MM Keto

VESIJÄRVEN VEDENLAADUN YHTEISTARKKAILU

YHTEENVETO VUODELTA 1989

ILKKA SAMMALKORPI
HELSINGIN YLIOPISTO, LAHDEN
TUTKIMUS- JA KOULUTUSKESKUS

JUHA KETO
LAHDEN KAUPUNKI
ELINTARVIKELABORATORIO

LAHDEN KAUPUNGIN ELINTARVIKELABORATORION
TIEDONANTOJA 37 1990

VESIJÄRVEN VEDENLAADUN YHTEISTARKKAILU VUONNA 1989

Ilkka Sammalkorpi & Juha Keto
HY, Lahden tutkimus- ja koulutuskeskus
Lahden kaupunki, Elintarvikelaboratorio

1.1. Johdanto

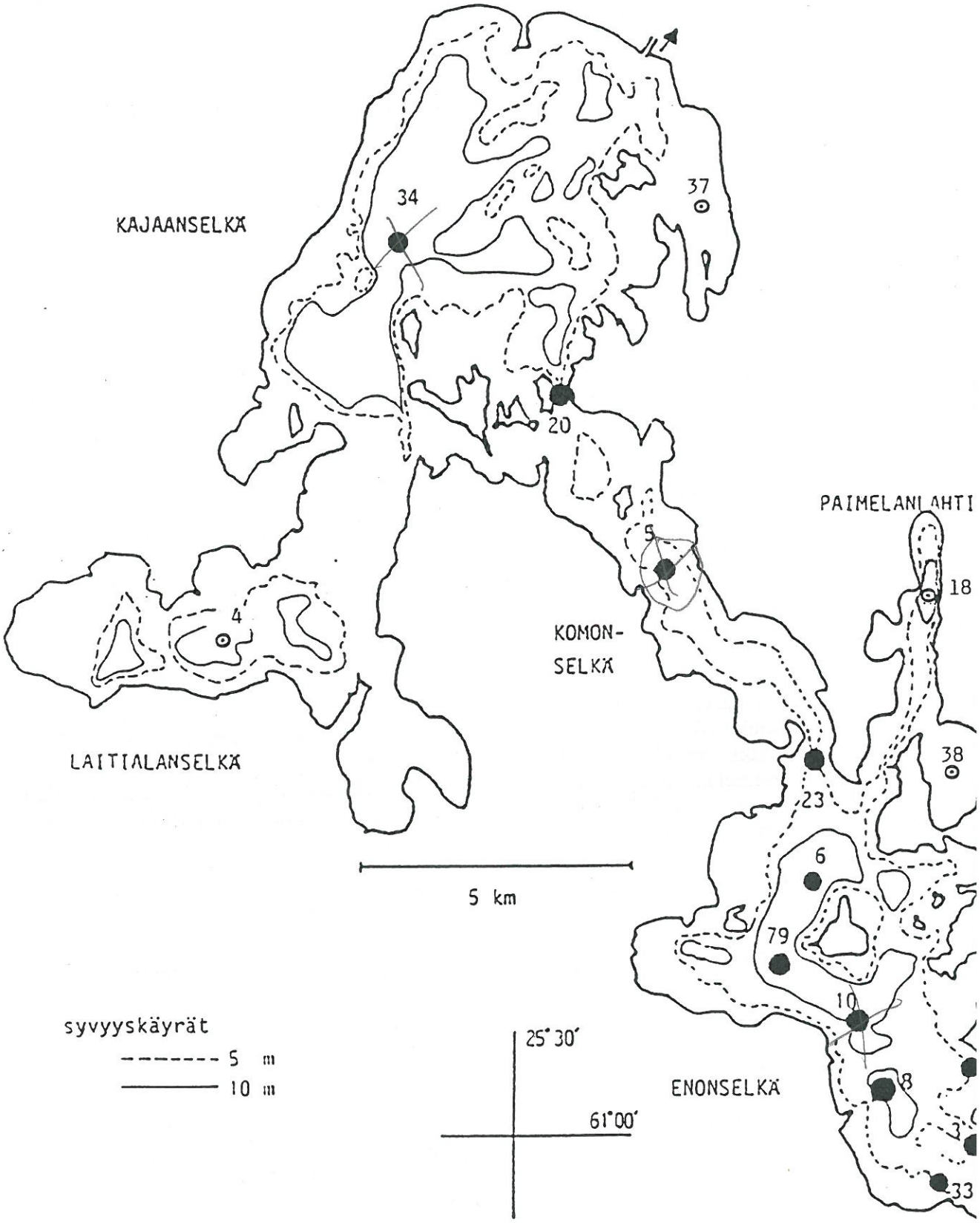
Vesijärven tilaa Lahden ja Vääksyn välillä on vuodesta 1976 seurattu Lahden kaupungin elintarvikelaboratorion suorittamassa velvoitetarkkailussa, joka liittyy Lahden vesi- ja viemärilaitoksen (VVL) Kariniemen puhdistamon laimennusveden vaikutusten arviointiin (tarkkailuohjelma: I-SVO 10.2.1986; Keto 1989). Intensiivisimmin seuratut ns. runkopisteet ovat Enonselän, Komonselän ja Kajaanselän syvänteillä (pisteet 10, 5 ja 34 kuvassa 1). Myös kaupungin teknisen viraston suorittamien Niemen sataman rakennustöiden ja Lahden Lämpövoima Oy:n velvoitetarkkailu on kohdistunut Enonselkään.

Vesijärvi-projektissa sovittiin Helsingin yliopiston Lahden tutkimus- ja koulutuskeskuksen, Lahden kaupungin elintarvikelaboratorion sekä Hollolan ja Asikkalan kunnan kesken keväällä 1989 vedenlaadun seurannan aloittamisesta Paimelanlahdella (piste 18 kuvassa 1), Vähäselällä (piste 38), Laitialanselällä (piste 4) ja Kajaanselän Rantakulmanlahdella (piste 37) täydentämään VVL:n velvoitetarkkailua (Sammalkorpi 1988, 1990a).

Osa-alueiden hydrologiset tiedot on esitetty liitetaulukossa 1. Tässä raportissa käsiteltyjen näytepisteiden sijainti esitetään kuvassa 1.

Näytteenotosta ja kemiallisista analyyseistä vastasi Lahden kaupungin elintarvikelaboratorio. Kasviplanktonin lajiston ja biomassan määritykset velvoitetarkkailun runkoasemilta on tehnyt MMK Terttu Finni. Kesä-elokuussa otettiin myös eläinplanktonnäytteet, joiden tulokset käsitellään erillisessä raportissa (ks. Sammalkorpi 1990b).

Raportin tulososassa on vanhojen runkopisteiden ja v. 1989 aloitetun seurannan näytepisteiden tulokset esitetty eri kuvissa. Enonselän tilavuuspainotettuihin keskiarvoihin on laskettu kaikkien kuvassa 1 esiintyvien Enonselän näytepisteiden havainnot. Pintaveden arvot edustavat 1 ja 5 metrin tulosten keskiarvoa (runkopisteiden ravinneanalyysit, 0-3 - 0-5 metrin kokoomanäytettä (klorofylli, Paimelanlahden, Laitialanselän ja Rantakulmanlahden pH ja ravinneanalyysit) tai 0-2 metrin kokoomanäytettä (Vähäselän näytepisteen pH, ravinteet ja klorofylli). Kaikki käsitellyt ravinneanalyysit ovat kokonaispitoisuuksia.



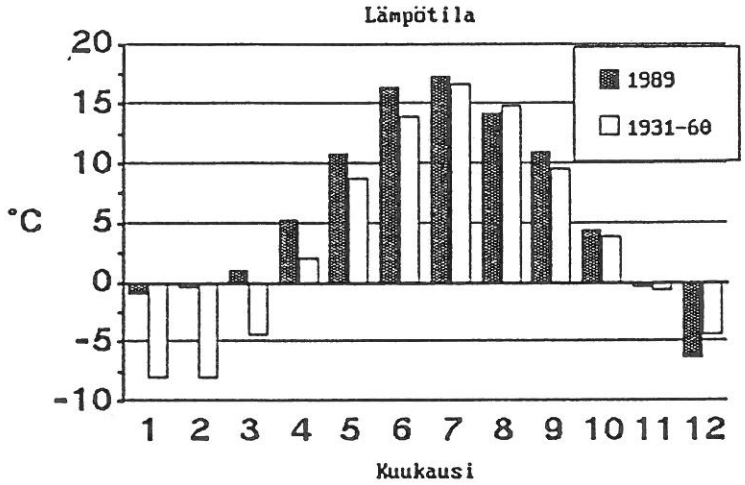
Kuva 1. Vesijärven syvyyskäyrät ja tarkkailupisteet. Mustat pisteet kuuluvat v. 1975 aloitettuun Lahden kaupungin velvoitetarkkailuun ja ympyröidyt pisteet v. 1989 aloitettuun Vesijärvi-projektin seurantaan.

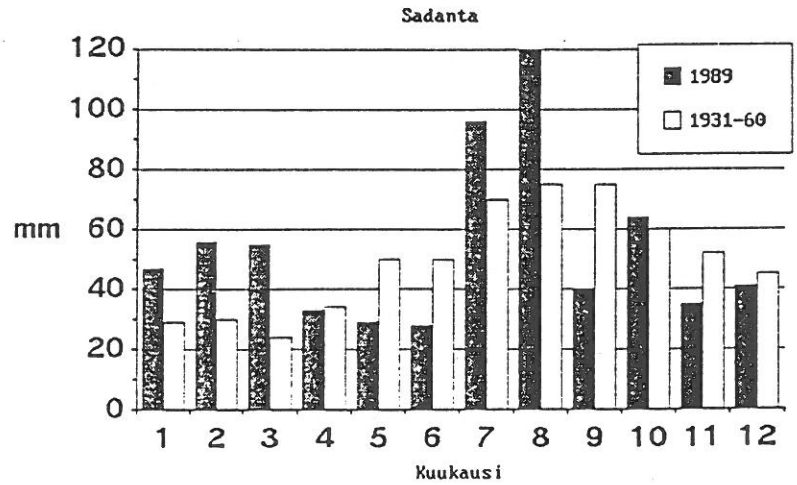
1.2. Vuoden 1989 sää- ja vesiolosuhteet

Vuoden 1989 alkupuolisko oli poikkeuksellisen lämmin. Kaikki kuukaudet helmikuusta heinäkuuhun olivat keskimääräistä lämpimämpiä (kuva 2). Vuoden jälkipuoliskolla lämpötilat pysyttelivät keskiarvojen tuntumassa. Tammi-maaliskuussa ja heinä-elokuussa oli keskimääräistä runsaammin sadetta, touko-kesäkuussa ja syyskuussa keskimääräistä vähäsateisempaa. Vuoden alkupuoliskon sääolot edustivat tilannetta, jossa ulkoisen kuormituksen vaikutus on keskimääräistä suurempi.

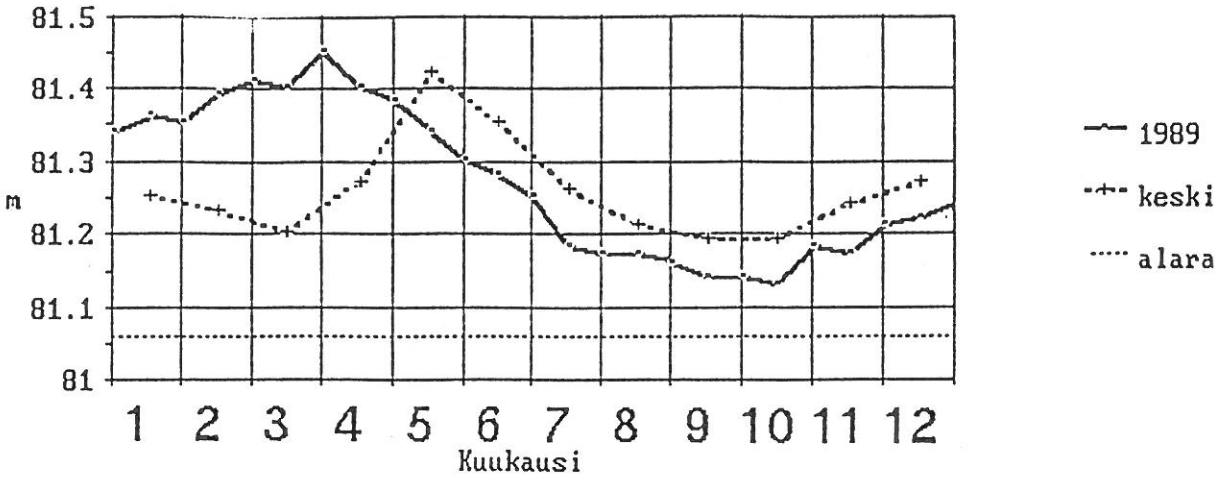
Vesijärven vedenpinnan korkeus pysyi säännöstelyrajoissa ja vaihteli vuonna 1989 välillä 81.12 - 81.46 m (kuva 3). Kevättulvan huippu oli jo 29.3. -toista kuukautta keskimääräistä aikaisemmin. Vesi oli matalimmillaan 5.-11.10.

Porvoonjokeen johdettiin laimennusvettä n. 5 milj. m^3, 43 % vuoden 1988 määrästä, joka tosin oli ennätyksellisen korkea.





Kuva 2. Kuukauden keskilämpötila (ylempi kuva) ja sademäärä (alempi kuva) Lahden säähavaintoasemalla v. 1989. Tummennetut pylväät kuvaavat vuoden 1989 havaintoja ja valkoiset pylväät pitkäaikaisia keskiarvoja (1931-1960).



Kuva 3. Vesijärven veden korkeus (NN+m) v. 1989 (yhtenäinen viiva), pitkäaikaiskeskiarvo (paksu katkoviiva) ja säännöstelyn alaraja (ohut katkoviiva).

2. Vuoden 1989 tulokset

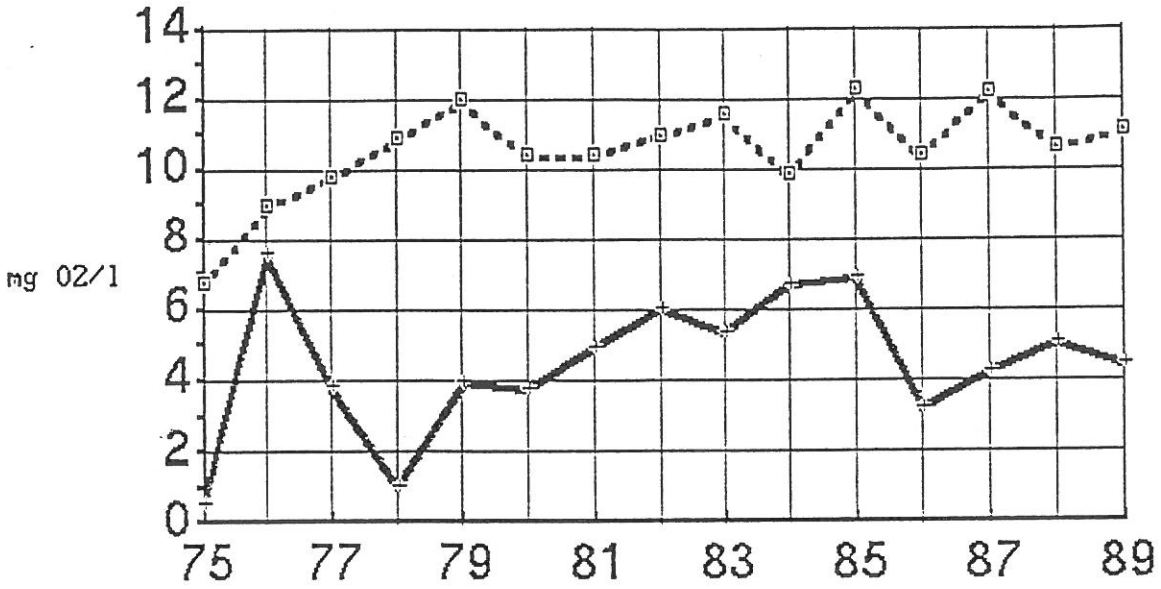
2.1. Happi

Enonselän syvänteen alusveden maaliskuinen tilavuuspainotettu happipitoisuus oli 6.3 µg/l. Vuodesta 1975 tehdyssä havaintosarjassa se on lähellä korkeinta tasoa johon 1980-luvun alkupuoliskolla tehdyn hapetuksen (1979-84) tai Kymijärven voimalan lauhdeveden (vuosi 1976) ansiosta on päästy (kuva 4). Alusvedessä oli kuitenkin selvä happikato sekä talvi- että etenkin kesäkerrostuneisuuden aikana. Lähempänä Lahtea olevilla näytepisteillä 33 ja 8 oli happitilanne heikompi kuin runkoasemalla (kuva 5).

Paimelanlahdella oli alusvedessä selvä happikato sekä talvi- että kesäkerrostuneisuuden aikana (kuva 5).

Vähäselällä ei tavattu happikatoja, mutta matalilla vesikasvustoalueilla niiden toteaminen edellyttäisi näytteenottoa juuri ennen auringonnousua (Kairesalo 1980).

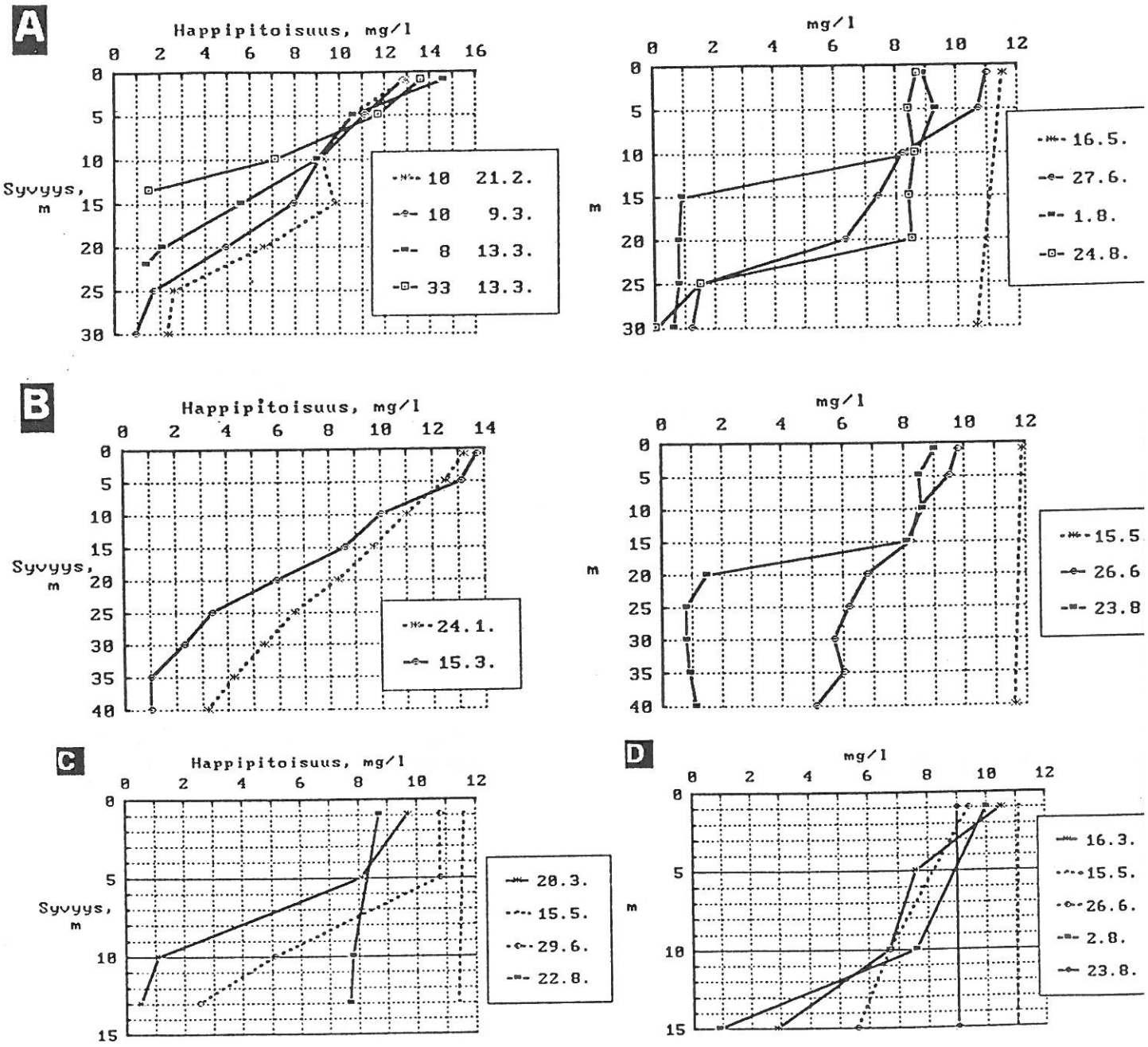
Komonselällä oli happitilanne enimmäkseen hyvä, mutta ajoittainen hapen väheneminen 8 metrin syvyydellä sekä talvella (maaliskuussa 1.2 mg/l) että kesällä (5 mg/l) osoittaa Komonselän herkkyyttä pohjasedimentin läheisen vesikerroksen hapettomuudelle.



Kuva 4. Enonselän veden maaliskuinen happipitoisuus vv. 1975-1989. Katkoviiva = päällysvesi (0-10 m) ja yhtenäinen viiva = alusvesi (10-30 m).

Laitialanselällä oli 15 m:n syvyydellä lievää hapen vajausta talvi- ja kesäkerrostuneisuuden lopulla (kuva 5).

Kajaanselän syvänteen talvinen happitalous oli lievästi parempi kuin edellisvuonna. Tilanne ei kuitenkaan ollut hyvä, koska v. 1988 oli vuodesta 1975 tehdyn tarkkailun heikoin happitilanne. Kesäkerrostuneisuuden loppua kohti tilanne huononi vuoden 1988 tasolle ja happi väheni jyrkästi jo 15 metrin syvyydellä (kuva 5). Rantakulmanlahdella ei havaittu merkkejä hapen vajauksesta pohjan läheisyydessä n. 6 metrin syvyydellä.

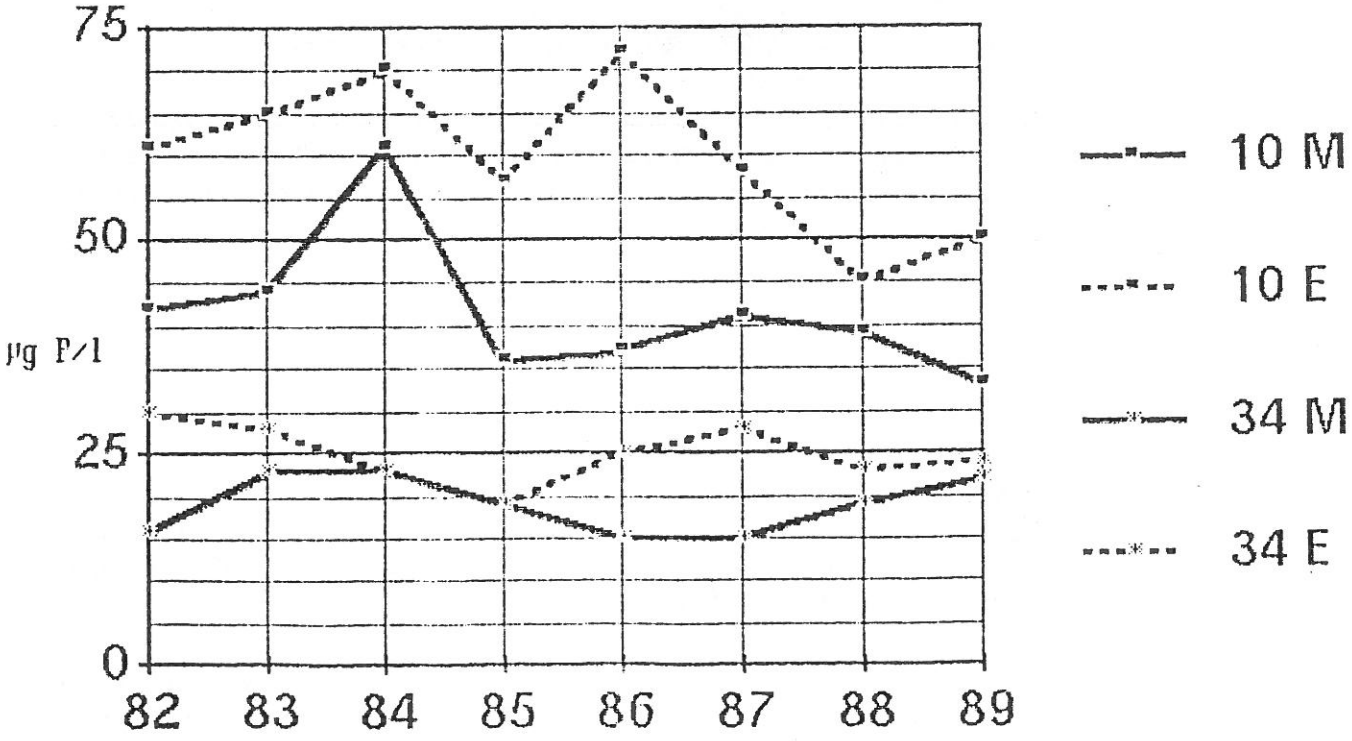


Kuva 5. Happipitoisuuksia eri syvyyksillä,eri vuodenaikoina ja eri havaintopisteillä v. 1989. Vaaka-akseli = happipitoisuus [mg/l], pystyakseli = syvyys [m]. A=Enonselkä, vas.: eri pisteitä talvella, oik.: piste 10 kesällä, B=Kajaanselkä (34) talvella (vas.) ja kesällä (oik.), C=Paimelanlahti (18) ja D=Laitialanselkä (4).

2.2. Fosfori

Vesipatsaan tilavuuspainotetut fosforipitoisuuden keskiarvot Enonselällä ja Kajaanselällä vv. 1982-89 on esitetty kuvassa 6. Fosforipitoisuuksien vuodenaikaisvaihtelu eri havaintopisteiden pintavedessä (0-5 m) v. 1989 on esitetty kuvassa 7. Korkeimman (Vähäselkä, 74 µg/l) ja matalimman (Kajaanselkä 19 µg/l) keskiarvon ero oli 3.9-kertainen.

Enonselän tilavuuspainotettu fosforipitoisuus oli maaliskuussa 35 µg/l (39 µg/l v. 1988). Talvikerrostuneisuuden aikainen fosforipitoisuus näyttää 1980-luvun jälkipuoliskolla vakiintuneen tasolle 30 µg/l ja rapiat. Touko-kesäkuussa tapahtui ilmeisesti lämpimään säähän liittyvien tekijöiden siivittämänä erittäin nopea fosforipitoisuuden nousu. Päällysveden pitoisuus oli 27.6. 54 µg/l, korkeampi kuin vastaavaan aikaan muina vuosina 1980-luvulla. Heinäkuussa fosforipitoisuuden nousu pysähtyi, mutta taso pysyi koko loppuvuoden 5-10 µg/l korkeampana kuin v. 1988. Elokuun tilavuuspainotettu pitoisuus, 50 µg/l, oli hieman korkeampi kuin 1988 (45 µg/l). Alusveden korkein pitoisuus oli maaliskuussa ja elokuussa n. 200 µg/l.



Kuva 6. Vesipatsaan fosforipitoisuuden tilavuuspainotettujen keskiarvojen pitkäaikaisvaihtelu Enonselällä (10) ja Kajaanselällä (34) vuosina 1982-89. Yhtenäinen viiva = maaliskuu (M) ja katkoviiva = elokuu (E).

Paimelanlahti on fosforipitoisuuden perusteella Vesijärven toiseksi rehevöitynein alue. Loppukesän taso oli samaa luokkaa kuin Enonselällä, yli 50 µg/l. Kevään korkea pitoisuus nosti Paimelanlahden keskiarvon selvästi korkeammaksi kuin Enonselän. Alkuvuoden ulkoista kuormitusta suosivat sääolot todennäköisesti kohottivat pintaveden maaliskuista fosforipitoisuutta. Alusveden korkein pitoisuus oli maaliskuussa 140 µg/l, kesäkuun lopussa 160 µg/l ja elokuussa täyskierron jälkeen 64 µg/l.

Vähäselällä oli fosforipitoisuus selvästi muita Vesijärven osa-alueita korkeampi. Maksimiarvo 110 µg/l oli kaksi kertaa korkeampi kuin Enonselän ja Paimelanlahden pintakerroksen maksimiarvot. Vähäselän keskiarvokin oli korkeampi kuin muiden alueiden maksimiarvo.

Komonselkä on sijaintiaan vastaavasti etelä- ja pohjoisosan pitoisuuserojen vaihettumisvyöhykettä, keskiarvo oli 37 µg/l. Vuodenaikojen välinen vaihtelu oli loivempaa kuin eteläisillä alueilla. Talvella oli vähähappisessa vedessä 8 m:n syvyydessä korkein pitoisuus 45 µg/l.

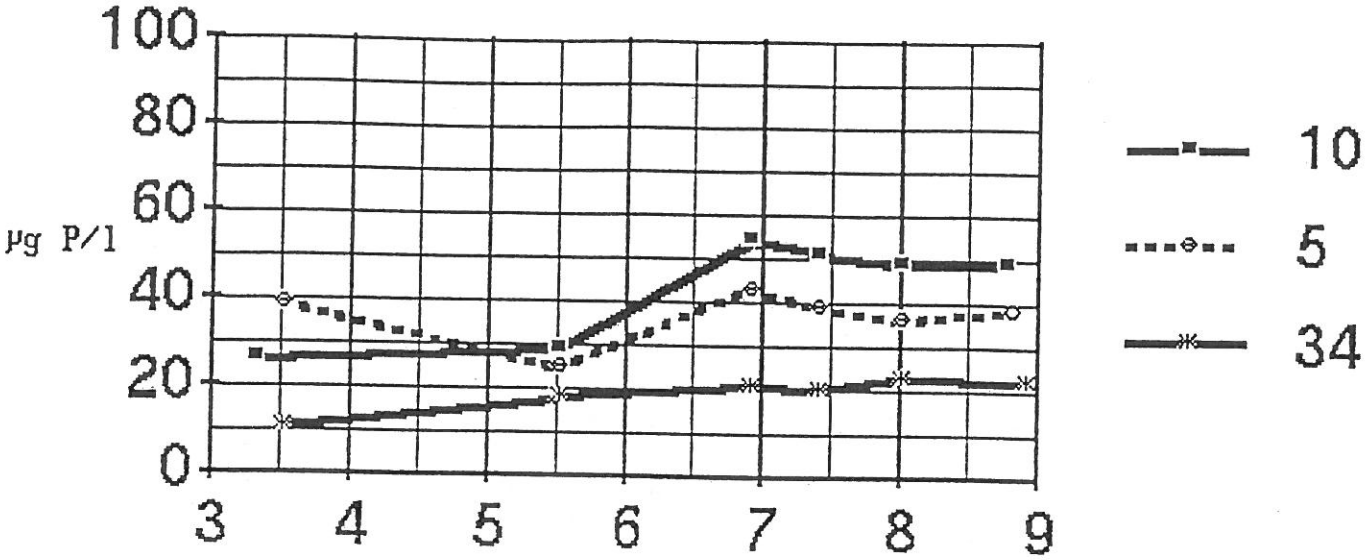
Laitialanselän fosforipitoisuuden keskiarvo ja korkein pitoisuus olivat lähempänä Kajaanselän kuin Komonselän arvoja. Talvella vähähappisen alusveden fosforipitoisuus oli matalahko, 33 µg/l.

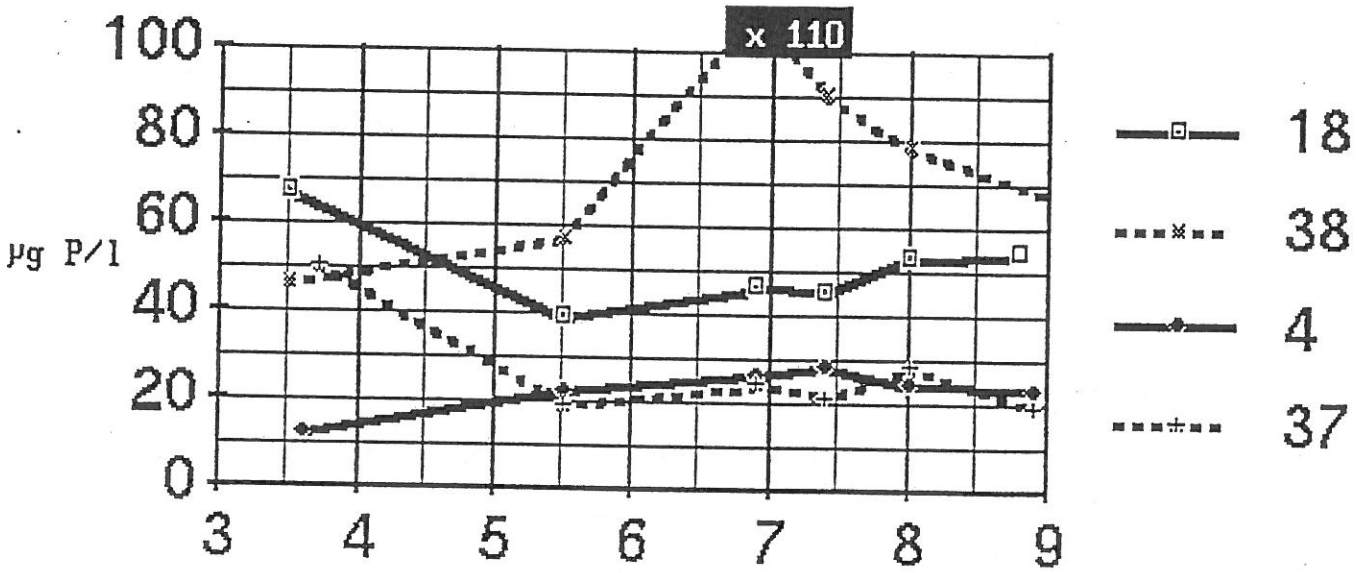
Kajaanselkä oli vuoden 1989 fosforipitoisuuksien perusteella Vesijärven lievimmin rehevöitynyt osa-alue. Syvännepisteen 34 pitoisuuksien vaihteluväli oli päällysvedessä 11-23 µg/l. Pienimmät pitoisuudet tavattiin talvella. Alusveden korkein pitoisuus oli maaliskuussa 46 ja elokuussa 39 µg/l. Rantakulmanlahden (piste 37) keskiarvo oli lähes sama kuin syvännepisteen, mutta keväällä oli merkkejä ulkoisen kuormituksen vaikutuksesta: vesi oli sameata ja sen fosforipitoisuus oli 50 µg/l, korkeampi kuin esimerkiksi Enonselällä samaan aikaan.

2.3. Typpi

Typpipitoisuuksien alueelliset erot olivat samansuuntaiset kuin fosforipitoisuuksien. Korkeimman ja matalimman keskiarvon (Vähäselkä ja Kajaanselkä) ero oli 2.6-kertainen. Enonselän ja Kajaanselän tilavuuspainotetut keskiarvot vuosilta 1982-89 on esitetty kuvassa 8, vuoden 1989 havainnot tuottavasta kerroksesta kuvassa 9.

Enonselän korkeimmat typpipitoisuudet mitattiin jo tammikuussa, jolloin päällysveden tilavuuspainotettu typpipitoisuus oli 908 µg/l ja alusveden 872 µg/l. Vuoden toinen huippu ajoittui heinäkuun sinilevämaksimiin (ks. 2.4.2, kuva 9). Vesipatsaan tilavuuspainotettu typpipitoisuus oli elokuussa aikaisempia vuosia matalampi.



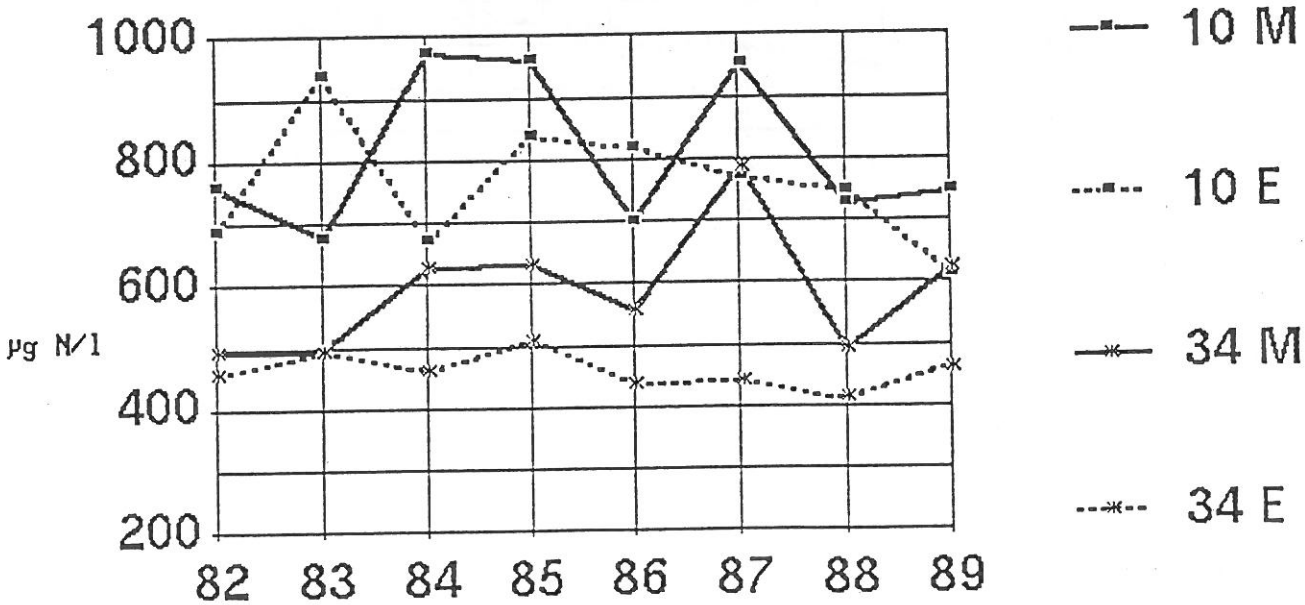


Kuva 7. Pintakerroksen (0-5 m) fosforipitoisuus Vesijärvellä 1989. Vaaka-akseli = ajankohta (3=maaliskuu jne.), pystyakseli = fosforipitoisuus (µg P/l). Havaintopisteiden numerot (ks. kuva 1): 10 = Enonselkä/Lankiluoto, 5 = Komonselkä/Pirttiniemi, 34 = Kajaanselkä/Maijankivet, 18 = Paimelanlahti, 38 = Vähäselkä, 4 = Laitialanselkä ja 37 = Kajaanselkä/Rantakulmanlahti. Samoja havaintopaikkojen tunnuksia käytetään edempänä muissakin kuvisssa.

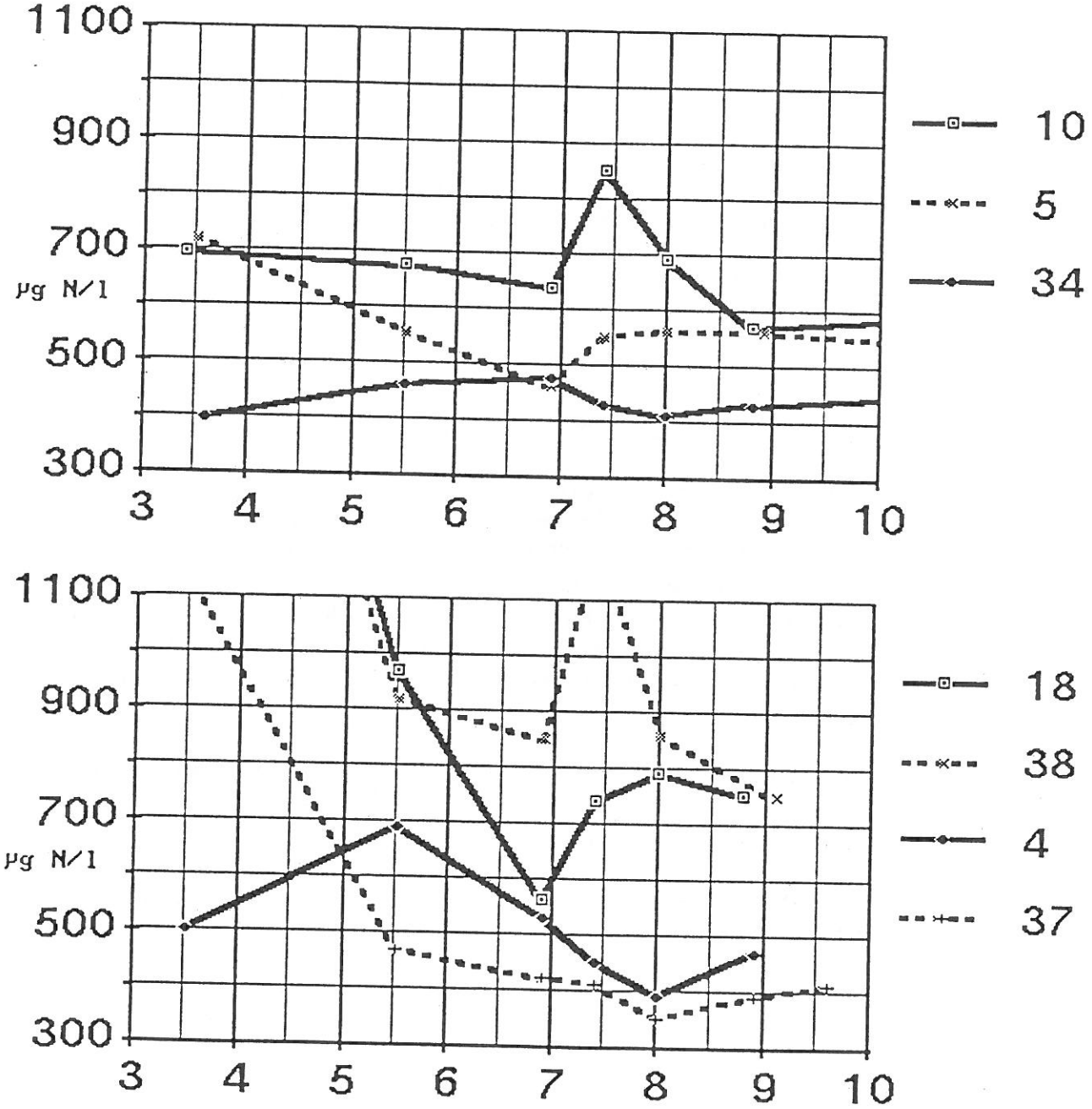
Paimelanlahdella havaittiin maaliskuussa vuoden 1989 havaintojen korkeimmat typpipitoisuudet, 1 metrin syvyydellä 2800 ja 5 m:n syvyydellä 2200 µg/l. Vielä toukokuussa pitoisuus oli korkeampi kuin Enonselällä ja loppukesän toinen huippu oli selvästi pitempi kuin Enonselällä (kuva 9).

Vähäselkä on myös vuoden 1989 typpipitoisuuksien perusteella selvästi Vesijärven rehevöitynein osa-alue. Siellä havaittiin yhtä voimakas kevättalvimaksi kuin Paimelanlahdella (1 m 2200, 2 m 2300 µg/l). Kesän pitoisuudet olivat selvästi Vesijärven korkeimmat.

Pohjoisemmilla havaintopisteilla typpipitoisuudet olivat matalampia. **Komonselkä** oli vaihettumisalue pohjoisesta etelään kasvavalla pitoisuusgradientilla. Ero **Laitialanselkään**, jonka päällysveden typpipitoisuus oli toukokuussa 690 µg/l, oli kuitenkin pienempi kuin fosforipitoisuuksien kohdalla. **Kajaanselän** syvännepisteen typpipitoisuuden keskiarvo oli matalin havaituista. Rantakulmanlahden havaintopisteellä 37 pitoisuudet olivat kesän viidellä näytekerralla Vesijärven matalimmat (kuva 9). Siellä havaittiin kuitenkin 22.3. vuoden 1989 kolmanneksi korkein pitoisuus, 1300 µg/l. Poikkeuksellisen korkea typpipitoisuus (1200 µg/l) havaittiin samana päivänä Metsä-Serlan velvoitetarkkailussa pisteellä 35 (Paavo Ristola Oy). Velvoitetarkkailun havaintosarja osoittaa, että Kajaanselän talvinen typpitaso on 1980-luvulla noussut (kuva 8).



Kuva 8. Vesipatsaan typpipitoisuuden tilavuuspainotettujen keskiarvojen pitkäaikaisvaihtelu Enonselällä ja Kajaanselällä vuosina 1982-89. Yhtenäinen viiva = maaliskuu ja katkoviiva = elokuu.



Kuva 9. Pintakerroksen typpipitoisuus Vesijärvellä maalis-syyskuussa 1989. Tunnukset kuten kuvassa 7. Asteikon ylittävät arvot on käsitelty tekstissä.

2.4. Klorofylli ja kasviplankton

2.4.1. Klorofylli

Eri havaintopaikkojen levämäärää kuvaavat klorofyllipitoisuuksien keskiarvot esitetty taulukossa 1 sivulla 22 ja pitoisuudet havaintokerroittain kuvassa 10. Taulukossa on myös kevään fosforipitoisuuden perusteella laskettu havaintopaikan keskimääräinen "pitäisi olla"-klorofyllikeskiarvon ennuste.

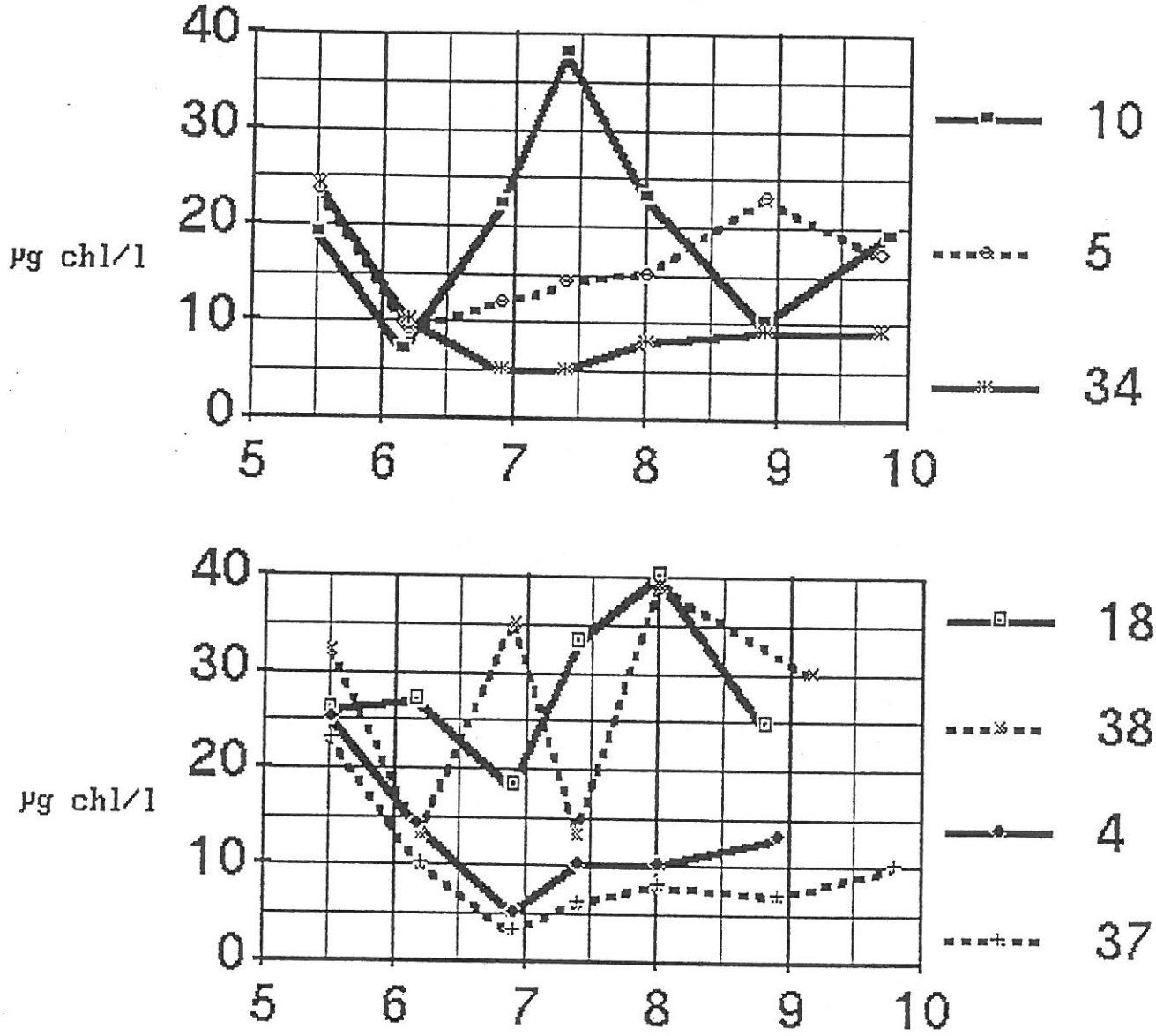
Korkeimmat levämäärät tavattiin Paimelanlahdella ja Vähäselällä, joilla ravinnepitoisuudetkin olivat korkeimmat. Enonselän syvännealueen klorofyllipitoisuudet olivat hieman matalampia (kuva 10). Enonselän keskiarvo v. 1989 (20 µg/l) oli vain niukasti matalampi kuin v. 1988 (23 µg/l). Kajaanselän molempien pisteiden ja Laitialanselän klorofyllimäärät olivat selvästi matalemmat kuin Siikasalmen etelänpuoleisissa osissa ja Komonselkä oli levämäärän suhteen vaihettumisaluetta. Kasvukauden keskiarvo oli Kajaanselän pisteellä 34 kevätmaksimin johdosta v. 1989 hieman korkeampi kuin 1988 (10 ja 8 µg/l).

2.4.2. Kasviplanktonlajisto ja biomassa runkopisteillä

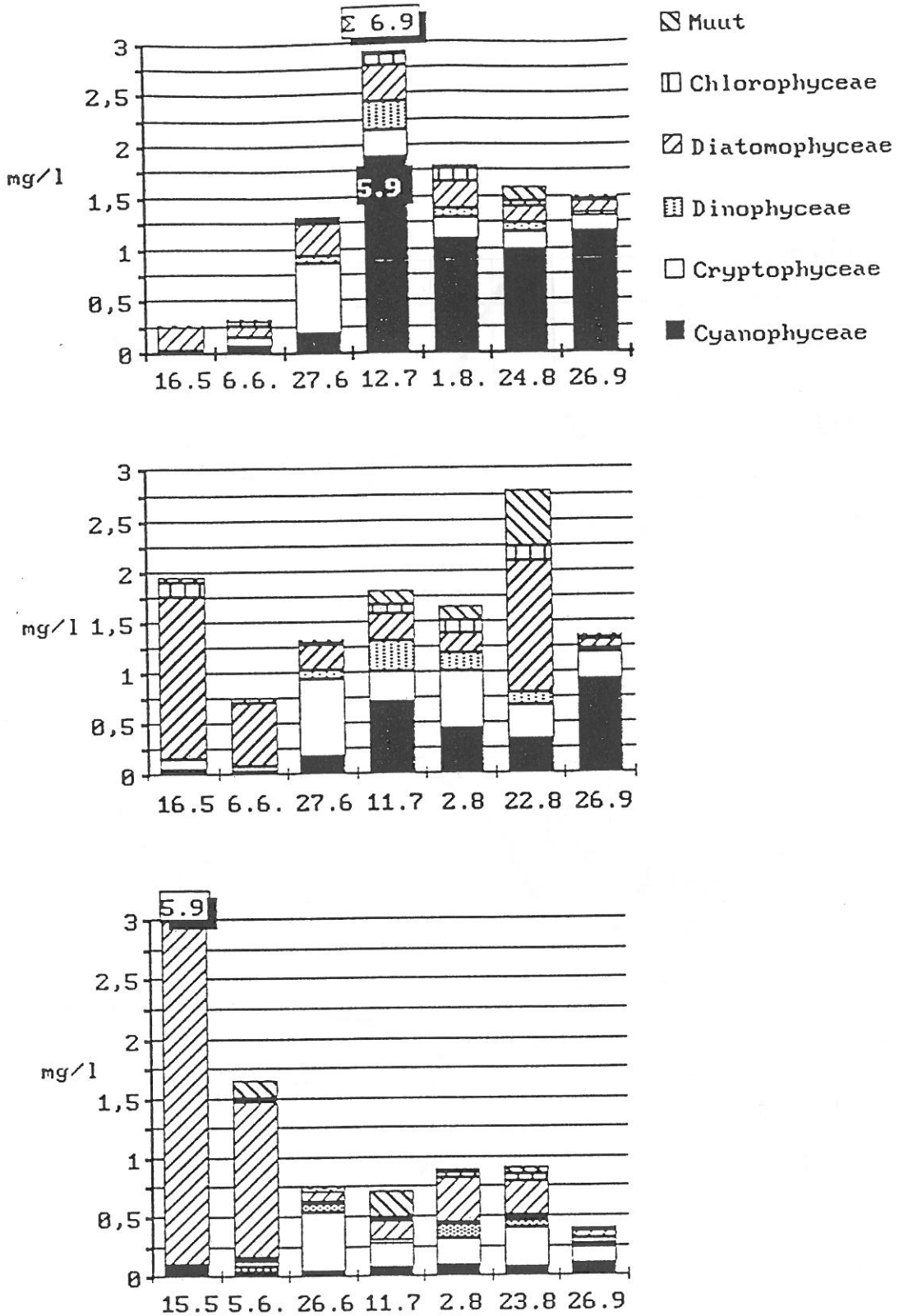
Kasviplanktonin lajiston ja biomassan määritys kuuluu ainoastaan Lahden kaupungin velvoitetarkkailun pisteisiin Enonselällä, Komonselällä ja Kajaanselällä. Vuoden 1989 biomassat leväryhmittäin on esitetty kuvassa 11. Alkukesän näytteitä näytteitä haittasi elintarvikelaboratorion kylmiön jäätyminen eräänä kesäkuun viikonloppuna: Enonselän ja Komonselän toukokuun näytteistä laskettu biomassa oli selvästi matalampi kuin Kajaanselällä, vaikka levämäärä klorofyllimääritysten perusteella oli ollut kaikilla kolmella pisteellä yhtä korkea (kuva 10).

Runkoasemien kasviplanktonbiomassojen keskiarvot v. 1989 (suluissa vuoden 1988 keskiarvo) olivat: Enonselkä 2.0 mg/l (2.7), Komonselkä 1.7 mg/l (1.9) ja Kajaanselkä 1.6 mg/l (1.0).

Enonselällä ei seurannassa havaittu useimmille keväille tyypillistä piilevämaksimia - aivan kuin ei edellisenäkään vuotena. Ilmiö voi liittyä paitsi näytteiden jäätymiseen, myös aikaiseen jäidenlähtöön; piileväkukinnan huippu on näytteenottohetkellä jo saattanut olla ohi. Toukokuun puolivälissä oli lajisto piilevävaltainen, Melosira italica ja spp muodostivat 41 % sekä Rhizosolenia longiseta 29 % biomassasta.



Kuva 10. Pintaveden klorofyllipitoisuus Vesijärvellä touko-syyskuussa 1989. Havaintopisteiden tunnukset kuten kuvassa 7 ja 9.



Kuva 11. Kasviplanktonin biomassa ja sen jakautuminen leväryhmittäin velvoitetarkkailun runkopisteillä v. 1989. Cyanophyceae =sinilevät, Cryptophyceae = nielulevät, Dinophyceae = panssarilevät, Diatomophyceae = piilevät ja Chlorophyceae = viherlevät.

Kesäkuun leväminimin aikana vallitsivat Rhodomonas-nielulevät ja muut pienet lajit sekä Tabellaria-piilevät. Sinileväkausi alkoi kehittyä kesäkuun jälkipuoliskolla. Kesäkuun lopulla ilmakehän typpeä sitova Aphanizomenon flos-aquae muodosti 23 % biomassasta, mutta nieluleviäkin oli vielä 34 %. Heinäkuussa oli sinilevävaltalaji edelleen Aphanizomenon (63 %) ja nopea typpipitoisuuden nousu (kuva 9) viittaa siihen, että typen sidonta oli ajoittain voimakasta. Elokuun alussa Microcystis aeruginosa-kolonioiden ja muiden sinilevien osuus oli 60 % biomassasta. Elokuun lopussa dominoivat edelleen Microcystis aeruginosa-koloniat ja syyskuussa Gomphospheria naegeliana. Voimakasta Anabaena-lajien esiintymistä ei Enonselällä havaittu.

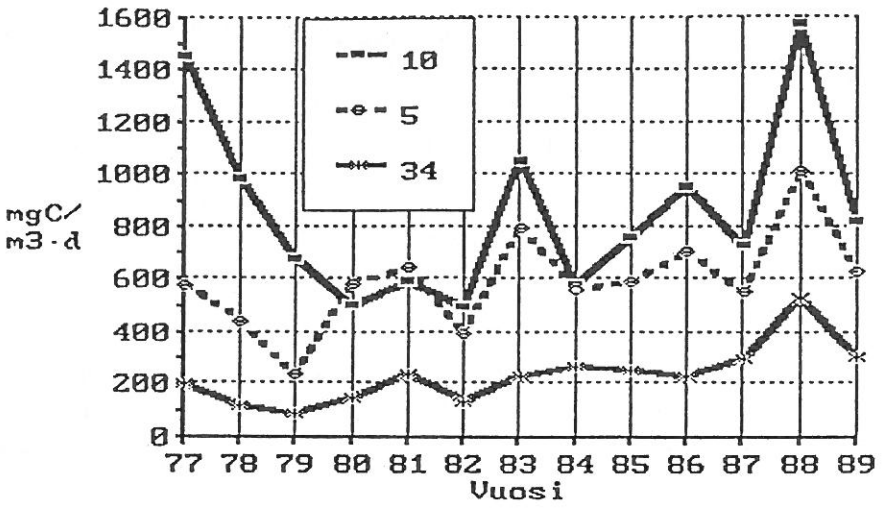
Komonselän biomassat olivat samaa tasoa kuin Enonselällä, mutta lajisto oli ajoittain hyvinkin erilainen ja selvästi monimuotoisempi kuin Enonselällä (kuva 11.). Sinilevät nousivat merkittäviksi kesäkuun lopulla ja tärkeimpinä lajeina vuorottelivat Anabaena circinalis (27.6.), Aphanizomenon flos-aquae ja Anabaena spiroides (11.7.), Anabaena solitaria (2.8.), Anabaena spiroides (22.8.) sekä Gomphosphaeria naegeliana (26.9.).

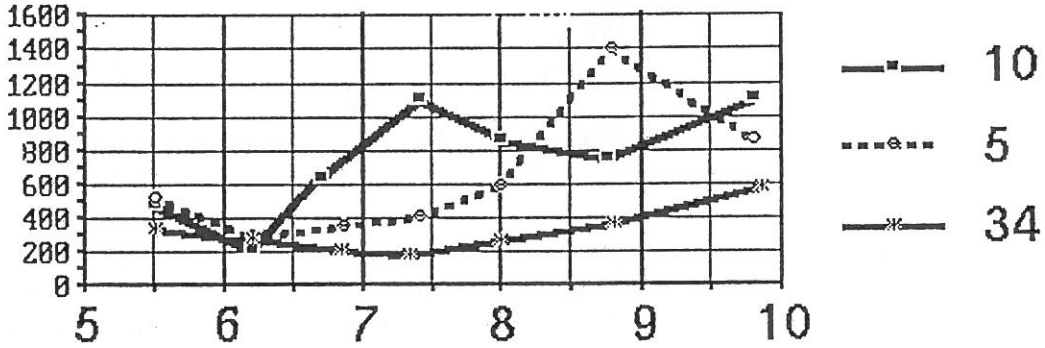
Kajaanselällä oli erittäin voimakas piilevien kevätmaksimi toukokuussa. Biomassa, 5.9 mg/l, oli korkein Kajaanselällä koskaan havaittu ja toiseksi korkein Vesijärvellä v. 1989. Lajisto oli selvästi erilainen kuin Enonselällä: Rhizosolenia longisetan osuus oli 96.5 % kasviplanktonin biomassasta.

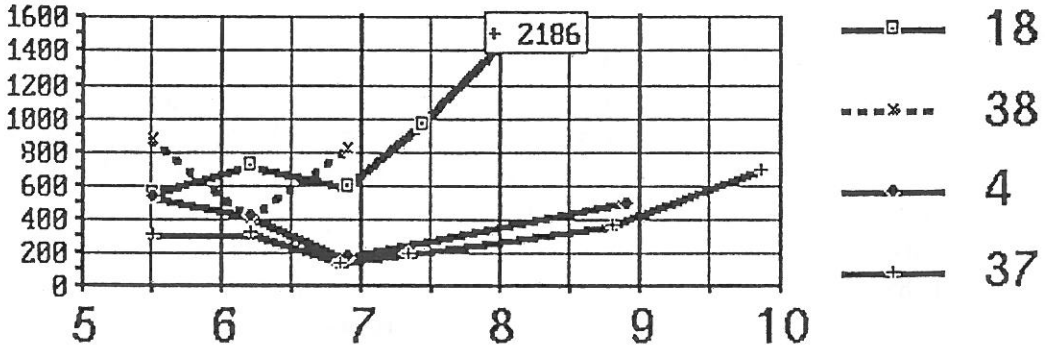
Loppukesän levämäärät jäivät selvästi pienemmiksi kuin Enon- ja Komonselällä. Piilevät olivat biomassaltaan tärkeimpiä muulloin paitsi 26.6. jolloin Cryptomonas ja muut nielulevät olivat runsaimmillaan. Valtalajeina vuorottelivat R. longiseta (5.6.), Tabellaria fenestrata (2.8.) ja useat muut piilevälajit. Sinilevien (Gomphpsphaeria) osuus oli korkeimmillaan syyskuussa, mutta silloinkin se oli vain 21 % kasviplanktonin kokonaisbiomassasta.

2.5. Perustuotantokyky

Vesijärven runkopisteiden rehevyystasoa on vuodesta 1977 arvioitu velvotetarkkailun perustuotantokyky-mittauksilla (vakio-olosuhteissa tapahtuva levien fotosynteesin mittaus hiilen 14C-isotoopilla). Uusilla näytepisteillä tehtiin vuonna 1989 3-5 perustuotantokyvyn mittausta. Vuoden 1989 keskiarvot olivat kaikilla kolmella runkoasemalla matalampia kuin vuonna 1988, mutta kuitenkin korkeammat kuin useimpina edeltävinä vuosina (kuva 12). Korkeimmat arvot v. 1989 havaittiin Paimelanlahdella ja Komonselällä (kuva 13). Perustuotantokyvyn keskiarvojen perusteella eri osa-alueiden rehevyystasojen erot olivat samansuuntaiset kuin muidenkin kriteerien perusteella arvioiden. Keskiarvot (taulukko 1) eivät ole keskenään vertailukelpoisia, koska Vähäselän ja Laitialanselän havaintojen määrä on pienempi kuin muiden alueiden. Vähäselän arvot olivat kahtena alkukesän mittauspäivänä selvästi Vesijärven korkeimmat (kuva 13).







Kuva 12 (ylempi). Kasviplanktonin perustuotantokyvyn vuosikeskiarvot Vesijärven velvoitetarkkailun runkopisteillä vv. 1977-89.

Kuva 13 (alempi). Kasviplanktonin perustuotantokyky Vesijärvellä toukosyyskuussa 1989.

2.6. pH ja alkaliniteetti

Veden pH:n ja alkaliniteetin perustaso ovat Vesijärvellä kansallisesti katsoen korkeita (Keto & Sammalkorpi 1988).

Alkaliniteetti vaihteli vuoden aikana eri havaintopaikoilla hyvin vähän. Eri näytepisteiden havainnot 1989 on esitetty kuvassa 15. Lopputalven arvot olivat ilmeisesti talvisen laskeuman vaikutuksesta etenkin Enonselällä matalempia kuin kesällä.

Järven osa-alueiden väliset pH-erot olivat talvella pieniä (kuva 14). Vuodenaikojen väliset pH:n vaihtelut liittyvät Vesijärvellä levien yhteyttämiseen ja korkeimmat arvot tavattiin siksi voimakkaimmin rehevöityneillä alueilla kesän sinileväkukintojen aikaan.

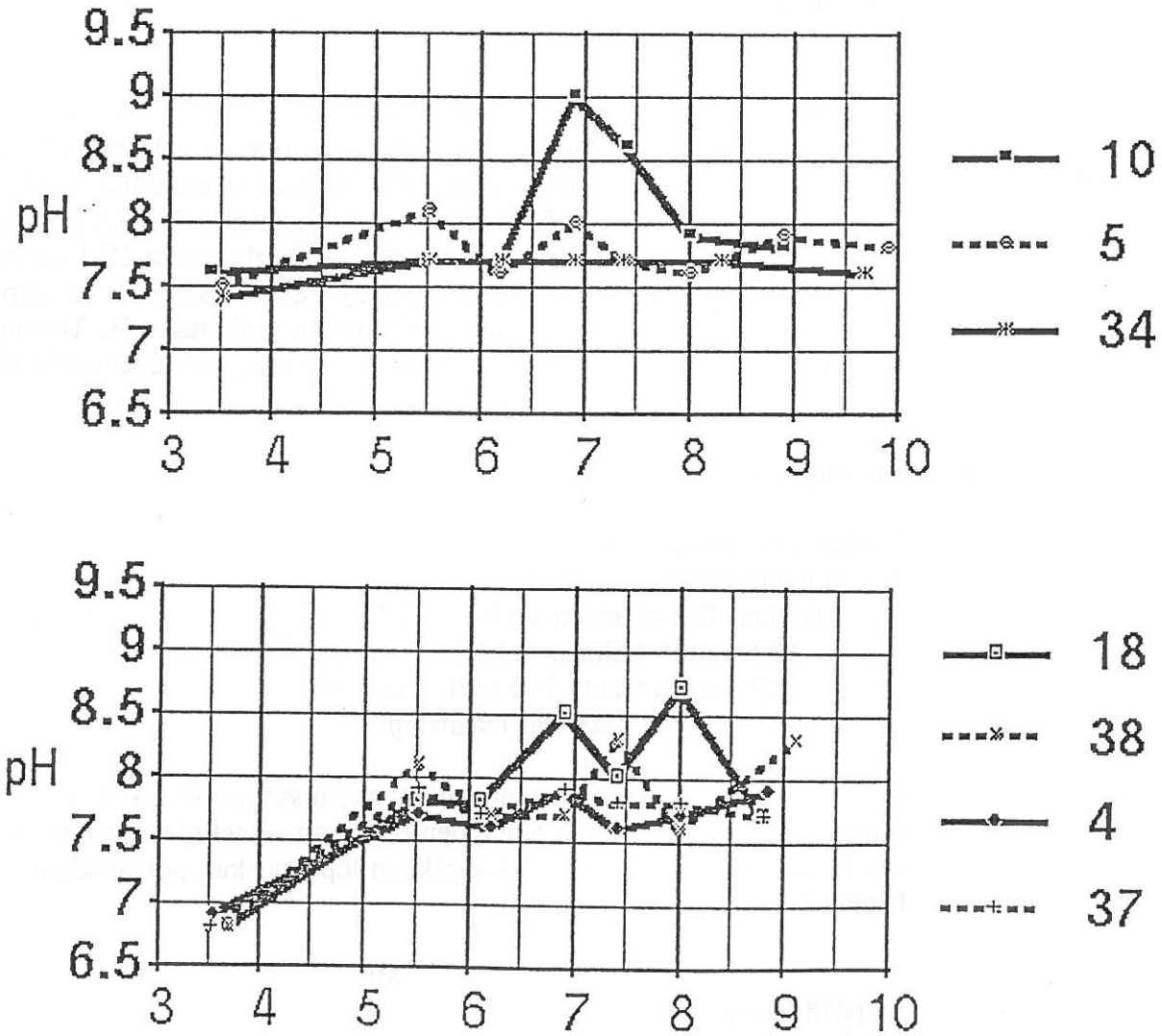
Kajaanselän ja Laitialanselän kaikkien näytteiden pH oli alle 8. Vähäselkä ja Komonselkä sijoittuivat keskitasolle. Erityisen korkeita pH-arvoja havaittiin tiheimmän seurannan ansiosta Enonselällä. Mukkulan edustalla 5.-31.7. tehdyssä allaskokeessa oli järviveden pH aamupäivällä 7.9-9.3 (Horppila 1989b). Enonselän rannoilla oli iltapäivämaksimi elokuussa 10-11:n välillä (Keto & Virta, julkaisemattomia havaintoja). Nämä arvot ovat selvästi korkeampia kuin kuvassa 14 esitetty Enonselän keskiosan pH. Todennäköisesti myös muualla tavataan iltapäivisin korkeita pH-arvoja matalemmilla alueilla.

2.7. Rauta ja mangaani

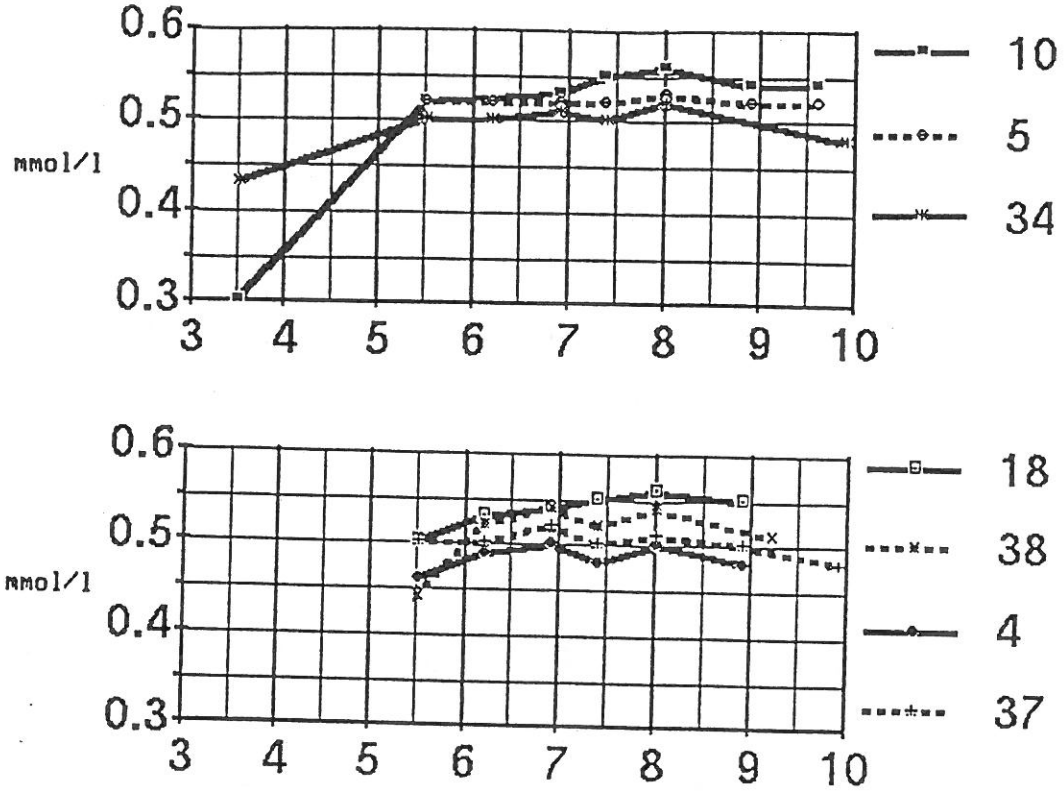
Raudan (Fe) ja mangaanin (Mn) pitoisuuksista tehtiin alustavia havaintoja uusilta näytepisteiltä - velvoitetarkkailuun nämä määritykset ovat kuuluneet alusta lähtien. Osa-alueiden välillä oli selviä eroja. Korkeimmat päällysveden pitoisuudet tavattiin Paimelanlahdella (rauta yli 200 µg/l, mangaani yli 100 µg/l) ja Vähäselällä (rauta 740 µg/l, mangaani 360 µg/l). Muiden alueiden päällysveden kesäinen taso oli matalampi.

Sekä rauta että mangaani vapautuvat hapettomissa oloissa. Tätä osoittaa esimerkiksi päällysveden ja alusveden tilavuuspainotettujen keskiarvojen selvä ero Enonselällä ja Kajaanselällä kesäkuun lopussa, kun pohjanläheinen happikato oli alkanut:

	Fe	Mn
10 päällysvesi	49	17
10 alusvesi	489	714
34 päällysvesi	31	25
34 alusvesi	62	45



Kuva 14. Pintaveden pH Vesijärven tarkkailupisteillä maalis-syyskuussa 1989.



Kuva 15. Pintaveden alkaliniteetti Vesijärven tarkkailupisteillä 1989.

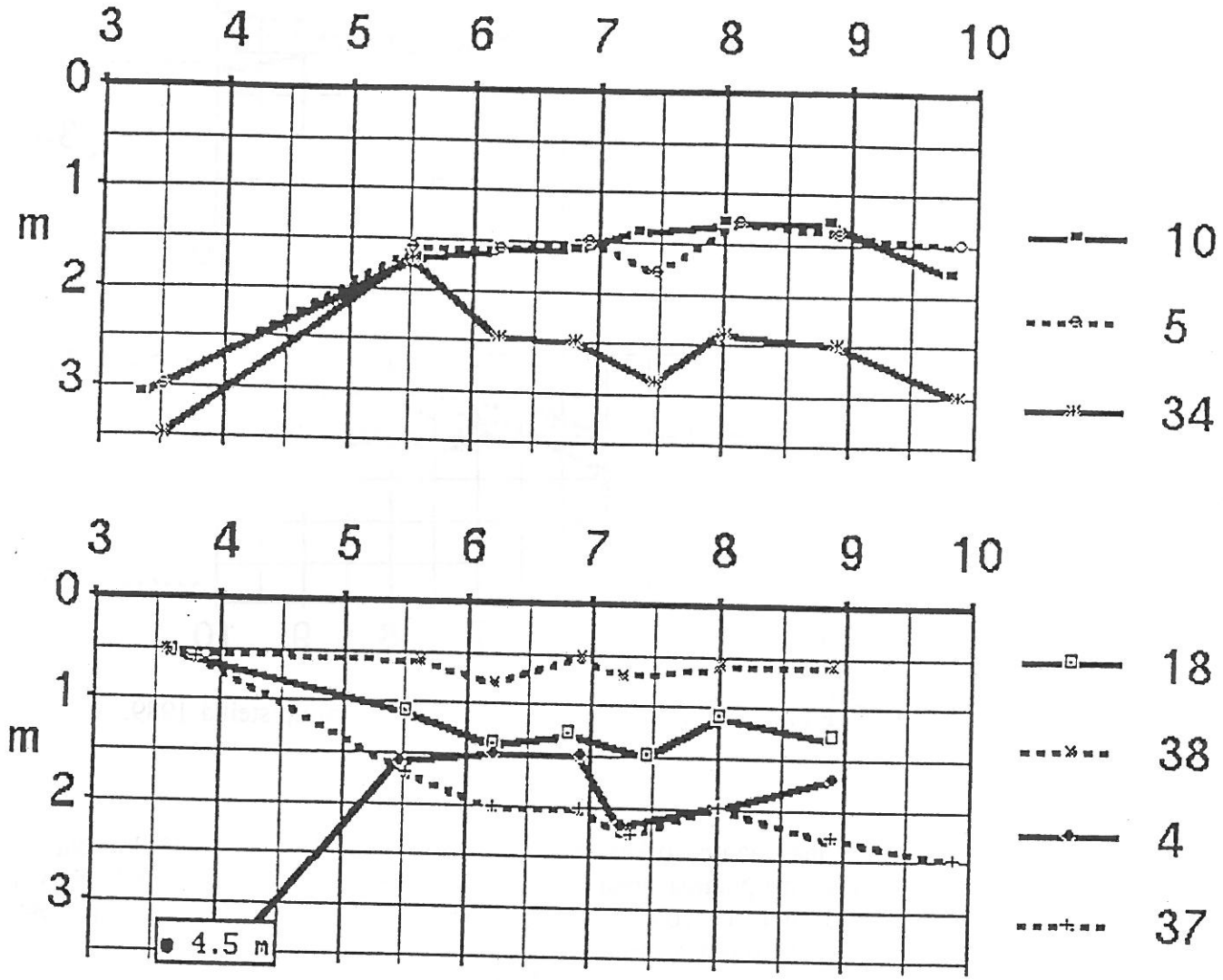
Raudan ja mangaanin korkeat pitoisuudet voivat mm. Vähäselällä ilmaista lyhytaikaista happikatoa, joka näytteenottohetkellä on jo mennnyt ohi. Ne voivat liittyä myös alueiden voimakkaaseen ulkoiseen kuormitukseen. Keväällä 1990 otetuista ojanäytteistä määritettiin myös rauta ja mangaani. Niissä havaittiin erittäin korkeita pitoisuuksia etenkin Myllyojassa ja Haritunjoessa.

2.8. Näkösyvyys

Veden näkösyvyyden perusteella erottui Vähäselkä muita alueita, Paimelanlahteakin selvästi sameampana. Sen näkösyvyys oli parhaimmillaan 0.8 m, kun Paimelanlahden ja Enonselänkin heikoimmat näkösyvyydet olivat 1.1 sekä 1.3 m (kuva 16).

Komonselkä oli myös näkösyvyyden suhteen vaihettumisaluetta. Parhain näkösyvyys vallitsi Kajaanselällä, kevään piileväkukinnan jälkeen mitattiin kesällä 2.0 -2.3 m ja syyskuussa 2.5 m. Rantakulmanlahden huono tilanne kevättalvella näkyi erityisen selvästi kesää huonompana näkösyvyytenä; useimmilla paikoilla suuntaus oli päinvastainen (kuva 16). Laitialanselän näkösyvyys oli kesällä 1.5 - 2.0 m.

Näkösyvyys on Vähäselän (jatkuvasti alle 1 m) sekä Paimelanlahden ja Rantakulmanlahden (selvä kevätminimi) havaintojen perusteella yksi ulkoisen kuormituksen indikaattori Vesijärvellä.



Kuva 16. Näkösyvyys Vesijärven tarkkailupisteillä 1989.

2.9. Enonselän uimarantojen tila

Enonselän uimarannoilla ei havaittu hygieenistä haittaa, mutta kesäkuun loppupuolelta lähtien aiheuttivat leväkukinnat uimarantojen kelpoisuuden vähenemistä välttävälle tasolle.

Leväongelmat olivat korostetusti esillä juuri Enonselällä, vaikka tilavuutta kohti laskettu leväbiomassa ei siellä ollutkaan yhtä korkea kuin Paimelanlahdella ja Vähäselällä. Tämä johtuu siitä, että Enonselän päällysvesi, johon levät tuulen vaikutuksesta sekoittuvat, on loppukesällä lähes 10 metriä syvä. Vaikka biomassa tilavuutta kohti olisi sama, levämäärä pinta-alaa kohti on tällöin Enonselällä suurempi kuin Paimelanlahdella tai Vähäselällä. Jo lyhyt heikon tuulen jakso, joka päästää levät kertymään pintaan, voi kasata tuulen alla olevalle rannalle paksun sinilevämaton.

2.10 Niemen satama

Niemen sataman laajennuksen ruoppausta ei vuoden 1989 aikana aloitettu eikä vesistövaikutuksiakaan havaittu.

3. Tulosten tarkastelua

Useiden mittausten perusteella Vesijärven eri osa-alueet erottautuivat selvästi kahteen pääryhmään. Rehevyystasoa kuvaavia tunnuslukuja on esitetty taulukossa 1 seuraavalla sivulla.

3.1. Fosforipitoisuuden alueelliset ja ajalliset erot

Kevättalven analyyseissä erottui kolme paikkaa selvästi muista: Vähäselkä, Paimelanlahti ja - ikävänä yllätyksenä - Rantakulmanlahti (67, 46 ja 50 µg/l). Komonselällä oli fosforipitoisuus yhtä korkea kuin Enonselällä (27 ja 26 µg/l). Kajaanselän syvännealueen ja Laitialanselän fosforitaso oli lähes karua (11 ja 12 µg/l).

Tulosten perusteella näyttäisi Paimelanlahteen, Vähäselkään, ja Rantakulmanlahteen kohdistuvan ulkoista kuormitusta, joka vaikuttaa veden fosforipitoisuuteen lopputalvella. Kohtalaisen hyvä happitilanne ei viittaa sisäiseen kuormitukseen. Tosin poikkeuksellisen aikainen kevät aikaisti valumia ja paransi ainakin Paimelanlahden ja Vähäselän kevättalvista happitilannetta - samalla kun ulkoisen kuormituksen merkitys kasvoi.

Kesällä Enonselän, Paimelanlahden ja Vähäselän fosforipitoisuudet kohosivat selvästi. Alustava tuntumamme on se, että Enonselällä muutokset olivat sisäisen, mutta Vähäselällä yhtäläisesti ulkoisen ja sisäisen kuormituksen aiheuttamia. Paimelanlahti asettunee tässä suhteessa välimaastoon Vähäselän puolelle. Loppukesän runsaat sateet eivät seurantahavaintojen mukaan olisi vaikuttaneet Paimelanlahden ja Vähäselän veden pitoisuuksiin. Yksi syy tälle voi olla kuormituksen tuomien ravinteiden sitoutuminen rantavyöhykkeen vesikasvustoihin (vrt. Kairesalo ym. 1985), ovathan ne runsaat Myllyojan suulla ja etenkin Vähäselällä.

Taulukko 1. Päällysveden laatua kuvaavia keskiarvoja Vesijärven havaintopisteillä v. 1989. Fosforin ja typen pitoisuudet ovat kaikkien näytteiden keskiarvoja, typpi:fosfori-suhde (N:P) on havaintojen mediaani, johon kevään typpimaksimit vaikuttavat vähemmän kuin keskiarvoon, perustuotantokyvyn (PTK, sulussa esitetyt arvot perustuvat 2-3 havaintoon) ja klorofyllin (CHL H) keskiarvot on laskettu kasvukaudelta. Viimeinen sarake ilmaisee "liian" klorofyllin määrän: havaittu keskiarvo on jaettu kevään fosforipitoisuuden mukaan lasketun ennusteen arvolla.

Piste	Fosfori	Typpi	N:P	PTK	CHL H	CHL Y
10	43	674	16.6	812	20	1.82
18	51	1052	16.4	992	28	1.75
38	74	1155	13.3	(688)	27	1.35
5	37	562	15.6	622	16	2.0
4	23	505	20.4	(473)	13	1.86
37	27	537	18.6	288	10	1.67
34	19	437	20.5	303	10	1.67

Vähäselän fosforipitoisuus oli selvästi korkein ja näkösyvyys huonoin. Myös sisäinen kuormitus on voinut olla merkittävää. Vaikka päivällä otetuissa näytteissä ei tavattukaan happikatoja viittaavat erittäin korkeat rauta- ja mangaanipitoisuudet ajoittaisiin pohjanläheisiin happikatoihin. Yhtä korkeita pitoisuuksia tavattiin kesällä vain Enonselän ja Paimelanlahden syvänteiden hapettomissa pohjanläheisissä syvyyksissä. Veden sameus luo happikadoille hyvät edellytykset: kun näkösyvyys on alle 1.0 m ei valo pääse tunkeutumaan pohjalle 2 metrin syvyyteen eikä levien yhteyttäminen tuo happea pohjan lähelle tyynien sääjaksojen aikana kun tilapäinen lämpötilakerrostuneisuus muodostuu.

Laitialanselän ja Kajaanselän fosforipitoisuudet olivat eteläosaan verrattuna matalia, mutta sielläkin tapahtui kevättalven jälkeen pitoisuuden kaksinkertaistuminen.

3.2. Typpipitoisuuden sekä typpi:fosfori-suhteen vaihtelu

Typpipitoisuuden alueelliset erot olivat jyrkimmillään kevättalvella -toisin kuin fosforipitoisuuden. Loppukesää kohti typpipitoisuus laski Kajaanselällä ja Laitialanselällä. Rehevöityneemmillä alueilla tapahtui selvä nousu, joka ajoittui Enonselällä Aphanizomenonin ja Komonselällä Anabaenan biomassan kasvuun ja lienee näiden typensitojien aiheuttama.

Typpipitoisuuden kevättalviset alueelliset erot Vesijärvellä olivat ennustettavissa kuormitustutkimuksen perusteella. Myllyojan, Haritunjoen ja Äkeenojan typpipitoisuudet ovat selvästi korkeampia kuin keskimäärin Vesijärveen laskevien ojien suulla (Keto & Peltola 1988, Peltola & Sammalkorpi 1989). Suomessa tehdyissä tutkimuksissa on todettu, että peltovaltaisilta valuma-alueilta tuleva typpikuormitus on merkittävää ja keskittyy kevääseen (Kauppi 1979).

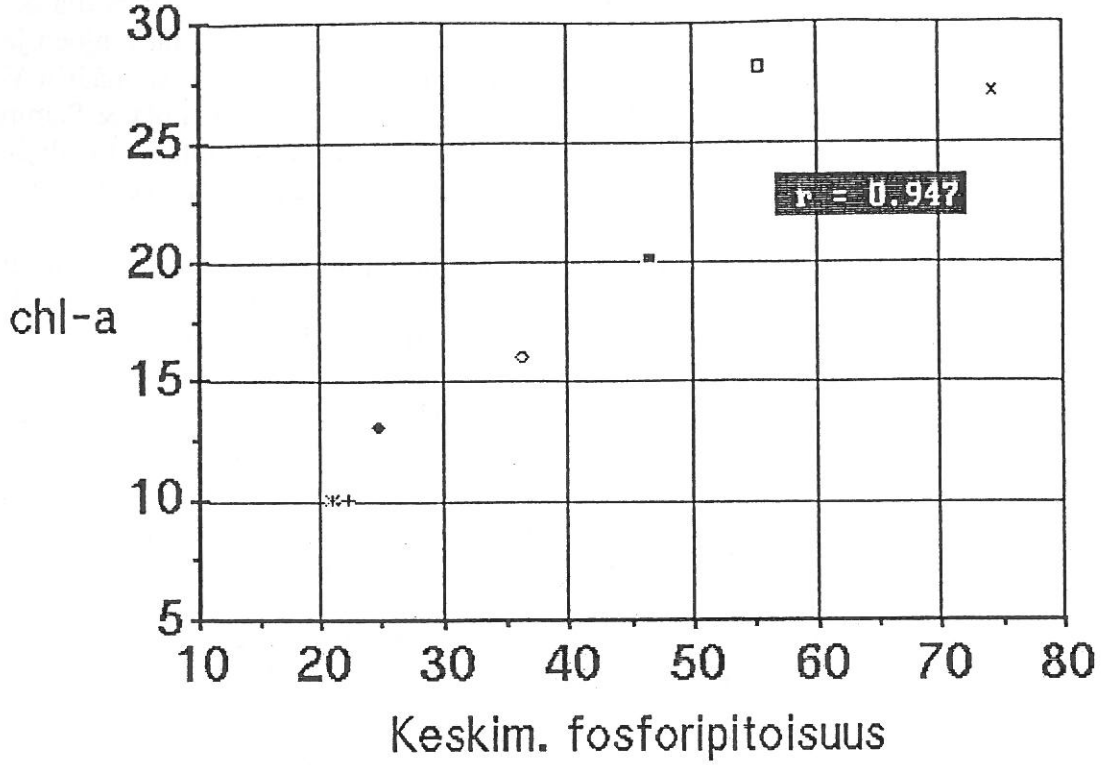
Erityisen korkeita typpipitoisuuksia (3000-7000 µg/l) on usein havaittu Vehkoon kaatopaikan velvoitetarkkailussa Äkeenojan suulla. Kaatopaikalta tulevan veden typpipitoisuus on usein ollut 20 000 - 30 000 µg/l.

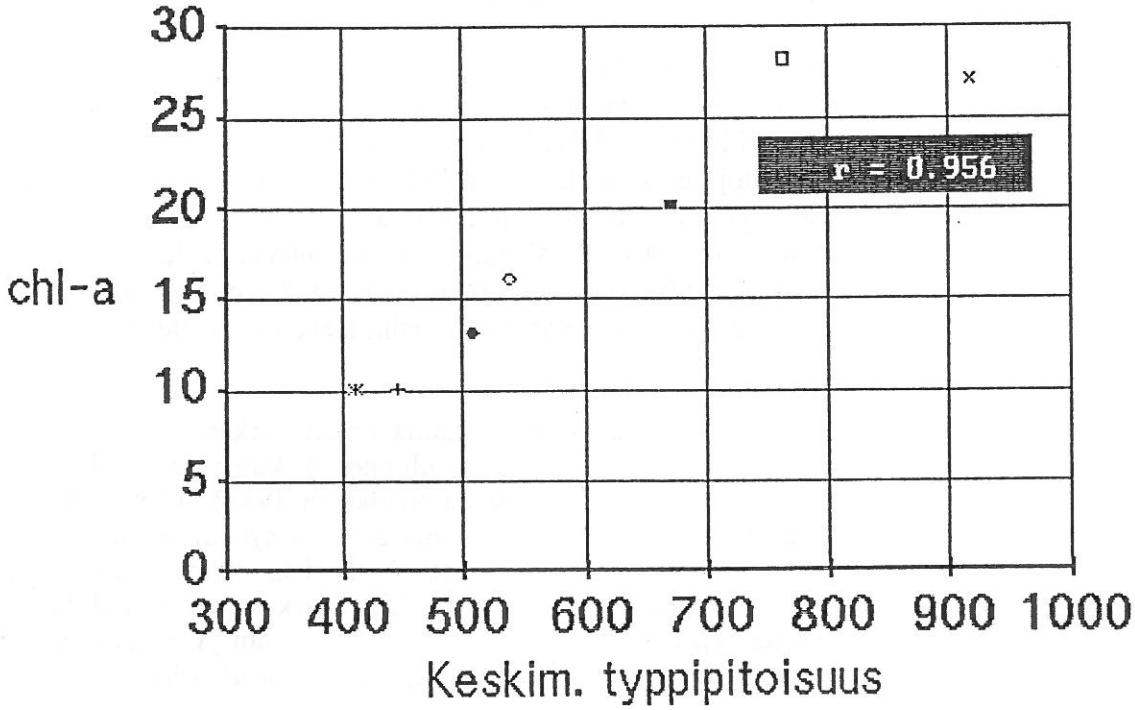
Typpi:fosfori-suhde laski selvästi pohjoisesta etelään mentäessä ja kesän edetessä. Eteläisessä osassa Komonselkä mukaanluettuna oli kokonaisravinteiden N:P-suhde kesällä kriittisen matala, alle 15. Enonselällä tehtyjen levätestien mukaan typpi on viherleville fosforia tärkeämpi rajoittava aine ja sinilevien typensidontaa tapahtuu yleisesti kesäaikana (Kanninen ym. 1982, Yrjänä ym. 1983). Myös vuoden 1988 allaskokeessa Enonselällä havaittiin kesällä tapahtuvan typpilannoituksen merkitys suuremmaksi kuin fosforilannoituksen (Horppila 1988, Horppila & Kairesalo 1990).

3.3. Ravinnetason vaikutus levämäärään

Eri havaintopaikkojen kasvukauden fosfori- ja typpipitoisuuden sekä klorofyllipitoisuuden keskiarvojen välinen korrelaatio oli merkitsevä molemmille ravinteille ($P < 0.01$; kuva 17). Vaikutus oli merkitsevin, jos Vähäselän havaintoja ei otettu laskuissa huomioon. Tuloksella on selvä käytännön merkitys: niillä alueilla, joilla on alkuvuodesta korkein typpipitoisuus tai fosforin määrä kesän aikana eniten lisääntyy, on levämäärä korkein. Vuoden 1989 alueellisen vertailun perusteella sekä typpi että fosfori ovat Vesijärven kasviplanktonin biomassan kannalta tärkeitä ravinteita.

Havaitut levämäärät olivat kautta linjan korkeammat, kuin fosforipitoisuuden mukaan laskettu "ennuste" (taulukko 1), kuten on aikaisemmin jo osoitettu Enonselän osalta (Keto & Sammalkorpi 1988). Tämä seikka liittyy ainakin osittain tiheään kalakantaan: suuret leviä syövät vesikirput syödään pois ja pienemmät eivät pysty yhtä tehokkaasti käyttämään levätuotantoa. Levien määrä on suhteellisesti katsoen liian korkea myös Laitialan- ja Kajaanselällä. Alustavien havaintojen mukaan ei Enonselän ja Kajaanselän vesikirppujen koossa ole merkittäviä eroja (Sammalkorpi 1990b).





Kuva 17. Kasvukauden fosfori- ja typpikeskiarvon vaikutus veden klorofyllipitoisuuden keskiarvoon Vesijärvellä. Vaaka-akselilla kesäkauden ravinnepitoisuuden keskiarvo, pystyakselilla keskimääräinen klorofyllipitoisuus. Korrelaatiokertoimet ovat tilastollisesti merkitseviä ($P < 0.01$).

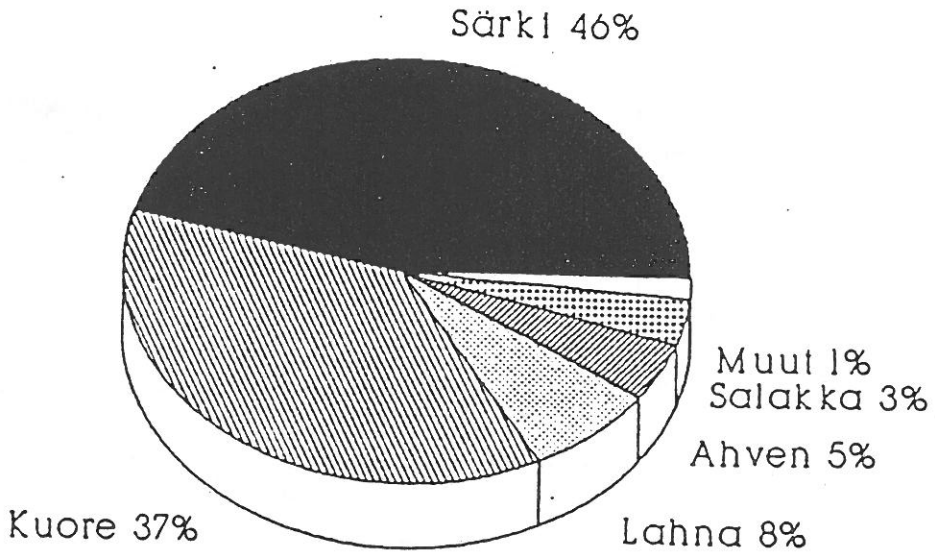
3.5. Tehokalastuksen vaikutus Enonselällä

Vuoden 1989 tehokalastus onnistui hyvin ja poisti ilmeisen sitkeät epäilyt, jotka toiminnan taustalla olleisiin kalamääräarvioihin oli aluksi kohdistettu. Tehokalastuksen saalis oli yhteensä 172 t. Tästä valtaosa (165 t) saatiin troolauksella, joka jouduttiin lopettamaan kertaalleen korotetun määrärahan loputtua elokuussa. Yksikkösaaliissa oli tapahtunut vasta noin 30 %:n lasku (E. ja T. Peltomäki, suullinen tieto). Saaliin lajijakautuma on esitetty kuvassa 19.

Tehokalastuksen saalis on noin 66 kg/ha, samaa luokkaa kuin Kajaanselkääkin vähäravinteisemmalla Säkylän Pyhäjärvellä (kok.fosfori n. 15 µg/l). Muilta Vesijärven typpisiltä järviltä tehdyistä arvioista päätellen kalabiomassa on Enonselällä tätä huomattavasti korkeampi (Keto & Sammalkorpi 1988) ja myös eri särkitiheyksillä tehtyjen allaskokeiden tulosten perusteella poistettavaa kalaa on todennäköisesti enemmän kuin 66 kg/ha.

Kesän kalastuksella ei ehtinyt olla merkittävää vaikutusta kesän 1989 veden laatuun, olihan esimerkiksi fosforipitoisuus elokuussa korkeampi kuin v. 1988. Veden fosforipitoisuus kyllä laski heinä-elokuussa, mutta samanlainen lievä fosforipitoisuuden lasku tapahtui myös heinä-elokuussa 1988 (vrt. Keto 1989), jolloin saaliit olivat huomattavasti vaatimattomampia.

Kalansaaliin mukana poistui fosforia noin 1000 kg ja typpeä noin 4800 kg (pitoisuusarvot 0.58 % P ja 2.8 % N; (Jumppanen (1981)). Fosforin poistuma on samaa luokkaa kuin Joutjoen ja Merrasojan keskimäärin tuoma määrä, typen poistuma on noin 70 % jokien tuomasta määrästä.



Kuva 19. Lahden kaupungin tehostetun kalastuksen lajijakautuma v. 1989 (Huttunen 1990). Kokonaissaalis oli 172 t (66 kg/ha).

4. Yhteenveto ja johtopäätökset

Vesijärven kuuden osa-alueen veden laatua tarkkailtiin yhtenäisin menetelmin ensimmäistä kertaa kesällä 1989. Tutkimuksessa käytetyt analyysit ja näytetiheys (vähintään kerran talvella, viisi-kuusi kertaa kesällä) toivat hyvin esiin Vesijärven eri osa-alueiden välisiä vedenlaatueroja.

Ravinne- ja klorofyllipitoisuuden, typpi:fosfori-suhteen, näkösyvyyden, pH:n, perustuotantokyvyn sekä rauta- ja mangaanipitoisuuden perusteella erottuivat voimakkaasti rehevöitynyt eteläosa ja vain lievästi rehevöitynyt pohjoisosa toisistaan. Komonselkä oli vaihettumisaluetta. Alkaliniteetti oli samaa tasoa kaikilla osa-alueilla. Alusveden happitilanne oli kerrostuneisuuden aikana huono Enonselällä, Paimelanlahdella ja Kajaanselällä.

Huonoimmassa tilassa Vesijärven osa-alueista ovat vuoden 1989 tutkimusten perusteella Vähäselkä ja Paimelanlahti. Tulos oli odotettu, koska vuodesta 1987 tehty kuormitustutkimus on selvästi osoittanut että Myllyojan ja Haritunjoen veden laatu on huonompi kuin muiden "suurien" Vesijärveen laskevien ojien. Ravinne- ja klorofyllipitoisuudet olivat pienimpiä Kajaan- ja Laitialanselillä.

Enonselän ravinnepitoisuuksien pitkäaikaiskehitys osoittaa fosforin osalta lievää laskua, joka vuonna 1989 muuttui lieväksi nousuksi. Typen pitoisuuksissa ei ole Enonselällä selvää suuntausta havaittavissa. Tehokalastuksella ei vielä ollut selvää vaikutusta Enonselän tilaan kesällä 1989, sinileväkukinnat jatkuivat.

Kajaanselällä on kevättalvinen typpipitoisuus lievässä nousussa, ilmeisesti osoituksena ulkoisesta kuormituksesta. Vehkoon kaatopaikan vaikutuksia tulisi selvittää tarkemmin.

Eri osa-alueiden ravinnetason ja levämäärän välillä vallitsi voimakas korrelaatio. Tämä tulos, voimakkaimmin kuormitettujen alueiden huonoin vedenlaatu ja pitkällä aikavälillä tapahtunut Kajaanselän (toistaiseksi lievä) rehevöityminen osoittavat, että ulkoista ravinnekuormitusta vähentävien toimenpiteiden tehostaminen on välttämätöntä Vesijärven valuma-alueella.

Enonselällä tehdyt allaskokeet ovat osoittaneet, että särkikanta on tärkeä sisäisen kuormituksen käynnistäjä kesäisin. Koska ravinnepitoisuuden ja levämäärän välillä vallitsee voimakas korrelaatio, on Vesijärvi ilmeisen herkkä kalojen haitalliselle vaikutukselle. Näistä syistä särkikaloihin kohdistuvan tehokalastuksen jatkaminen on tärkeätä ainakin Enonselällä. Muiden alueiden tehokalastustarve on arvioitava erikseen vedenlaatu-, plankton- ja kalastohavaintojen perusteella.

5. Lähdeviitteet

Horppila, J. 1988. Vesijärvi-projekti, allaskokeet 1988. HY, Lahden tutkimus- ja koulutuskeskus/Lahden kaupunki, YSL. Moniste, 29+19 s.

Horppila, J. 1989a. Vesijärvi-projekti, akvaariokokeet 1989. HY, Lahden tutkimus- ja koulutuskeskus/Lahden kaupunki, YSL. Moniste, 14+4 s.

Horppila, J. 1989b. Vesijärvi-projekti, allaskokeet 1989. HY, Lahden tutkimus- ja koulutuskeskus/Lahden kaupunki, YSL. Moniste, 22+10 s.

Horppila, J. & Kairesalo, T. 1990. A fading recovery: the role of roach (Rutilus rutilus L.) in maintaining high phytoplankton productivity and biomass in Lake Vesijärvi. Hydrobiologia 200/201, 153-165.

Huttunen, M. 1990. Enonselän tehokalastuksen saalistilastot. Lahden kaupunki/maa- ja metsätaloustoimisto.

Ilmatieteen laitos: kuukausikatsaukset vuodelta 1989.

Jumppanen, K. 1981. Säkylän Pyhäjärven tila ja biologinen tuotanto v. 1980. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistyksen julkaisu No 47.

Kairesalo, T. 1980. Diurnal fluctuations within a littoral in the oligotrophic Lake Pääjärvi, southern Finland. Freshw. Biol. 10, 10, 533-547.

Kairesalo, T. ym. 1985. Consequences of fertilization within a littoral Equisetum fluviatile stands in Lake Pääjärvi, southern Finland. Verh. int. Ver. Limnol. 22, 2904-2908.

Kanninen, J., Kauppi, L. & Yrjänä, E-R. 1982. The role of nitrogen as growth limiting factor in the eutrophic Lake Vesijärvi, southern Finland. Hydrobiologia 86, 81-85.

Kauppi, L. 1979. Valuma-alueen vaikutus fosforin ja typen hajakuormitukseen. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 30, 21-40.

Keto, J. 1982. The recovery of Lake Vesijärvi following sewage diversion. Hydrobiologia 86, 195-199.

Keto, J. 1989. Vesijärven tila vuoden 1988 havaintojen perusteella. Lahden kaupungin elintavikelaboratorion tiedotuksia No 35 (+ aikaisemmat vuosiraportit).

Keto, J. & Peltola, R. 1988. Vesijärven kuormitustutkimus 1987. Lahden kaupungin elintarvikelaboratorion tiedotuksia.

Keto, J. & Sammalkorpi, I. 1988. A fading recovery: a conceptual model for Lake Vesijärvi management and research. Aqua Fennica 18, 193-201.

Peltola, R. & Sammalkorpi, I. 1988. Vesijärven kuormitustutkimus 1988. Moniste, Helsingin yliopiston Lahden tutkimus- ja koulutuskeskus.

Persson, L., Andersson, G, Hamrin, S. & Johansson, L. 1988. Predator regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. Pp. 45-65 in: Carpenter, S. (ed.) Complex interactions in lake communities. Springer-Verlag.

Sammalkorpi, I. 1988. Vesijärvi-projekti: vuoden 1987 tulokset ja vuosien 1988-91 suuntaviivat. Moniste, 14 s. HY, Lahden tutkimus- ja koulutuskeskus.

Sammalkorpi, I. 1990a. Vesijärvi-projektin suuntaviivat 1990-1994. Lahden, Hollolan ja Asikkalan ympäristönsuojelulautakuntien suunnitelmat vv. 1990-1994. HY, Lahden tutkimus- ja koulutuskeskus.

Sammalkorpi, I. 1990b. Vesijärven runkopisteiden eläinplankton v. 1989. Moniste, 12 s. HY, Lahden tutkimus- ja koulutuskeskus/Lahden kaupunki, elintarvikelaboratorio.

Yrjänä, E-R. ym. 1983. Esitutkimus biologisen typensidonnan ja asumajätevesien typenpoiston vaikutuksista vesiekosysteemin typpitalouteen. Vesihallituksen monistesarja 1983:166.