. Malli saattaa näin olla fysikaalisesti perustellumpi, joskin kertoimet ilmeisesti tulisivat erilaisiksi, mikäli ne määritettäisiin tilastollisesti kaikki valitut selittäjät käsittävälle mallityypille. Muodostamistavasta johtuen mallia ei voi pitää puhtaasti tilastollisena vaan fysikaaliselle perustalle rakentuvana kausaalitilastollisena kuvauksena.

4.4 Algrenin malli

Malli on tarkoitettu jätevesikuormituksen johdosta vahvasti eutrofioituneen Norrvikenjärven tilan kehityksen ennustamiseen ja erilaisten toimenpiteiden tehokkuuden arvioimiseen järven palautumisprosessissa. Vuonna 1969 järvi vapautui jätevesikuormituksesta kokonaan. Siitä lähtien on järvellä suoritettu limnologisia tutkimuksia odotettavissa olevan palautumisen selvittämiseksi. Vuosien 1969 - 74 aikana on kerätty suuri määrä tietoa järven veden kemiasta, kasviplanktontuotannosta, sedimentaatiosta, sedimentistä liukenevista ravinteista, typen ja fosforin kulkeutumisesta jne.



Mallin ajasta riippuvina ohjausfunktioina käytetään tulovirtaamaa, tulovirtaaman fosforikonsentraatiota, epilimnionin ja hypolimnionin lämpötiloja, harppauskerroksen sijaintia sekä tulosäteilyä. Näistä viisi ensimmäistä on annettu taulukkomuodossa arvoina kuukausien vaihteessa, joista päivittäiset arvot on laskettu lineaarista interpolaatiota käyttäen. Tulosäteily on annettu jatkuvana funktiona. Epilimnionia ja hypolimnionia pidetään erikseen täysin sekoituvina.

Mallin ajasta riippuvina ohjausfunktioina käytetään tulovirtaamaa, tulovirtaaman fosforikonsentraatiota, epilimnionin ja hypolimnionin lämpötiloja, harppauskerroksen sijaintia sekä tulosäteilyä. Näistä viisi ensimmäistä on annettu taulukkomuodossa arvoina kuukausien vaihteessa, joista päivittäiset arvot on laskettu lineaarista interpolaatiota käyttäen. Tulosäteily on annettu jatkuvana funktiona. Epilimnionia ja hypolimnionia pidetään erikseen täysin sekoituvina.

Mallin prosessit ovat fosforin kulkeutuminen järveen ja järvestä, liukeneminen sedimentistä, fosforinvaihto epilimnionin ja hypolimnionin välillä, kasviplanktontuotanto (fotosynteesi, sedimentaatio ja kuolleisuus), eläinplanktonin kasvunopeus, detrituksen sedimentaatio ja hajoaminen sekä fosfaatin kierto.

Järveen tuleva fosfori lasketaan tulovirtaamien ja vastavien konsentraatioiden tulon summana. Fosforin poistuma lasketaan menovirtaaman ja epilimnionissa olevien eri fosforikomponenttien perusteella.

Fosforin liukenemista sedimentistä ei ole voitu kuvata systeemin muista tekijöistä riippuvana. Laboratoriokokeiden mukaan liukenemisnopeus aerobisissa olosuhteissa oli $2 - 10 \text{ mg P/m}^2 \cdot \text{d}$ ja anaerobisissa olosuhteissa $18 - 25 \text{ mg P/m}^2 \cdot \text{d}$ 10°C :n lämpötilassa. Liukenemisen ja veden syvyyden välille ei saatu selvää riippuvuutta. Harppauskerroksen alapuolisia sedimenttipintoja pidettiin anaerobisina ja yläpuolisia aerobisina. Talvella rajana käytettiin 1972 mitattua aerobisen ja anaerobisen veden rajakerrosta.

Liukenemisen riippuvuus lämpötilasta ilmaistiin yhtälöllä $R_t = R_{10} \cdot \theta^{(T - 10)}$, jossa lämpötilakertoimelle θ annettiin arvo 1,07. Ko. riippuvuutta on käytetty kaikkien lämpötilakorjausten arviointiin, vaikka kertoimen θ arvo jonkin verran vaihtelee.

Fosforin vaihtoa epi- ja hypolimnionin välillä tapahtuu kahdella tavalla; osaksi turbulenttisen diffuusion avulla harppauskerroksen läpi ja osaksi harppauskerroksen syvyysaseman muutosten sekoittuvan vaikutuksen johdosta. Turbulenttinen sekoittuminen U kuvataan siirtymiskertoimen A , konsentraation ΔC ja rajoittavan pinnan alan A_h avulla: $U = A \cdot \Delta C \cdot A_h$. A :n yksikkönä on m/d ja lukuarvona mallissa oli 0,02 m/d . Harppauskerroksen muutoksen aiheuttama fosforin vaihto on tilavuudenmuutoksen ΔV ja konsentraation tulo epi- tai hypolimnionissa riippuen siitä, onko harppauskerros nousemassa vai laskemassa.

Eräänä mallin tavoitteista oli tutkia kasviplanktonin jakautumisen vaihteluja leväryhmillä pii-, viher- ja sini-levät. Ne eroavat toisistaan ravinto-, lämpötila- ja valovaatimusten sekä sedimentoitumisnopeuden suhteen. Näitä prosesseja kuvaavien osamallien kertoimille käytettiin tutkimusvesistössä mitattuja, kokeellisesti määrättyjä tai kirjallisuudesta saatuja arvoja.

Lähtökohtana pidettiin vuorokauden valoisan ajan keskimääräistä valointensiteettiä ja fotosynteesin vuorokausikeskiarvoja epilimnionissa. Fosforin vaikutus kasvua rajoittavana tekijänä selvitettiin osaksi laboratoriokokein.

Kasviplanktonille muodostettiin kolme differentiaaliyhtälöä, yksi kullekin leväryhmälle, selittämään kaikkien olennaisimpien prosessien yhteisvaikutusta levien sisältämän fosforin konsentraatioon koko järvessä. Perustuotanto muunnettiin fosforiksi käyttämällä C:P-suhdetta. Mallissa käytettiin piileville arvoa 50: 1 ja muille leville arvoa 75: 1.

Sedimentaatiota kuvataan mallissa vuorokautisen biomassan murto-osana, ja prosessi on asetettu lämpötilasta riippuvaksi. Piileville on sedimentaatioksi arvioitu 0,04 1/vrk, viherleville 0,02 1/vrk ja sinileville 0,01 1/vrk 10°C:n lämpötilassa.

Kasviplanktonsolujen kuoleamisen kuvaamiseksi käytettiin mallissa vakiokuolleisuutta, koska kuolleisuuteen vaikuttavien lukuisten tekijöiden muutoksia ei ole voitu mallissa ottaa huomioon. Pii- ja viherleville asetettiin kuolleisuudeksi $M = 0,05$ 1/vrk ja sinileville 0,1 1/vrk.

Eläinplankton on sisällytetty malliin, jotta sen vaikutuksia kasviplanktoniin voitaisiin tutkia. Mukaan on otettu yksinkertaisuuden vuoksi vain kasveja ravintonaan käyttävä eläinplankton. Eläinplanktonin kasvua kuvataan niiden ravinnonoton ja ravinnonkäytön avulla. Laskelmat perustuivat mitattuihin kasvi- ja eläinplanktonin välisiin suhteisiin sekä arvioituihin ravinnonottoihin ja tehokkuuksiin.

Detrituksella tarkoitetaan kuollutta hiukkasmaista orgaanista ainetta ja siihen liittyviä bakteereita. Detritusta muodostuu mm. kasviplanktonin kuolleista soluista ja eläinplanktonin eritteistä. Osa detrituksesta joutuu veteen suspendoitumalla sedimenteistä.

Detritus hajoaa vedessä bakteeritoiminnan ansiosta. Mallissa kuvataan detrituksen hajoamisnopeutta lämpötilasta riippuvana. Kokeiden perusteella päädyttiin arvoon 0,05 1/vrk 10°C lämpötilassa, lämpötilakertoimen θ ollessa 1,14. Detrituksen sedimentaatioksi epilimnionissa asetettiin 0,03 1/vrk. Alusvedessä oletetaan detrituksella olevan sama hajoamisnopeus kuin epilimnionissa, mutta sedimentoituminen oletetaan nopeammaksi johtuen pienemmästä turbulenssista. Suspendoitumista sedimentistä oletettiin tapahtuvan syys- ja kevätkiertojen alussa.

Fosfaattia joutuu epilimnioniin tulovirtaaman mukana, liukenemalla sedimentistä, diffuusion ja hypolimnionin aineenvaihdon avulla, organismien eritteiden mukana ja kuolleiden organismien mineralisaatiossa. Fosfaatti käytetään levien fotosynteesiin ja sitä joutuu pois menovirtaaman mukana. Edellämäinittujen prosessien perusteella muodostettiin yhtälöt epi- ja hypolimnionien fosfaattimäärien aikariippuvuudelle.

Muodostettu differentiaaliyhtälöistä koostuva matemaattinen malli on ohjelmoitu BASIC-kielellä ja ajo on suoritettu Hewlett Packard 9830-tietokoneella. Ratkaisu on saatu Eulerin menetelmällä käyttämällä 0,2 vrk:n askelpituutta. Käytetyn tietokoneen kapasiteetti on asettanut rajoituksia simuloinnille. Mallin vakioiden herkkyyssanalyysiä ei ole vielä suoritettu. Mallin avulla on simuloitu mm. seuraavia tilanteita:

- Norrvikenjärven nykytila
- vähennetyn fosforikuormituksen vaikutus
- " sinileväkasvun vaikutus
- alusveden ilmastuksen vaikutus

4.5 Virtausmallit

Vesistön virtauksia kuvaavat mallit voidaan jakaa ryhmiin esim. seuraavasti:

1. Yksikerrosmallit
2. Monikerrosmallit
3. Syvyys suunnassa jatkuvat mallit

Kaksidimensionaalisissa yksikerrosmalleissa vesistöä tarkastellaan yhtenäisenä, pohjasta pintaan ulottuvana homogeenisena kerroksena, ja nopeuskomponentit ratkaistaan numeerisesti syvyys suunnaisina keskiarvoina. Yksikerrosmallit ovat rakenteeltaan joustavia, rajoituksiltaan väljiä ja käyttökustannuksiltaan halpoja. Tunnetuin kaksikerrosmalli lienee Hansenin 1956 esittämä HN-malli, josta on olemassa useita muunnoksia. Myös Suomessa Hansenin mallilla saadut tulokset ovat rohkaisevia.

Monikerrosmalleissa tutkittava vesialue jaetaan vertikaalisuunnassa kerroksiin. Kutakin kerrosta kuvataan virtaussuhteiltaan homogeenisena. Kerrosrajoilla esiintyvät leikkausjännitykset oletetaan yleensä verrannollisiksi kerrosten välisiin nopeuseroihin. Monikerrosmallien ratkaisu voidaan joissain tapauksissa suorittaa analyyttisesti, mutta yleensä ratkaisut saadaan numeerisesti samantyyppisillä menetelmillä kuin em. yksikerrosmalleilla. Joissakin malleissa yhtälöiden ratkaisu kolmessa dimensiossa tapahtuu avaruushilaverkkoa käyttäen. Suomessa ei monikerrosmalleista ole tiettävästi tehty selvityksiä.

Kun monikerrosmalleissa syvyys suunnaiset riippuvuudet on diskretoitu, lasketaan ne syvyys suunnassa jatkuvissa malleissa jatkuvina suureina. Mikäli rajoitutaan stationääriseen tilaan laskentaan, saadaan ratkaisu syvyys suunnassa analyyttisesti, kun liikeyhtälöitä approksimoidaan riittävästi ja reunaehtoilta oletetaan riittävän yksinkertainen muoto. Ajasta riippuvassa tapauksessa on ratkaisu syvyys suunnassa haettu

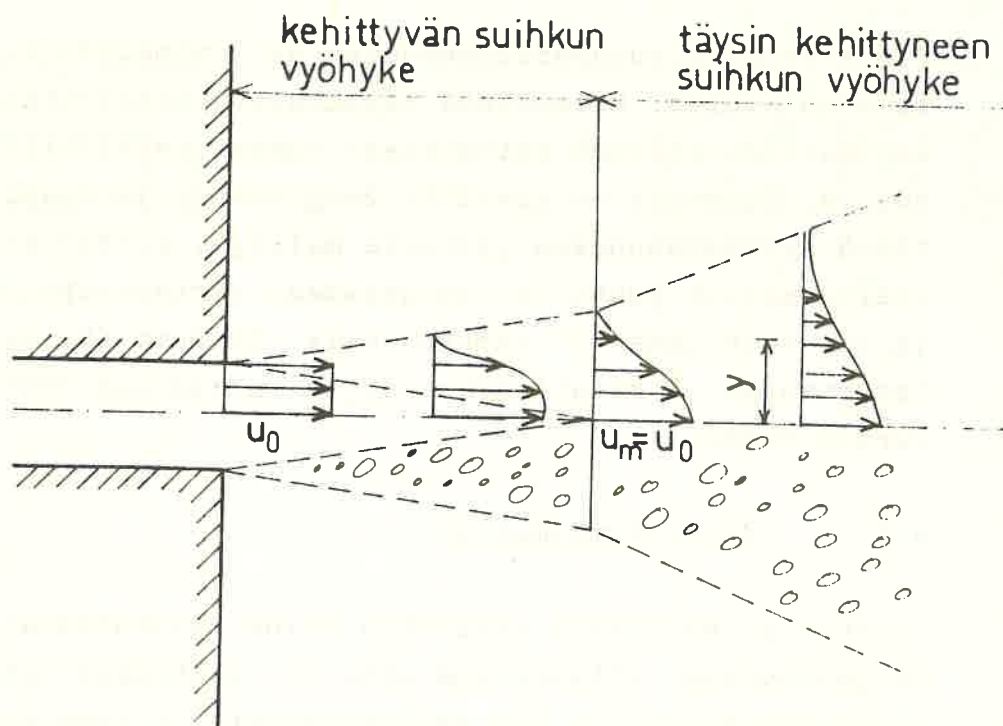
ratkaisemalla syvyysriippuvuudet ns. ominaisfunktio-menetelmien avulla. Molemmissa tapauksissa virtauskentän horisontaalinen rakenne ratkaistaan numeerisesti hilaverkon avulla. Suomessa on kokeiltu Bengtssonin ja Heapsin kehittelemiä syvyys-suunnassa jatkuvia malleja. Pintavirtauksen osalta mallit pystyivät ennustamaan virtausnopeudet 50 %:n ja virtaus-suunnat 30° tarkkuudella. Suuremmissa syvyyksissä laskettujen ja mitattujen arvojen vastaavuus sensijaan oli varsin huono.

4.6 Sekoittumismallit

Suihkun purkautuessa vesistöön siihen vaikuttavat hitaus- ja painovoima. Hitausvoima aiheutuu suihkulla olevasta liike-energiasta ja sen vaikutus-suunta on sama kuin suihkun purkautumissuunta.

Painovoimavaikutus aiheutuu suihkun ja purkuveden välisistä tiheyseroista. Sekoittumisen ansiosta tiheysero suihkun ja ympäröivän alueen välillä pienenee. Tiheyseron 0-tason ylä- tai alapuolelle suihku voi edetä silloin, jos se omaa liike-energiaa. Liike-energian loppuminen määrää tason, jolle suihku voi nousta. Tämän jälkeen se hakeutuu tiheydensä edellyttämälle korkeudelle.

Suihkun ja ympäristön välinen nopeusero synnyttää pyörteitä, jolloin tapahtuu sekä suihkun sisään että suihkun ulkopuolelle leviävää sekoittumista (kuva 4.6). Kun sekoittuminen on levinnyt suihkun keskiakselille, sanotaan suihkun olevan täysin kehittyneen. Tämän jälkeen sekoittumistapahtuma etenee luonnettaan muuttamatta. Ympäristöstä suihkuun tuleva ainemäärä aiheuttaa sen, että nopeus pienenee jatkuvasti koko suihkussa.



Kuva 4.6 Kaaviokuva suihkun kehittämisestä (Albertson ym. 1950)

Purkautuvan suihkun käyttäytymistä on selvitetty sekä teoreettisesti että kokeellisesti siksi hyvin, että sen aiheuttama ensimmäisen vaiheen laimeneminen voidaan katsoa hallittavan täysin tyydyttävästi.

Teoreettisen ratkaisun pohjana on kokemusperäinen tieto, että täysin kehittyneessä suihkussa nopeus- ja konsentraatioprofiilit noudattavat likipitään normaalijakaumaa. Kolmi-dimensionaalisessa suihkussa pätevät tällöin yhtälöt:

$$(4.10) \quad \frac{u}{u_m} = e^{-k \left(\frac{r}{s}\right)^2}$$

$$(4.11) \quad \frac{c}{c_m} = e^{-\mu \cdot k \cdot \left(\frac{r}{s}\right)^2}$$

u = nopeus etäisyydellä r suihkun keskilinjasta

u_m = nopeus suihkun keskilinjalla

c = pitoisuus etäisyydellä r suihkun keskilinjasta

c_m = pitoisuus suihkun keskilinjalla

- k = kokeellinen tilanteesta riippuva kerroin
 μ = kokeellinen tilanteesta riippuva kerroin
 r = etäisyys keskiakselilta
 s = suihkun rataa pitkin muuttuvat koordinaatti

Yhtälöistä käy ilmi se oleellinen seikka, että suihku laajenee lineaarisesti.

Suihkun käyttäytymistä ratkaistaessa lähdetään liikkeelle liikemäärä- ja jatkuvuusyhtälöistä. Horisontaalisuihkun tarkastelussa tulevat kyseeseen seuraavat tapaukset:

1. Suihkun ja purkuveden välisiä tiheyseroja ei esiinny
2. Suihkulla on eri tiheys kuin homogeenisella purkuvedellä
3. Purkuvesi on kerrostunut

Kohdassa 1 on kysymys ns. puhtaasta liiikemääräsuihkusta, jolloin painovoimavaikutusta ei esiinny. Tällaisessa tapauksessa saadaan täysin kehittyneelle poikkeleikkaukseltaan pyöreään suihkun keskeisille ominaisuuksille seuraavat ratkaisut:

$$(4.12) \quad b = k^{-0,5} x = 0,11 \cdot x$$

$$(4.13) \quad u_m = 6,2 \cdot \frac{D}{x} \cdot u_0$$

$$(4.14) \quad c_m = 5,6 \frac{D}{x} e_0 + 1,8 c_u$$

$$(4.15) \quad Q = 0,32 \frac{x}{D} Q_0$$

$$(4.16) \quad u = u_m e^{-77 \left(\frac{r}{x}\right)^2}$$

$$(4.17) \quad c = c_m e^{-0,80 \cdot 77 \left(\frac{r}{x}\right)^2}$$

b = suihkun leveyden puolikas
 u_m = nopeus keskilinjalla
 c_m = konsentraatio keskilinjalla
 Q = veden määrä suihkussa
 u = nopeus suihkun pisteessä r, x
 c = konsentraatio pisteessä r, x
 k = vakio
 x = etäisyys alkupisteestä keskilinjalla
 u_o = suihkun alkunopeus
 c_o = suihkun alkukonsentraatio
 c_u = purkuveden konsentraatio
 Q_o = suihkun alkuvirtaama
 r = sivusuuntainen koordinaatti

Ns. tasosuihkulle, jossa suihkun leveys on huomattavasti korkeutta suurempi, saadaan vastaavasti:

$$(4.18) \quad b = 0,14 x$$

$$(4.19) \quad u_m = 2,4 \left(\frac{D}{x}\right)^{0,5} u_o$$

$$(4.20) \quad c_m = 2,1 \left(\frac{D}{x}\right)^{0,5} c_o + 1,22 c_u$$

$$(4.21) \quad Q = 0,60 \left(\frac{x}{D}\right)^{0,5} Q_o$$

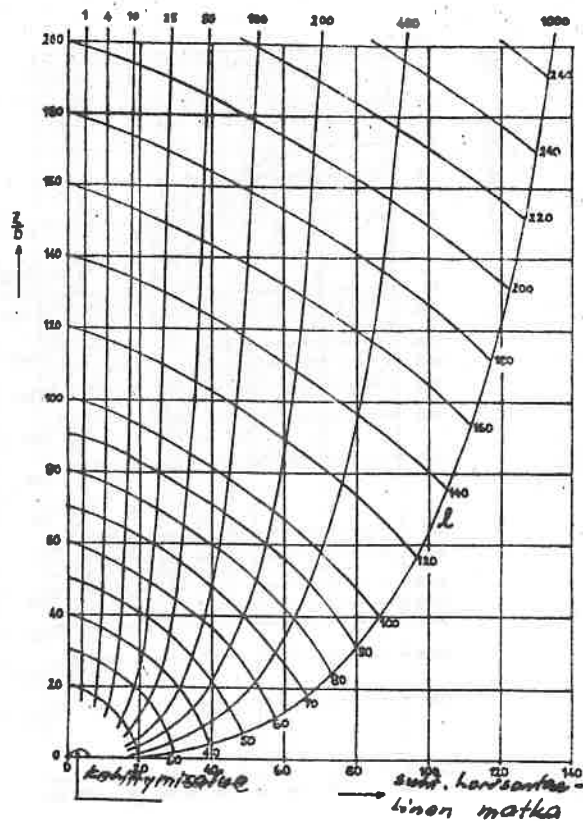
$$(4.22) \quad u = u_m \cdot e^{-50 \left(\frac{y}{x}\right)^2}$$

$$(4.23) \quad c = c_m \cdot e^{-0,50 \cdot 50 \left(\frac{y}{x}\right)^2}$$

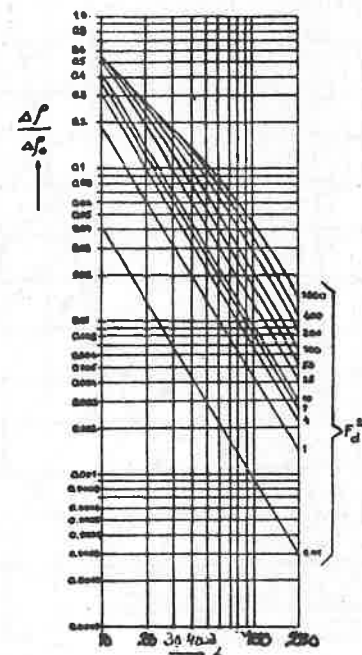
y = sivusuuntainen koordinaatti

Kohdassa 2 mainitussa tapauksessa suihkun rata on heitto-parabeli. Laimenemisen ja nopeuden määrittämiseksi lasketaan ensin suihkulle Frouden luku

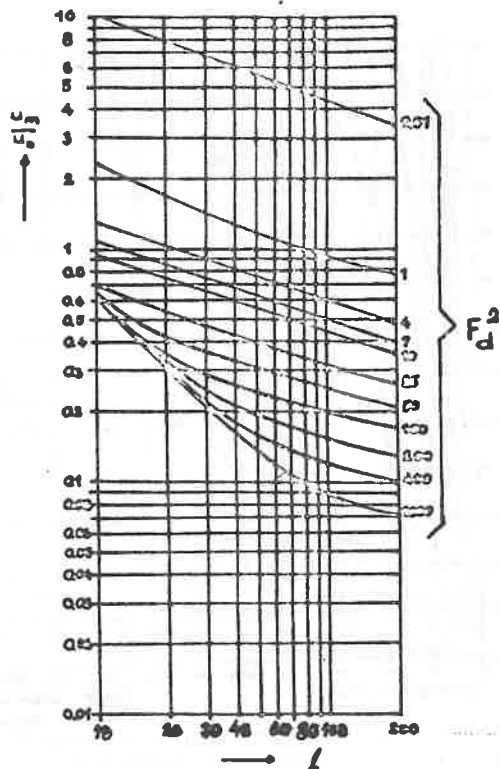
$$(4.24) \quad F = \frac{u_o}{0,5 \left(\frac{\rho_s - \rho_o}{\rho_o} \cdot g \cdot D \right)}$$



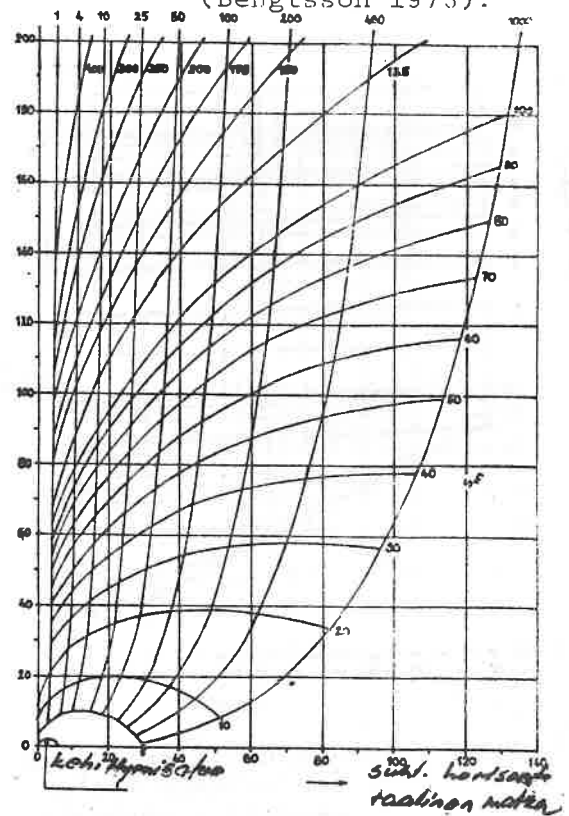
Kuva 4.7 Ympyränmuotoisen suihkun akselin kulurajoja (Bengtsson 1975)



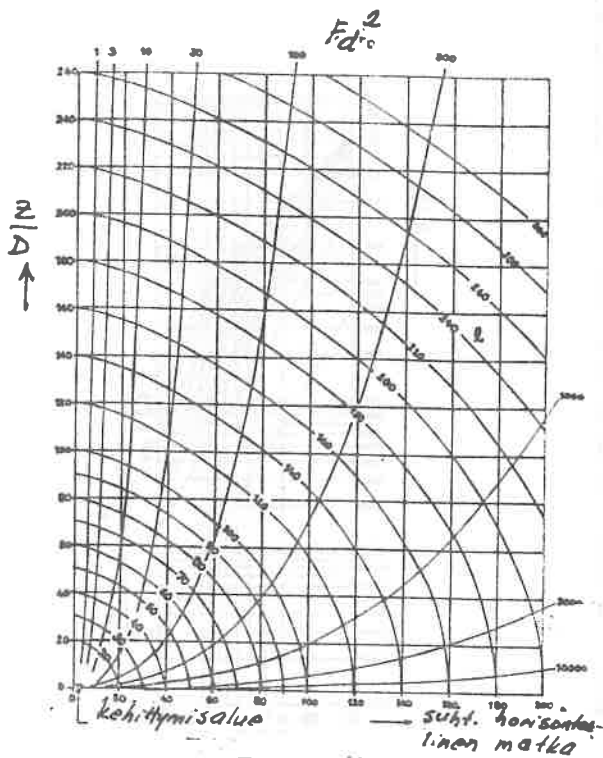
Kuva 4.8 Suhteellinen pitoisuus ympyränmuotoisen suihkun keskiakselilla (Bengtsson 1975).



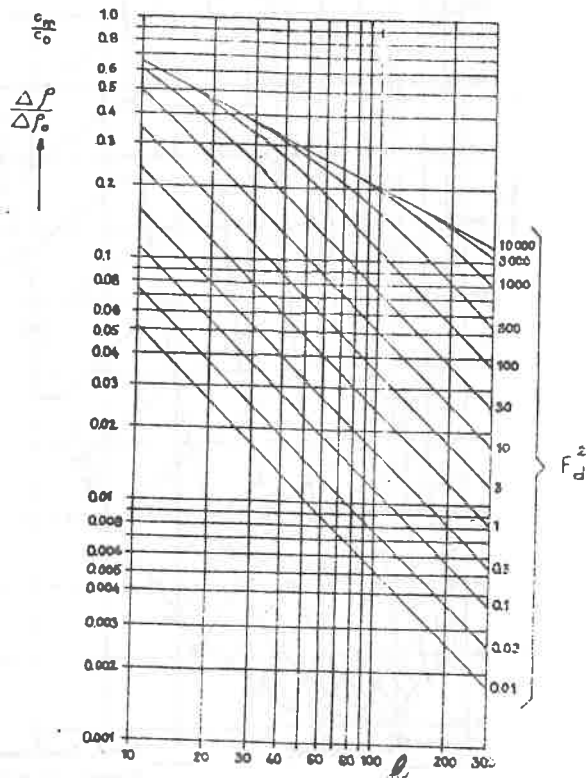
Kuva 4.9 Suhteellinen nopeus ympyränmuotoisen suihkun keskiakselilla (Bengtsson 1975).



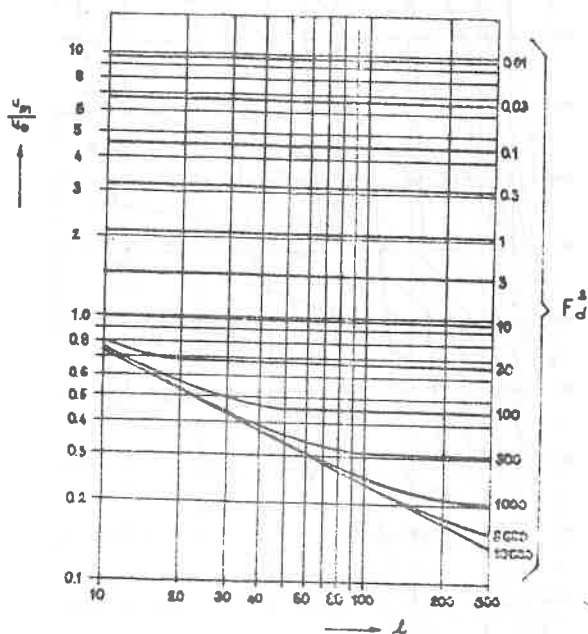
Kuva 4.10 Laimeneminen ympyränmuotoisen suihkun keskiakselilla (Bengtsson 1975).



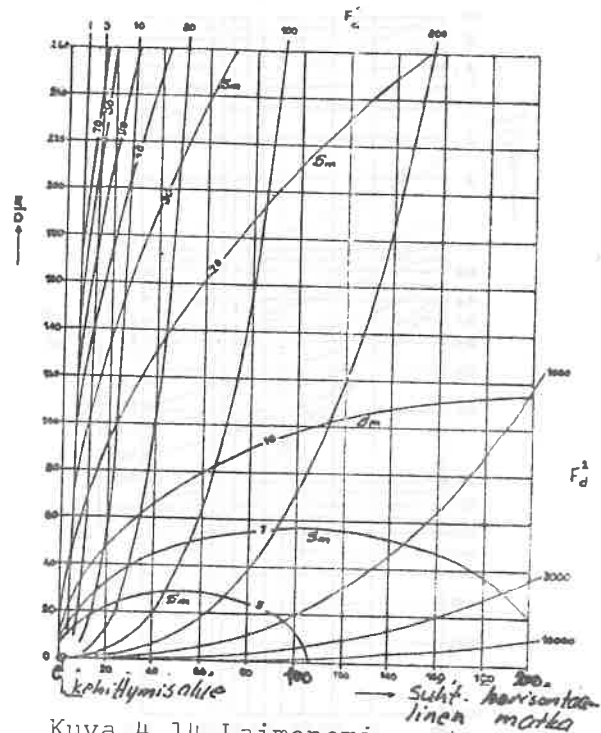
Kuva 4.11 Tasosuihkun akselin kulkuratoja (Bengtsson 1975)



Kuva 4.12 Suhteellinen pituus tasosuihkun keskiakselilla (Bengtsson 1975).



Kuva 4.13 Suhteellinen nopeus tasosuihkun keskiakselilla (Bengtsson 1975).



Kuva 4.14 Laimeneminen tasosuihkun keskiakselilla (Bengtsson 1975).

D = purkuaukon halkaisija tai korkeus

ρ_s = purkuveden tiheys

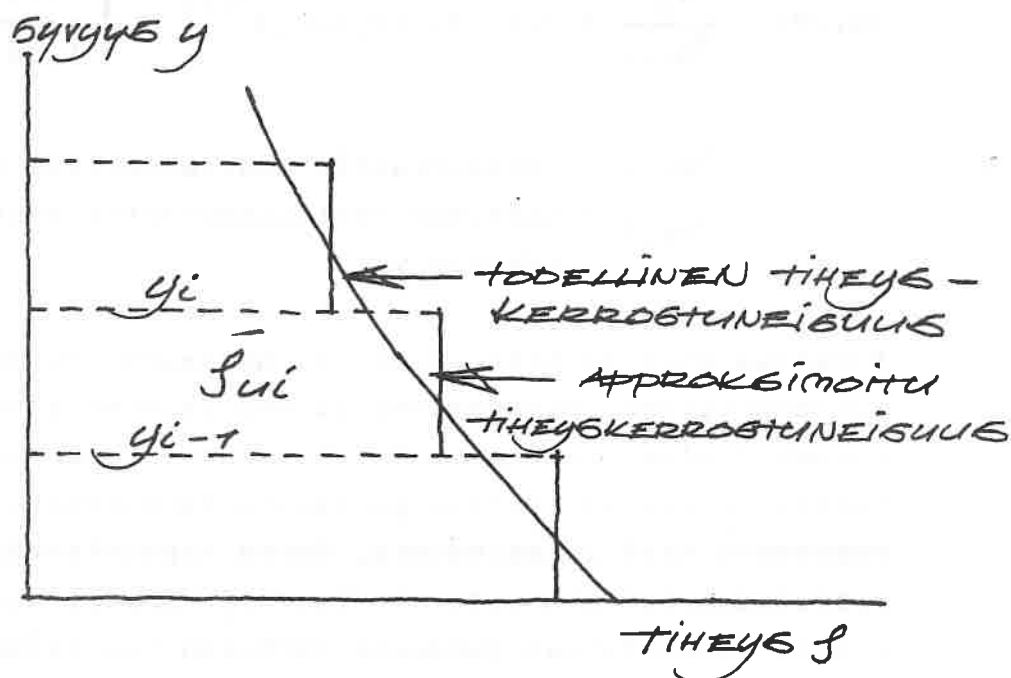
ρ_o = suihkun tiheys

Poikkileikkaukseltaan ympyränmuotoisen suihkun nopeus- ja konsentraatioarvot voidaan määrätä kuvissa 4.7 - 4.10 esitetyistä nomogrammeista. Kuvissa 4.11 - 4.14 on esitetty samat ominaisuudet tasosuihkulle. Kun suihkut saavuttavat vedenpinnan, konsentraatio tasaantuu seuraavasti:

$$(4.25) \quad c_{\max} = c_m / 1,4$$

Edellä purkuvesi on oletettu tiheydeltään homogeeniseksi ja tätä approksimointia voidaan yleensä pitää tyydyttävänä. Mikäli kerrostuneisuus on voimakasta, joudutaan se kuitenkin ottamaan huomioon, jolloin laskelmat voidaan suorittaa esimerkiksi askel-askeleelta käyttäen ns. muunnettua Frouden lukua.

Purkuvesi jaetaan kuvan 4.15 mukaisesti homogeenisiin kerroksiin. Kerroksen yläpintaa merkitään y_i ja alapintaa y_{i-1} ja tiheyttä ρ_{ui} .



Kuva 4.15 Kerrostuneisuuden korvaaminen (Cederwall 1968)

Muunnetun Frouden luvun arvo riippuu kerroksesta. Kussakin kerroksessa Frouden luku F_i määrittään kaavasti

$$(4.26) \quad F_i = u_o \left(\frac{i \cdot \rho_o}{\sum_{v=1}^i \bar{\rho}_v - \rho_o \cdot g \cdot D} \right)^{0,5}$$

ρ_o = suihkun alkutiheys

u_o = suihkun alkunopeus

ρ_{ui} = purkuveden keskimääräinen tiheys välillä y_i ja y_{i-1}

Kun suihku on täysin kehittynyt, voidaan pitoisuutta ja nopeutta kuvata seuraavilla kaavoilla.

$$(4.27) \quad \frac{c_o}{c_{m,i}} = 0,54 F_i (y_i/DF_i)^{7/16}$$

kun $y_i/D < 0,5 F_i$

$$(4.28) \quad \frac{c_o}{c_{m,i}} = 0,54 F_i (0,38 y_i/DF_i + 0,66)^{5/3}$$

kun $y_i = 0,5 F_i$

$$(4.29) \quad \frac{u_o}{u_{my,i}} \geq 0,40 F_i (y_i/DF_i)^{2/11} \frac{[1+1,17(y_i/DF_i)^{4/3}]^{1/2}}{1,08(y_i/DF_i)^{2/3}}$$

$c_{m,i}$ = konsentraatio keskiakselilla kerroksessa i

$u_{my,i}$ = nopeuden vertikaalikomponentti keskiakselilla tasolla y_i .

Kuvattua ensi vaiheen laimenemista seuraa toisessa vaiheessa turbulenttinen laimeneminen ja sen jälkeen advektiivinen ja konvektiivinen laimeneminen. Laimenemistapahtumaa analysoitaessa on vaikea erottaa puhtaasta turbulenttisesta laimenemisesta sitä laimenemista, jonka nopeuskentässä esiintyvät epätasaisuudet aiheuttavat. Yleensä kirjallisuudessa diffuusiolla tarkoitetaan puhdasta turbulenttia laimenemista.

Dispersio on puolestaan nimitys sille laimenemismekanismille, joka sisältää myös advektiivisen ja konvektiivisen laimenemisen.

Erilaisia turbulentteja prosesseja voidaan laskea ainoastaan, mikäli "turbulenssille" pystytään antamaan numeerinen arvo ja dimensio. Jotta saataisiin analogia laminaareihin virtauksiin käytetään ns. turbulentteja vaihtokertoimia: pyörteisen diffuusion kerrointa massan vaihtoa varten, pyörteisen viskositeetin kerrointa liikemäärän vaihtoa varten ja pyörteisen lämpötiladiffuusion kerrointa lämpömäärän vaihtoa varten. Tällöin voidaan tavanomaisia, aikakeskiarvojen perusteella muodostettuja yhtälöitä käyttää myös silloin, kun tarkastellaan pyörteisiä virtauksia. Vaihtokertoimet eivät kuitenkaan ole ainevakioita, vaan riippuvat virtauksesta. Dispersiota kuvataan dispersiokertoimilla.

Mikäli laimenemista tarkastellaan kiinteästä pisteestä puhutaan absoluuttisesta diffuusiosta. Relatiivisella diffuusiolla tarkoitetaan tarkastelutapaa, jossa koordinaatisto liikkuu pitoisuusmaksimin mukana.

Aineen molekulaarinen diffuusiokertoimen määrätään yleisestä diffuusioyhtälöistä

$$(4.30) \quad \frac{dc}{dt} = D \nabla^2 c$$

c = konsentraatio

D = molekulaarisen diffuusion kerroin (vedelle
 $D = 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$)

Turbulentissa virtaustilanteessa diffuusiokertoimen on kirjoitettava komponenttimuotoon

$$(4.31) \quad \frac{dc}{dt} = \frac{\delta}{\delta x} D_x \frac{\delta c}{\delta x} + \frac{\delta}{\delta y} D_y \frac{\delta c}{\delta y} + \frac{\delta}{\delta z} D_z \frac{\delta c}{\delta z}$$

D_x, D_y, D_z = turbulenttisen diffuusion kertoimet
 suunnissa x, y ja z

Turbulenttisen diffuusion kertoimet voidaan määrätä mm. väriainekokeilla. Kun tehdään oletukset, että väriaineläikän pituus on 4 x standardipoikkeama ja että konsentraatio läikän sisällä on normaalijakautunut, saadaan yhtälöä

$$(4.32) \quad \sigma^2 = D \cdot t, \text{ jossa}$$

σ = standardipoikkeama

t = aika värin injektoimisesta

käyttäen pituus- ja leveyssuuntaisen diffuusion kertoimet. Vertikaalisuuntaisen diffuusion kerroin saadaan esim. injektoimalla väri 1 - 2 metrin syvyydelle ja määräämällä aika, joka kuluu pinnan saavuttamiseen. Analogisesti horisontaalisuuntaisten kertoimien määräämisen kanssa oletetaan injektioetäisyyden pinnasta olevan 2 kertaa standardipoikkeaman suuruinen.

Horisontaalisten turbulenttisen diffuusion kertoimien on havaittu laimenemisen ensi vaiheessa olevan suoraan verrannollisia kuluneeseen aikaan. Toisessa vaiheessa turbulenssia karakterisoivat energian häviämismnopeus ε ja turbulenssin mittakaava, jonka voidaan olettaa olevan verrannollinen standardipoikkeamaan

$$(4.33) \quad D \sim \varepsilon^{1/3} \sigma^{4/3}$$

Tämä on ns. "4/3-laki". Kolmannessa vaiheessa, kun yhä isommat pyörteet osallistuvat partikkelien erottamiseen, on diffuusion todettu tapahtuvan vakionopeudella.

Järvissä diffuusiokertoimia on tutkittu varsin vähän. Pohjois-Amerikan suurilla järvillä on diffuusiokertoimiksi horisontaalisuunnassa saatu virtauksen suunnassa $1\,000 \text{ cm}^2/\text{s}$ ja virtausta vastaan kohtisuorassa suunnassa $200 \text{ cm}^2/\text{s}$. Eräillä pienillä järvillä Etelä-Ruotsissa tehdyissä kokeissa saatiin vastaaviksi arvoiksi $300 \text{ cm}^2/\text{s}$ ja $40 \text{ cm}^2/\text{s}$. Vertikaalisuunnassa tiheyskerrostuneisuus rajoittaa sekoittumista ja diffuusiokerroin jää horisontaalisia arvoja pienemmäksi vaihdellen järvien pintakerroksessa välillä $1 - 30 \text{ cm}^2/\text{s}$. Ruotsissa suoritetuissa em. kokeissa todettiin vertikaalisuuntaista sekoittumista kuvaavan kertoimen olevan selvästi riippuvainen tuulen nopeudesta.

Jos diffuusiokertoimet saadaan määrätyksi voidaan diffuusioyhtälö ratkaista helpohkosti homeerisin menetelmin.

Koska turbulenssin kuvaaminen vakiona pysyvillä kertoimilla ei ole erityisen onnistunutta on horisontaalisuunnassa tapahtuvaa diffuusiota pyritty kuvaamaan muulla tavoin. Tavallinen tapa merissä on ollut käyttää ns. Joseph-Senderin yhtälöä.

$$(4.34) \quad \frac{\delta c}{\delta t} = \frac{1}{r} \frac{\delta}{\delta r} (Pr^2 \cdot \frac{\delta c}{\delta r})$$

P = partikkelien eroamisnopeus

r = partikkelien etäisyys

Joseph-Sender-yhtälö soveltuu tapauksille, joissa turbulenssi on isotooppista eli yhtä suurta horisontaalisuunnassa ja joissa partikkelien eroamisnopeus P on välillä 0,3 - 1,0 cm/s ja joissa diffuusio noudattaa 4/3-lakia. Diffuusioker toimien D ja Joseph-Senderin yhtälön termien välillä voidaan ajatella vallitsevan seuraava approksimatiivinen yhteys

$$(4.35) \quad D = \frac{P \cdot r}{2} = \frac{P^2 \cdot t}{2}$$

Nopeuskentässä vallitsevat epätasaisuudet aiheuttavat, kuten edellä mainittiin, advektiivista ja konvektiivista laimenemista. Virtaussuunnassa x saadaan tässä suunnassa esiintyvälle kokonaisvarianssille lauseke

$$(4.36) \quad \bar{x}^2 = 2 D_x \cdot t + \frac{2}{3} D_z \left(\frac{\delta u}{\delta z} \right)^2 + \frac{1}{6} D_y \left(\frac{\delta u}{\delta y} \right)^2 t^3$$

Kun jättevettä johdetaan jokeen, tapahtuu sekoittuminen ensi vaiheessa kolmedimensionaalisenä, mutta kun leviäminen on tapahtunut koko poikkileikkaukseen, voidaan leviämistä tarkastella yksidimensionaalisenä. Tällöin sekoittumisyhtälö on muotoa

$$(4.37) \quad \frac{\delta c}{\delta t} + u \frac{\delta c}{\delta x} = E \frac{\delta^2 c}{\delta x^2}$$

E = dispersiokerroin

Yhtälö voidaan ratkaista suljetussa muodossa ja tulokseksi saadaan

$$(4.38) \quad c = \frac{M}{A (4 \pi E \cdot t)^{1/2}} e^{-\frac{(x-u \cdot t)^2}{4 E \cdot t}}$$

A = tarkasteltavan poikkileikkauksen pinta-ala

M = syötetyn aineen määrä

Dispersiokerroin voidaan kokeellisesti määrätä mm. seuraavilla tavoilla:

1. Suoritetaan konsentraatiomittauksia kahdessa tai useammassa paikassa. Kun mittauspaikassa konsentraatio on maksimissaan on termi $(x-u \cdot t)$ nolla. Kahden mittauksen perusteella saadaan näin ollen:

$$(4.39) \quad E = \frac{M^2}{4 \pi A^2 (c_1^2 - c_2^2)} \cdot \frac{t_2 - t_1}{t_2 t_1}$$

c_1, c_2 = konsentraatiot pisteissä 1 ja 2

t_1, t_2 = vastaavat mittausajankohdat

2. Muunnetaan yhtälölle saatu ratkaisu muotoon

$$(4.40) \quad \log ct^{1/2} = \log \frac{M}{A(4 \pi e)^{1/2}} - \frac{(x-u \cdot t)^2}{4 E t} \log e$$

Mikäli $ct^{1/2}$ esitetään graafisesti $(x-ut)^2/t$:n funktiona saadaan suora, jonka kaltevuus on $\log e/4 \pi E$, josta E voidaan ratkaista.

Dispersiokertoimen määrittämiseksi säännöllisessä uomassa on saatu kokeellinen kaava

$$(4.41) \quad E = 5,93 \cdot h \cdot U_F$$

h = uoman syvyys

U_F = kitkanopeus pohjalla = $\frac{\tau_{\text{pohja}}}{\rho}$

Luonnonuomissa disperssiokertoimen E on suurempi. Puhdas

turbulenttinen prosessi vaikuttaa laimenemista edistävästi kokonaisdispersiossa ainoastaan vähäisessä määrin, sillä $D = 0,07 \cdot h \cdot U_F$.

Viime aikoina on yhä enemmän kiinnitetty huomiota stokastisen hydrauliiikan tarjoamiin mahdollisuuksiin, kun on pyritty löytämään käyttökelpoisia ratkaisumalleja laimenemiselle. Tällöin lähtökohtana ovat yksityisten partikkelien nopeuksien muutoksien suuruudet ja muutosten välillä vallitsevat korrelaatiot.

4.7 Johtopäätelmiä

Luvussa 4 on lyhyesti käsitelty veden laadun ennustamiseen ja laatuun määräävästi vaikuttavien luonnonprosessien kuvailuun kehitettyjä matemaattisia malleja. Viimeisimpänä vaiheena ovat systeemianalyysin sovellutuksena tulleet vesiekologian systeemimallit, joilla voidaan tarkastella useita samanaikaisia fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia prosesseja.

Matemaattisen kokonaiskuvauksen etuna on ennen muuta, että se mahdollistaa tiedonvaihdon veden laadun suunnitteluun osallistuvien erilaisen koulutus- ja kokemuspohjan omaavien henkilöiden välillä. Mallit palvelevat myös tavoitteiden täsmentämisessä ja niitä käyttäen voidaan nopeasti vertailla useita vaihtoehtoisia suunnitelmia.

Toisaalta kuitenkin jo teknisistä syistä johtuen ei malleilla voida korvata inhimillistä harkintaa ja asiantuntemusta. Vesiekologian systeemimallien kehittäminen on toistaiseksi lähinnä kokeiluasteella ja suuntautunut tutkimustoimintaa palvelemaan. Käytännön suunnittelua välittömästi palvelevien mallien muodostus vaatii perustutkimuksen merkittävää lisäämistä ja tarkoituksenmukaista suuntaamista. Regressiomallien kehittäminen on jatkossakin ilmeisen hyödyllistä ja ne säilyttävät myös tulevaisuudessa asemansa nopeina ja tehokkaina suunnitteluvälineinä.

5. Suunnitteluteknisiä mahdollisuuksia

5.1 Suunnitteluvaihtoehdot

Suunnittelun yleisenä tavoitteena voidaan pitää, että tuloksena on asetetuilla kriteereillä paras suunnitelma mahdollisten toteutusvaihtoehtojen joukosta. Parhaan vaihtoehdon objektiivinen valinta edellyttää, että on määritelty yksikäsitteinen valintakriteeri ja mahdolliset toteutuskeinot on rajattu. Lisäksi yleensä valintakriteerin ts. annetun tavoitteen ja toteutuskeinojen ts. toimintaparametrien sekä näiden välisten yhteyksien on oltava kvantitatiivisesti mitattavia. Näillä ehdoilla on ainakin teoriassa mahdollista hakea paras tai riittävän lähellä optimia oleva suunnitelma. Toisaalta, mitä tulee tavoitteiden ja erityisesti keinojen valintaan, voidaan todeta, että ei ole mahdollista arvioida etukäteen, tulevatko kaikki oleelliset vaikutukset ja mahdollisuudet tavoitteiden saavuttamiseksi niissä riittävässä määrin huomioon otetuiksi.

Käytettävän suunnittelutekniikan kelpoisuuden määrittävät siis seuraavat tekijät:

1. Tavoitteiden ja keinojen lukumäärä
2. " " mitattavuus
3. " " vaikutusyhteyksien tuntemus

Ääritapauksessa tavoitteita on ainoastaan yksi. Jos tavoitteita on useita, mutta niiden mitattavuus sallii niiden yhdistämisen yhdeksi hyöty- tai preferenssifunktioksi, on kyseessä suunnitteluteknisesti yhden tavoitteen tapaus. Mitattavuuden kannalta tavoite voi olla tavoitenormi, kvantitatiivinen jatkuva hyötyfunktio tai järjestysasteikollisesti mitattava olosuhde.

Vastaavasti keinoja tai keinoluokkia voi olla yksi tai useampia. Keinojen käyttöä voidaan yleensä tyydyttävällä

tarkkuudella mitata kvantitatiivisesti kustannuksilla, varsinkin jos vaikeasti mitattavat ulkoiset vaikutukset otetaan hyötyfunktiossa huomioon.

Tavoitteiden ja keinojen vaikutusyhteyksien tunteminen on kolmas keskeinen suunnittelutekniikan valintaan vaikuttava tekijä. Veden laadun suunnittelussa eri keinoluokilla jäteveden käsittely, säännöstely, ilmastus yms. vaikuttaa veden laatuun ja oleellista on tällöin se, kuinka tarkasti tunnetaan tämän saadun tuotoksen ja resurssien käytön välinen yhteys ts. kustannusfunktio tuotoksen suhteen. Tavoitteiden saavuttaminen riippuu samalla suureksi osaksi tai kokonaan tästä veden laadulla mitatusta tuotoksesta.

Suunnitelman muodostamisessa voidaan erottaa kaksi päälähestymistapaa:

1. Edetään tavoitteista keinoihin. Tällöin optimisuunnitelma on matemaattisesti johdettavissa tavoitteiden yksikäsitteisesti määräämästä hyötyfunktioista
2. Edetään keinoista tavoitteisiin. Tällöin intuitiivisesti tavoitteisiin pyrkien laaditaan yksi tai useampia suunnitelmavaihtoehtoja ja suoritetaan erikseen vaihtoehtojen edullisuusvertailu

Ellei yksikäsitteistä hyötyfunktioita tai tavoitenormia voida muodostaa, on mahdollista käyttää vain jälkimmäisen vaihtoehdon mukaista suunnittelutapaa. Myös vaihtoehdon 1 mukaisessa tilanteessa voi suunnitteluongelma olla matemaattisessa mielessä niin monimutkainen, että varsinainen matemaattinen optimointi ei onnistu, vaan on edettävä eri vaihtoehtoja kokeilemalla. Tästä käytetään nimitystä simulointi.

Yksinkertaisin on suunnittelutilanne silloin, kun on olemassa yksikäsitteinen tavoitenormi tai hyötyfunktio ja keinojen käyttöä voidaan mitata yhdellä tuotoksen suhteen jatkuvalla kustannusfunktiolla. Optimi voidaan tällöin hakea

yksinkertaisilla analyttisillä menetelmillä käsinlaskuna. Keinojen määrän lisääntyessä tulevat optiminhakumenetelmienä edullisemmiksi tietokoneille kehitetyt lasketekniikat kuten lineaarinen ja dynaaminen optimointi sekä simulointi. Tavanomaista matemaattista optimointia on sinänsä mahdollista soveltaa myös usean tavoitteen suunnittelutilanteeseen edellyttäen, että enintään yhtä lukuunottamatta tavoitteet ovat on - ei - tyyppisiä, jolloin ne voidaan ottaa rajoitusehtoina huomioon.

Alueellisessa vesivarojen laadun suunnittelussa ei yleensä pystytä muodostamaan yksikäsitteistä hyötyfunktioita, vaan suunnittelulla on useita yhteismitattomia ja toisistaan riippumattomia tavoitteita. Vaikka osaongelmien ratkaisuun voidaankin käyttää varsinaisen matemaattisen optimoinnin keinoja, tulee kokonaisarvostelussa kyseeseen vain ns. yhteiskunnallinen kustannushyötyanalyysi. Tällöin päätöksen tekijä tai arvostelua suorittamaan valitut henkilöt arvioivat laadittujen vaihtoehtojen kelpoisuutta tavoitteiden saavuttamisessa sekä eri tavoitteiden keskinäistä tärkeyttä. Myös tähän on kehitetty useita matemaattisia tekniikkoja helpottamaan usean asian samanaikaista punnintaa.

Tilanne on itse asiassa täysin samanlainen kuin suunnittelijan suorittaessa hyöty- ja vahinkoarvioita vaikutuksille, joilta puuttuvat markkinahinnat. Valintatilanteita joudutaan simuloimaan eli jäljittelemään ja kyseessä on pyrkimys suorittaa järjestysasteikollisesti suoraan mitattavien arvostusten määrittäminen kvantitatiivisella tasolla. Yleistä sääntöä sille, mitä valintoja suunnittelijan tulee suorittaa oman subjektiivisen näkemyksensä mukaan, mitkä vaativat erityistä tutkimusta vaikutuksille annettavista arvostuksista ja mitkä jäävät vaihtoehtojen valintaa koskevassa päätösteossa ratkaistaviksi, on mahdoton esittää. Ilmeisesti edullisin tapa on iteratiivinen prosessi, jossa toisaalta pyritään jakamaan suunnittelutehtävä erillisesti ratkaistaviin osaongelmiin ja toisaalta kehitetään suunnitelmavaihtoehtoja tavoitteiden täsmeytymisen ja tutkimuksen antamien tarkempien tietojen mukaan käytettävissä olevan ajan ja suunnitteluresurssien puitteissa.

5.2 Vaikutusten arviointi suunnittelussa

Riippumatta käytettävästä suunnittelutekniikasta on suunnittelijan selvitettävä riittävällä tarkuudella toimenpiteiden kustannukset ja toimenpiteistä johtuvat rahassa mitattavat hyödyt ja vahingot. Veden laadun muuttumisella on välitöntä taloudellista merkitystä vedenhankinnalle, virkistykselle ja kalastukselle. Taloudelliset arvoluokat, joissa vaikutukset voidaan mitata, ovat seuraavat:

1. Vaihtoarvo
2. Tuottoarvo
3. Kustannusarvo

Arvonmuutosten määrittämiseen voidaan käyttää kahta päämenetelmää

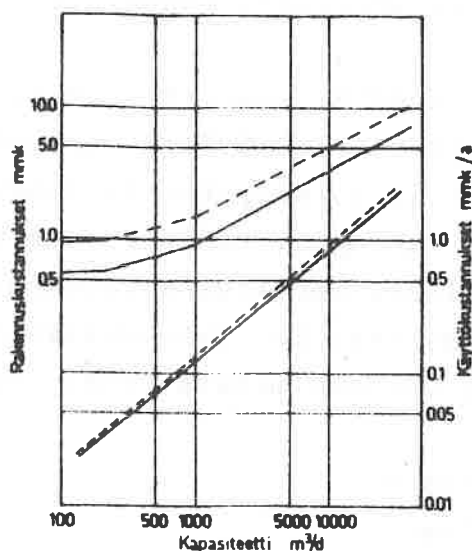
1. Todellisten markkinoiden ja valintojen seuranta
2. Valintatilanteiden simulointi

Koska vesivarat laadullisessa suhteessa ovat lähinnä yhteishyödykkeitä, jossa laadun muuttamistoimenpiteet eivät ole yksityistaloudellisten markkinoiden piirissä, voidaan yleensä vain vähäisessä määrin tukeutua varsinaisessa taloudellisessa markkinamekanismissa muodostuviin hintoihin. Tästä syystä varsinaiset yksityistaloudelliset arvot osoittavat yleensä vain pientä osaa veden laadulle annettavasti arvostuksesta.

Vedenhankinnalle veden laadun muuttumisen välitön taloudellinen merkitys voidaan suoraan arvioida seuraavin perustein:

1. Siirto- ja käsittelykustannusten muutokset
2. Toteutetuissa vedenhankintaratkaisuisissa ilmenevät laatuarvostukset

Käsittelykustannusten suuruusluokka on esitetty kuvassa 5.1.



Kuva 5.1 Konsulttitoimistojen arvioihin perustuvat pintavesilaitosten arvioidut rakentamis- ja käyttökustannukset vuoden 1975 hintatasossa. Täydellä viivalla on esitetty kemiallisen käsittelyn kustannukset, katkoviivalla tehostus hidassuodattamalla (Hirsto 1976).

Kustannuksista erillisenä pidettävän laatuarvostuksen perusteella on v. 1972 arvioitu, että hyvälaatuinen pintavesi on huonolaatuiseen verrattuna n. 3 p/m³ arvokkaampaa.

Yksityisen virkistykseen suhteen voidaan veden laadun merkitystä arvioida ko. tarkoitukseen käytettyjen tai varattujen kiinteistöjen markkinahintojen erojen perusteella. Todellisiin markkinoihin perustuvien hintamallien soveltamiskelpoisuus saattaa kuitenkin olla varsin heikko, koska hintaan vaikuttavia tekijöitä on suuri joukko, tapaukseen soveltuvat hintatiedot puutteellisia ja veden laadun merkitys voi eräissä tapauksissa olla varsin vähäinen.

Etelä-Saimaalla suoritetussa hintatutkimuksessa ilmeni, että jos likaantuminen oli selvästi todettavissa, aleni ranta-alueen arvo puhtaaseen veteen verrattuna 60 % ja jos vesi oli täysin käyttökeltotonta virkistyskäyttötoimintoihin, ei ranta-alueilla ollut kysyntää.

Yleiselle virkistykselle tulevia vaikutuksia voidaan arvioida suoritettujen valintojen mukaisten matkakustannusten ja virkistysalueiden kuntoonpanokustannusten perusteella. Soveltamiskelpoisia tutkimuksia ei tältä osin ole käytävissä.

Kalastuksen osalta on veden laadun muutoksilla yksityistaloudellista merkitystä kalastuskustannuksiin ja saaliin arvoon. Kyseeseen tulee tällöin tuottoarvon käyttö. Vesi-alueiden myynti- ja vuokraustoiminnasta ei yleensä voida johtaa laadun merkitystä kalastukselle. Suoritettuja kalataloudellisia selvityksiä on sinänsä runsaasti, mutta ne ovat tapauskohtaisia, ja yleistämismahdollisuudet ovat heikkoja. Kalastuksen merkitys tulee toisaalta osittain mukaan myös virkistyksessä, joskin vaikutus tonttihin- hin lienee vähämerkityksellinen.

Valintatilanteiden simuloinnissa voidaan veden laadun arvotuksen mittayksikkönä käyttää rahaa tai pistearvoja. Arvostuksia koskevan informaation kerääminen vaatii tällöin haastattelujen tai kyselyjen suorittamista. Rahaa mittayksikkönä käyttäen tulevat kyseeseen lähinnä seuraavanlaiset kysymyksenasettelut:

1. Tiedustellaan suoraan veden laadun muutoksen vaikutusta hintoihin, kustannuksiin ja tuottoihin
2. Tiedustellaan maksuhalukkuutta veden laadun parantamisen suhteen
3. Tiedustellaan valintoja saatavien korvausmäärien ja vedenlaatuerojen välillä

Ongelmana näissä tiedusteluissa on se, että todelliselta tuntuvaa valintatilannetta on vaikea muodostaa. Konkreettista vertailutilannetta on usein mahdoton esittää ja vastaukset eivät velvoita toimimaan esitettyjen arvostusten mukaisesti.

Kokonaan toisena vaihtoehtona hyötyjen arvon määrittämisessä on lähteä suoritettujen vesivarojen laadun parantamishankkeiden kustannuksista ja olettaa näiden osoittavan yhteiskunnan veden laadulle antamaa arvostusta. Yleensä rahassa jollain tavoin arvioitavat hyödyt nykyisin tavanomaisista jäteveden puhdistuksen tehostamistoimenpiteistä lienevät suuruusluokkaa 10 - 20 % ko. toimenpiteiden kustannuksista. Tämä johtuu ensisijaisesti siitä, että kysyntään verraten on Suomen olosuhteissa riittävässä määrin tarjolla likaan-tumattomia vesialueita.

5.3 Edullisuusvertailu monitavoitteisessa suunnittelussa

5.31 Edullisuusvertailun luonne

Monitavoitteisen suunnitelman edullisuusvertailun suorittamiseksi ei ole olemassa mitään ainoa oikeaa tekniikkaa, vaan käytettävä menetelmä riippuu suunnittelutehtävästä ja edullisuusvertailuprosessiin osallistuvien käsityksistä. Edullisuusvertailun perusteella saatua ratkaisua ei voida pitää optimiratkaisuna sanan tavanomaisessa mielessä, vaan saatu tulos on lähinnä eri näkökantojen paras kompromissi. Seuraavassa käsitellään lyhyesti eräitä mahdollisia menettelytapoja, joilla tämä kompromissi on löydettävissä.

5.32 Perustaulukkovalinta

Perustaulukkoa käytettäessä on tilanne sellainen, että suunnitelmavaihtojen arvioimiseksi on määritettävissä kriteerit, mutta kriteereitä ei kyetä painottamaan eikä edes asettamaan tärkeysjärjestykseen. Suunnitelmavaihtoehtojilla ei myöskään pystytä johtamaan kriteerikohtaisia hyvyyslukuja muutoin kuin mittaamalla saadut mittaluvut, joista tiedetään niiden toivottu suunta.

Kukin vaihtoehto mitataan kutakin kriteeriä vastaavalla mittalla ja mittaluvuista muodostetaan taulukko, jonka vaakarivit edustavat suunnitelmavaihtoehtoja ja pystyrivit valintakriteereitä vastaavia mittalukuja. Tämän jälkeen taulukosta

valitaan jokin vaihtoehto, joka on yleensä kaikkien ominaisuuksien puolesta saanut hyviä mittalukuja. Sen jälkeen poistetaan taulukosta ne vaihtoehdot, joiden kaikki mittaluvut ovat huonommat kuin valitun vertailuvaihtoehdon vastaavat arvot. Seuraavaksi kehitetään uusia vaihtoehtoja, tuodaan ne taulukkoon ja jatketaan karsintaa edellä kuvatulla tavalla, kunnes mitään vaihtoehtoa ei voida poistaa taulukosta. Lopullinen perustaulukko ja vaihtoehdot esitetään päätöksentekijälle, joka suorittaa valinnan.

Parhaiten perustaulukkovalinta soveltuu tilanteisiin, joissa kriteerit ovat samaa tärkeysluokkaa, niitä on suhteellisen vähän ja uusien vaihtoehtojen kehittäminen on suhteellisen vaivatonta.

5.33 Päätösmatriisi

Päätösmatriisi on perustaulukon kaltainen taulukko, jonka vaakarivit edustavat suunnitelmavaihtoehtoja ja pystyrivit valintakriteereinä toimivia ominaisuuksia kuvan 5.2. tapaan.

VAIHTO - EHTO	KRITEERI						Hyvyys
	1		j		m		
PAIND	w_1		w_j		w_m		
1	h_{11}	H_{11}	h_{1j}	H_{1j}	h_{1m}	H_{1m}	H_1
i	h_{i1}	H_{i1}	h_{ij}	H_{ij}	h_{im}	H_{im}	H_i
n	h_{n1}	H_{n1}	h_{nj}	H_{nj}	h_{nm}	H_{nm}	H_n

Kuva 5.2 Päätösmatriisi

Taulukon alkioina ovat kutakin vaihtoehto-ominaisuuskombinaatiota vastaavat hyvyydet (h_{ij}) ja painotetut hyvyydet (H_{ij}) sekä kunkin vaihtoehdon saama kokonaishyvyys H_i .

Eri kriteerit voivat alkujaan olla eri laatua kuten mk, km², mg/l jne. Matriisia varten vastaavat mittaluvut normeerataan sopivalle vaihteluvälille suhteelliseksi arvoiksi esim. välille 0...100. Vaihtoehdon ko. kokonaishyvyyden (H_i) lauseke on

$$(5.1) \quad H_i = \sum_{j=1}^m W_j h_{ij}$$

jossa W_j on kriteeriominaisuudelle j annettu paino ja h_{ij} vaihtoehdon tämän ominaisuuden suhteen saama hyvyys. Painot (W_j) normeerataan yleensä siten, että niiden summa on 1.

Hyvyydlukujen johtaminen ja painoarvojen määrittäminen ovat päätösmatriisimenetelmän tärkeimmät ja vaikeimmat tehtävät. Puhtaan päätösmatriisimenetelmän lähtökohtana on oletus, että analyysissä käytetään sellaisia hyvyksien ja painojen arvoja, joista hajonnan vaikutus on poistettu. Tällöin saadut kokonaishyvyydet yksikäsitteisesti ilmoittavat vaihtoehtojen keskinäisen järjestyksen.

Painojen määrittämistapa on riippuvainen päätöstilanteesta. Niiden määrittäminen voi tapahtua esimerkiksi seuraavilla tavoin:

1. Tuomarimenettelyllä, jossa asiantuntijat ja käyttäjät yhdessä sopivat painoista kokemuksensa ja käytössään olevien tietojen perusteella
2. Simuloimalla, jossa laaditaan satunnaisesimerkkejä todellisuutta kuvaavien mallien avulla ja tehdään niistä päätelmiä

Milloin painoarvojen määrittämisessä on tapahtunut hajontaa, voidaan tästä valintaan syntyvä epävarmuutta eliminoida ns. fraktiilimenetelmällä, jonka periaate on seuraava.

Laskennan helpottamiseksi tehdään olettaus, että eri ominaisuuksien saamat painoluvut ovat jakautuneet normaalisesti ja riippumattomasti. Kullekin vaihtoehdolle lasketaan korjattu hyvyys (H_{ki}) (ns. fraktiilikriteeri) vähentämällä keskimääräisestä hyvyydestä varmuuskertoimen ja painojen hajontaa luonnehtivan tekijän tulo.

$$(5.2) \quad H_{ki} = \bar{H}_i - t S_i = \sum_{j=1}^m \bar{W}_j h_{ij} - t \left(\sum_{j=1}^m S_{\bar{W}_j}^2 h_{ij}^2 \right)^{1/2}$$

jossa $\bar{W}_j$ = ominaisuudelle j annettujen painojen keskiarvo

$S_{\bar{W}_j}$ = em. keskiarvon keskihajonta

h_{ij} = vaihtoehdon i ominaisuuden j suhteen saama hyvyys ja

t = varmuustasoa vastaava kerroin. Normaalisen jakautuman ollessa kyseessä kerroin t on seuraava: 50 % varmuustaso : $t = 0$, 60 % varmuustaso : $t = 0,25$, 70 % : $t = 0,52$, 80 % : $t = 0,84$, 90 % : $t = 1,28$, 95 % : $t = 1,64$, 97,5 % : $t = 1,96$.

Valinta suoritetaan korjatun hyvyysluvun (fraktiilikriteerin) avulla käyttäen ennalta asetettua varmuustasoa. Varmuusperiaate kuvaa sitä, kuinka päätöksentekijä suhtautuu riskiin.

Päätösmatriisimenetelmän soveltamisen ehtoina voidaan pitää seuraavia:

- kriteeriominaisuuksia on suhteellisen vähän
- kriteeriominaisuuksien tulee olla toisistaan riippumattomia
- mittaustulokset on voitava muuntaa hyvyysluvuiksi, joista epävarmuus on poistettu
- kriteerien painotus tunnetaan varmasti

Kaksi viimeksimainittua vaatimusta ovat ympäristövaikutuksia arvioitaessa tuskin täytettävissä. Tämä ei kuitenkaan poista sitä mahdollisuutta, etteikö päätösmatriisia voitaisi käyttää vaihtoehtojen vertailussa hyväksi yhtenä päätöksentekoon vaikuttavana tekijänä.

Edellä kuvatun päätösmatriisisivalintaa voidaan pitää relevanssipuu-menetelmän yksitasosovellutuksena. Yleisessä muodossa ko. analyysi muodostuu seuraavasti:

Asetetut tavoitteet, joiden suunnitelmavaihtoehdolla saavutettavaa toteutumisasastetta ei pystytä mittaamaan, jaetaan osatavoitteisiin, nämä edelleen osatavoitteisiin jne, kunnes saavutaan tasolle, jossa osatavoitteiden saavuttaminen on mitattavissa tai arvioitavissa. Graafisesti esitettynä syntyy tällöin kuvio, jolla on haaroittuvan puun muoto. Tällaisessa, ns. relevanssipuussa, kunkin tason osatavoitteet ovat samalla keinoja ylemmän tason tavoitteiden saavuttamiseksi (tavoite-keino - hierarkia).

Suunnitelmavaihtoehdon kokonaisarvostelu saadaan seuraavasti:

Alimman tason osatavoitteiden saavuttamisasteen mittaamisen jälkeen osatavoitteet yhdistetään ylemmän tason tavoitteiksi painottamalla osatavoitteita niiden tärkeyden mukaan. Näin jatketaan, kunnes päästään ylimmälle tasolle ja saadaan arvo vaihtoehdon hyvyydelle asetetun päätavoitteen suhteen. Kun päätavoitteet vielä niitä painottamalla yhdistetään, saadaan selville vaihtoehdon kokonaishyvyys.

Menettelyn vaikeutena ovat luonnollisesti jako osatavoitteisiin, alimman tavoitetason mittaaminen ja osatavoitteiden painottaminen. Esiintyviä ongelmia voidaan ratkaista mm. käyttämällä ns. delfitekniikkaa, joka luonnollisesti soveltuu myös muiden painotusmenetelmien yhteydessä käytettäväksi. Delfitekniikalla tarkoitetaan menettelyä, jolla pyritään saamaan esille tietyn ryhmän (asiantuntijoita, luottamusmiehiä jne) mielipide jostakin asiasta. Tällöin järjestetään esimerkiksi kirjallinen paneeli, jossa mielipiteet kartoitetaan ja saatetaan kaikkien osallistujien tietoon. Tämän jälkeen nämä voivat muuttaa mielipidettään saamansa lisäinformaation perusteella. Menettelyä toistetaan siksi kauan, että mielipiteet ovat vakiintuneet.

5.35 Hyvyys- nettokustannusanalyysi

Hyvyys- nettokustannusanalyysiä voidaan pitää päätösmatriisi-menetelmän muunnoksena. Menetelmässä suunnitelmakriteereinä ovat rahassa arvioimattomat tekijät kuten vesialueiden tila, ekologisuus, riskittömyys, rahoitettavuus jne. Suunnitelma-vaihtoehtoille saadaan näiden kriteereiden suhteen hyvyys-arvot joko mittalukujen avulla tai subjektiivisesti arvioi-den. Hyvyysarvoja verrataan ns. nettokustannuksiin, jotka saadaan vähentämällä kustannuksista rahassa arvioitavat hyödyt. Tämä voidaan tehdä seuraavasti. Kriteereitä painote-taan niiden tärkeyden mukaan ja lasketaan painotetut hyvyys-arvot yhteen. Vaihtoehdon kokonaishyvyttä voidaan arvioida jakamalla vaihtoehdon hyvyysarvojen painotettu summa netto-kustannuksilla. Menetelmää on käytetty Kymijoen vesistön alaosan vesien käytön kokonaissuunnittelussa vuonna 1977.

5.36 Minimaxi-valinta

Lähtökohtana on olettamus, että suunnitelmavaihtoehtojen arvioimiselle kyetään määrittelemään tärkeimmät kriteeri-ominaisuudet. Kriteereitä ei kyetä painottamaan, mutta tär-kein kriteeri voidaan nimetä. Kutakin kriteeriä vastaava hyvyysluku johdetaan mittaluvuista tai se arvioidaan har-kintaa käyttäen.

Muodostettavasta taulukosta kunkin vaihtoehdon kohdalta otetaan sen pienin hyvyysluku, tärkeimmän kriteerin hyvyys-luku ja lasketaan em. lukujen keskiarvo. Näiden kolmen luvun perusteella voidaan kussakin tapauksessa suositella päätös-tentekijälle tiettyä vaihtoehtoa.

Minimikriteeriä voidaan käyttää yksinään tilanteessa, jossa joidenkin hyvien ominaisuuksien ei voida lainkaan ajatella korvaavan jotain huonoa ominaisuutta.

Tärkeintä kriteeriä voidaan käyttää yksinään silloin, kun sen on merkitykseltään muita ratkaisevasti tärkeämpi ja minimikriteerit ylittävät tietyn vaatimustason eivätkä pa-rantuessaan sanottavasti lisää hyötyä

Keskiarvokriteeri on sopiva silloin, kun sekä minimi- että tärkein kriteeri ovat tyypiltään sellaisia, että ne lisäävät kasvaessaan hyötyä liukuvasti.

Mini-maksi-valinnan soveltamiselle voidaan asettaa seuraavat ehdot:

- kriteereitä on melko vähän
- kriteerit ovat samaa tärkeysluokkaa
- tärkein kriteeri on voitava määritellä
- mittatulos on voitava ilmaista hyvyyslukuna jokaisen kriteeriominaisuuden osalta.

5.4 Matemaattinen optimointi

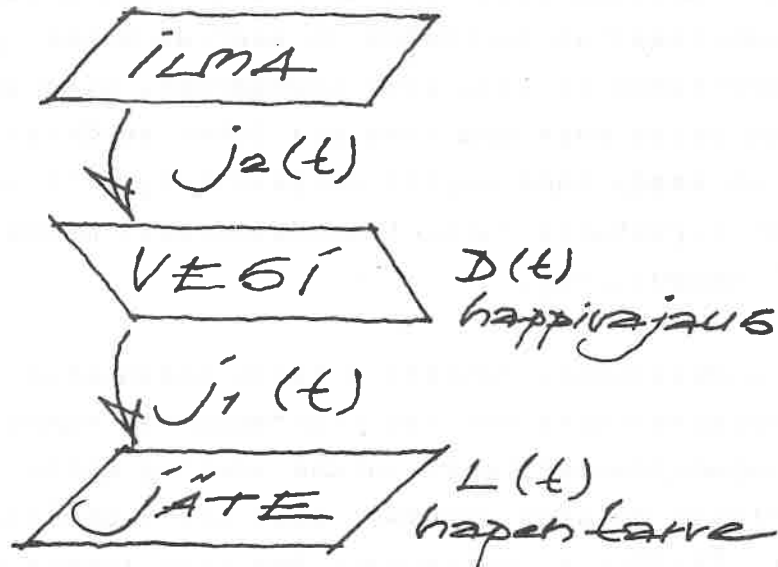
5.41 Esimerkkitehtävän raja

Joen varrella sijaitsee useita jätevetä laskevia laitoksia. Suunnittelijan tehtävänä on asettaa kunkin purkajan BHK-kuormitukselle sellaiset normiarvot, että veden happipitoisuus pysyy kaikissa kohdissa jokea hyväksyttävänä. Ongelmana on saada nämä normit sellaisiksi, että kokonaisuutena ottaen lopputulos olisi taloudellisesti mahdollisimman tehokas ja tasapuolinen.

Taloudellisesti tehokkain tulos saavutetaan silloin, kun yhteenlaskettujen käsittelykustannusten summa on minimissä. Tasapuolisuuskriteeri voidaan asettaa esim. siten, että käsittelyn rajakustannukset ovat eri kuormittajilla yhtä suuret. Tällöin ei kuitenkaan vesistön luontainen puhdistava vaikutus tule välttämättä täysimääräisesti hyväksikäytetyksi. Eräänä mahdollisena tasapuolisuuskriteerinä on se, että kaikki kuormittajat käsittelevät jätevetensä samanasteisesti. Tämä on kuitenkin kokonaistaloudellisesti yleensä hyvin epäedullista ja saavutettava tasapuolisuus on näennäistä, koska kustannukset riippuvat voimakkaasti laitoksen koosta ja jätteen tyypistä.

Edellisen perusteella lähtökohdaksi valitaan kokonaiskustannusten minimointi. Jos käytännössä tällainen optiminormisto asettaa purkajat eriarvoiseen asemaan, voi julkinen valta parantaa tilannetta mm. erilaisin maksujärjestelyin. Vesistönormien muuntaminen jätevesinormeiksi on tyypillinen matemaattisen optimoinnin tehtävä. Joen tilasta on laadittava matemaattinen malli, eri päätösten keskinäinen paremmuus on määriteltävä sopivan kohdefunktion avulla ja matemaattisen optimoinnin ratkaisutekniikkoja käyttäen on etsittävä päätös, joka antaa laaditulle kohdefunktiolle optimaalisen arvon.

Mallissa veden happipitoisuutta asetetaan säätelemään kaksi happivirtaa: ilmasta veteen liukeneva happi ja vedessä olevan jätteen vedestä kuluttama happi (kuva 5.3).



Kuva 5.3 Happivirrat ja happipitoisuudet

Vedessä olevalla jätteellä on jätteen tilasta riippuva tietty hapentarve. Happivirran suuruus tietyllä hetkellä on suoraan verrannollinen sillä hetkellä vallitsevaan hapentarpeeseen:

$$(5.3) \quad j_1(t) = k_1 L(t)$$

Tässä $j_1(t)$ on happivirta vedestä jätteeseen, $L(t)$ on hetkellä t vallitseva hapentarve ja k_1 on hapen kulutuskerroin, joka oletetaan vakioksi.

Ilmasta veteen liukenevan happivirran suuruus on suoraan verrannollinen happivajaukseen:

$$(5.4) \quad j_2(t) = k_2 D(t)$$

Tässä $j_2(t)$ on happivirta, $D(t)$ on happivajaus, k_2 on hapen

liukenemiskerroin, ja t :llä on merkitty aikaa. Liukenemiskerroin k_2 oletetaan tässä vakioksi.

Sekä happivajauksen että hapentarpeen muutosnopeus (aika-derivaatta) on sama kuin hapen nettovirta. Jätteessä tämä nettovirta on $j_1(t)$, joten

$$(5.5) \quad \frac{d}{dt} L(t) = -j_1(t) = -k_1 L(t)$$

Miinusmerkki tarvitaan, koska positiivinen happivirta vastaa hapentarpeen pienenemistä. Yhtälön (5.5) ratkaisuksi saadaan

$$(5.6) \quad L(t) = L_0 e^{-k_1 t},$$

missä L_0 on jätteen hapentarve alkuhetkellä.

Vedessä hapen nettovirta on puolestaan $j_2(t) - j_1(t)$, joten

$$(5.7) \quad \frac{d}{dt} D(t) = -j_2(t) + j_1(t) = -k_2 D(t) + k_1 L(t) = -k_2 D(t) + k_1 L_0 e^{-k_1 t}$$

Miinusmerkki tarvitaan jälleen, koska hapen positiivinen nettovirta vastaa happivajauksen pienenemistä. Yhtälön (5.7) ratkaisuksi tulee

$$(5.8) \quad D(t) = \frac{k_1 L_0}{k_2 - k_1} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_0 e^{-k_2 t}$$

$D(t)$ = happivajaus (mg/l) hetkellä t
 L_0 = primääri BHK (mg/l) hetkellä $t = 0$
 D_0 = happivajaus (mg/l) hetkellä $t = 0$
 k_1 = hapen kulutuskerroin (d^{-1})
 k_2 = hapen liukenemiskerroin (d^{-1})
 t = aika (d), (d = vrk)

Yhtälö (5.8) on nk. Streeter-Phelps yhtälö (vuodelta 1925), ja se ilmoittaa happivajauksen suuruuden hetkellä t , kun alkuhetkellä happivajaus on D_0 ja vedessä olevan jätteen hapentarve L_0 .

Kertoimet k_1 ja k_2 oletettiin edellä esitettyssä johdossa vakioiksi. Kuitenkin hapen liukenemiskerroin riippuu lämpötilasta sekä vesistön hydrologisista ja hydraulisista ominaisuuksista. Suomessa jääpeite estää talvella hapen siirtymistä ilmasta veteen. Kesäaikaisten mittausten perusteella on k_1 :n arvoksi saatu Kymijoella $0,45 \text{ d}^{-1}$, Porvoonjoella $0,50 \text{ d}^{-1}$ ja Seinäjoella $0,80 \text{ d}^{-1}$.

Hapen kulutuskerroin puolestaan riippuu voimakkaasti lämpötilasta. Lisäksi kertoimen suuruuteen vaikuttaa jäteaineen laatu, joten erityyppisten jätteiden kuormittamille joille voidaan saada suuruusluokaltaan runsastikin poikkeavia arvoja.

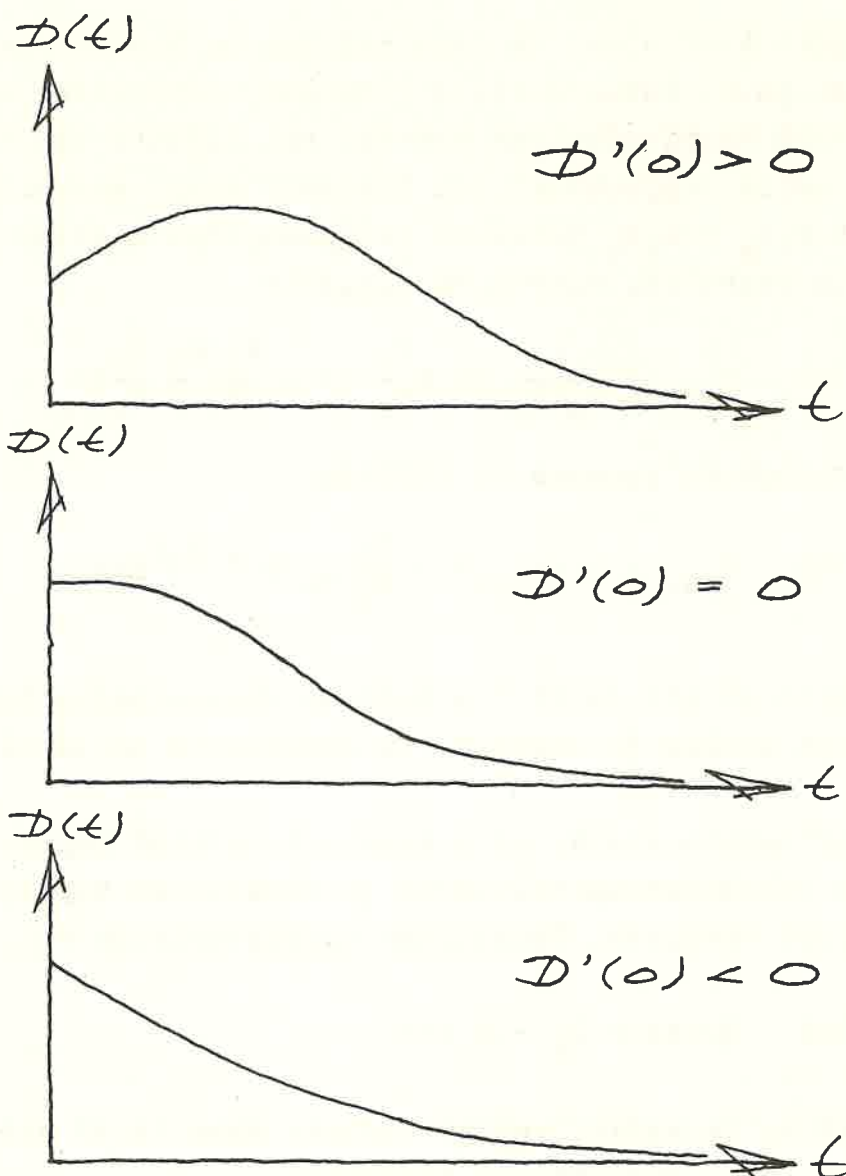
Streeter-Phelps'in mallia on kritisoitu mm. seuraavin perustein:

- mallin lähtökohtana on, että orgaanisen aineen hajoaminen ei riipu veden happipitoisuudesta, jos vedessä yleensä on happea;
- pohjalietteen vaikutusta ei oteta mallissa huomioon;
- mallissa kuvataan hapen tuloa veteen fysikaalisena ilmiönä, vaikka se on suuressa määrin myös kemiallinen ja biologinen tapahtuma etenkin, jos joessa on runsaasti viherleviä.

Vastapainona mallin teoreettisille heikkouksille voidaan todeta, että sen antamien tulosten luotettavuus on osoittautunut käytännössä täysin tyydyttäväksi.

Seuraavassa tarkastelussa oletetaan myös, että virtaama pysyy sekä ajan että paikan suhteen vakiona. Jäteveden oletetaan sekoittavan välittömästi koko vesimassaan ja kuormitusluvut lausutaan mitattavina pitoisuuksina.

Yhtälön (5.8) mukaan happivajaus on kahden eksponenttifunktion, $e^{-k_1 t}$ ja $e^{-k_2 t}$, erotus, ja se voi käyttäytyä kolmella eri tavalla (kuva 5.4).



Kuva 5.4 Streeter-Phelps yhtälön ratkaisujen eri käyttäytymismuodot

Happivajauksen aikaderivaatta lähtöhetkellä,

$$(5.9) \quad D'(0) = j_1(0) - j_2(0) = k_1 L_0 - k_2 D_0,$$

joka on siis nettohappivirta vedestä pois, voi olla positiivinen, nolla tai negatiivinen. Ensimmäisessä tapauksessa happivajaus kasvaa ensin, saavuttaa sitten maksimin ja laskee lopuksi kohti nollaa. Viimeisessä tapauksessa happivajaus

vähenee koko ajan, ja keskimääräinen on kahden edellisen rajatapaus. Kuvasta (5.4) todetaan, että kiinteällä aikavälillä happivajauksen maksimi voi sijaita välin alkupäässä, välin loppupäässä tai jossakin välin keskellä, lausekkeen $k_1 L_0 - k_2 D_0$ merkistä riippuen. Jos maksimi sijaitsee välin keskellä, sattuu se kohdalle

$$(5.10) \quad t_{\max} = \frac{1}{k_2 - k_1} \ln \left(\frac{k_2}{k_1} \left(1 - \frac{k_2 - k_1}{k_1} \frac{D_0}{L_0} \right) \right),$$

ja vajauksen suuruus on tällöin

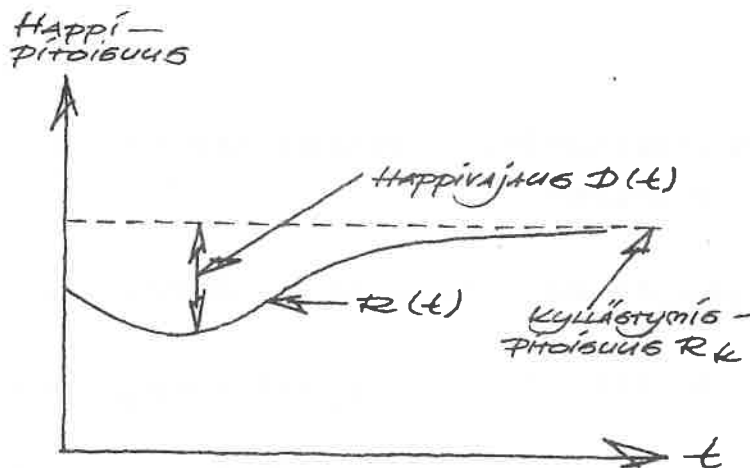
$$(5.11) \quad D_{\max} = D(t_{\max}) = \frac{k_1}{k_2} L_0 e^{-k_1 t_{\max}} + k_1 t_{\max}$$

Yhtälöt (5.10) ja (5.11) saadaan derivoimalla Streeter-Phelps yhtälö ja asettamalla derivaatta nolllaksi.

Mainittakoon vielä, että kuva 5.4 esittää happivajasta, siis kyllästymispitoisuuden ja todellisen happipitoisuuden välistä erotusta. Todellinen happipitoisuus on

$$(5.12) \quad R(t) = R_k - D(t)$$

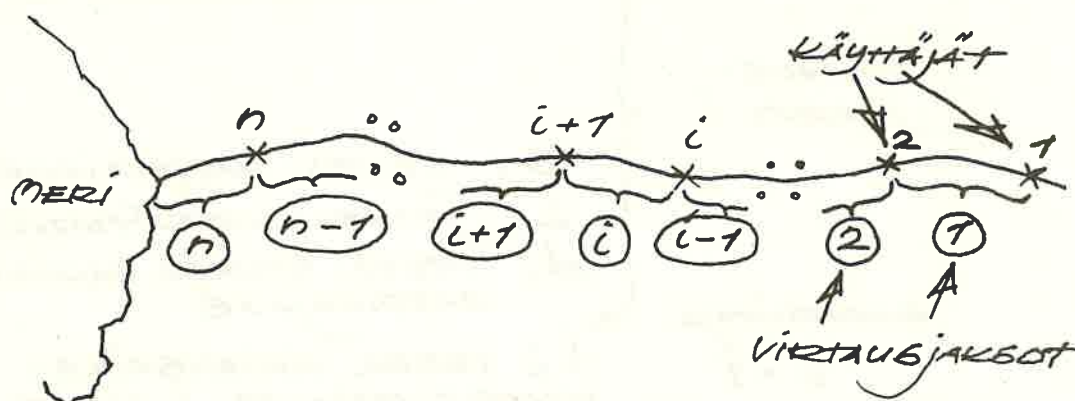
missä R_k on kyllästymispitoisuus. Kuva (5.5) alla vastaa kuvan (5.4) ensimmäistä tapausta.



Kuva 5.5 Happipitoisuus ja happivajaus

5.42 Optimointitehtävän matemaattinen malli

Merkitään joen varrella olevia vesistön kuormittajia indeksillä i ; $i = 1, 2, \dots, n$, yläjuoksulta aloittaen. Kuormittajia on n kpl. Kahden kuormittajan välillä olevaa joen osaa kutsutaan virtausjaksoksi, ja se indeksoidaan virtausjakson yläpäässä olevan kuormittajan mukaan. Näin siis kuormittajien i ja $i+1$ välissä sijaitsee virtausjakso i . Tilannetta esittää kuva 5.6.



Kuva 5.6 Joen kuormittajat ja virtausjaksot

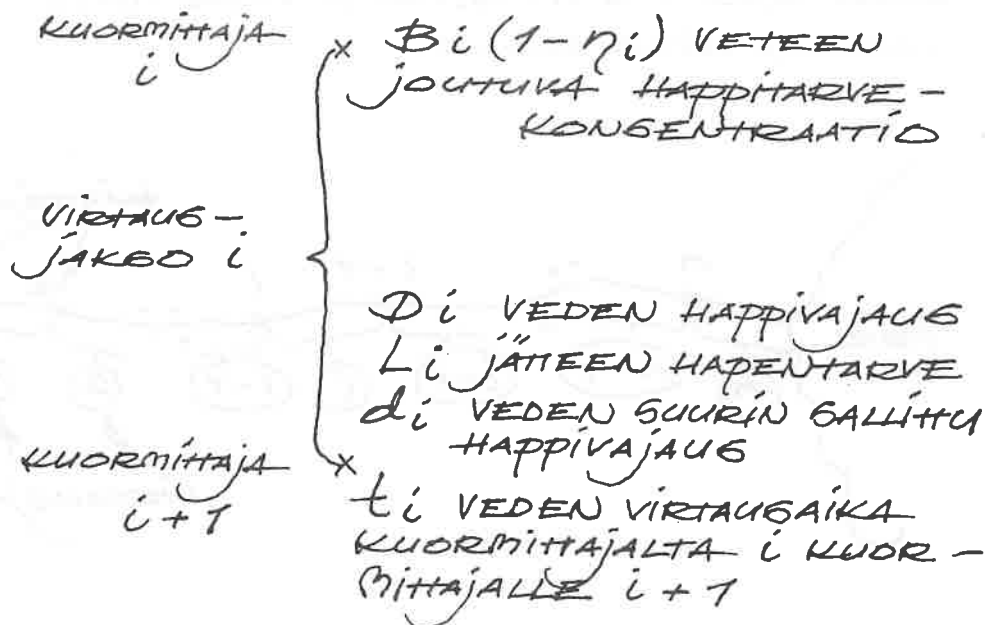
Päätösmuuttujiksi valitaan kultakin kuormittajalta BHK:n suhteen vaadittava puhdistusaste $n_1, n_2, \dots, n_n$. Jos i :n kuormittajan jätevesien hapentarve on B_i , pienenee se puhdistuksen jälkeen arvoon $B_i (1 - n_i)$.

Tilamuuttujia tarvitaan kaksi sarjaa: veden happivajaukset $D_1, D_2, \dots, D_n$ ja vedessä olevan jätteen hapentarpeet $L_1, L_2, \dots, L_n$ virtausjaksojen lopussa.

Fysikaalisiin vakioihin kuuluvat hapen kulutuskerroin k_1 ja hapen liukenemiskerroin k_2 sekä kuormittajien jätevesien hapentarpeet $B_1, B_2, \dots, B_n$. Vielä kuuluu fysikaalisiin vakioihin vesistönormiin kuuluvat happivajauksen maksimiarvot

eri virtausjaksoilla, $d_1, d_2, \dots, d_n$ sekä virtausjaksojen pituudet aikayksiköissä lausuttuna, $t_1, t_2, \dots, t_n$.

Näin siis t_i on se aika, jossa joen vesi virtaa kuormituskohdasta i kuormituskohtaan $i+1$. Kuvassa 5.7 on esitetty yhteenvedo käytetyistä merkinnöistä.



Kuva 5.7 Mallissa käytetyt merkinnät

Mallin tilansiirtoyhtälöt voidaan nyt kirjoittaa yhtälöiden (5.6) ja (5.8) (Streeter-Phelps yhtälö) avulla.

$$(5.13) \quad L_i = \left[L_{i-1} + B_i (1 - n_i) \right] e^{-k_1 t_i}, \quad i = 1, 2, \dots, n; \\ L_0 = 0.$$

$$(5.14) \quad D_i = \frac{k_1}{k_2 - k_1} \left(L_{i-1} + B_i (1 - n_i) \right) (e^{-k_1 t_i} - e^{-k_2 t_i}) + \\ D_{i-1} e^{-k_2 t_i} \\ = \frac{k_1}{k_2 - k_1} L_i (1 - e^{-(k_1 - k_2) t_i}) + D_{i-1} e^{-k_2 t_i}, \\ i = 1, 2, \dots, n; D_0 = 0$$

Yhtälö (5.13) antaa jätteen hapentarpeen virtausjakson i lopussa, kun hapentarve jakson alussa tunnetaan. Yhtälöön päädytään, kun yhtälön (5.6) parametrille L_0 (hapentarve alkuhetkellä) sijoitetaan lauseke $L_{i-1} + B_i (1 - n_i)$. Termi L_{i-1} on yläjuoksulla lasketuista jätevesistä johtuva hapentarve ja termi $B_i (1 - n_i)$ on i :nnen virtausjakson alkupäässä sijaitsevan laitoksen laskemista jätevesistä aiheutuva hapentarve. Yhtälö (5.13) on rekursiivinen, ja sen avulla voidaan peräkkäin laskea kaikki arvot $L_1, L_2, \dots, L_n$, lähtemällä liikkeelle arvosta $L_0 = 0$.

Yhtälö (5.14) saadaan aivan samalla tavalla. Streeter-Phelps yhtälöön (5.8) sijoitetaan parametrille L_0 sama arvo kuin edellä ja parametrille D_0 arvo D_{i-1} , happivajaus virtausjakson alussa. Yhtälön (5.14) jälkimmäiseen muotoon päädytään yhtälöä (5.13) hyväksikäyttämällä.

Todettakoon, että happivajaus $D(t)$ on jatkuva muuttuja kun taas hapentarpeella $L(t)$ on hyppäykset virtausjaksojen päissä. Hypyn suuruus kuormittajan i kohdalla on $B_i (1 - n_i)$.

Optimointitehtävässä on rajoituksena, että happivajaus ei saa missään kohdalla virtausjaksoa ylittää jaksolle asetettua maksimiarvoa (vesistönormi). Kohdassa 5.41 havaittiin, että maksimiarvo voi osua jakson jompaan kumpaan päätepisteeseen tai välin keskivaiheille. Yhtälöiden (5.8), (5.9) ja (5.10) avulla rajoitus voidaan ilmaista seuraavasti:

$$(5.15) \quad D_{i \max} \leq d_i, \quad i = 1, 2, \dots, n, \text{ missä}$$

$$(5.16) \quad D_{i \max} = \frac{k_1}{k_2 - k_1} \left(L_{i-1} + B_i (1 - n_i) \right) \left(e^{-k_1 t_{i \max}} - e^{-k_2 t_{i \max}} \right) + D_{i-1} e^{-k_2 t_{i \max}}; \text{ ja}$$

missä edelleen

$$(5.17) \quad t_i \max = \begin{cases} 0, & \text{jos } k_1 [L_{i-1} + B_i (1 - n_i)] - k_2 D_{i-1} \leq 0 \\ \text{pienempi luvuista } \left\{ t_i, \frac{1}{k_2 - k_1} \ln \left[\frac{k_2}{k_1} \left(1 - \frac{k_2 - k_1}{k_1} \right. \right. \right. \\ \left. \left. \left. \frac{D_i}{L_{i-1} + B_i (1 - n_i)} \right) \right] \right\} \\ \text{jos } k_1 [L_{i-1} + B_i (1 - n_i)] - k_2 D_{i-1} > 0 \end{cases}$$

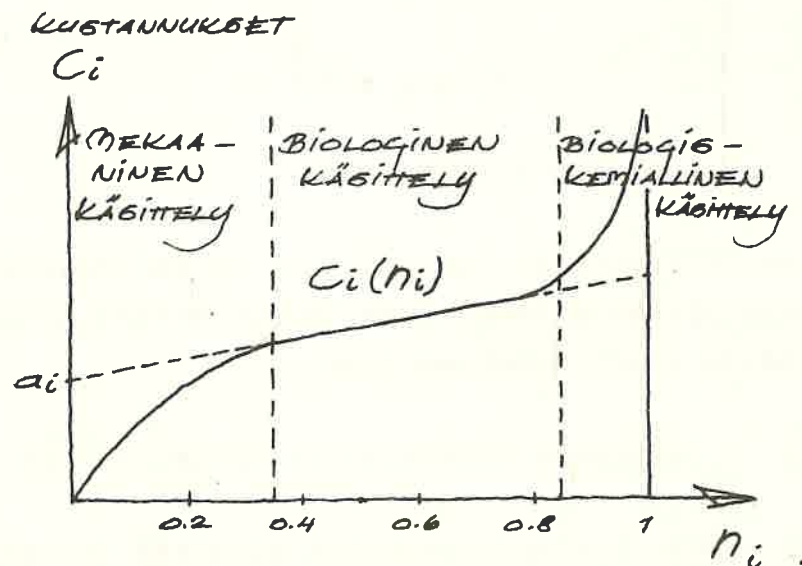
Rajoitusehto (5.15) on hankalan tuntuaisessa muodossa. Hankaluus on kuitenkin näennäistä. Yhtälöissä (5.16) ja (5.17) on pelkkiä vakioita ja tilamuuttujien tunnettuja arvoja. Yhtälön (5.17) avulla katsotaan ensin, missä sijaitsee virtausjakson i happivajauksen maksimi. Se on heti jakson alussa ($t_i \max = 0$) jos yhtälön (5.17) ylin rivi on voimassa. Tällöin tilanne on kuvan 5.4 kahden jälkimmäisen tapauksen mukainen. Jos tilanne taas on kuvan 5.4 ensimmäisen tapauksen mukainen, maksimi sijaitsee joko yhtälöin (5.10) osoittamassa paikassa käyrän todellisen maksimin kohdalla, tai sitten virtausjakson loppupäässä ($t_i \max = t_i$), jos jakso on niin lyhyt, että käyrän todellinen maksimi sijaitsee sen ulkopuolella. Oikean vaihtoehdon etsiminen ja maksimin suuruuden $D_i \max$ määrittäminen on helposti ohjelmoitavissa tietokoneelle.

Joen tilasta laadittu matemaattinen malli on nyt valmis. Päättösmuuttujat ovat kuormittajilta vaaditut käsittelyasteet n_i ja ne vaikuttavat kuormittajan aiheuttamaan hapentarpeeseen, jonka lähtöarvo on $B_i (1 - n_i)$. Joen tilaa kuvataan tilamuuttujilla D_i (happivajaus) ja L_i (hapentarve), ja ne kehittyvät rekursiivisten yhtälöiden (5.13) ja (5.14) osoittamalla tavalla, päätösmuuttujien n_i arvoista riippuen. Malliin liittyvän rajoitusehdon $D_i \max \leq d_i$ valvonta tapahtuu yhtälöiden (5.16) ja (5.17) avulla.

Ennenkuin voidaan lähteä etsimään parhaita mahdollisia päätösmuuttujien arvoja, on optimoinnin tavoite määriteltävä

yksikäsitteisesti, niin että eri päätösvaihtoehtojen välinen paremmuus voidaan ratkaista. Tavoitteen formaali määrittely tapahtuu kohdefunktion avulla: tavoitteena on valita päätösmuuttujille arvot, jotka minimoivat kohdefunktion.

Kohdefunktioksi valitaan vesistönormin ylläpitämiseen vaadittavat vuotuiset kustannukset, jolloin siis joen vesi pyritään pitämään hyväksyttävän laatuena mahdollisimman pienin kustannuksin. Käsittelykustannusten riippuvuus käsittelyasteesta noudattaa yleensä kuvassa 5.8 esitettyä kustannuskäyrää.



Kuva 5.8 Käsittelykustannusten riippuvuus käsittelyasteesta

Sekundaarikäsittelyn alueella kustannusten nousu on lähes suoraan verrannollinen puhdistusasteen kasvuun, joten tällä välillä kustannuskäyrää voidaan kuvata yhtälöllä

$$(5.18) \quad C_i(n_i) = a_i + b_i n_i, \quad 0,35 \leq n_i \leq 0,85,$$

missä a_i ja b_i ovat kokemusperäisiä vakioita. Tertiäärikäsittelyn alueella kustannukset kasvavat voimakkaasti.

Päätösmuuttujien arvoista riippuvat vuotuiset kokonaiskustannukset saadaan laskemalla yhteen kunkin kuormittajan osakustannukset:

$$(5.19) \quad C(n_1, n_2, \dots, n_n) = \sum_{i=1}^n C_i(n_i)$$

Vesistön normin optimaalinen muuntaminen jätevesinormiksi voidaan nyt lausua matemaattisen optimoinnin tehtävänä:

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Valittava muuttujille } n_1, n_2, \dots, n_n \text{ arvot siten,} \\ \text{että kohdefunktion } C(n_1, n_2, \dots, n_n) = \sum_{i=1}^n C_i(n_i) \\ \text{arvo on mahdollisimman pieni, kun rajoitusehtojen} \\ \left. \begin{array}{l} 0 \leq n_i \leq 1 \\ D_{i \max} \leq d_i \end{array} \right\} \quad i = 1, 2, \dots, n \\ \text{on oltava voimassa.} \end{array} \right.$$

Optimointitehtävän numeeriseksi ratkaisemiseksi on valittava sopiva optimointimenetelmä ja muokattava lähtötiedot menetelmälle soveltuvaan muotoon

5.43 Ratkaisu dynaamisella optimoinnilla

Muodostettu optimointitehtävä sisältää joitakin epälineaarisia tekijöitä. Kohdefunktion $C(n_1, n_2, \dots, n_n)$ termit ovat muuttujien n_i epälineaarisia funktioita (kuva 5.8), rajoitusehdot $D_{i \max} \leq d_i$, $i = 1, 2, \dots, n$ sisältävät runsaasti epälineaarisia tekijöitä ja tilansiirtoyhtälöt ovat epälineaariset. Tämän vuoksi tehtävä on ratkaistava jollakin epälineaariseen optimointiin soveltuvalla menetelmällä. Koska kohdefunktio on muodostettavissa usean osatehtävän (käyttäjän i käsittelyasteen määrääminen) kohdefunktion summana, tuntuu dynaaminen optimointi oikealta valinnalta.

Ratkaisu sujuu dynaamisen optimoinnin standarditekniikkaa soveltamalla seuraavasti.

Lähdetään liikkeelle alajuoksulta kuormittajan n kohdalla ja edetään "selkä edellä" kohti yläjuoksua. Kuormittajan n on käsiteltävä vesi siten, että happivajaus n :nnellä virtausjaksolla ei ylitä sallittua arvoa, olipa veden tila juuri ennen kuormittajaa mikä tahansa. Tämä on kuormittajan n tehtävä mahdollisimman halvalla. Siis kuormittajan n on valittava kaikilla kysymykseen tulevilla tilamuuttujien L_{n-1} ja D_{n-1} arvoilla puhdistusaste n_n , joka toteuttaa rajoituksen $D_{n \max} \leq d_n$ ja on mahdollisimman halpa. Oikea valinta saadaan osatehtävän

valittava n_n , joka maksimoi $C_n(n_n):n$

rajoitusehdoin $D_{n \max} \leq d_n$, $0 \leq n_n \leq 1$,

$L_{n-1}:n$ $D_{n-1}:n$ funktiona

ratkaisuna. Ratkaisu on muotoa $n_n^*(L_{n-1}, D_{n-1})$, ja siihen liittyvä kustannus on $C_n^*(L_{n-1}, D_{n-1}) = C_n(n_n^*(L_{n-1}, D_{n-1}))$.

Tämän jälkeen otetaan askel taaksepäin kohti yläjuoksua ja etsitään kuormittajan $n-1$ paras valinta kaikilla kysymykseen tulevilla tilamuuttujien L_{n-2} , D_{n-2} arvoilla. Paras valinta on se, joka minimoi kuormittajan $n-1$ puhdistuskustannusten sekä loppupään optimikustannusten C_n^* summan. Paras n_{n-1} saadaan siis osatehtävän

valittava n_{n-1} , joka minimoi lausekkeen

$C_{n-1}(n_{n-1}) + C_n[n_n^*(L_{n-1}, D_{n-1})]$ rajoitusehdoin

$D_{n-1 \max} \leq d_{n-1}$, $0 \leq n_{n-1} \leq 1$,

$L_{n-2}:n$ ja $D_{n-2}:n$ funktiona, kun L_{n-1} ja D_{n-1}

määräytyvät L_{n-2} :sta ja D_{n-2} :sta tilansiirtoyhtä-

löiden (5.13) ja (5.14) avulla

ratkaisuna.

Ratkaisu saadaan tilamuuttujien L_{n-2} ja D_{n-2} funktiona:

$n_{n-1}^* (L_{n-2}, D_{n-2})$, ja tähän liittyvä optimikustannus on

$$C_{n-1}^* (L_{n-2}, D_{n-2}) = C_{n-1} [n_{n-1}^* (L_{n-2}, D_{n-2})] + C_n^* (L_{n-1}, D_{n-1}).$$

L_{n-1} ja D_{n-1} viimeisessä termissä määräytyvät tilansiirtoyhtälöistä

Samalla tavalla jatketaan kohti yläjuoksua ja uutta kuormittajaa. Jokaisella askeleella saadaan paras $n_i^* (L_{i-1}, D_{i-1})$ viereisten tilamuuttujien funktiona, ja kustannus $C_i^* (L_{i-1}, D_{i-1})$, joka antaa kustannukset siitä pisteestä käyttäjälle n , jos viereiset tilamuuttujat ovat L_{i-1} ja D_{i-1} ja jos loppua kohden edetään koko ajan optimaalisella tavalla.

Kun tällä tavalla on päästy kuormittajaan 1 saakka, alkaa varsinainen optimin konstruointi funktioiden $n_i^* (L_{i-1}, D_{i-1})$ avulla. Koska $L_0 = 0$ ja $D_0 = 0$, on paras $n_1^* = n_1^* (0, 0)$. Edelleen L_0, D_0 ja n_1^* määräävät tilansiirtoyhtälöiden avulla tilamuuttujien L_2 ja D_2 arvot ja sijoittamalla nämä funktioon $n_2^* (L_1, D_1)$ saadaan paras n_2^* . Samalla tavalla edetään aina kuormittajalle n saakka, ja matkan varrella poimitut $n_1^*, n_2^*, \dots, n_n^*$ muodostavat tehtävän optimiratkaisun. Optimiin liittyvä kustannus saadaan yksinkertaisesti sijoittamalla n_i^* -arvot kustannusfunktion lausekkeeseen:

$$(5.20) \quad C^* = C(n_1^*, n_2^*, \dots, n_n^*) = \sum_{i=1}^n C_i(n_i^*)$$

Käytännössä ratkaisu joudutaan suorittamaan tietokoneella. Tilamuuttujien L ja D vaihteluvälit diskretoidaan ja funktiot $n_i^* (L_{i-1}, D_{i-1})$ saadaan tietokoneelta taulukkomuodossa.

5.44 Ratkaisu lineaarisella optimoinnilla

Käsillä oleva optimointitehtävä voidaan muokata myös lineaarisella optimoinnilla ratkaistavaan muotoon, useista epälineaarisista piirteistään huolimatta. Lineaariseen optimointiin kannattaa pyrkiä, koska menetelmä pystyy helposti käsittelemään suuria muuttujajoukkoja, ja koska menetelmälle on olemassa valmiit hyvin toimivat ratkaisuohjelmot. Tällöin joudutaan tosin suorittamaan joitakin yksinkertaistuksia, mutta lineaarisen optimoinnin mukanaan tuomatedut voivat korvata tarkkuuden vähäiset menetykset.

Lineaarisella optimoinnilla voidaan ratkaista oheisen tyyppisiä tehtäviä:

päätösmuuttujille $n_1, n_2, \dots, n_n$ on etsittävä arvot, jotka minimoivat kohdefunktion $C(n_1, n_2, \dots, n_n) = b_1 n_1 + b_2 n_2 + \dots + b_n n_n$ siten, että rajoitusehdot

$$\begin{cases} a_{11}n_1 + a_{12}n_2 + \dots + a_{1n}n_n \leq h_1 \\ a_{21}n_1 + a_{22}n_2 + \dots + a_{2n}n_n \leq h_2 \\ \vdots \\ a_{m1}n_1 + a_{mn}n_2 + \dots + a_{mn}n_n \leq h_m \\ n_1 \leq 0, n_2 \leq 0, \dots, n_n \leq 0 \end{cases}$$

ovat voimassa.

Kohdefunktio on siis päätösmuuttujien lineaarinen funktio ja kaikki rajoitusehdoissa olevat lausekkeet ovat lineaariset. Jotkut epäyhtälörajoituksista voivat olla myös yhtälörajoituksia, ja kohdefunktion ei tarvitse riippua kaikista päätösmuuttujista. Tilamuuttujia ei lineaarisessa optimoinnissa esiinny lainkaan.

Kuvasta 5.8 todetaan, että biologisen käsittelyn alueella puhdistuskustannukset riippuvat puhdistusasteesta n_i lähes lineaarisesti: $C_i(n_i) = a_i + b_i n_i$, kun $0,35 \leq n_i \leq 0,85$.

Jos siis rajataan päätösmuuttujat n_i biologisen käsittelyn alueelle, saadaan kohdefunktio lausuttua lineaarisen optimoinnin vaatimassa muodossa:

$$(5.21) \quad \text{minimoitava } C(n_1, n_2, \dots, n_n) = b_1 n_1 + b_2 n_2 + \dots + b_n n_n.$$

Vakiot a_i vaikuttavat ainoastaan optimikustannuksiin, mutta eivät lainkaan optimin sijaintiin, siis parhaisiin päätösmuuttujien arvoihin, joten niiden poisjättäminen voidaan huoletta tehdä.

Tilamuuttujat L_i ja D_i on käsiteltävä päätösmuuttujina ja tilansiirtoyhtälöt päätösmuuttujia sitoviksi yhtälörajoituksiksi. Jos yhtälöiden (5.13) ja (5.14) vakioille otetaan käyttöön merkinnät

$$\left\{ \begin{array}{l} e^{-k_1 t_i} = u_i \\ B_i e^{-k_1 t_i} = v_i \\ e^{-k_2 t_i} = w_i \\ \frac{k_1}{k_2 - k_1} (1 - e^{(k_1 - k_2) t_i}) = x_i, \end{array} \right.$$

tilansiirtoyhtälöt voidaan kirjoittaa muotoon

$$\left\{ \begin{array}{l} -L_i + u_i L_{i-1} - v_i n_i = v_i \\ -D_i + x_i L_i + v_i D_{i-1} = 0 \\ L_0 = 0, D_0 = 0 \end{array} \right.$$

Nämä yhtälöt tulkitaan nyt "pätösmuuttujien" $L_0, L_1, \dots, L_n$ ja $D_0, D_1, \dots, D_n$ lineaarisiksi yhtälörajoituksiksi.

Rajoitusehdon (5.15), $D_i \max \leq d_i$, linearisointi on hankala, ja tarkasti ottaen mahdoton. Jos kuitenkin luvutaan vaatimuksesta, että happivajauksen maksimi virtausjaksolla ei ylitä sallittua arvoa ja tyydyttään siihen, että happivajaus virtausjakson lopussa on riittävän pieni, on ehdon käsitteily helppo:

$$(5.22) \quad D_i \leq d_i, \quad i = 1, 2, \dots, n.$$

Happivajaus voi luonnollisesti ylittää sallitun arvon virtausjakson keskellä vaikka se jakson lopussa olisikin sallitun suuruinen (kuvan 5.4 ensimmäinen tapaus). Linearisoinnissa syntyvää virhettä voidaan kuitenkin pienentää valitsemalla tilamuuttujiksi tai lineaarisen optimoinnin tapauksessa päätösmuuttujiksi, happivajauksen arvoja myös useista kohdin virtausjaksojen keskeltä ja asettamalla myös näille tyyppiä (5.22) olevat rajoitukset.

Optimointitehtävä on nyt saatettu lineaarisen optimoinnin vaatimaan muotoon:

$$\text{minimoitava } C(n_1, n_2, \dots, n_n) = b_1 n_1 + b_2 n_2 + \dots + b_n n_n$$

siten, että rajoitusehdot

$$\begin{cases} + L_1 - u_1 L_0 + v_1 n_1 = v_1 \\ + L_2 - u_2 L_1 + v_2 n_2 = v_2 \\ \vdots \\ + L_n - u_n L_{n-1} + v_n n_n = v_n \end{cases}$$

$$\begin{cases} - D_1 + x_1 L_1 + w_1 D_0 = 0 \\ - D_2 + x_2 L_2 + w_2 D_1 = 0 \\ \vdots \\ - D_n + x_n L_n + w_n D_{n-1} = 0 \end{cases}$$

$$L_0 = 0, D_0 = 0$$

$$D_1 \leq d_1, D_2 \leq d_2, \dots, D_n \leq d_n$$

$$\begin{cases} n_1 \leq 0.85, n_2 \leq 0.85, \dots, n_n \leq 0.85 \\ n_1 \leq 0.35, n_2 \leq 0.35, \dots, n_n \leq 0.35, \end{cases}$$

ovat voimassa.

Lineaarisen optimointitehtävän ratkaisu on ongelmaton. Kaikille suurehkoille tietokoneille on olemassa valmiit ohjelmat, jotka voivat käsitellä tuhansia päätösmuuttujia ja rajoitusehtoja. Jos tehtävä on oikein laadittu ja lähtötiedot koneelle oikein syötetty, ei ratkaisussa esiinny vaikeuksia.

5.45 Ratkaisumenetelmien vertailua

Dynaamisen optimoinnin etuna on mahdollisuus käsitellä epälineaarisia tapauksia. Niinpä kustannusfunktiot, rajoitusehdot ja tilayhtälöt voidaan sisällyttää malliin alkuperäisessä muodossa mahdollisimman hyvin todellisuutta vastaavina. Lineaarisessa optimoinnissa joudutaan suorittamaan yksinkertaistuksia muokattaessa tehtävää menetelmän vaatimaan muotoon.

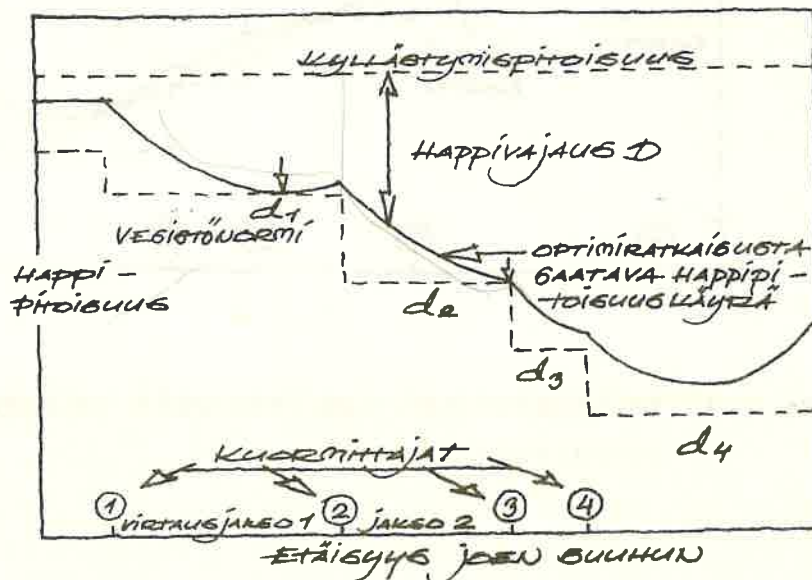
Dynaamisen optimoinnin suurin haitta on menetelmän vaatima muistitilan tarve ja laskenta-aika. Jos tilamuuttujia on useita sarjoja, muistitilan tarve ja laskenta-aika kasvavat niin suuriksi, että laskenta on mahdoton viedä lävitse. Esimerkissä olevat kaksi sarjaa ovat vielä kohtuullisissa rajoissa. Käyttäjien lukumäärä n ei ole tässä suhteessa lainkaan kriittinen parametri. Lineaarisessa optimoinnissa pystytään käsittelemään tuhansia muuttujia ja rajoitusehtoja, joten kapasiteettirajoituksia ei ole. Kuitenkin laajan ohjelman koodaaminen tietokoneelle on hyvin työlästä. Esimerkiksi kaikki tilansiirtoyhtälöt joudutaan syöttämään koneelle

erikseen. Dynaamisen optimoinnin tapauksessa yhtälöt voidaan syöttää yleisessä rekursiivisessa muodossa.

Herkkyysanalyysin suorittaminen on dynaamisessa optimoinnissa hankalaa, kun taas lineaarisessa optimoinnissa helppoa. Jos halutaan tietää, mitä esimerkiksi rajoitusten d_i pienet muutokset vaikuttavat päätösmuuttujien optimiarvoihin, joudutaan dynaamisessa optimoinnissa suorittamaan koko laskenta uudelleen näillä muutetuilla rajoitusten arvoilla. Lineaarisisessa optimoinnissa taas standarditulostukseen kuuluu ratkaisun herkkyyttä mallin parametrien muutoksille kuvaavat kertoimet nk. duaalimuuttujat.

Valinta optimointimenetelmien välillä riippuu siitä, millä tavalla käyttäjä näitä hyötyjä ja haittoja painottaa. Herkkyyssanalyysin tärkeys tosin kallistaa vaakaa lineaarisen optimoinnin puolelle.

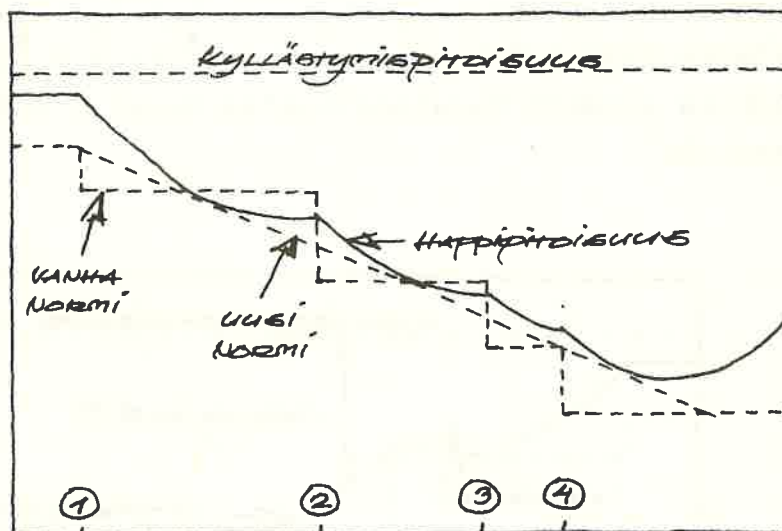
Optimointimenetelmästä riippumatta ratkaisuna saadaan parhaat puhdistusasteet $n_1^*, n_2^*, \dots, n_n^*$, näihin liittyvät tilamuuttujien arvot $L_1, L_2, \dots, L_n, D_1, D_2, \dots, D_n$, ja optimiin liittyvä kustannus $C(n_1^*, \dots, n_n^*)$. Tuloksia voidaan havainnollistaa kuvan 5.9 mukaisella esityksellä.



Kuva 5.9 Esimerkki laskennan tuloksista

Kuvassa on pystyakselilla joen happipitoisuus ja vaakakselilla joen paikkamuuttuja. Kuormittajat on merkitty asianomaisiin kohtiinsa. Ylinnä on veden kyllästymispitoisuus ja sen alapuolella katkoviivalla on merkitty pienimpiä sallittuja happipitoisuuksia osoittava viiva, vesistönormi. Todellinen happipitoisuus sijaitsee näiden rajojen välissä. Kuvassa vesistönormi rajoittaa optimiratkaisua kahdessa kohdassa: virtausjakson 1 loppupuolella ja kuormittajan 3 kohdalla. Jos siis rajoja d_1 tai d_2 löysennettäisiin, päädyttäisiin halvempaan ratkaisuun. Toisaalta rajoja d_3 ja d_4 voitaisiin nostaa ilman että optimikustannukset siitä nousisivat.

Jos portaittainen vesistönormi korvataan jatkuvasti muuttuvalla normilla, voidaan optimiratkaisussa seurata paremmin joen puhdistumiskykyä. Tilanne voisi olla kuvan 5.10 kaltainen.



Kuva 5.10 Vaihtoehtoisen vesistönormin vaikutus optimiratkaisuun

Käyttämättä jäävää puhdistuskykyä esittää kuvissa happipitoisuuskäyrän ja vesistönormia kuvaavan viivan väliin jäävä alue. Tämäntapaisia vertailuja voidaan optimointiohjelmalla tehdä kvantitatiivisessa muodossa. Eri vaihtoehtojen erot saadaan käsittelykustannuksissa lausuttuna, ja tällaisen informaation hyödyllisyys päätöksentekijälle on ilmeinen.

5.5 Johtopäätelmiä

Luvussa 5 on lyhyesti käsitelty vesivarojen laadun suunnittelussa ja edullisuusvertailussa käytettävissä olevia menetelmiä. Suunnittelu on käytännössä tavoitteiden hakemista, keinojen analysointia ja keinojen yhdistämistä tavoitteiden saavuttamiseksi. Prosessi on iteratiivinen ja paljolti intuition ja käytännön kokemukseen perustuvaa. Suunnittelutekniikan valinta riippuu ensisijaisesti toteutusvaihtoehtoista ja mahdollisuuksista arvioida niiden vaikutukset yksikäsitteisesti.

Yksikäsitteinen kohdefunktio pystytään muodostamaan vain poikkeustapauksissa ja ainoastaan tällöin voidaan käyttää varsinaista matemaattista optimointia. Esimerkkinä tästä on esitetty happipitoisuusnormin saavuttaminen jokivesistöissä käyttäen kustannusten minimointiin lineaarista ja dynaamista optimointia.

Järvien suhteen ei vastaavia mahdollisuuksia ole, koska tärkeitä tekijöitä on useita ja luonnonprosesseja kuvaavien ekologian mallien kehittelytyö vasta kokeiluvaiheessa. Ainoa käytännön mahdollisuutena on laatia vaihtoehtoisia suunnitelmia ja arvioida fyysiset ja taloudelliset vaikutukset ja antaa asiantuntijaelimen suorittaa näiden merkityksen arviointi. Prosessia kokonaisuutena voidaan pitää simulointina, joka koostuu useasta vaiheesta.

6. Julkisen vallan ohjausmahdollisuuksia

6.1 Vesivarojen käyttöoikeudet

Suomessa samoinkuin muissakin Pohjoismaissa vesivarojen käyttöoikeudet määräytyvät pääasiallisesti yksityisoikeudellisen omistusoikeuden pohjalta. Vastakohtana tälle on muualla yleinen lähtökohta, jossa merkittävät vedet ja vesialueet katsotaan julkisiksi tai valtion omiksi ja yksityisille vesistön käyttöoikeus on joko luontainen etuus tai luvat annetaan hallinnollista tietä. Suomessa vesivarojen käyttöoikeus on pääasiallisesti omistusoikeuteen kuuluva etuus ja käyttöä rajoittavat yleistä etua ja toisen omaisuuden käyttöä suojaavat kieltonormit, joihin saadaan poikkeuksia vain oikeusteitse. Luonnossa vapaasti olevan vesinesteen ja kalojen ei kuitenkaan katsota olevan omistusoikeuden kohteena, vaan alueen omistaja ainoastaan vallitsee niitä. Käytännössä käsitteiden välinen ero on vähämerkityksellinen.

Omistusoikeuden laajuus vesialueeseen ja veteen nähden ei kuitenkaan ole niin suuri kuin esim. maa-alueiden osalta, johtuen erityisesti käyttöä säätelevistä kieltonormeista. Myös vesistön yleiskäyttöoikeusvoitulla omistajan oikeutta rajoittavaksi oikeudeksi, koska yleiskäyttö sisältyy vesistöä koskevaan yleiseen etuun ja on otettava huomioon myös omistajan vesistöä muuttavien hankkeiden arvioinnissa. Sen sijaan omistajan sellainen vesistön hyödyntäminen, joka ei edellytä muutostilaa vesistössä on periaatteessa suojattu yleiskäyttöoikeuden suhteen.

Omistus- ja yleiskäyttöoikeuden rinnalla voi vesivaroihin kohdistua rajoitettuja esineoikeuksia, jotka on perustettu omistajan kanssa tehdyin sopimuksin tai vesioikeuden päätöksellä. Näiden rajoitettujen käyttöoikeuksien oikeussuoja on ko. alueella periaatteessa samanlainen kuin omistusoikeudenkin.

Omaisuuden oikeussuojan merkitys ilmenee vesistöä koskevien hankkeiden arvioinnissa kahdella tapaa. Toisaalta tulee arvioitavaksi, onko hankkeen takana olevalla yrityksellä sellainen oikeudellinen asema ko. vesistöön nähden, että se on muodollisesti pätevä ryhtymään hankkeeseen ja toisaalta tulee arvioitavaksi koskeeko ja missä määrin hanke toisten tahojen omaisuusetuuksia ko. vesistössä.

Vesistön tarjoamat etuudet katsotaan yleistaloudelliselta kannalta siinä määrin merkittäviksi, että oikeusjärjestelmä sallii hankkeet, jotka varsin laajastikin rajoittavat toisten tahojen omaisuuden käyttömahdollisuutta. Hankkeen tulee tällöin kuitenkin ennen toteuttamista käydä läpi vesilaissa määriteltä lupakäsittely, jossa tulee arvioitavaksi hankkeen tuottamat etuudet ja vahingot ja jossa perustetaan hankkeen toteuttamista varten tarvittavat oikeudet.

Oikeudellisen käsittelyn lähtökohtana on, että jos vesistön välitön hyväksikäyttö tai muu siihen kohdistuva toimenpide voi aiheuttaa vesistön tilan muutoksen kautta vesistön muulle käytölle tai sitä koskeville omaisuusarvoille enemmän kuin vähäiseksi arvostettavia haitallisia seurauksia, on ko. toiminta ilman vesioikeuden erityisesti siihen myöntämää lupaa kielletty. Nämä kielletyt vaikutukset luokitellaan vesistön sulkemiseksi, muuttamiseksi ja pilaamiseksi.

Vesistön sulkeminen koskee liikkumisintressiä vesistössä. Erityisesti valtaväylä on pidettävä vapaana veden juoksua, kulkemista, uittoa ja kalan kulkua varten. Vesistön muuttaminen koskee vesistön aseman, syvyyden, vedenkorkeuden tai vedenjuoksun muutosta. Vesistön pilaaminen tarkoittaa sellaisten aineitten päästämistä vesistöön, joista aiheutuu vesistön madaltumista, veden laadun vahingollista muuttamista ja vahinkoa kalakannalle.

Vesistön veden laadun tai muiden vesistön tilaa kuvaavien ominaisuuksien muuttaminen on eräissä rajoissa täysin sallittua ilman erityistä lupaakin. Luvanvaraisuuden pääehtona

varsinkin muuttamisen ja pilaamisen osalta on, että ko. muutos arvostetaan enemmän kuin vähäisessä määrin haitalliseksi. Tämä luo eräissä rajoissa mahdollisuudet ottaa luvanvaraisuudessa joustavasti huomioon muuttuvat arvostukset, vesistön käytön muutokset, luonnonolosuhteiden vaihtelut ja aikaisempien toimenpiteiden vaikutukset. Samalla se tuo vesilain valvontaa suorittaville hallinto- viranomaisille päätäntävaltaa rajanvedossa sallittu-luvanvarainen välillä.

Luvanvaraisuus esim. jätevesien johtamisessa muodostuu jossain määrin ongelmalliseksi silloin, kun pilaamisvaikutus koostuu usean sellaisen toimenpiteen yhteissummasta, jotka erikseen voitaisiin katsoa sallituiksi. On ilmeistä, että analogisesti korvausvelvollisuuden kanssa, tulevat kaikki ko. toiminnot luvanvaraisiksi.

Hankkeet, joiden toteutus vaatii vesioikeuden luvan, on määriteltävä yhdeksi tai useammaksi ns. vesioikeudelliseksi yritykseksi. Yrityksiä, jotka pääasiallisesti tulevat kyseeseen veden laadun huonontumisessa tai parantamisessa ovat seuraavat:

1. Rakentamisyrietykset
2. Säännöstely-yrietykset
3. Jätevesihuolto-yrietykset

Myöskin veden laadun parantamiseen tähtäävät hankkeet vaativat vesioikeuden luvan, mikäli niistä aiheutuu jokin em. kielletty seuraus tai ko. toimenpide on muutoin nimetty luvanvaraiseksi.

Kilpailevien intressien vallitessa muodostuvat vesivaroja koskevat käyttöoikeudet periaatteessa seuraavan hierarkisen kriteeristön perusteella:

1. Yleisen tarpeen vaatimus
2. Vesistön tehokas hyväksikäyttö
3. Omaisuuden ja muiden käyttöoikeuksien oikeussuoja
4. Vesistön sallittu yleiskäyttö

Yleisen tarpeen tunnusmerkeistä ei ilmeisestikään olla täysin yksimielisiä. Seuraavia tunnusmerkkejä voidaan kuitenkin esittää:

1. Julkisoikeudellinen tarkoitusperä
2. Hyödynsaajia ja yksilöidä eikä rajoiteta
3. Ko. toiminta on välttämätön ja vaihtoehtoinen toteutustapa aiheuttaisi kohtuuttomia kustannuksia

Tehokkaan hyväksikäytön vaatimusta ei ole vesilainsäädännössä suoraan esitetty. Yrityksen hyötyedellytystä selvittäessä tulevat hanketta tukevana mukaan kuitenkin seikat, jotka sallivat tehokkaan hyväksikäytön. Tällaisia ovat mm.:

1. Toimenpiteen merkitys yleiseltä kannalta (esim. taloudelliset kerrannaisvaikutukset)
2. Toimenpiteen välttämättömyys vesistön tarjoamien etujen hyödylliseen käyttöön saamiseksi

Edellä esitetyt syyt johtavat siihen, että vesistöjä koskevat toiminnot ja toimenpiteet ovat usein sellaisia, että ne joutuvat ristiriitaan muiden vesistöä koskevien omaisuus-etuuksien, käyttöoikeuksien ja yleisen edun kanssa. Asian oikeudenmukainen ratkaisu vaatii useita erillisarvioita ja toimenpiteitä, joista tärkeimmät ovat seuraavat:

1. Yrityksen edellytykset
2. Korvaukset
3. Valtiolle suoritettavat maksut

Em. yritysten osalle tulee selvitettäväksi seuraavat edellytykset:

1. Ympäristönsuojeluedellytys
2. Haitattomuusedellytys
3. Hyötyedellytys

Yritystä ei saa toteuttaa jos se vaarantaa yleistä terveydentilaa, aiheuttaa huomattavia ja laajalle ulottuvia vahingollisia muutoksia ympäristön luonnonolosuhteissa tai suuresti huonontaa paikkakunnan asutus- tai elinkeinoloja.

Haitattomuusedellytys vaatii, että yritys on niin toteutettava, että voidaan estää vältettävän vahingon syntyminen, mikäli estäminen ei aiheuta kustannusten kohtuutonta lisääntymistä.

Hyötyedellytyksen mukaan tulee yrityksen tuottamien yleisten ja yksityisten etujen arvo olla vastaaviin edunmenetyksiin nähden huomattava. Lisäksi on merkitystä toimenpiteen välttämättömyydellä. Hyötyedellytys ei ole kannattavuusarviointi, koska kustannuksia ja sovittuja korvauksia ei oteta huomioon.

Jätevesihuoltoyrityksen hyötyedellytys selvitetään edellä esitettyyn nähden käänteisesti, koska hyödynarviointi on ongelmallista. Toimenpiteestä johtuvan haitan on oltava saatavaan etuun verraten suhteellisen vähäinen ja vesistöä piilaavan aineen vesistöön pääsyn estäminen ei ole ilman kohtuuttomia kustannuksia mahdollista.

Yrityksen toimeenpanosta johtuvat vahingot ovat eräiltä osin korvattavia. Korvattavuudelle voidaan yleisesti asettaa seuraavat ehdot:

1. Vahingon kohteen on oltava laissa osoitetulla tavalla suojattu elämänhyödyke
2. Vahingon tulee olla aineellinen eli taloudellinen
3. Vahingon tulee olla hyväksyttävässä syysuhteessa hankkeen toteuttamiseen

Hyväksyttävä syysuhde on oikeudellisten pakkotoimivahinkojen osalta tietenkin selvä, mutta fyysisten vahinkotapahtumien osalta kausaalisuuden osoittaminen on varsin tulkinnanvaraista, koska veden laatu muuttuu ja vaihtelee myös muista tekijöistä johtuen. Yhteenvetona voidaan todeta, että vain yksityistaloudelliset välittömät vahingot ovat korvattavia.

Mikäli vahinko katsotaan korvattavaksi, se korvataan täysimääräisenä. Perusteina ovat omaisuuden vaihtoarvon ja tuoton aleneminen. Poikkeuksena on maa-alueeseen kohdistuvan pysyvän käyttöoikeuden saaminen, lunastaminen ja muuttaminen vesialueeksi, jolloin korvaus on eräiltä osin puolitoistakertainen. Tämän voidaan katsoa johtuvan siitä, että vesilainsäädäntö sallii toisen omaisuuteen puuttumisen jo vesistön tehokkaan hyväksikäytön kannalta, vaikka yleistä tarvetta ei olisikaan.

Varsinaisista korvauksista täysin erillään pidettäviä ovat hankkeen suorittajan maksettavaksi asetettavat kalakannan säilyttämis-, säännöstely- ja vesiensuojelumaksu. Yleiselle edulle vesistöhankeesta aiheutuvia vahinkoja ei vesilain mukaan korvata rahalla, vaan vahinkojen estäminen tapahtuu ensisijaisesti lupaehdoissa määrättyin hankkeen suorittajan teknisin toimenpitein. Mikäli nämä tekniset toimenpiteet eivät ole riittävät tai niiden suorittaminen vaatisi saavutettavaan etuun nähden kohtuuttomia kustannuksia, voidaan edunmenetyksen poistamiseksi ryhtyä eräisiin muihin toimenpiteisiin, jolloin näiden toimenpiteiden suorittamiseksi voi vesioikeus lupaehdoissaan yleisen edun valvojan vaatimuksesta määrätä luvanhakijan suorittamaan kyseiset maksut.

Nämä maksut ovat yhteydessä korvauksiin sikäli, että maksujen avulla suoritettavat kompensatiotoimet voivat onnistuessaan eräiltä osin vähentää myös korvattavaa yksityistaloudellista vahinkoa tai poistaa sen kokonaan. Maksujen suorittaminen ei sinänsä millään tavoin poista tai vähennä hankkeen suorittajan korvausvelvollisuutta aiheutettuun todelliseen vahinkoon nähden.

Kalakannan säilyttämismaksu tulee kyseeseen jäteveden johtamista lukuunottamatta kaikissa niissä vesitaloudellisissa yrityksissä, joista voi aiheutua merkittävää vahinkoa kalakannalle silloin, kun kalakannan turvaaminen teknisin toimenpitein ei ole mahdollista tai sitä ei katsota tarkoituksenmukaiseksi. Maksu on tällöin määrättävä niin suureksi, että sillä voidaan kustantaa kalojen riittävän runsas istuttaminen siihen vesialueeseen, mihin kalakantaa vahingoittava vaikutus ulottuu, taikka suorittaa muut tarpeelliset toimenpiteet.

Säännöstelymaksu tulee kyseeseen vesistön säännöstelyn yhteydessä silloin, kun hankkeesta johtuu ympäristön oloissa sellainen yleiseen etuun kohdistuva huomattava vahinko tai haitta, jota ei voida erityisin toimenpitein poistaa. Maksun suuruus on enintään 1 % perusteena olevan puhtaan hyödyn vuotuisesta arvosta. Varat on käytettävä vahinkoalueella sellaisiin toimenpiteisiin tai toimintaan, joka on tarpeen säännöstelystä aiheutuneen vahingon tai haitan seurauksen vähentämiseen tai muuten edistää taloudellisten tai sosiaalisten olojen kehitystä.

Säännöstelymaksun tarkoitus on oleellisesti erilainen kuin kalakannan säilyttämismaksun. Sama yritys voi, jos säädetyt edellytykset ovat olemassa, joutua suorittamaan molemmat maksut.

Vesiensuojelumaksu tulee kyseeseen vain jäteveden johtamista tarkoittavassa yrityksessä silloin, kun luvansaaaja osaksi tai kokonaan vapautetaan suorittamasta toimenpiteitä vesistön pilaantumisen ehkäisemiseksi. Maksu on käytettävä valtiolle vesiensuojelusta, erityisesti sitä varten suoritettavasta tutkimustyöstä, johtuviin menoihin tai, jos lupaan perustuvat toimenpiteet vahingoittavat kalakantaa, kalakannan säilyttämiseen. Maksu on tällöin määrättävä enintään 2 % sen edun vuotuisesta arvosta, jonka saamiseen mak-suvelvollisuus perustuu.

6.2 Julkisen vallan toimintavaihtoehdot

Julkisen vallan keinot voidaan jakaa viiteen pääryhmään:

1. Normatiiviset
2. Suorat taloudelliset (finanssipoliittiset)
3. Julkisen vallan omat toimenpiteet
4. Maankäytön ts. toimintojen sijoittamisen ohjaus
5. Tutkimus- ja suunnittelutoiminnan suoritus ja ohjaus

Normatiivisten keinojen toteutus voidaan toteuttaa joko hallinnollisten tai oikeudellisten päätösten kautta. Keinoina tulevat kyseeseen seuraavat:

1. Jätevesinormit
2. Vesistönormit

Jätevesinormeilla määrätään vesistöön purettavien jätteiden enimmäismäärä mitattuna joko ainemäärinä tai pitoisuuksina. Vesistönormeilla määrätään sallitut aineispitoisuudet tai biotoiminnan raja-arvot itse vesistössä.

Finanssipoliittisia keinoja ovat seuraavat:

1. Tukitoimenpiteet
2. Pilaamismaksut
3. Kannustavat maksut

Tukitoimenpiteillä tarkoitetaan tässä verohelpotuksia, korotukilainoja ja nopeutettua poisto-oikeutta. Pilaamismaksut ja kannustavat maksut ovat toisilleen vastakkaisia. Edellisessä jätteiden laskija suorittaa maksua julkiselle vallalla ja jälkimmäisessä julkinen valta pilaajalle kannustuksena pilaamisen vähentämiseen.

Julkisen vallan omat suorat toimenpidevaihtoehdot ovat:

1. Jäteveden käsittely pilaaajan asemasta
2. Siirtoviemärien rakentaminen
3. Vesistön säännöstely alivirtaamien lisäämiseksi
4. Vesistön ilmastus
5. Muut kunnostustoimenpiteet kuten esim. alusveden poisjohtaminen

Toimintojen sijoittaminen on ensisijainen keino vaikuttaa jätteiden vesistössä aiheuttamiin vahinkoihin. Luonnonolosuhteiden ja vesistön muun käytön erilaisuuden takia muodostuvat samanlaisen kuormituksen aiheuttamat taloudelliset vahingot oleellisesti erilaisiksi erityyppisissä vesistöissä. Julkisen vallan konkreettisina toimenpiteinä ovat tällöin suositukset, aluevaraukset ja tukitoimenpiteet. Suomen olosuhteissa suuraluettain katsoen ovat kuitenkin toimintojen sijoittamiselle vesivaroja tärkeimpiä yleensä muut taloudelliset ja sosiaaliset tekijät.

Julkinen valta suorittaa ja vastaa pääosasta vesistöihin kohdistuvasta tutkimus- ja suunnittelutoiminnasta. Saadut tulokset palvelevat sekä välittömästi yksityistä päätöksentekoa että välillisesti julkisen vallan muiden em. ohjauskeinojen kautta.

6.3 Normien mitoitusperusteet

Normatiivisten keinojen ohella myös finanssipoliittiset keinot vaativat normien tai niihin verrattavien maksuperusteiden asettamista.

Normien, erityisesti jätevesinormien määräämisperusteina tulevat kyseeseen seuraavat vaihtoehdot:

1. Käsittelykustannusten ja vahinkojen summan minimi
2. Käsittelyn rajakustannusten ja veden laadun paranemisen rajahyötyjen yhtäsuuruus
3. Haluttu vesistön veden laatutaso
4. Kohtuullisina pidettävät käsittelykustannukset

Vaihtoehdot 1 ja 2 antavat periaatteessa saman tuloksen, mutta poikkeavat toisistaan ns. 0-vaihtoehdon asettamisen osalta. Käsittelyastetta tehostettaessa on ilmeisesti edullisinta käyttää vaihtoehtoa 2. Vaihtoehto 3 ei edellytä, että tunnettaisiin jäteveden johtamisen aiheuttamat taloudelliset vahingot, vaan laatutasoksi voidaan valita jokin riittävän hyväksi arvioitu. Vaihtoehdossa 4 vastaavasti ei panna painoa toimenpiteiden vaikutukselle vesistön veden laatuun.

Kunkin määräämisperusteen osalta voidaan laitoskohtainen käsittely edelleen valita kahdella päätävällä:

1. Kaikille sama normi (tasainen käsittely)
2. Laitoskohtainen normi (valikoiva käsittely)

Taloudellinen optimi, tässä tapauksessa käsittelykustannusten minimi, saavutetaan silloin, kun puhdistuksen rajakustannukset ovat kaikilla saman vaikutusalueen laitoksilla yhtä suuret. Optimi poikkeaa yleensä selvästi tasaisen käsittelyn kustannuksista. Myös tasaisen normiston asettaminen edellyttäisi kaikilla määritysperusteilla rajakustannusten tuntemista. Poikkeuksena tästä on se, että laitoskohtaisesti suoraan valitaan kohtuullisina pidettävät kustannukset taloudellisen kantokyvyn mukaan.

Vesistönormien osalta ovat määritysperusteet periaatteessa samanlaiset kuin jätevesinormienkin. Pääpaino on kuitenkin vesistön veden laadussa, sen käyttökelpoisuudessa ja vesistön käytössä. Oleellisimpana erona ovat seuraavat seikat:

1. Likaajat voivat keskenään sopia kunkin puhdistusasteesta yhteisellä vaikutusalueella vesistönormin asettamissa rajoissa.
2. Vaihtoehtoisina tai täydentävinä toimenpiteinä laatunormin saavuttamiseksi tulevat kyseeseen itse vesistössä suoritettavat toimenpiteet.

Finanssipoliittisten keinojen mitoituksen tulisi ainakin periaatteessa perustua samoihin perusteisiin kuin jätevesinormienkin. Tukitoimenpiteiden osalta voidaan todeta, että se johtaa helposti resurssien epätaloudelliseen allokointiin, koska likaaja ei maksa täysimääräisesti käyttämästään resursista, vaan erotus hoidetaan alueiden välisin tulonsiirroin verotusta käyttäen. Tukitoimenpiteet eivät myöskään tajoa kannustusta prosessiteknisiin ja puhdistustekniikkaa koskeviin parannuksiin jätekuorman pienentämiseksi, koska käytännössä tukitoimet on laitospohjaisesti ilmeisen pakko määrätä paremminkin käsittelykustannusten kuin poistettavan jättemäärän mukaan.

Pilaamismaksumenetelmässä likaaja maksaa jokaisesta vesistöön laskemasta lika-aineyksiköstä samanlaisen maksun. Maksun saajana voi olla alueella toimiva julkista valtaa tai vesistön käyttäjiä edustava yksikkö, joka on velvollinen käyttämään saadut varat vesivarojen tilee parantaviin toimenpiteisiin. Toimenpiteinä tulevat kyseeseen jätevesien käsittely, vesiensuojelusäännöstelyt, vesistöjen ilmastaminen ja suuret siirtoviemärit.

Kannustava maksu on pilaamismaksulle vastakkainen menetelmä. Maksu on yhtä suuri jokaiselta lika-aineyksiköltä, jolla likaaja vähentää kuormitustaan. Erityisongelmina ovat kuormituksen perustason määrittäminen sekä kysymys siitä, onko maksua suoritettava, jos pilaaja lopettaa kokonaan toimintansa. 1960-luvun puolivälistä alkaen on alan ammattilehdissä käyty mielipiteenvaihtoa käytännön mahdollisuuksista menetelmän soveltamiseen siten, että resurssit tulevat optimaalisesti allokoituksi.

6.4 Soveltamismahdollisuudet

Edellä käsitelty julkisen vallan vaikutuskeinot voidaan katsoa osin vaihtoehtoisiksi ja osin toisiaan täydentäviksi. Soveltamismahdollisuuksia määräävät tärkeimmät kriteerit ovat seuraavat:

1. Perustietojen riittävyys
 - vesistöjen luonnontalouden vaikutusyhteydet
 - käsittelykustannukset, erityisesti rajakustannukset
 - laadun muutoksen tuottamat hyödyt ja vahingot
2. Suunnittelutekninen kapasiteetti
 - laadun kvantitatiiviset systeemimallit
 - optimointimenetelmät
 - henkilöresurssit
3. Institutionaalinen valmius
 - tutkimusorganisaatiot
 - suunnitteluorganisaatiot
 - toteutusorganisaatiot
 - rahoitusjärjestelmä
 - oikeudelliset rajoitukset
4. Ohjausmenetelmän joustavuus ja tasapuolisuus
 - hallinnollinen joustavuus
 - valinnanvapaus toimenpiteissä ja niiden ajoituksessa

Vesistönormien osalta voidaan todeta, että toistaiseksi ei tunneta riittävän tarkasti sitä luonnonprosessia, joka määrää veden laadun. Normit voivat tästä syystä olla vain tavoiteluonteisia. Muuttuvissa käyttötarpeissa pysyvä yksityiskohtainen normisto olisi ilmeisesti myöskin varsin epätaloudellinen. Kannustavan maksun määrittämisperusteiden selvittäminen on vaikeasti objektiivisesti suoritettavissa. Maksun suuruuden määrittäminen olisi tapauskohtainen harkintakysymys ja johtaisi suureen hallinnolliseen työmäärään.

Varsinaisina käyttökelpoisina mahdollisuuksina tulevat kyseeseen jätevesinormit, tukitoimenpiteet ja pilaamismaksut. Pilaamismaksumenetelmän erityisinä etuina ovat sen taloudellinen tehokkuus, joustavuus, tasapuolisuus ja pienet hallinnolliset kustannukset. Maksuperusteita voidaan joustavasti muuttaa optimaaliseksi arvioidun käsittelyasteen saavuttamiseksi. Likaajalla on kuitenkin valinnanvapaus toimenpiteiden mitoituksen ja ajoituksen suhteen. Maksut ovat veden laadusta vastaavalle organisaatiolle tuloja, joilla voidaan suorittaa vesistöihin kohdistuvia toimenpiteitä tai tarvittaessa myös tukitoimenpiteitä. Menetelmä edellyttäisi kuitenkin rinnalleen käsittelyastetta koskevan miniminormiston tahallisen liikaamisen estämiseksi.

Pilaamismaksumenetelmän soveltaminen Suomen olosuhteissa vaatisi ilmeisesti muutoksia vesilainsäädäntöön. Koska valtiovallallakin on vain lähinnä yksityisoikeudellinen omistussuhde vesistöihin nähden, on kyseenalaista voiko valtiovalta periä yksityisiltä tahoilta maksua vesistön luontaisen puhdistusmiskyvyn hyväksikäyttämisestä. Erityisen ongelman muodostavat korvaukset ja vesiensuojelumaksu. Koska eräät pilaantumisesta johtuvat vahingot ovat korvattavia, tulisi harkittavaksi, onko likaajan asemasta korvausvelvollinen ko. järjestelmässä pilaamismaksun saaja. Mikäli likaaja joutuu suorittamaan sekä korvaukset että pilaamismaksun, muodostuu käsittelytoimenpiteiden valinta ongelmalliseksi, koska korvaukset vahvistetaan vasta oikeuskäsittelyssä. Kunkin likaajan osalta taloudellisen optimipäätöksen tekeminen edellyttäisi tällöin riittäviä tietoja jätevesien vaikutuksesta vesistöön ja vesistön muulle käytölle. Vesiensuojelumaksun osalta menetelmän käyttöönotto vaatisi vähintään maksuperusteiden tarkistamista. Pilaamismaksua voidaan myös haluttaessa pitää vesiensuojelumaksun laajennuksena.

Suomen olosuhteissa tuntuisi sopivimmalta järjestelmä, jossa vesistönosittain asetetaan jätevesien käsittelylle mini-

minormit ja kuormittajille vesistönosittain tasainen pilaamismaksu. Maksusta määräosuus olisi käytettävissä vesistöissä suorittaviin tai muihin kaikkia likaaajia yhteisesti koskeviin toimenpiteisiin ja loppuosa olisi kunkin likaaajan käytettävissä jäteveden käsittelyn tehostamiseen haluamanaan ajankohtana edellyttäen, että alueen veden laatua valvova ja suunnitteleva viranomainen katsoo ko. toimenpiteet tarkoituksenmukaisiksi.

Ko. rahastolla olisi siten suhdannetalletuksen luonne, jolloin toimenpiteet voidaan ajoittaa edullisimmaksi arvioituun ajankohtaan. Mahdolliset korvaukset jäisivät tällöin edelleen likaaajien tai heidän muodostamansa alueellisen yhdistyksen suoritettaviksi.

Ratkaistavia ongelmia ovat tällöin edelleen miniminormien, pilaamismaksun sekä jäteveden käsittelyn ja muiden toimenpiteiden välisen suhteen määrittäysperusteet ja päätösvalta. Taloudelliselta kannalta jäteveden käsittelyn miniminormi voisi vastata esim. tilannetta, jossa jäteveden johtamisen aiheuttamien rahassa mitattavien vahinkojen ja käsittelykustannusten summa on minimissä. Tästä voitaisiin poiketa vesistöaluekohtaisesti, mikäli vesistöä käytetään tai se on tarkoitus varata erityisesti tiettyä laatutasoa edellyttävään käyttötarkoitukseen.

Pilaamismaksun tulisi periaatteessa olla jäteyksiköltä yhtä suuri kuin ko. yksikön yhteiskunnalle aiheuttamat haittavaikutukset. Koska vain osa näistä vaikutuksista on rahassa mitattavia, on maksuperusteet harkinnanvaraisesti määrättävä puhdistuskustannusten ja halutun veden laatutason perusteella. Maksu vastaa tällöin niitä keskimääräisiä rajakustannuksia, jota vastaavalla puhdistusasteella haluttu veden laatutaso arvioidaan saavutettavan.

Vesistöön kohdistuvien toimenpiteiden rahoitusosuus pilaantumismaksusta tulisi määrätä vesistöalueen tarjoamien luontaisten mahdollisuuksien ja toimenpiteiden välttämättömyyden

mukaan siten, että turvataan riittävät resurssit edullisimman toimenpiteen valintaan. Yksityisen rahoituksen pohjalta suoritettujen vesistötoimenpiteiden tulisi ainakin periaatteessa pienentää pilaamismaksua vastaavalla määrällä kuin vastaava uhraus käsittelyn tehostamiseen.

Päätöksenteon osalta pilaamismaksujärjestelmä merkitsisi muutosta nykyiseen käytäntöön siinä suhteessa, että likaa-
jakohtaisen käsittelyasteen oikeudellisen määrittelyn asemasta määrättäisiin vesistöalue- tai osa-aluekohtaisesti minimivaatimukset ja pilaamismaksuperusteet. Toimenpiteiden yksityiskohtainen valinta jäisi entistä enemmän pilaa-
jan itsensä suoritettavaksi.

Pilaamismaksun määrittämisessä on erityisenä ongelmana, kuinka lasketaan eri kuormituskomponenttien, kuten esim. kiintoaine, BHK-kuormitus, ravinteet ja myrkyt, suhteellinen vaikutus ja kuinka aluejako vesistössä suoritetaan. Näiden määrittäminen vaatii vesivarojen luonnontalouden sekä toimenpiteiden vaikutusten ja kustannusten tuntemista edullisen ratkaisun löytämiseksi. Aluejako on ilmeisen välttämättömä, koska likaa-
jakohtaiseen optimointiin ei ole riittäviä resursseja ja toisaalta onnistuneella aluejaolla voidaan ilmeisesti saavuttaa likimäärin samat tulokset. Pilaamismaksun suhdannetalletusluonne voi myös houkutella siirtämään käsittelytoimenpiteiden tehostusta vesistön veden laadun kannalta tarpeettoman pitkälle. Toisena syynä lykkäämiseen voi olla, että tehostamistoimenpiteet on rakentamistaloudellisesti edullista suorittaa suurina yksikköinä. Tästä syystä voi olla tarpeen, ennenkuin riittävä kokemus taloudellisesti tehokkaista maksuperusteista ja miniminormistosta on saatu, että julkinen valta toisaalta voi suorittaa tukitoimenpiteitä ja toisaalta voi antaa velvoitteita puhdistustoimenpiteiden tehostamiseen, jos likaa-
ajan rahasto-
osuus katsotaan siihen riittäväksi.

Ohjausjärjestelmien vertailun osalta on korostettava, että laitoskohtaisessa optimoinnissa antavat kaikki em. menetelmät

periaatteessa saman tuloksen, mutta pilaamismaksujärjestelmän erityisinä etuina ovat sen tehokkuus, joustavuus ja hallinnollinen helppous. Päätöksenteko voidaan hajauttaa varsin pitkälle alue- ja laitostasolle, menetelmän muuntomahdollisuudet ovat varsin hyvät ja valvonta suurelta osalta automatisoitavissa.

Järjestelmien tehokkuudesta saa kuvan taulukossa 6.1 esitetystä vertailusta, jossa tutkittiin vesistön happipitoisuusnormin saavuttamisen kustannuksia seuraavilla menetelmävaihtoehtoilla: likaaajakohtainen optimointi, tasainen jätevesinormi, koko alueella tasainen pilaamismaksu. Vertailun kohdealueena oli Delaware-joen suisto. Pilaamismaksun osalta oletettiin, että kukin likaaaja minimoi omat kustannuksensa. Todettakoon vielä, että aluejaon tihentyessä pilaamismaksumenetelmä lähenee laitospohtaista optimointia.

Taulukko 6.1 Delaware-joen suistoalueen vesistönnormin kustannukset eräillä ohjausvaihtoehtoilla
(Howe 1971)

Happipitoisuus- tavoite (mg/l)	Kustannukset milj. dollaria		
	optimointi	jätevesinormi	pilaamismaksu
2	1,6	5,0	2,5
3	6,9	11,2	7,7

6.5 Johtopäätelmiä

Luvussa 6 on lyhyesti tarkasteltu vesivarojen käyttöoikeuksia ja julkisen vallan mahdollisuuksia ohjata laatuun vaikuttavien toimenpiteiden toteuttamista Suomen olosuhteissa.

Veden laatua ja toimenpiteiden kustannuksia ajatellen voidaan tehokkaimpana keinona pitää pilaamismaksua. Menetelmän käytön hallinnollinen valvonta on helppoa, mutta soveltamistavasta riippuen sevoilisätä tarvetta suorittaa aktiivista vesivarojen laatua koskevaa suunnittelu- ja tutkimustoimintaa.

Pilaamismaksumenetelmän sopivan soveltamistavan hakeminen vaatii kuitenkin asiantuntijaselvityksiä erityisesti oikeusjärjestelmän ja organisatorisen toteutustavan osalta. Menetelmän käyttöönotto vaatisee samalla muutoksia vesilainsäädäntöön. Kokonaisuudessaan kysymys olisi niin laajasta, joskin ilmeisen hyödyllisestä uudistuksesta, että menetelmän käyttöönotto on tarvittavien perusselvitysten ja lainsäädäntötoimenpiteiden vuoksi mahdollista vasta aikaisintaan 1980-luvun puolella.

Toisaalta ajankohta ko. menetelmän käyttööön olisi ilmeisen sopiva, koska tarvittavat minimi-investoinnit on suurimmaksi osaksi suoritettu ja jatkotoimenpiteet voidaan ajoittaa vapaammin taloudellisten suhdanteiden mukaan.

Pilaamismaksun ulottaminen maa- ja metsätalouteen on ilmeisen hyödytöntä. Maataloustuotteiden hinnanmuodostuksesta johtuen maksu viime kädessä jakaantuisi tasan eri kansalaisten osalle, mutta verotusta voidaan pitää yksinkertaisempana ja oikeudenmukaisempana tapana hankkia toimenpiteisiin tarvittavat varat. Lisäksi pilaamismaksumenetelmän valvonta olisi käytännössä mahdotonta.

7. Yhteenveto

Vesivarojen rehevöityminen rajoittuu sisä- ja rannikovesiin. Ihmisen kannalta rehevöitymisen merkitys fyysisten perusterpeittein tyydyttämislle on vähäinen. Kysymys on lähinnä ympäristön viihtyisyydestä.

Suomen olosuhteissa vesivarojen kokonaiskuormituksen vähentämismahdollisuudet ovat vähäiset, mutta toimenpiteillä on usein suuri paikallinen merkitys veden laadulle. Kuormituksen vähentämisen ohella tulisi veden laadun parantamisessa tasavertaisena mahdollisuutena ottaa huomioon vesistössä suoritettavat toimenpiteet.

Taloudelliselta kannalta suoritettuja toimenpiteitä arvoستن voidaan todeta, että puhtaille vesille annettu arvostus on huomattava. Mahdollisuudet hyöty- ja haittavaiikutusten mittaamiseen taloudellisin yksiköin ovat kuitenkin vähäiset. Vesivarojen määrällistä puolta koskeviin hankkeisiin verrattuna voidaan sanoa, että kun em. hankkeissa rahassa mitattavat hyödyt ylittävät tuntuvasti kustannukset, niin laadun osalta rahassa mitattavat hyödyt ovat kustannuksiin verrattuna usein merkityksettömiä.

Vesivarojen luonnonprosessien ja veden laadulle annettavien arvostusten puutteellisesta tuntemisesta seuraa, että suunnittelussa korostuu asiantuntijaharkinnan osuus. Suunnittelussa merkittäväksi avuksi kelvollisten veden laatua kuvaavien matemaattisten mallien muodostaminen vaatii pitkäjänteistä tutkimustoimintaa ja käyttökelpoisiin tuloksiin voitaneen ekologian systeemimallien osalta päästä aikaisintaan 1980-luvulla.

Koska laadun kokonaisvaltaisen suunnittelun mahdollisuudet ovat varsin rajoitetut ja kuormituksen tekniset ja taloudelliset vähentämismahdollisuudet ovat tapauskohtaisia, näyttää

1000

järkevältä pyrkiä suunnittelujärjestelmään, jossa päätöksenteko tapahtuu vesistöalue- ja likaaajakohtaisesti.

Tämä voitaneen toteuttaa julkisen vallan ohjattavissa olevan pilaamismaksumenetelmän avulla. Suomen olosuhteissa menetelmän soveltamisesta ei kuitenkaan ole tehty selvityksiä.

TÄRKEIMMÄT LÄHTEET

- Ahl, T. & Odén, S. 1975. Närsaltkällor - en översikt. Eutrofiering. Nordforsk miljövårdseksretariatet, publikation 1975:1, Helsinki.
- Ahlgren, I. 1975. Modell för fosforomsättning och fytoplanktonproduktion i sjön Norrviken. Eutrofiering. Nordforsk miljövårdsseksretariatet, publikation 1975:1, Helsinki.
- Airaksinen, J. 1975. Pohjaveden muodostuminen ja esiintyminen Insko 125-75 (julkaisematon).
- Albertson, M.L. & Dai, Y.B. & Jensen, R. A. & Rouse, H. 1950. Diffusion of submerged jets. Transaction ASCE, Vol. 115, New York.
- Andersin, H. A. & Sulonen, R. 1972. Simuleringsteknik. Studentlitteratur, Lund.
- Bengtsson, L. 1973. Modellstudier av cirkulationsprocesser i sjöar. Institutionen för vattenbyggnad, Tekniska Högskolan i Lund, Bulletin Series A nr 22, Lund.
- Bengtsson, L. 1976. Recipienthydraulik. Högskolan i Luleå, Luleå.
- Cederwall, K. 1968. Hydraulics of marine waste water disposal. Chalmers Institute of Technology, Hydraulic Division, Report No 42, Göteborg.
- Cederwall, K. 1970. Modelling water movements and diffusion in lakes. Nordisk Hydrologisk Konferens, Vol. I, Stockholm.
- Chorley, R.J. 1971. Water, Earth and Man. Methuen & Co.
- Dahmén, E. 1970. Elintilamme hinta. Sininen kirja Oy, Helsinki.

- Doxiadis, C.A. 1968. In the beginning there was water.
Ekistics nr 1521.
- Eronen, V-H. 1968. Vahingon käsitteestä ja sen arvioimisen
oikeudellisista perusteista. INSKO 12-68, Helsinki.
- Ettala, H. 1968. Vesiensuojelumaksu. INSKO 12-68, Helsinki.
- Haataja, K. 1951. Vesioikeus I. WSOY, Vaasa.
- Hall, W.A. & Dracup, J.A. 1970. Water Resources Systems Engineering.
McGraw-Hill, Inc., USA.
- Hannus, S & Louhenkilpi, T. 1976. Simulointi. OtaData ry,
Otaniemi.
- Heikkilä, M. & Tuononen, E. & Vakkilainen, P. 1975. Matemaattisen
optimoinnin perusteet vesivarojen suunnittelussa. TKK,
Vesitekniikan laitos, julkaisu 5, Otaniemi.
- Heinonen, P. & Haverinen, A. & Tuononen, E. & Vakkilainen, P. &
Melanen, M. 1974. Vesivaroihin kohdistuvan kuormituksen
vaikutusten seuranta ja arviointi. YVY-projekti, esitut-
kimus 1.1.5, Helsinki.
- Hirsto, I. 1976. Vedenhankinnan ja vesiensuojelun kustannusperus-
teet alueellisessa suunnittelussa: Julkaisematon moniste.
- Hollo, E.J. 1976. Pilaamiskiellon sisältö vesilain mukaan. Suo-
malaisen lakimiesyhdistyksen julkaisuja, A-Sarja no 113,
Vammala.
- Honko, J. 1972. Liiketaloustiede. Weilin + Göös, Helsinki.
- Honko, O. 1966. Joen vastaanottokyvyn määrittäminen happitasa-
painolaskelmien avulla. Diplomityö TKK:ssa, Otaniemi.
- Hooli, J. 1976. Vesien käytön suunnittelun nykynäkymiä. Vesita-
lous 1/1976.
- Hosia, L. & Tuononen, E. 1976. Aineiden kulkeutuminen vesistöön.
Vesitalous 3/1976.

- Howe, C.W. 1971. Benefit-Cost Analysis for Water System Planning. American Geophysical Union, Washington D.C.
- Jaatinen, S. 1976. Vesiensuojelu ja ilmansuojelu tänään. Tutkimus ja tekniikka No 6 1976.
- Järnefelt, H. 1958. Vesiemme luonnontalous. WSOY, Porvoo.
- Kaijalainen, E. 1972. Aineiden huuhtoutumisesta jokivesiin Etelä-Pohjanmaalla. Diplomityö Oulun yliopistossa, Oulu.
- Kaijser, T. 1972. Matematiska modeller för några vattenvårdsproblem. Statens naturvårdsverk, SNV PM 295, Stockholm.
- Kaitera, P. 1970. Ympäristön saastuminen yleismaailmallisena ongelmana. Vesitalous 2/1970.
- Karonen, M. 1976. Vedenlaatumallit. Vesitalouden erikoistyö TKK:ssa (julkaisematon).
- Kneese, A.V & Bower, B.T. 1968. Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions. Resources for the Future, Inc. Washington D.C.
- Krenkel, P.A. 1962. Waste dispersion characteristics of stream using turbulent diffusion phenomenon. Journal of Water Pollution Federation, Vol. 34.
- Kuiper, E. 1971. Water resources project economics. Butterworths, London.
- Kärkinen, H. 1976. Helsingin vesipiirin alueella olevien yhdyskuntien jäteveden puhdistamojen hoidosta. Diplomityö TKK:ssa. Otaniemi.
- Laaksonen, R. 1970. Vesistöjen veden laatu. Vesiensuojelun valvontaviranomaisen vuosina 1962-1968 suorittamaan tarkkailuun perustuva tutkimus. Maa- ja vesiteknillisiä tutkimuksia 17, Helsinki.

- Laikari, H. & Tuominen, T. 1973. Vesistöjen säännöstelykustannukset. Rakennustekniikka 8/1973.
- Lappalainen, K.M. 1975. Phosphorus Loading Capacity of Lakes and a Mathematical Model for Water Quality Prognoses. Eutrofiering. Nordforsk miljövårdssekretariatet, publikation 1975:1, Helsinki.
- Leppo, M. 1971. Kansantaloustieteen perusteet. WSOY, Porvoo.
- Liebman, J.C. & Lynn, W.R. 1966. The Optimal Allocation of Stream-Dissolved Oxygen. Water Resources Research 2(3).
- Melanen, M. 1973. Perusteita, periaatteita ja menetelmiä vesihuollon ja vesiensuojelun edullisuusvertailujen suorittamiseksi. Diplomityö TKK:ssa, Otaniemi.
- Miekk'oja, M. 1970. Jukajärven vesistön parantamisen yleissuunnitelma. Diplomityö TKK:ssa, Otaniemi.
- Nemerow, N.L. 1974. Scientific Stream Pollution Analysis. Scripta Book Company, Washington D.C.
- Numminen, S & Lemmelä, R. 1976. Tuusulanjärven ilmastuksen tuloksista. Vesitalous 3/1976.
- Pietilä, J. 1973. Vesioikeus. Suomen Lakimiesliiton Kustannus Oy, Vammala.
- Pitkänen, E. 1970. Kustannushyötyanalyysi, yhteiskunnalliset ja liiketaloudelliset näkökohdat päätöksenteossa. Kauppakorkeakoulun julkaisuja, Sarja C:II:8, Helsinki.
- Rantalahti, R. 1967. Porvoonjoen järjestely. Diplomityö TKK:ssa, Otaniemi.
- Ranta-Pere, V. 1971. Jätevesien puhdistuksen kustannuksista. Vesihallitus, Tiedotuksia 14, Helsinki.

- ReVelle, C.S. & Loucks, D.P. & Lynn, W.R. 1968. Linear Programming Applied to Water Quality Management. Water Resources Research 4 (1).
- Rämö, E. 1975. Vesistön virtauksia kuvaavien kolmidimensionaalisten mallien tutkiminen. Diplomityö TKK:ssa. Otaniemi.
- Salokangas, R. & Hepojoki, E. 1975. Vesihuollon taloudellisuus. Yhdyskuntien vesi- ja ympäristöprojekti, tutkimus 1, Helsinki.
- Seppänen, H. 1976. Epäpuhtauksien kulkeutuminen vesiekosysteemissä. INSKO 111-76V. Helsinki.
- Seppälä, Y. 1973. Matemaattinen yhdyskuntasuunnittelu. Kustannusosakeyhtiö Tammi, Helsinki.
- Särkkä, M. 1975. Översikt av olika källor till närsaltutsläpp. Eutrofiering. Nordforsk miljövårdsekretariatet, publikation 1975:1, Helsinki.
- Thomann, R.V. 1972. Systems Analysis and Water Quality Management. McGraw-Hill Book Company, USA.
- Uusitalo, P. 1974. Suunnittelun tavoitteet ja keinot. Tammi, Helsinki.
- Vakkilainen, P. 1970. Horisontaalivirtauksista järvissä ja rannikkovesissä. Diplomityö TKK:ssa, Otaniemi.
- Vallin, S. 1941. Betänkande angående vattenförorening II. Tekniska och biologiska utredningar, Stockholm.
- Valtiovarainministeriö, suunnittelusihteeristö. 1975. Toimenpiteiden hyötyjä ja haittoja koskevat selvitykset. Valtiovarainministeriö, Helsinki.

Vesihallitus. 1972. Vesistösuunnitelmien kannattavuuslaskelmat.
Vesihallitus, Helsinki.

Vesihallitus. 1974. Tiivistelmä Kymijoen vesistön alaosan vesien
käytön kokonaissuunnitelmasta. Vesihallitus, Helsinki.

Vesihallitus. 1976. Vesiensuojelun periaatteiden soveltamisesta.
Vesihallitus, Helsinki.

Virtanen, M. 1976. Vesistön virtausten ja likaantumisen tutki-
minen matemaattisilla malleilla. Vesitalous 6/1976.

Vuento, P. 1973. Vesistöön kohdistuvien toimenpiteiden talou-
delliset vaikutukset. Vesirakennus, RIL 92. Vammala.

Vuoden 1975 vesiensuojelutoimikunta 1975. Komiteanmietintö
1975:60, Helsinki.