

Jyväsjärven tilan kehitys 1840-2000  
– Pilaantumisen ja elpymisen aikakaudet

Jyväskylän yliopisto  
Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Hydrobiologian ja limnologian  
pro gradu -tutkielma  
Jorma Keränen  
20.9.2001

## JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO

Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Hydrobiologia ja limnologia

KERÄNEN JORMA, J.: Jyväsjärven tilan kehitys 1840-2000

– Pilaantumisen ja elpymisen aikakaudet

Pro gradu: 94 s., 6 liitettä (11 s.)

Työn ohjaajat: Prof. Kalevi Salonen, FL Timo Marjomäki

Tarkastajat: Prof. Kalevi Salonen, FT Kaj Granberg

Syyskuu 2001

LYHENNELMÄ (Pirjo Kuitunen 21.8. 2003)

Hakusanat: rehevöityminen, kuormitus, vedenlaatu

### TIIVISTELMÄ

Tutkielman tarkoituksena oli selvittää Jyväsjärven veden tilaa 1840-luvulta nykypäivään. Erityisesti tarkastelun kohteena olivat jätevesikuormituksen aiheuttamat muutokset veden laatuun ja järven biologiseen tilaan.

Veden laatua käsittelevä aineisto on koottu Suomen ympäristökeskuksen valtakunnallisesta vesirekisteristä ja Kankaan paperitehtaan velvoitetarkkailuraporteista. Biologiset tutkimustulokset on kerätty pääasiassa Pohjois-Päijänteen velvoitetarkkailuraporteista vuosilta 1975–2000. Lisäksi materiaalia on koottu erilaisista tutkimusraporteista ja akateemisista opinnäytetöistä.

Aineiston perusteella Jyväsjärvi oli rehevä jo 1900-luvun alussa. Järven veden laatu huononi Jyväskylän asumajätevesipäästöjen kasvaessa ja 1960-luvulla järvi ei enää soveltunut virkistyskäyttöön. Pitkään jatkuneen jätevesikuormituksen seurauksena pohjasedimenttiin varastoutuneita ravinteita vapautui hapettomissa olosuhteissa. Veden laadussa tapahtui kuitenkin suuri parannus vuosien 1974-1978 välillä, jolloin asumajätevedet alettiin johtaa Nenäinniemen keskuspuhdistamolle. Myös pääsyvänteen ilmastuksen vaikutuksesta ravinteiden liukeneminen sedimentistä väheni 1980-luvulla. Silti nykyisin yksistään Tourujoen valuma-alueelta tuleva ravinnekuormitus riittää pitämään järven rehevänä.

Kasviplanktonin ja sedimentin piilevätutkimusten perusteella Jyväsjärvi on ollut rehevä koko viime vuosisadan ajan. Jätevesipäästöjen loppumisen jälkeenkin levien biomassat ovat suuria johtuen korkeista ravinnepitoisuuksista.

Pohjaeläintutkimusten perusteella pohjan hapettomuus näkyi 1970-luvulla yksilömäärien ja lajien vähäisyytenä. Vaikka jätevesipäästöjen loppuminen vuonna 1978 ja syvänteiden hapetus paransi happitilannetta, niin pohjan biologinen kunto on kuitenkin edelleen heikko kuvaten vahvasti kuormitettua syvännettä.

Happikatojen ja happamuuden seurauksena kalakuolemat olivat tavallisia vielä 1960- ja 1970-luvuilla. Jyväsjärven kaloissa oli silloin maku- ja hajuhaittojen lisäksi korkeita elohopeapitoisuuksia. Nykyisin veden laadun parannuttua ovat arvokalat, kuten kuha ja siika, palaneet Jyväsjärveen, mutta rehevälle järvelle tyypilliset särkikalat ovat edelleen valtaryhmänä.

## UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ

Faculty of Mathematics and Natural Sciences

Department of Biological and Environmental Sciences

Hydrobiology and limnology

KERÄNEN JORMA, J.: Lake Jyväsjärvi from 1840-2000

– Periods of pollution and recovery

Master of Science thesis: 94 p., 6 appendices (11 p.).

Supervisors: Prof. Kalevi Salonen, Ph.Lic. Timo Marjomäki

Inspectors: Prof. Kalevi Salonen, Ph.D. Kaj Granberg

September 2001

RESUMÉ (Pirjo Kuitunen 21.8. 2003)

Key words: eutrophication, load, quality of water

**ABSTRACT**

The aim of this thesis was to study the condition of the Lake Jyväsjärvi from 1840-2000. The special emphasis of the study was on the changes induced by wastewater loading in the quality of water and in the biology of the lake.

The material regarding the quality of water was collected from the national water register of Finnish Environment Institute and from the research reports of the paper mill of Kangas. The biological research results were mainly collected from the research reports on the Lake North-Päijänne from the years 1975-2000. Furthermore, the material was also collected from different kinds of research reports as well as academic theses.

On the basis of the material, the Lake Jyväsjärvi was already eutrophic in the early 1900's. The quality of the water in the lake worsened when the amount of wastewater loading originating from the expanding city of Jyväskylä increased, and in the 1960's the lake was no longer suitable for recreation use. As a consequence of long-lasting wastewater loading, the nutrients that were sedimented in the bottom of the lake were released under anoxic conditions. However, during the years 1974-1978, the quality of water greatly improved due to the processing of municipal wastewaters in the central refinery of Nenäinniemi. Moreover, in the 1980's, the aeration of the lake's deepest areas decreased the amount of dissolving nutrients from the sediment. Presently, however, the nutrient load coming from the drainage area of river Tourujoki is enough to keep the lake eutrophic.

On the basis of phytoplankton and sedimented diatom studies, the Lake Jyväsjärvi has been eutrophic for the whole last century. Even after the sewage ceased to be emptied into the lake, the biomasses of algae remained large due to the high nutrient contents.

On the basis of the zoobenthos studies, the anoxia in the bottom of the lake during the 1970's resulted in the scarcity of species and decreased number of organisms. Although the ending of wastewater loading in 1978 and starting of the oxidation of the depths improved the oxygen conditions, the biological status of the bottom of the lake is still weak. This is characteristic for depths being heavily loaded with nutrients.

In the 1960-70's, fish deaths due to the oxygen depletion and acidity were still common. In that time, the fish of Lake Jyväsjärvi had no economic value due to high mercury content and poor taste and odor. Nowadays, since the improvement of the quality of the water, the valuable fish such as pikeperch and whitefish have returned to the Lake Jyväsjärvi, although the cyprinid fishes that are typical for eutrophic lakes, are still the dominant group.

## SISÄLLYSLUETTELO

1. Johdanto .....	5
3 Tulokset ja tarkastelu .....	6
3.1 Kuormitus .....	6
3.1.1 Fosforikuorma .....	6
3.1.2 Typpikuorma .....	10
3.1.3 Biologinen hapen kulutuskuorma .....	11
3.2 Hapetus ja ilmastus .....	12
3.3 Veden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet .....	13
3.3.1 Lämpötila .....	13
3.3.2 Happipitoisuus ja hapen kyllästysaste .....	14
3.3.3 Rauta .....	17
3.3.4 Kokonaisfosfori .....	18
3.3.5 Kokonais- ja ammoniumtyppi .....	20
3.3.6 Kemiallinen hapenkulutus ( $KHK_{Mn}$ ) .....	23
3.3.7 Biologinen hapenkulutus ( $BHK_7$ ) .....	24
3.3.8 Happamuus .....	26
3.3.9 Sähkönjohtokyky .....	27
3.3.10 Väri .....	29
3.3.11 Näkösyvyys .....	30
3.3.12 Muut määrittelyt .....	31
3.4 Kasviplankton ja perifyton .....	33
3.4.1 Kasviplankton .....	33
3.4.2 Klorofylli a .....	38
3.4.3 Perustuotantokyky ja perustuotanto .....	40
3.4.4 Minimiravinteet .....	41
3.4.5 Perifyton .....	42
3.4.6 Sedimentoituneet piilevät .....	42
3.5 Makrofytyt eli vesikasvit .....	44
3.6 Eläinplankton .....	46
3.6.1 Lajisto .....	46
3.6.2 Biomassa .....	48
3.6.3 Tuotanto .....	49
3.7 Pohjaeläimet .....	50
3.8 Nilviäiset .....	54
3.9 Kalasto .....	56
3.9.1 Yleistä .....	56
3.9.2 Kalakannat .....	57
3.9.3 Kalojen elohopea- ja PCB-pitoisuudet sekä haju- ja makuhaitat .....	60
3.9.4 Loiset .....	62
3.10 Sedimentti .....	63
4. Yleistarkastelu .....	65

## 1. Johdanto

Jyväskylän kaupungin keskustassa sijaitseva Jyväsjärvi oli kaupunkilaisten suosima uima- ja virkistyskäyttövesi 1900-luvun alkupuolelta vielä 1950-luvulle saakka. Kasvava jätevesikuormitus pilasi kuitenkin järven 1950-luvun lopulla virkistyskäyttöön sopimattomaksi, sillä kaupungin ja lähistön jäteveden johdettiin suoraan järveen. Asumajätevesien ohella oman lisänsä kuormitukseen toi Jyväsjärveen laskevan Tourujoen varrella sijaitseva Kankaan paperitehdas (nykyisin M-real oyj, Kankaan paperitehdas). Jyväsjärven tilan koheneminen alkoi kun vuonna 1974 valmistuneeseen Nenäinniemen jätevesipuhdistamolle johdettiin kaupungin jätevesiä asteittain siten, että elokuun 1977 jälkeen ei puhdistamattomia asumajätevesiä laskettu enää Jyväsjärveen.

Jyväsjärvestä on olemassa varsin runsaasti erilaisia tietoja ja julkaisuja. Kankaan paperitehtaan velvoitetarkkailutiedot Jyväsjärvestä ja Tourujoesta ovat veden laadun osalta kattavat 1950-luvun lopulta alkaen. Velvoitetarkkailun piiriin kuuluvat myös Jyväskylän yliopiston ympäristötutkimuskeskuksen tekemät erilaiset biologiset tutkimukset. Jyväskylän yliopiston tutkijat ja opiskelijat ovat julkaisseet runsaasti Jyväsjärveä koskevaa aineistoa. Myös Jyväskylän kaupunki on teettänyt useita tutkimuksia Jyväsjärven tilasta.

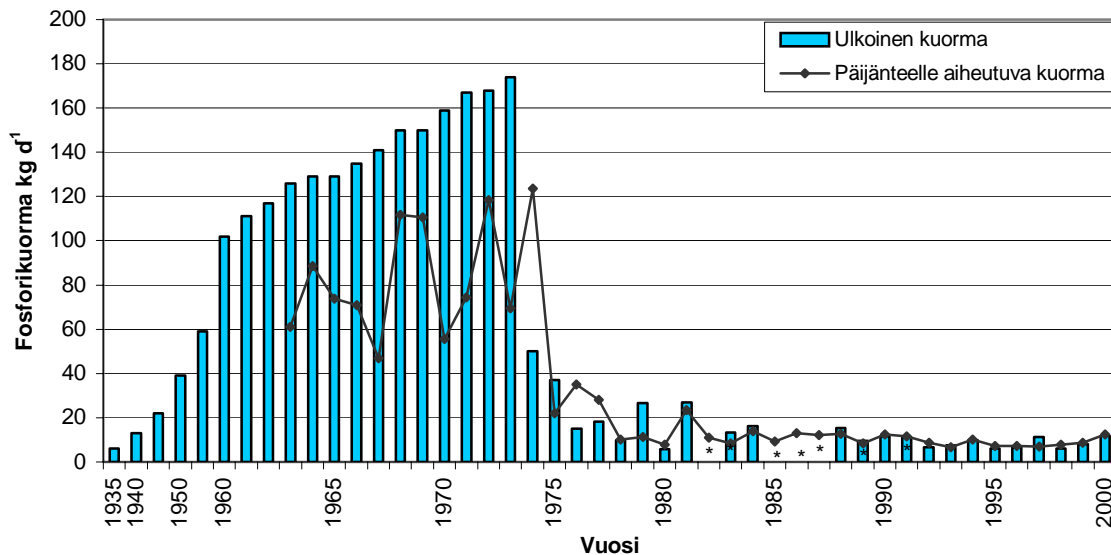
Työn tarkoituksena on selvittää Jyväsjärven tilan kehittyminen vuosisadan alusta nykypäivään käytettävissä olevien tutkimustulosten ja muiden aineistojen avulla. Erityisesti tarkastellaan jätevesikuormituksessa tapahtuneiden muutoksien vaikutuksia veden laatuun ja järven rehevyystasoon. Rehevyystason mittareina käytetään veden laadun lisäksi järven eri biologisilla ravintotasoilla tapahtuvia muutoksia. Tämän tutkielman taustana on Jyväsjärvihanke, jonka eräänä tavoitteena on parantaa järven tilaa. Kun tunnemme järven historiaa ja taustoja, osaamme hahmottaa nykypäivän ongelmia ja suunnitella tulevia toimia.

## 3 Tulokset ja tarkastelu

### 3.1 Kuormitus

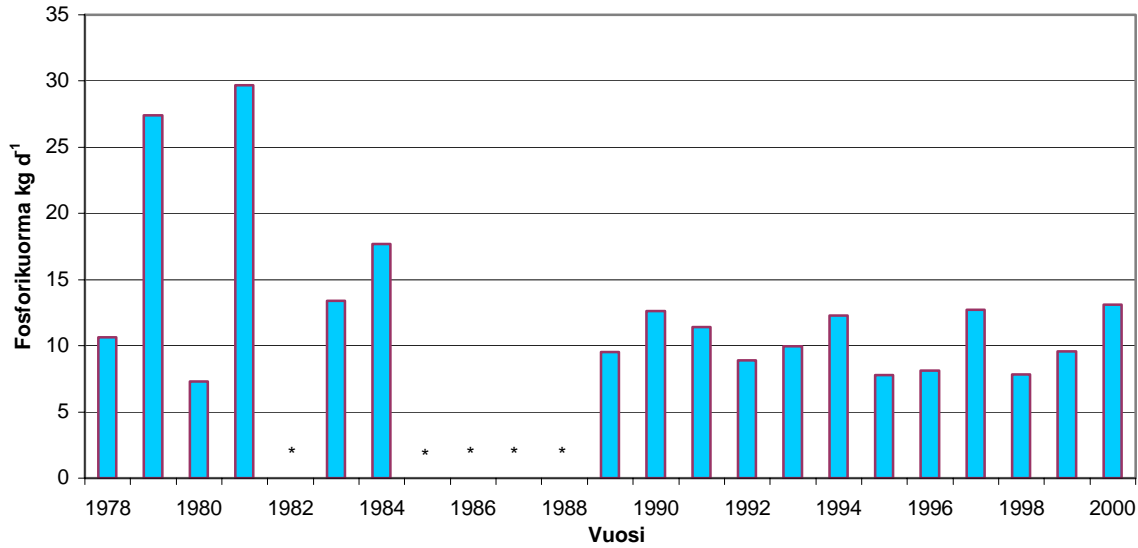
#### 3.1.1 Fosforikuorma

Jyväsjärveen tulevan fosforikuorman kasvu 1930-luvulta 1970-luvulle johtui lisääntyneistä asumajätevesipäästöistä ja ulkoisen fosforikuorman (kuva 7) huippu saavutettiin 1970-luvun alussa. Jätevesien puhdistustoimien alkaessa vuonna 1974, jäi jäljelle hajakuormitus ja osa Kankaan paperitehtaan pistekuormituksesta. Paperitehtaan fosforikuorma on ollut vuosina 1960–2000 keskimäärin  $1,3 \text{ kg d}^{-1}$  (vaihteluväli  $0,4\text{--}2,5 \text{ kg d}^{-1}$ , SD 0,6, n 41). Äijälänsalmen kautta Päijänteeseen laskeva fosforimäärä (kuva 7) on ollut voimakkaan kuormituksen aikana selvästi Jyväsjärveen tulevaa määrää pienempi. Kuormituksen vähennyttyä Äijälänsalmesta on poistunut fosforia lähes saman verran kuin Jyväsjärveen on tullutkin. Asumajätevesien aiheuttaman fosforikuorman vähentyttyä vuoden 1978 jälkeen keskimääräinen ulkoinen fosforikuorma on ollut  $12,8 \text{ kg d}^{-1}$  eli alle 10 % huipun aikaisesta (kuva 8).



Kuva 7. Jyväsjärven ulkoisen fosforikuorman kehitys ja Päijänteelle aiheutunut kuormitus vuosina 1935–2000. Vuosille 1935–1970 ulkoinen fosforikuormitus on arvioitu vedenkulutuksen perusteella (lähteet: liite 6).

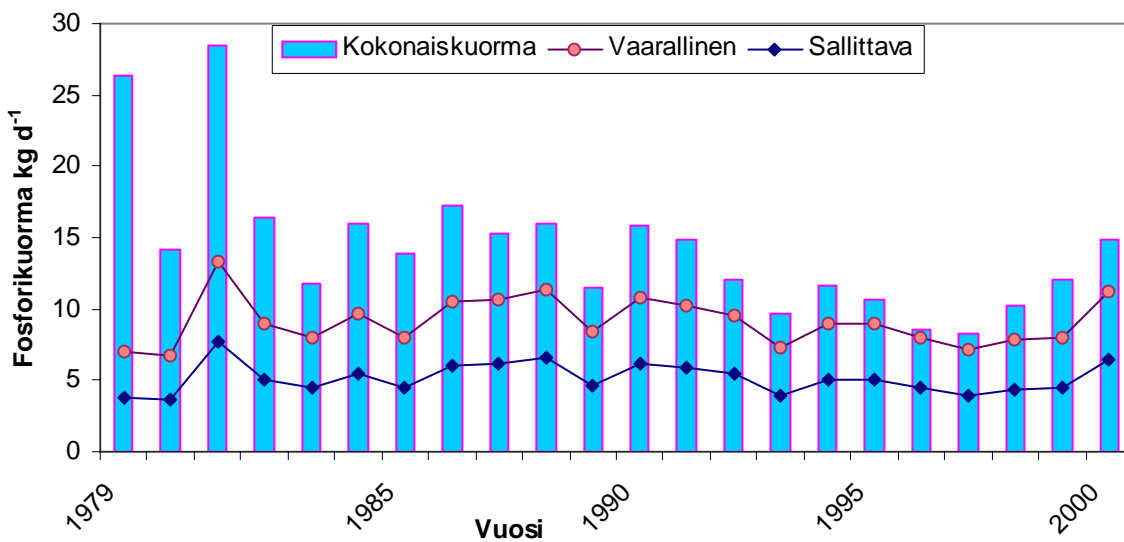
\* ei mitattu



Kuva 8. Yksityiskohtaisempi esitys Jyväskylän keskimääräisestä vuosittaisesta ulkoisesta fosforikuormasta 1978–2000 ks. kuvan 7 selitykset.

\* ei mitattu

Friskin (1979) kaavalla lasketut Jyväskylän kokonaisfosforikuormat ovat olleet selvästi yli Wollenweiderin ja Dillonin (1974) mukaisen vaarallisen kuorman (kuva 9) asumajätevesikuorman loppumisen jälkeenkin (ka. 14,4 kg d<sup>-1</sup>, vaihteluväli 8,3–28,4 kg d<sup>-1</sup>, SD 5,0, n 22). Jo pelkästään ulkoinen kuorma (kuva 5) ilman sisäistä kuormaakin ylittää vaarallisen kuormituksen.

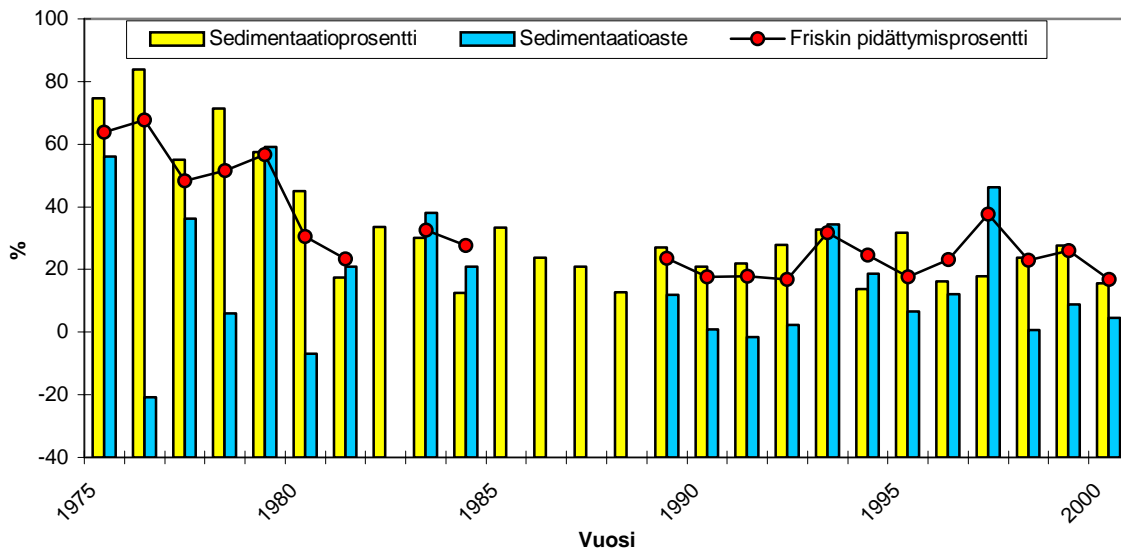


Kuva 9. Jyväskylän kokonaisfosforikuorma ja sallittava sekä vaarallinen kuorma vuosina 1979–2000 (lähteet: liite 6).

Eri menetelmillä lasketut fosforin pidättymiskertoimet (kuva 10) ovat lähestyneet kuormituksen pienennettyä toisiaan. Kun sedimentaatioasteen ja fosforin pidättymisprosentin ero oli vuosien 1975–1984 välillä keskimäärin 21 % on se ollut vuosina 1989–2000 vain 11 %. Vuosien 1989–2000

sedimentaatioaste on ollut keskimäärin 12 % ja tulevasta kuormasta (ka.10,3 kg d<sup>-1</sup>) laskettu sedimentoituvan fosforin määrä on ollut keskimäärin 0,9 kg d<sup>-1</sup>.

Kokonaiskuormasta laskettu sedimentaatioprosentti on myös laskenut vuosien 1975–1984 keskimääräisestä arvosta 48 % (vaihteluväli 12,5–59,1 %, SD 24,5, n 10) vuosien 1989–2000 arvoon 23 % (vaihteluväli 13,7–32,7, SD 6,4, n 12). Koska myös Friskin pidätymisprosentin laskemisessa on käytetty kokonaiskuormitusta, käyttäytyvät sedimentaatioprosentti ja pidätysprosentti likimain samoin. Sisäisen kuormituksen osuutta voidaan arvioida karkeasti vertailemalla kokonaiskuormitukseen perustuvia pidätyskertoimia sedimentaatioasteeseen. Pidätysprosentin ja sedimentaatioasteen erotuksen perusteella sisäisen fosforikuormituksen osuus on ollut vuosina 1989–2000 keskimäärin 11 % eli 1,1 kg d<sup>-1</sup>. Vaihteluväli on kuitenkin suuri (-1,0–2,4 kg d<sup>-1</sup>, SD 1,1, n 12) ja fosforia ei ole laskennallisesti vapautunut joka vuosi sedimentistä. Sedimentaatioasteen alhaiset tai negatiiviset arvot 1970–1980-luvulla johtuvat sisäisestä kuormituksesta.



Kuva 10. Jyväskjärven sedimentaation määrät 1975–2000. Vuosilta 1982, 1985–1988 vain sedimentaatioprosentti, koska ulkoista kuormaa ei ole mitattu (lähteet: liite 6).

Jyväskjärven tulevan fosforikuormituksen pienentyminen murto-osaan 1970-luvun alkupuolella johtui keskuspuhdistamon valmistumisesta ja jätevesien johtamisesta sinne Jyväskjärven asemasta. Sen jälkeen ulkoisen kuormituksen vaihtelut ovat johtuneet lähinnä virtaamien aiheuttamista muutoksista ainemäärissä. Yläpuolisten järvien fosforin pidätyskyky ei ole erityisen hyvä (Palomäki 1996), joten valuma-alueen fosforikuormitus näkyy nopeasti myös Jyväskjärven kuormituksessa.



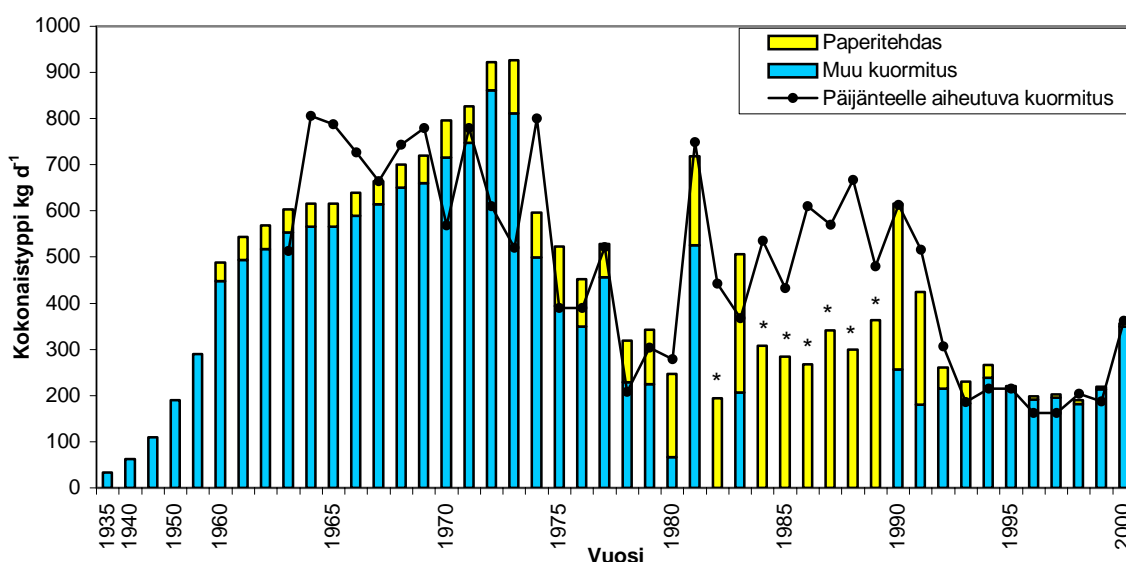
Kuormituksen ylittäessä Vollenweiderin ja Dillonin (1974) mukaisen vaarallisen rajan on järvi rehevä ja Jyväsjärveen tuleva kuormitus ei ole kertaakaan alittanut tätä rajaa. Ulkoisen kuorman suuruus yksistään riittää pitämään järven rehevänä.

Suomalaisissa järvissä yleensä fosforin niukkuus rajoittaa levätuotantoa ja siksi fosforikuorman merkitys on erityisen suuri järven rehevyydestä ajatellen. Rekolaisen ym. (1992) mukaan kokonaisfosforikuormien käyttö vesistövaikutusten arvioinnissa voi johtaa vääriin päätelmiin, koska vain osa siitä on leville käyttökelpoisessa muodossa. Sen sijaan liukoinen fosfori yhdessä veden kiintoaineesta vapautuvan fosforin kanssa kuvaa parhaiten rehevöittävää vaikutusta. Maatalouden kuormitus eroaa muusta kuormituksesta siten, että se ajoittuu kevääseen ja syksyyn, jolloin levien kasvu on valon niukkuudesta ja veden kylmyydestä johtuen vähäistä. Kokonaisfosforikuormasta sedimentoituukin huomattava osa ennen levien kasvukautta. Liukoinen fosfori kuitenkin pysyy vedessä, kunnes levät sitovat sen. Järvissä, joissa sisäinen kuormitus ei ole merkittävää kuten nykyisin Jyväsjärvessä, maatalouden kuormituksen väheneminen näkyy rehevyydestä alenemisena suhteessa liukoisen fosforin kuormitukseen.

Eri menetelmin saadut sedimentaatiotulokset poikkeavat toisistaan jonkin verran. Sedimentaatioaste perustuu pelkästään ainetaseeseen kun taas muut mallit perustuvat kokonaiskuormaan, joka sisältää myös sisäisen kuorman. Ero näkyy selvästi kuormituksen ollessa suurta 1970-luvulla, jolloin sedimentaatioaste oli negatiivinen ja muut pidättymiskertoimet sen sijaan selvästi positiivisia. Friskin pidättymiskerroin soveltuu huonosti reheviin järviin (jos mallilla laskettu poistuvan veden fosforipitoisuus on yli 40 mg m<sup>3</sup>), joissa pidättymiskerroin kasvaa liian suureksi (Frisk 1978). Tämä pitää paikkansa myös Jyväsjärven kohdalla 1970-luvulla, jolloin lähtevän veden fosforipitoisuudet olivat yli 40 mg m<sup>3</sup> ja lasketut pidättymiskertoimet täten liian suurina verrattuna todellisiin arvoihin. Jyväsjärven Äijälänsalmesta lasketut fosforipitoisuudet alittavat kyseisen rajan vuodesta 1979 lähtien ja myös mallin sisältämä ehto täyttyy, joten tuloksia voidaan pitää sen jälkeen luotettavina arvioitaessa fosforin sedimentaation osuutta. Sedimentaatio- ja pidätysprosentin pieneneminen ja vaihtelun väheneminen kuvaa kokonaiskuormituksen vähenemistä 1970-luvun lopulta lähtien. Ilmastuksen tehostuttua on myös alusveden happitilanne parantunut ja fosfori on pysynyt sedimentissä. Jyväsjärveä 1970–1980-luvulla rasittaneen sisäisen kuormituksen osuus onkin ollut viime vuosikymmenen aikana vähäinen koko kuormitukseen nähden.

### 3.1.2 Typpikuorma

Jyväsjärveen tuleva typpikuorma (kuva 11) oli suurimmillaan 1970-luvun alussa asumajätevesien päästessä puhdistamattomina järveen. Kankaan paperitehtaan osuus on ollut vähäinen lukuun ottamatta 1970–1980-lukua, jolloin muun kuormituksen väheneminen lisäsi paperitehtaan suhteellista osuutta. Pergamenttipaperin valmistuksen loputtua vuonna 1991, loppui myös typpipäästöjä aiheuttaneen ammoniakkin käyttö. Kankaan paperitehtaan aiheuttama typpikuorma onkin nykyisin alle  $10 \text{ kg d}^{-1}$ . Kokonaistyppikuorma on ollut 1990-luvulla keskimäärin  $270 \text{ kg d}^{-1}$  (vaihteluväli  $224\text{--}334 \text{ kg d}^{-1}$ , SD 42,9, n 8), josta nykyisin pääosa tulee valuma-alueelta hajakuormituksena.

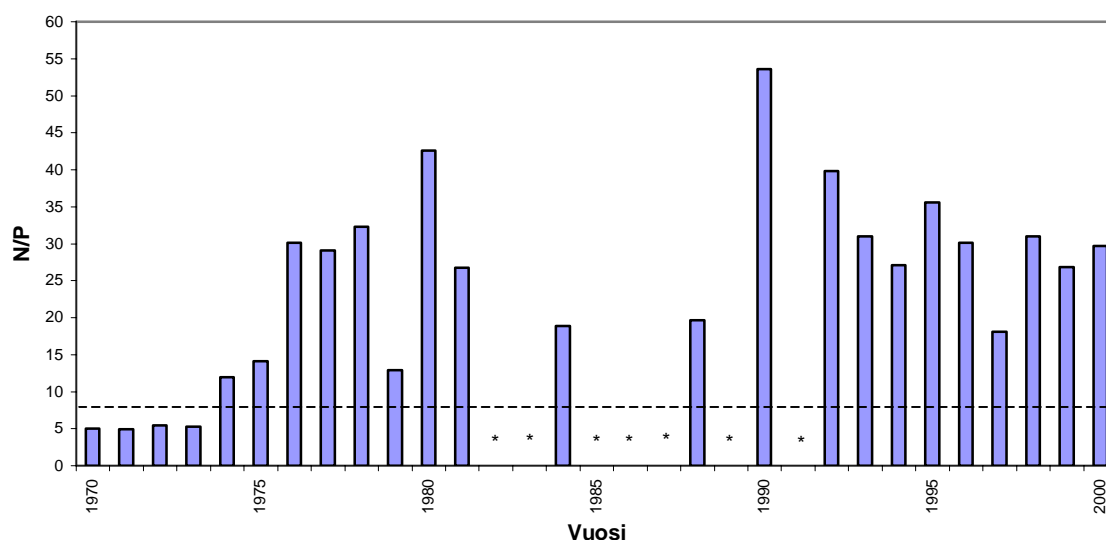


Kuva 11. Jyväsjärven typpikuorman kehitys 1935–2000. Typpikuorma on arvioitu vuosille 1935–1974 vedenkulutuksen perusteella (lähteet: liite 6). \* muuta kuormaa ei mitattu

Asumajätevedet olivat Jyväsjärven pääasiallinen typpipäästöjen lähde 1970-luvulle saakka. Asumajätevesipäästöjen loputtua Kankaan paperitehtaan ja hajakuormituksen osuudet olivat lähes yhtä suuret, kunnes vuonna 1991 paperitehtaan ammoniakkipäästöt loppuivat kokonaan. Nykyisin typpikuormitus on peräisin lähes kokonaan valuma-alueelta tulevasta hajakuormituksesta. Leinonen (1992) on todennut Tourujoen valuma-alueen typpikuormituksen olevan peräisin pääosin peltoviljelystä, jonka osuus on noin 40 % ihmisen toiminnasta johtuvasta kuormituksesta. Lannoitteiden sisältämä typpi on pääosin nitraattimuodossa, joka on leville suoraan käyttökelpoista (Rekolainen ym.1992). Typpikuorman suurus vaihtelee vuosittain sääolojen mukaan. Runsaiden sateiden aikana typen huuhtoutuminen maaperästä lisääntyy ja virtaamien kasvaessa

ainevirtaamatkin kasvavat (Rekolainen ym. 1992). Tämä näkyy erityisesti vuoden 1981 kuormituksessa, jolloin typen kokonaiskuormitus oli yli kaksinkertainen keskimääräisiin arvoihin verrattuna. Typpikuormitus on kuitenkin pysytellyt viime vuosikymmenen ajan samalla tasolla ja mitään trendiä ei voida havaita. Rekolainen ym. (1992) ovat todenneet kuitenkin typen merkityksen kasvavan rehevyyden lisääntyessä, mistä mm. Jyväsjärven minimiravinnetutkimuksissakin on ollut viitteitä.

Kokonaistyyppi-kokonaisfosfori -massasuhteiden tarkastelun (kuva 12) perusteella fosfori on ollut rajoittava ravinne (suhde selvästi yli 7) vuodesta 1974 alkaen eli samaan aikaan kun Jyväsjärveen laskettavat asumajätevesipäästöt vähenivät. Ennen vuotta 1974 asumajätevesipäästöjen sisältämät typpi- ja fosforimäärät olivat niin suuria, että käytännössä ravinteita oli ylenmäärin ja tuotantoa rajoittivatkin muut tekijät.

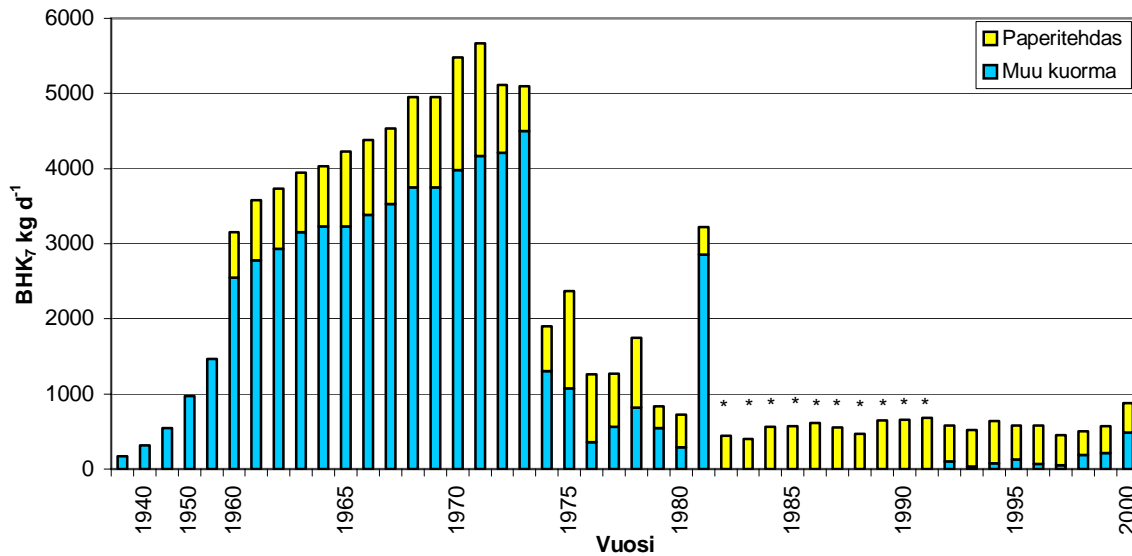


Kuva 12. Kokonaistypen ja -fosforin massasuhteet kuormitusten perusteella vuosina 1970-2000 (katkoviiva  $N/P = 7$ ) (lähteet: liite 6). \* ei mitattu

### 3.1.3 Biologinen hapen kulutuskuorma

Biologisen hapenkulutuksen arvot (kuva 13) ovat pienentyneet 1970-luvun alun asumajätevesikuormituksen loputtua murto-osaan. Kankaan paperitehtaan biologisen hapenkulutuksen osuus kokonaiskuormituksesta on vaihdellut 1990-luvulla 45–95 %. Asumajätevesien päästöjen asteittainen väheneminen vuodesta 1974 ja loppuminen kokonaan vuonna 1978 vähensi BHK<sub>7</sub>-

arvot nykyiselle tasolle, vuosien 1992–2000 keskiarvon ollessa  $580 \text{ kg d}^{-1}$  (vaihteluväli 450–880  $\text{kg d}^{-1}$ , SD 122, n 9).



Kuva 13. Jyväskylän biologisen hapenkulutuksen kehitys 1935–2000. BHK<sub>7</sub>-kuorma on arvioitu vuosille 1935–1970 vedenkulutuksen perusteella (lähteet: liite 6).

\* muu kuorma puuttuu

Vuoden 1981 kohonnut kuormitus johtui runsaista sateista, jolloin myös ainevirtaamat olivat suuret. Hajakuormituksen vaihtelun huomioidenkin on Kankaan paperitehdas nykyisin merkittävin biologisen happea kuluttavan aineksen lähde.

### 3.2 Hapetus ja ilmastus

Ilmastuksen tuloksena ovat talviset happikadot estyneet. Happipitoisuuden parantuessa myös ravinteiden liukeneminen pohjalietteestä on vähentynyt. Kesäaikana ilmastus ei ole kuitenkaan pystynyt estämään alusveden happivajeen muodostumista täysin, vaikka ilmastus onkin lyhentänyt kesäkerrostuneisuutta (Granberg 1984).

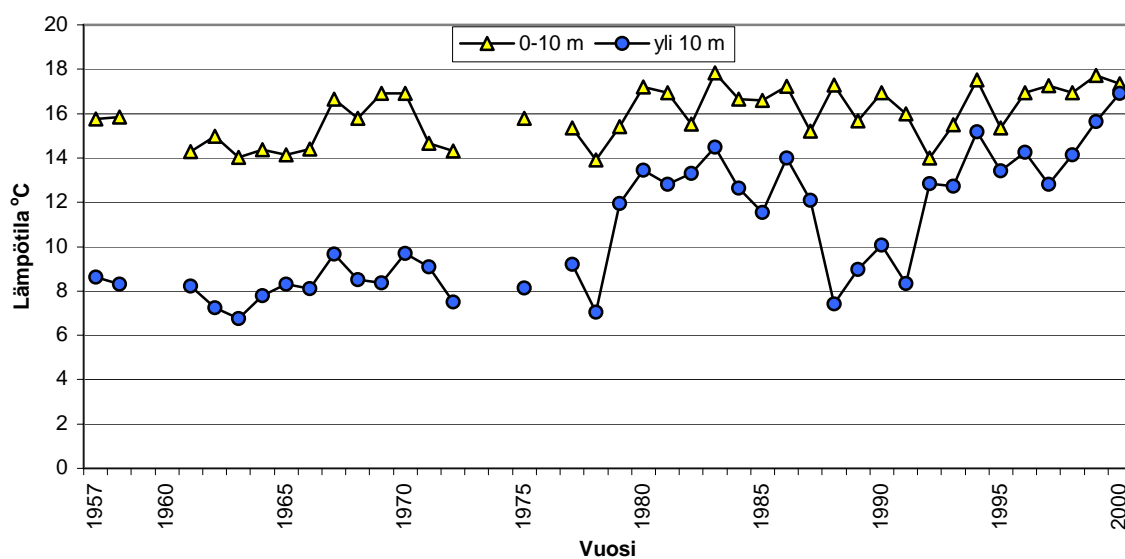
Jyväskylän pääsyvänteen ilmastimien tehot riittivät vasta 1990-luvulla estämään ravinteiden vapautumisen sedimentistä ja vuodesta 1998 alkaen on alusvedeen päällysvedestä pumpattu hapekas vesi pystynyt korvaamaan hajotuksen aiheuttaman hapenkulutuksen. Sedimentin parantunut kunto näkyy selkeästi pohjaeläinten yksilö- ja lajimäärien lisääntymisenä syvänteen profundaalissa. Liian voimakkaalla kesäisellä alusveden ilmastuksella voi olla kuitenkin negatiivisia vaikutuksia.

Kerrostuneisuuden murtuminen mahdollistaa fosforin vapautumisen sedimentin lämmettyä ja samalla fosfori leviää helposti aiheuttaen perustuotannon kasvua (Wahlgren ym. 1990).

### 3.3 Veden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet

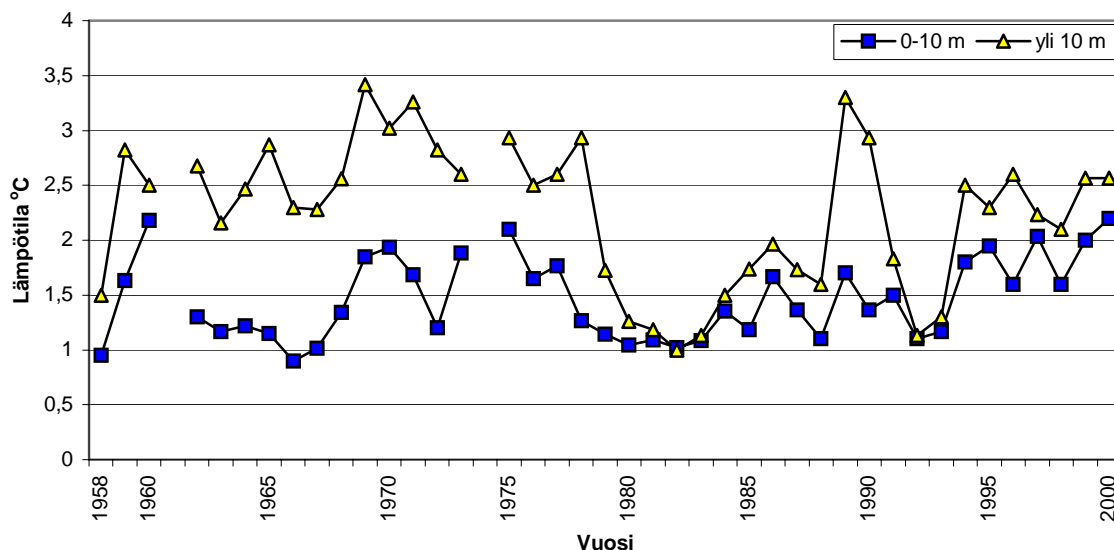
#### 3.3.1 Lämpötila

Jyväsjärven pääsyvänteen hapetus alkoi vuonna 1979 ja päällysveden johtaminen alusveteen kohotti loppukesän alusveden lämpötiloja noin 4 °C (kuva 14). Ilmastin ei toiminut vuosina 1989 ja 1990, jolloin alusveden lämpötilat laskivat samalle tasolle kuin ennen ilmastusta. Ilmastimen tehottomuus näkyi jo vuoden 1988 kesällä alusveden lämpötilan ja happipitoisuuden laskuna. Loppukesän lämpötilaerot alus- ja päällysveden välillä ovat ilmastuksen tehostumisen myötä pienentyneet vuoden 1992 jälkeen. Myös loppupalvella (kuva 15) pintaveden johtaminen pohjalle näkyy lämpötilaerojen pienentymisenä eri vesikerrosten välillä vuoden 1979 jälkeen. Ilmastimen seisokki näkyy syvällä olevan vesikerroksen lämpötilan kohoamisena samalle tasolle kuin ennen ilmastusta.



Kuva

14. Jyväsjärven päällysveden ja alusveden lämpötilakehitys heinä-elokuussa 1957–2000 (lähteet: liite 6).

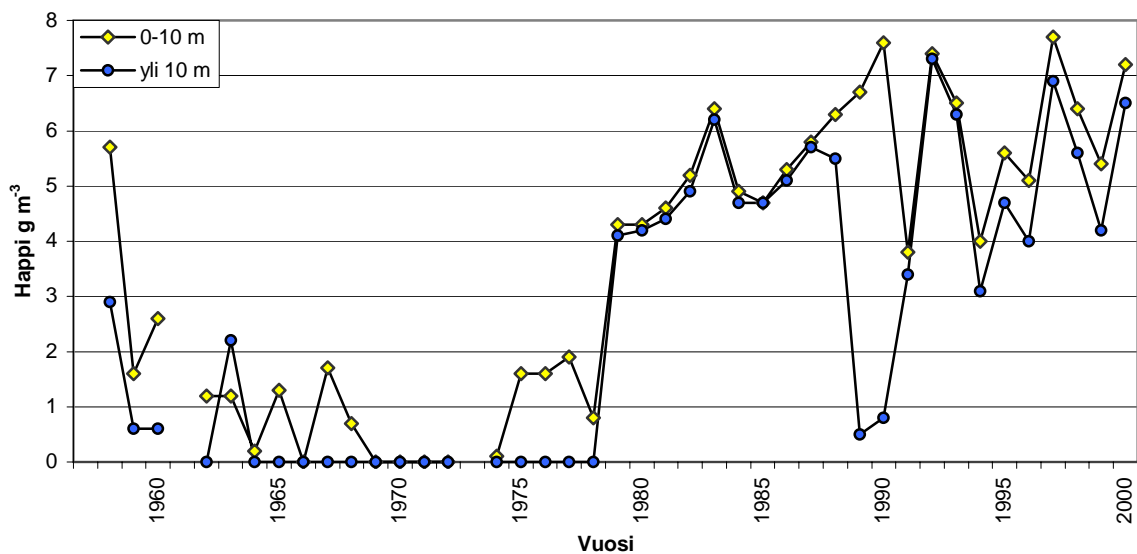


Kuva 15. Jyväskjärven pinnan ja pohjan läheisten vesikerrosten lämpötilakehitys maaliskuuhuhtikuussa 1958–2000 (lähteet: liite 6).

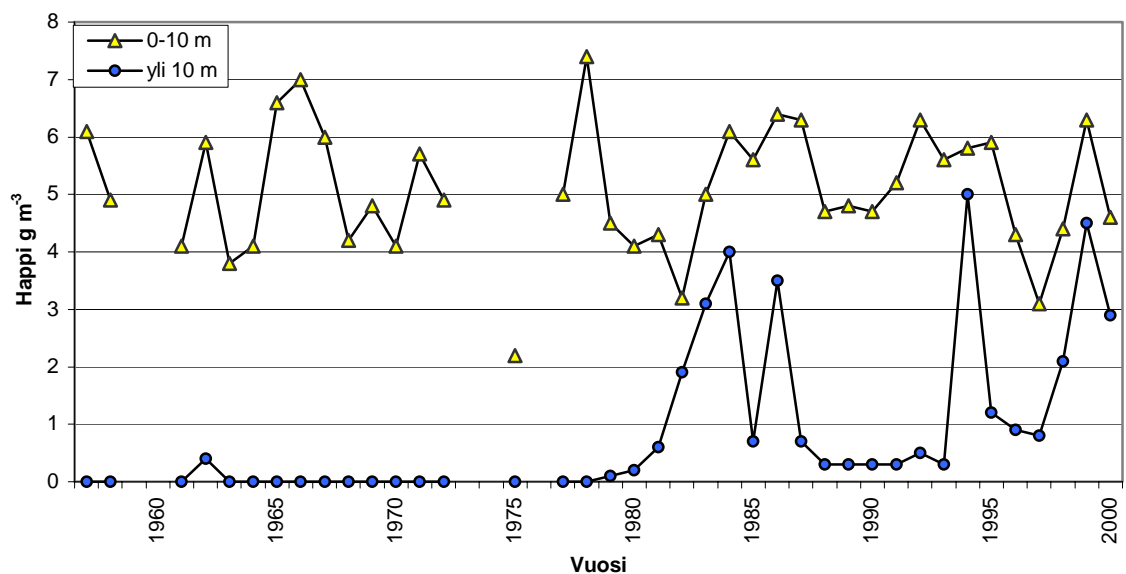
Kesäkerrostuneisuuden purkaantuminen voi aiheuttaa haittavaikutuksia, sillä mm. ravinteet pääsevät alusvedestä takaisin tuottavaan päällysveteen lisäten rehevöitymistä (Wahlgren ym. 1990). Alusveden lämpeneminen aiheuttaa myös lisääntynyttä hapen kulutusta, jonka seurauksena myös ilmastuksen tarve kasvaa. Loppupalvella pinnalta johdettu kylmempi vesi sen sijaan alentaa pohjan läheisten vesikerrosten lämpötiloja. Kylmemmässä vedessä hapen kulutus vähenee, mutta samalla orgaanisen aineen hajoaminenkin vähenee mahdollisesti hidastaen järven sedimentin kuntoutumista (Wahlgren ym. 1990).

### 3.3.2 Happipitoisuus ja hapen kyllästysaste

Loppupalven happipitoisuuden (kuva 16) kehitys on ollut kaksijakoinen, 1960-luvun vaihteessa happipitoisuudet laskivat niin pohjan kuin pinnan läheisistä vesikerroksista. Useana vuonna happi loppui koko vesimassasta. Hapetonta tai vähähappista aikaa kesti vuoden 1978 lopulle, jolloin asumajätevesien päästöt Jyväskjärveen loppuivat kokonaan. Hapetilanne koheni lukuunottamatta vuosia 1989 ja 1990, jolloin ilmastin ei toiminut lainkaan. Loppukesäiset happipitoisuudet (kuva 17) päällysvedessä ovat olleet lähes samankaltaisia koko seurantajakson. Sen sijaan alusveden osalta tilanne on ollut heikko ja vielä nykyisinkin ilmastimista huolimatta happipitoisuudet vaihtelevat ajoittain suuresti.

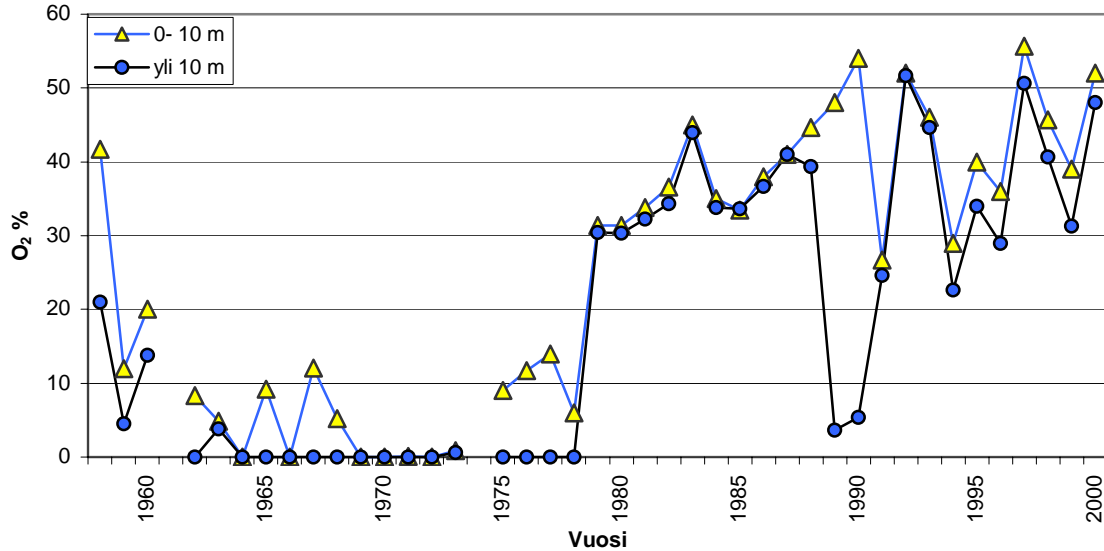


Kuva 16. Pinnan ja pohjan läheisten vesikerrosten happipitoisuuksien keskiarvot maaliskuuhun 1958–2000 (lähteet: liite 6).

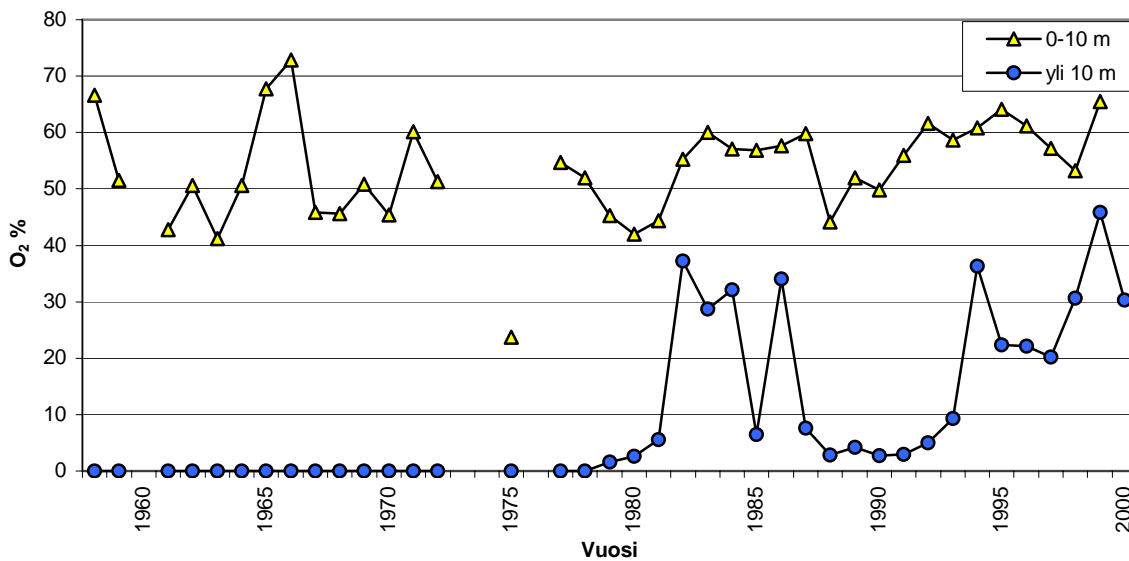


Kuva 17. Päällis- ja alusveden happipitoisuuksien keskiarvot heinä-elokuussa 1957–2000 (lähteet: liite 6).

Hapen kyllästysasteessa yleiskuva on hyvin samankaltainen kuin happipitoisuuksista nähtävä. Loppupalven kyllästysaste (kuva 18) vaihtelee nykyisin 40–50 % ja vastaavasti loppukesän kyllästysaste (kuva 19) on päällisvedessä 50–60 % ja alusvedessä 20–45 %.



Kuva 18. Keskimääräiset hapen kylläisyysasteet maalīs-huhtikuussa 1958–2000 (lähteet: liite 6).



Kuva 19. Keskimääräiset hapen kylläisyysasteet heinä-elokuussa 1957–2000 (lähteet: liite 6).

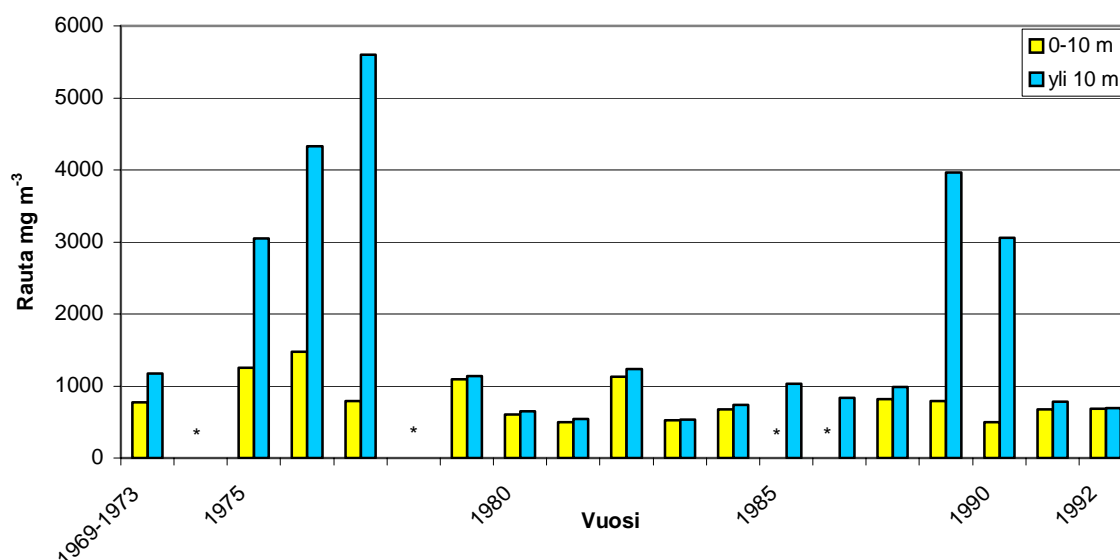
Asumajätevesien raskaan kuormituksen seurauksena happea ei juurikaan ollut loppupalvisin 1960–70-luvulla. Käytännössä tämä tarkoitti pahimmillaan aerobisten eliömuotojen menehtymistä tai siirtymistä Päijänteeseen. Alusvedessä tilanne ei ollut parempi loppukesäisinkään, mutta päällysvedessä oli kuitenkin happea, joka mahdollisti runsaan perus- ja eläinplanktontuotannon (Granberg 1979a, Piipponen 1974, Hakkari 1978). Runsas tuotanto kiihdytti hajotustoimintaa alusvedessä kuluttaen happivarjoja. Tilanne ei ole parantunut nykyisinkään, vaikka jätevesiä ei enää



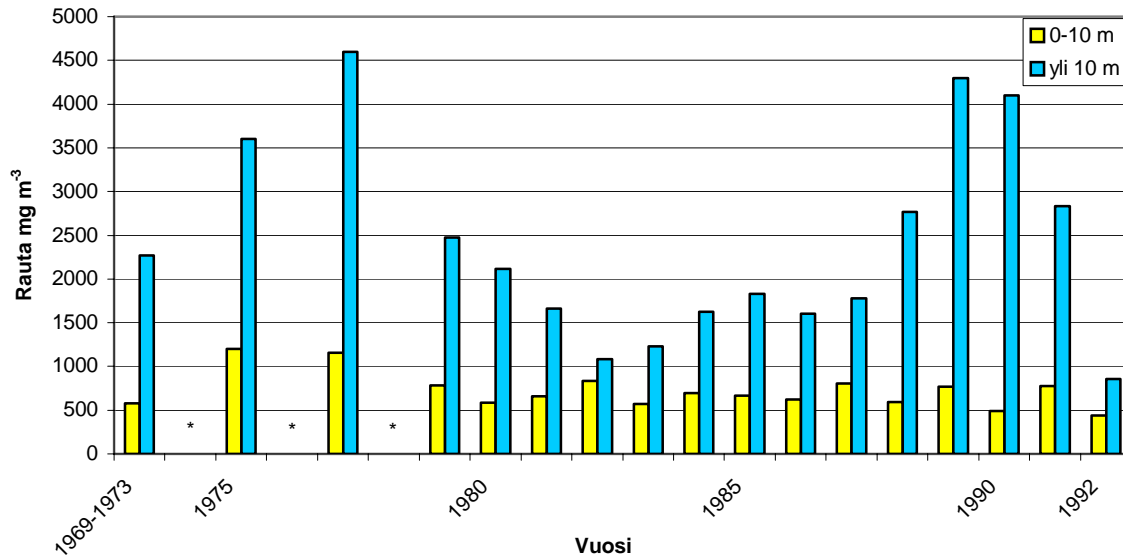
lasketa Jyväsjärveen ja ilmastimet toimivat periaatteessa ympäri vuoden. Vuoden 1975 loppukesän päällysveden happipitoisuuden putoaminen johtui alhaisesta pH:sta, joka aiheutti happea tuottavan perustuotannon vähentymiseen. Loppukesän alusveden happipitoisuudet riippuvat selkeästi myös ilmastimien tehoista ja toiminnasta. Toimintahäiriöt näkyvät heti alusveden hapen puutteena. Ilmastimien toiminta on parantanut selkeästi loppupalven pohjanläheisten vesikerrosten happipitoisuutta. Kylmässä vedessä hajotustoiminta on hitaampaa ja myös hajoavan orgaanisen aineksen määrät ovat pienempiä kuin kesällä (Wahlgren ym. 1990). Selvää on, että Jyväsjärven pohjanläheiset vesikerrokset eivät pysy hapellisina ilman hapettimia. Loppukesän päällysveden kyllästysasteet (50–60 %) ovat edelleenkin alhaisia. Tämä voi johtua näyteenottoajankohdasta, sillä rehevien järvien voimakas hajotustoiminta johtaa alhaiseen happipitoisuuteen aamulla ja vastaavasti voimakas tuotanto korkeaan pitoisuuteen illalla.

### 3.3.3 Rauta

Jyväsjärven rautapitoisuudet (kuvat 20 ja 21) ovat olleet alusvedessä korkeita koko seurantajakson sekä loppupalvisin että -kesäisin. Keskimääräiset alusveden rautapitoisuudet olivat 1969–1977 noin  $3000 \text{ mg m}^{-3}$  ja 1979–1992 noin  $2000 \text{ mg m}^{-3}$  (Liite 5, liitetaulukko 1). Hapetuksen ansiosta pohja on pysynyt hapellisena estäen raudan liukenemisen sedimentistä lukuunottamatta vuosia 1989 ja 1990, jolloin hapettimet eivät toimineet. Nykytilasta ei ole tietoa, sillä rautapitoisuuksia ei ole mitattu vuoden 1992 jälkeen.



Kuva 20. Keskimääräiset rautapitoisuudet maalis-huhtikuussa 1969–1992 (lähteet: liite 6). \* ei mitattu

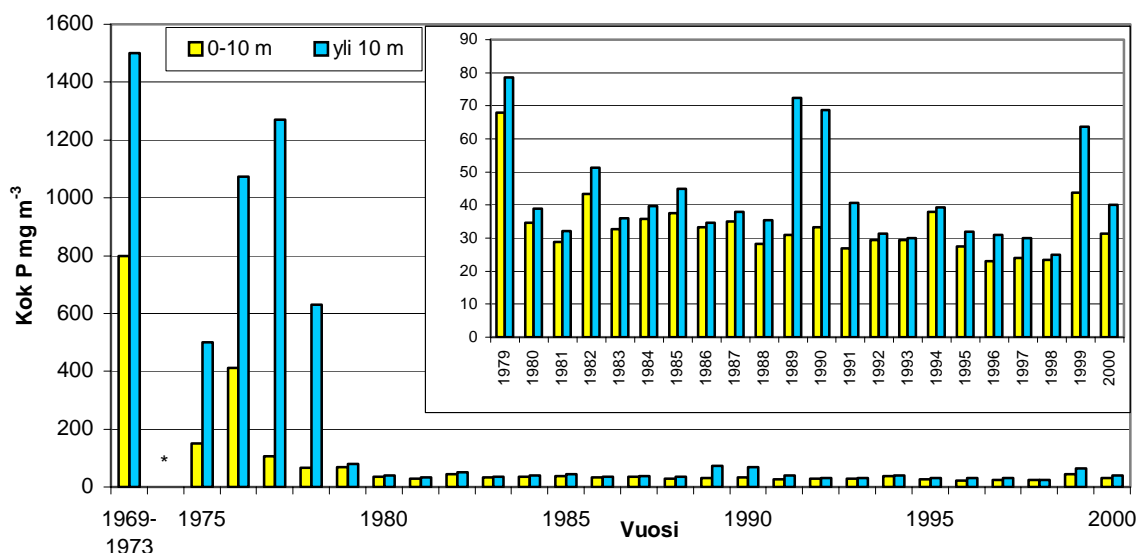


Kuva 21. Keskimääräiset rautapitoisuudet heinä-elokuussa 1969–1993 (lähteet: liite 6).  
\* ei mitattu

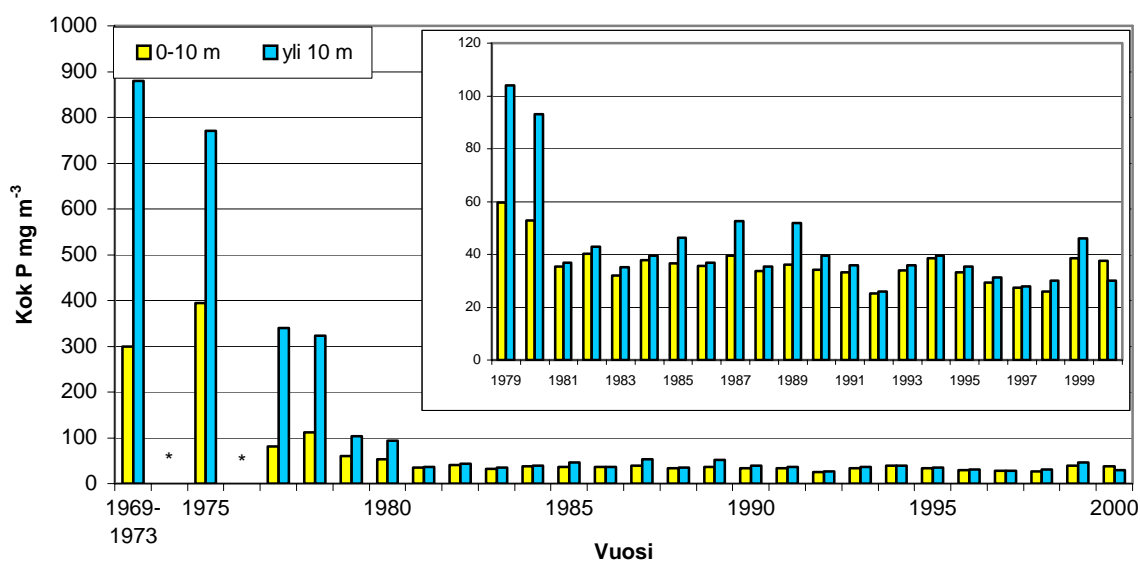
Alusveden rautapitoisuuksien kasvu oli seurausta pohjan läheisten vesikerrosten happivajeesta. Vuosina 1989 ja 1990 ilmastus ei toiminut ja sen seurauksena alusveden happipitoisuudet laskivat aiheuttaen raudan liukenemistä sedimentistä. Jyväsjärven viimeisien mittauksien mukaan vuoden 1992 alusveden koko vuoden keskimääräinen rautapitoisuus oli noin  $770 \text{ mg Fe m}^{-3}$ , joka on hieman korkeampi kuin tavallinen keski- ja eteläsuomalaisten järvien ( $560 \text{ mg Fe m}^{-3}$ ) rautapitoisuus (Forsiuksen ym. 1990).

### 3.3.4 Kokonaisfosfori

Vuosina 1969–1978 loppupalven kokonaisfosforipitoisuudet olivat erittäin korkeita (kuva 22). Pohjan läheisten vesikerrosten fosforipitoisuudet olivat keskimäärin  $990 \text{ mg m}^{-3}$  ja pinnan tuntumassakin yli  $300 \text{ mg m}^{-3}$  (Liite 5, liitetaulukko 2). Asumajätevesipäästöjen loppuminen 1979 näkyy loppupalven koko vesipatsaan kokonaisfosforitason selvänä putoamisena, keskimääräisen pitoisuuden ollessa noin  $38 \text{ mg m}^{-3}$ . Loppukesäiset kokonaisfosforipitoisuudet (kuva 23) alus- ja päällysvedessä noudattavat pääpiirteittäin loppupalvisia tuloksia.



Kuva 22. Keskimääräiset kokonaisfosforipitoisuudet maalis-huhtikuussa 1969–2000 (Lähteet: liite 4) \* ei mitattu



Kuva 23. Keskimääräiset kokonaisfosforipitoisuudet heinä-elokuussa 1969–2000 (lähteet: liite 6). \* ei mitattu

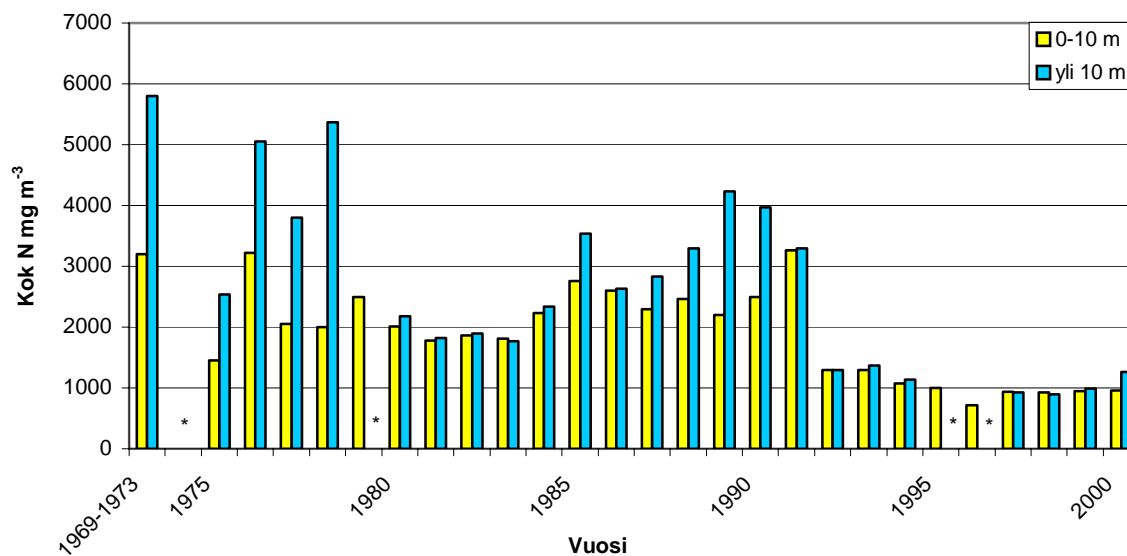
Jyväskylän kokonaisfosforipitoisuudet ovat laskeneet asumajätevesipäästöajoista merkittävästi. Levät käyttävät päällysveden fosforin nopeasti, mistä johtuen alusvedessä pitoisuudet ovat korkeampia kuin päällysvedessä. Valuma-alueella sijaitsevien järvien fosforipitoisuudet (Palomäki 1996) ovat myös korkeita (noin 30 mg m<sup>-3</sup>), joten ilman valuma-alueella tapahtuvia muutoksia ei Jyväskylän kokonaisfosforipitoisuus tule juurikaan laskemaan nykyisestä. Jätevesipäästöjen aikana Jyväsjärvi oli Forsbergin ja Rydingin (1980) luokittelun (taulukko 6) mukaan selvästi

hypertrofinen. Nykyisin kokonaisfosforipitoisuus (ka.  $38 \text{ mg m}^{-3}$ ) on vielä selvästi rehevälle järvelle ominainen.

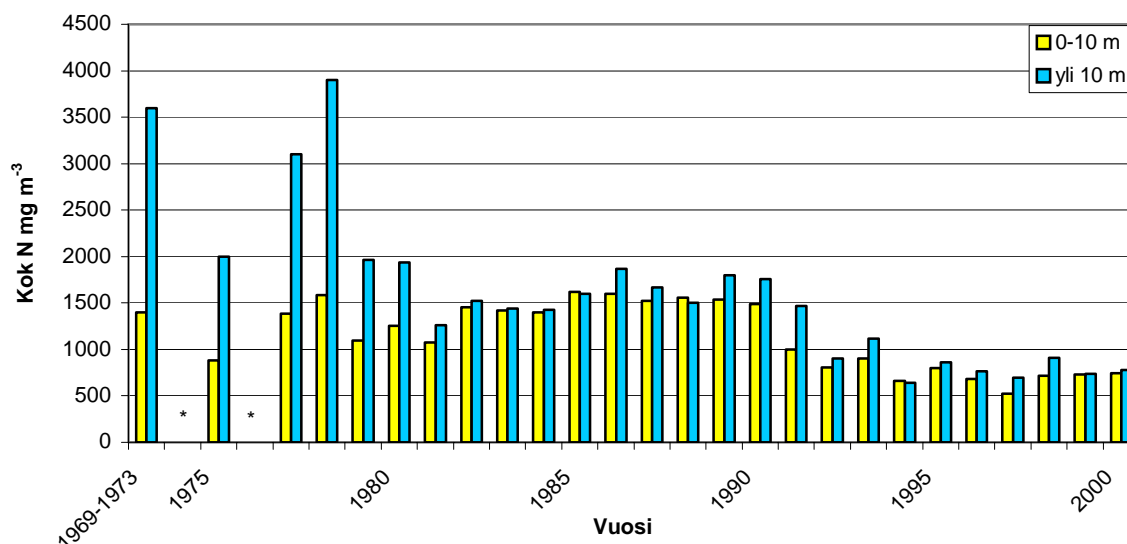
Järvien tuottavuutta säätelevistä ravinteista on fosfori yleensä tärkein. Vaikka kokonaisfosforista vain osa on suoraan levien käytettävissä, on sen pitoisuus hyvä vesistön tuottavuustason mitta (Frisk 1978).

### 3.3.5 Kokonais- ja ammoniumtyppi

Asumajätevesipäästöjen loputtua kokonaistyyppipitoisuudet putosivat pohjanläheisissä vesikerroksissa noin 50 % aikaisemmasta (Liite 5, liitetaulukko 3), mutta pinnanläheisissä vesikerroksissa pitoisuudet pienuivat vain loppupalven osalta (kuvat 24 ja 25). Loppukesällä päällysveden pitoisuuksissa ei vaihtelun huomioon ottaen havaittu muutoksia. 1980-luvun puolivälistä 1990-luvun alkuun on havaittavissa hienoista nousua pitoisuuksissa sekä keväällä että kesällä. Kesäiset pitoisuudet ovat olleet selvästi pienempiä kuin loppupalvella vielä 1980-luvullakin. Nykyisin erot ovat vähäisiä.

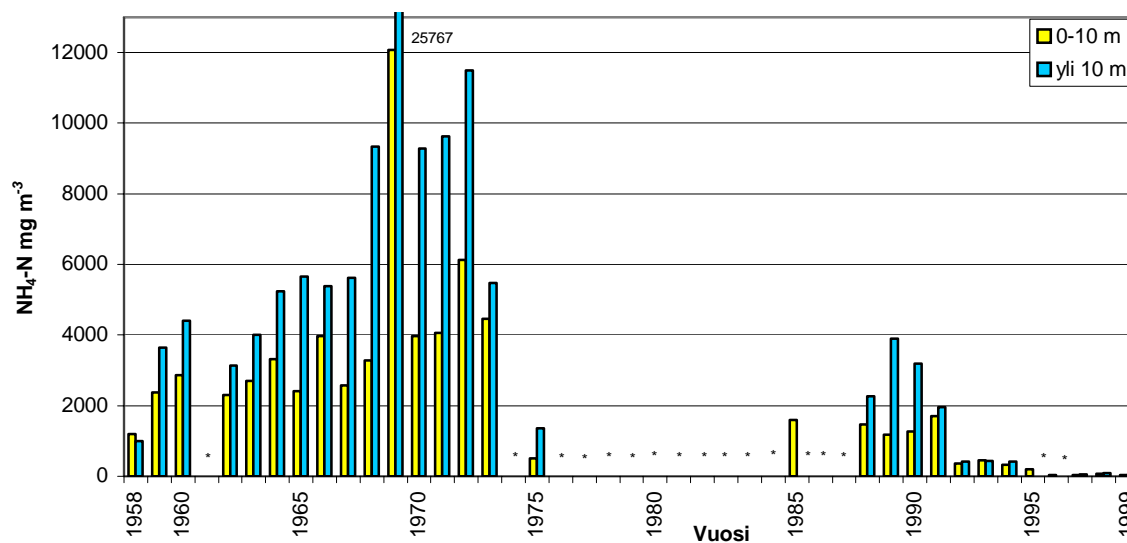


Kuva 24. Keskimääräiset kokonaistyyppipitoisuudet maaliskuusta–huhtikuuhun 1969–2000 (lähteet: liite 6). \* ei mitattu

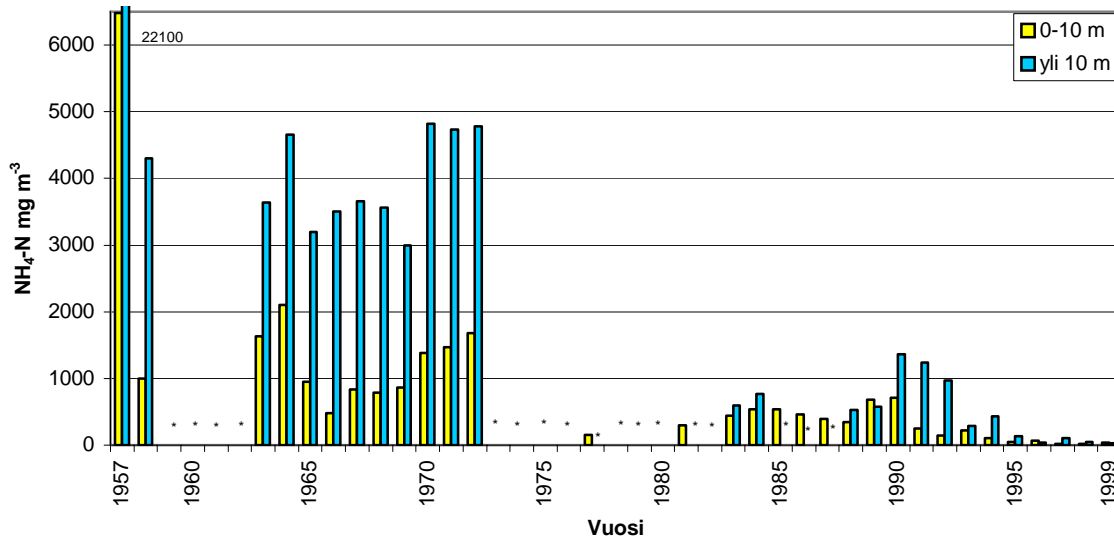


Kuva 25. Keskimääräiset kokonaistypipitoisuudet heinä-elokuussa 1969–2000 (lähteet: liite 6).  
\* ei mitattu

Ammoniumtyypipitoisuudet ovat asumajätevesipäästöjen loputtua pudonneet erityisesti alusvedessä (kuvat 26 ja 27). Vaihtelu on ollut erittäin suurta koko seurantajakson ja vuosien 1985–1999 minimiarvoista päätellen ammoniumtyyppistä on ollut puutettakin ajoittain (Liite 5, liitetaulukko 4).



Kuva 26. Keskimääräiset ammoniumtyypipitoisuudet maaliskuusta huhtikuuhun 1958–1999 (lähteet: liite 6). \* ei mitattu



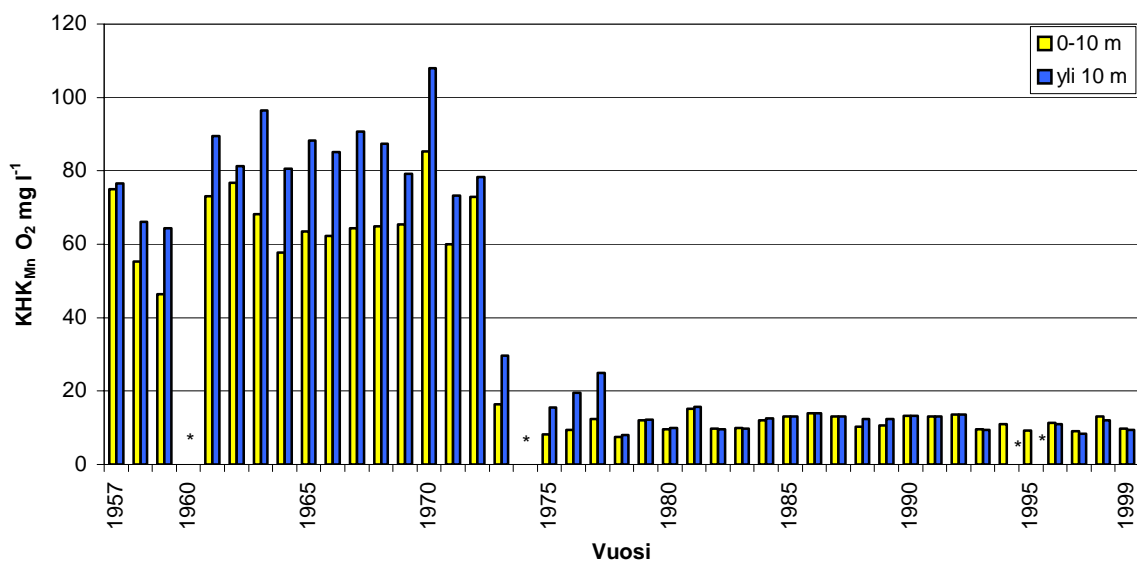
Kuva 27. Keskimääräiset ammoniumtyppipitoisuudet heinä-elokuussa 1957–1999 (lähteet: liite 6). \* ei mitattu

Alusveden korkeat typpipitoisuudet selittyvät suoraan alhaisilla happipitoisuuksilla, jolloin typpiyhdisteitä on liuennut sedimentistä. 1980-luvun puolivälin jälkeinen kokonais- ja ammoniumtyypin pitoisuuksien kasvu johtui pääosin paperitehtaan typpikuormituksen kasvusta. Paperitehdas käytti ammoniakkia 1990-luvun alkuun asti ja tällöin kokonaistypestä olikin huomattava osa ammoniumtyypinä, mutta myöhemmin ammoniakin käytön loputtua väheni myös ammoniumtyypin osuus. Kokonaistypepitoisuuksien perusteella arvioituna Jyväsjärven rehevyytaso on ollut (taulukko 6) hypertrofinen jätevesipäästöjen aikana ja eutrofinen sen jälkeen.

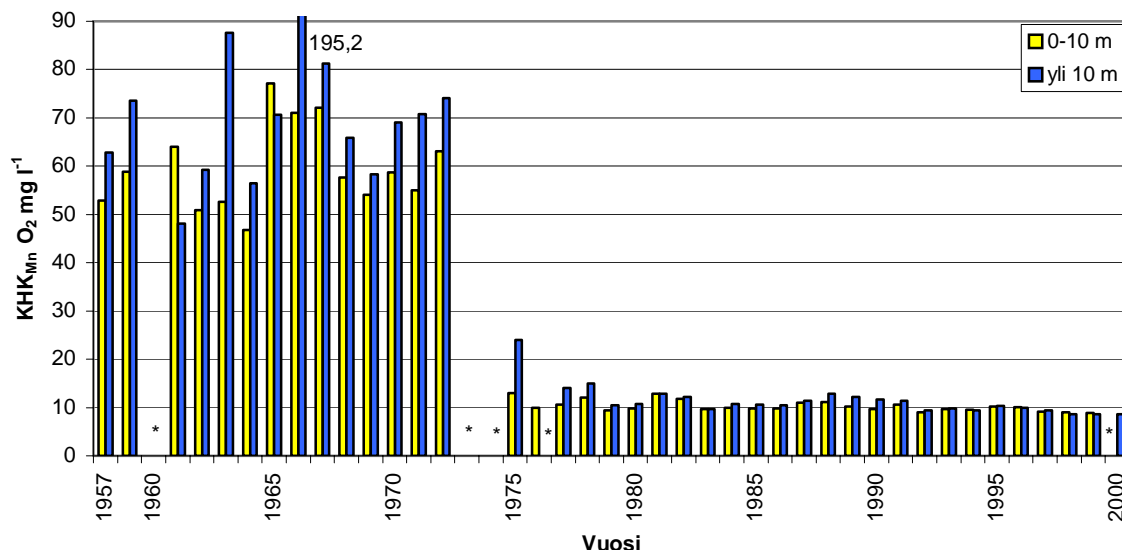
Levät käyttävät ammoniumtyypin tehokkaasti ja se näkyykin loppukesän päällysveden pieninä pitoisuuksina koko seurantajakson aikana. Jätevesipäästöjen loputtua loppukesän ja myös loppupalven alusveden ammoniumtyppipitoisuudet ovat alentuneet selvästi. Hapetuksen aloittaminen vuonna 1979 on myös osaltaan vähentänyt ammoniumtyypin esiintymistä. Keskimääräiset ammoniumtyppipitoisuudet sekä päällysvedessä (480 mg N m<sup>-3</sup>) että alusvedessä (880 mg N m<sup>-3</sup>) ovat Forsiuksen ym.(1990) mukaan edelleen erittäin korkeita verrattuna keski- ja etelä-suomalaisista järvistä saatuihin keskimääräisiin arvoihin (18,4 mg N m<sup>-3</sup>).

### 3.3.6 Kemiallinen hapenkulutus ( $KHK_{Mn}$ )

Kemiallisen hapenkulutuksen arvoihin (kuvat 28 ja 29) jätevesipäästöillä oli suora vaikutus, päästöjen vähennyttyä 70–75 % tapahtui tasossa 30–40 %:n pudotus (Liite 5, liitetaulukko 6). Alus- ja päällysveden keskimääräisissä arvoissa ei ole nykyisin suuria eroja, mutta vaihtelu on suurempaa alusvedessä.



Kuva 28. Keskimääräinen kemiallinen hapenkulutus maaliskuusta–huhtikuuhun 1957–1999 (lähteet: liite 6). \* ei mitattu



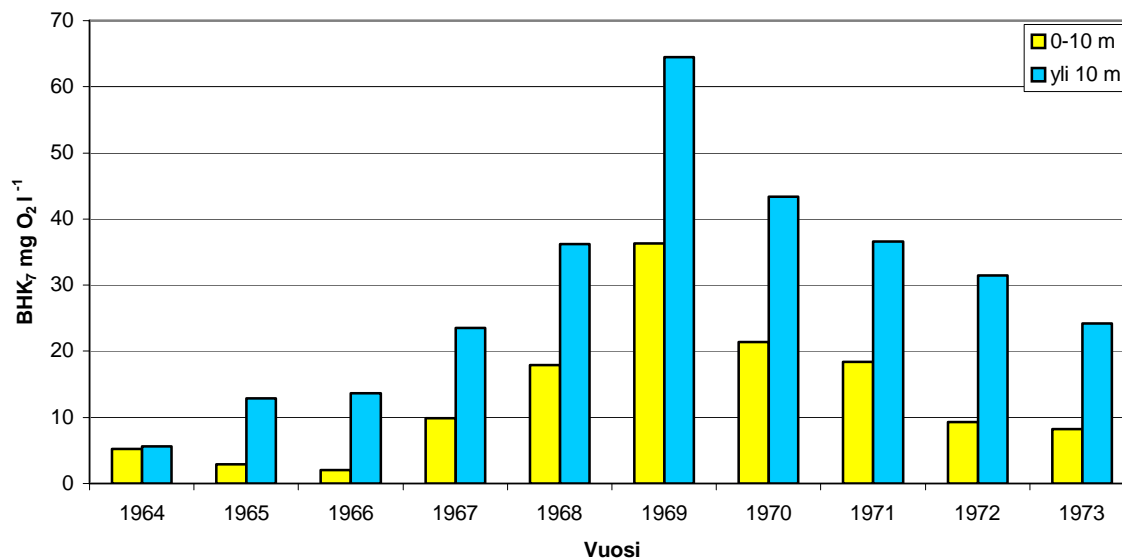
Kuva 29. Keskimääräinen kemiallinen hapenkulutus heinä-elokuussa 1957–2000 (lähteet: liite 6).  
\* ei mitattu

Paperitehtaan jätevesien kuituaineet ovat hitaasti hajoavia ja siten pieneliötoiminnan tehokkuutta kuvaavat biologiset hapenkulutusarvot ovat alempia kuin kemiallisen hapenkulutuksen arvot. Kuituaineet vähenivät selkeytysaltaiden valmistuttua, mikä näkyi myös kemiallisen hapenkulutusarvojen alenemisena vuoden 1973 loppupalven aikana. Asumajätevesipäästöjen loppumisen jälkeen kemiallisen hapenkulutuksen arvot (mediaani  $11,6 \text{ O}_2 \text{ mg l}^{-1}$ ) ovat olleet Kortelaisen (1999) mukaan hieman alle keski- ja eteläsuomalaisien järvien tyypillisten arvojen (mediaani  $17 \text{ O}_2 \text{ mg l}^{-1}$ ). Suomalaisissa vesistöissä  $\text{KHK}_{\text{Mn}}$  -arvot riippuvat jätevesien orgaanisten aineiden lisäksi humuksen määrästä.

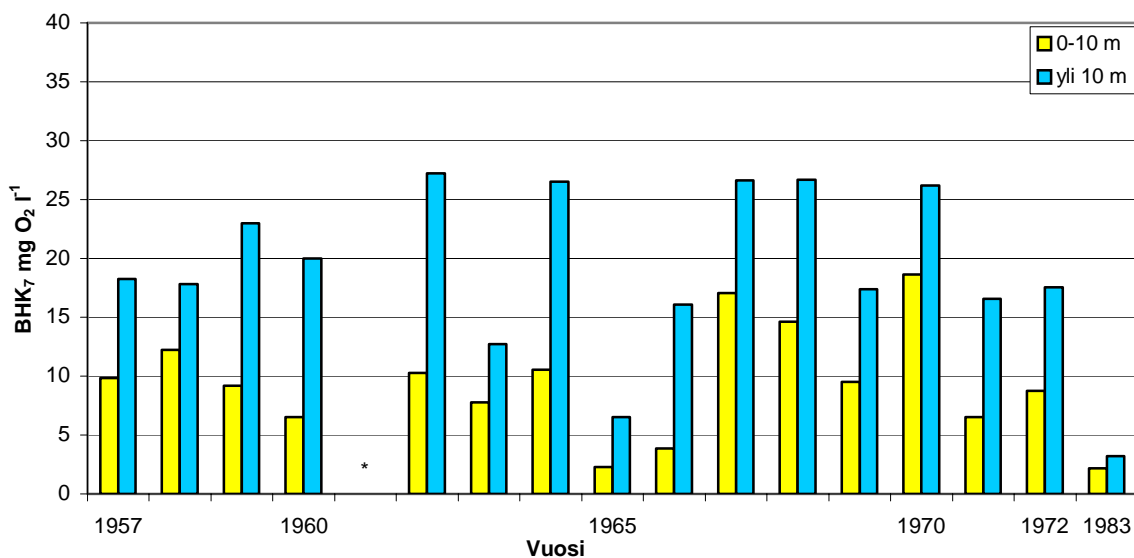
### 3.3.7 Biologinen hapenkulutus ( $\text{BHK}_7$ )

Biologisen hapenkulutuksen loppupalven arvot (kuva 30) ovat nousseet jätevesipäästöjen lisääntyessä, mutta kasvu on taittunut ennen päästöjen huippuvuotia 1970-1973. Loppupalven arvojen yleistaso on selvästi alempi kuin loppukesän. Loppukesän arvoissakin (kuva 31) on havaittavissa pienenemistä ennen asumajätevesipäästöjen vähenemistä vuosina 1971-1972. Pohjanläheisten vesikerrosten keskimääräiset arvot loppupalvisin ovat koko tarkastelujaksot huomioiden noin 45 % pienemmät kuin pinnanläheisten vesikerrosten. Vastaavasti loppukesäiset päällysveden arvot ovat noin 50 % pienempiä kuin alusveden (Liite 5, liitetaulukko 5).





Kuva 30. Biologinen hapenkulutus maalisi-huhtikuussa 1964–1973 (lähteet: liite 6).



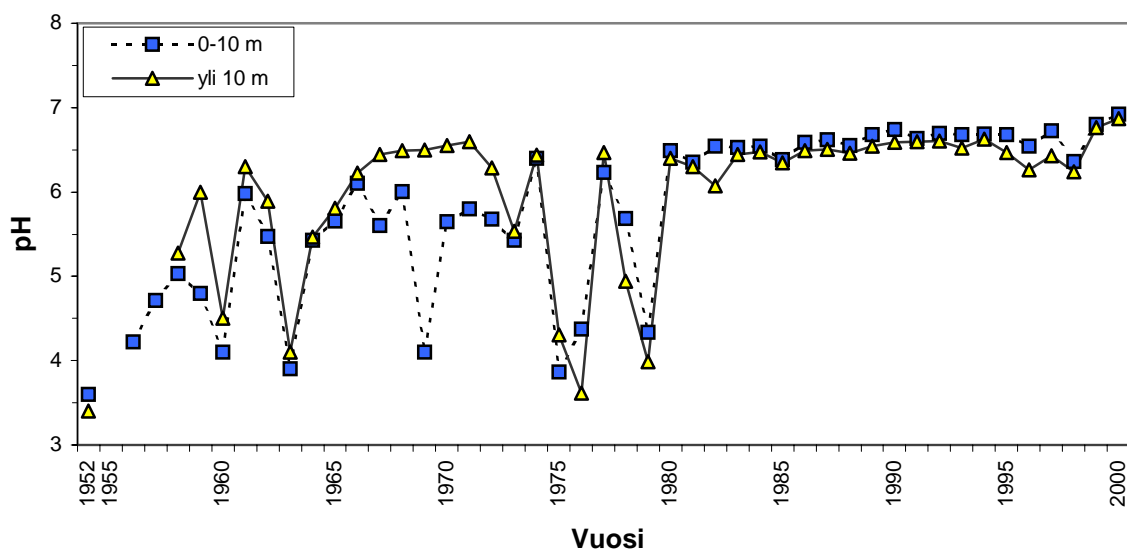
Kuva 31. Biologinen hapenkulutus heinä-elokuussa 1957–1972 ja 1983 (lähteet: liite 6).  
\* ei mitattu

Biologisen hapenkulutuksen arvot olivat päästöjen aikana jätevesien sisältämien orgaanisten aineiden suurista pitoisuuksista johtuen erittäin korkeat. Koko tarkastelujakson ajan alusvedessä hapenkulutus oli erittäin suurta ja happivarat kuluivatkin nopeasti loppuun vilkkaan hajotustoiminnan seurauksena. BHK<sub>7</sub>-arvojen lasku 1970-1973 johtui pääosin paperitehtaan BHK<sub>7</sub>-kuorman pienenemisestä noin 60 %:lla. Asumajätevesipäästöjen loputtuakin vuoden 1983

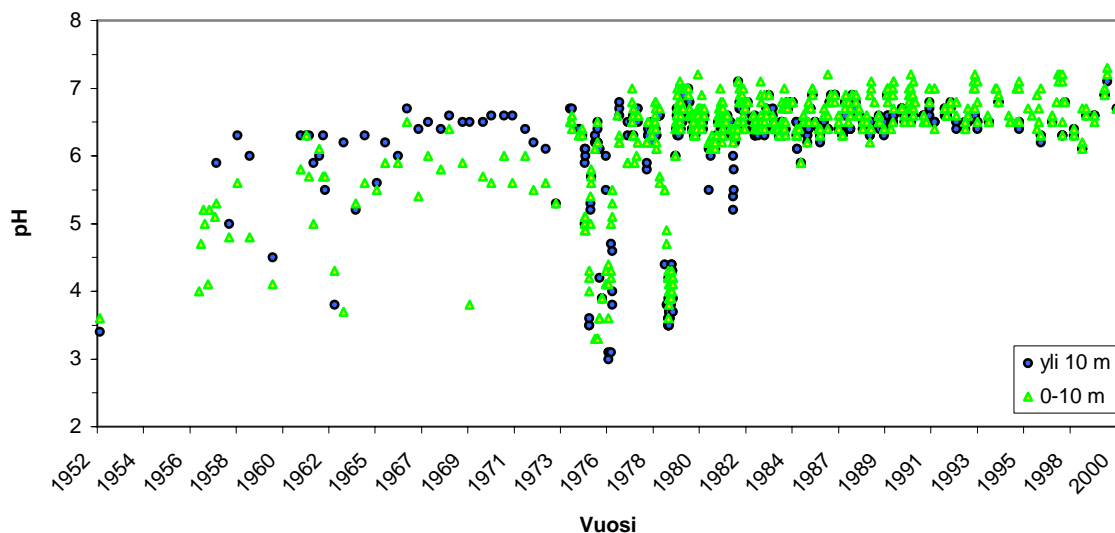
loppukesän tulos (ka.  $2,7 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ ) on korkea verrattuna esimerkiksi vuoden 1998 Pääjärven arvoihin (ka.  $0,4 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ ) (Palomäki & Hynynen 1999). Korkeahko arvo johtui paperitehtaalta ja hajakuormituksen tulevista BHK<sub>7</sub>-kuormasta. Hajakuormituksen tuleva BHK<sub>7</sub>-kuorman suuruus riippuu kuitenkin sademäärästä ja valumasta, joten vuoden 1983 mittauksien perusteella jätevesipäästöjen jälkeisen ajan biologisen hapenkulutuksen tason määrittely on epävarmaa. Vaikka biologinen hapenkulutus kuvaa pieneliötoiminnan seurauksena tapahtuvan hapen kulumista, sen arvo ei vastaa todellista hapen kulumista. Happea liukenee ilmasta ja sekoittuu myös virtausten sekä turbulenssin seurauksena veteen. Kemiallisen hapenkulutuksen arvot antavat paremman kuvan orgaanisten aineiden määrästä, kun jätevesien toksiset aineet estävät tai hidastavat pieneliötoimintaa. Happamat jätevedet vähentävät myös kokonaishajotusta (Kortelainen ym.1990), mikä selittää osittain Jyväsjärven hapenkulutuksen vaihtelut eri vuosien välillä.

### 3.3.8 Happamuus

Jyväsjärven alus- ja päänveden pH-arvot (kuva 32) ovat olleet ajoittain vaarallisen alhaisia kaikille järven eliöille. Tulokset osoittavat selkeästi paperitehtaan rikkihappopäästöjen vaikutukset. pH-arvot nousivat rikkihapon neutraloinnin tehostuessa 1980-luvun alussa. Jyväsjärven tulevat happopäästöt loppuivat kokonaan vuoden 1991 jälkeen pergamenttipaperin valmistuksen loputtua. Jyväsjärven veden happamuustaso on pysynyt 1980-luvulta lähtien välillä 6,2–6,9. Koska hyvin alhaisilla pH-arvoilla on suuri merkitys järven eliöille lyhytkestoisenakin, niin keskiarvoja paremmin järven oloja kuvaavat yksittäisten näytteenotokertojen tulokset (kuva 33).



Kuva 32. Jyväsjärven keskimääräiset pH-arvot vuosina 1952–2000 (lähteet: liite 6).

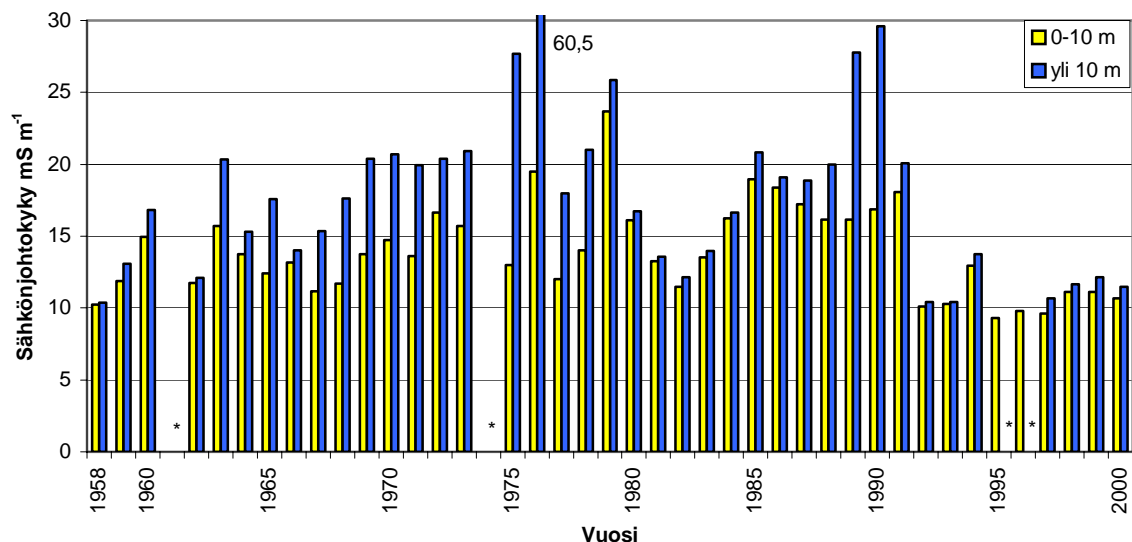


Kuva 33. Jyväskjärven alus- ja päänlysveden kaikki pH-arvot vuosina 1952–2000 (lähteet: liite 6).

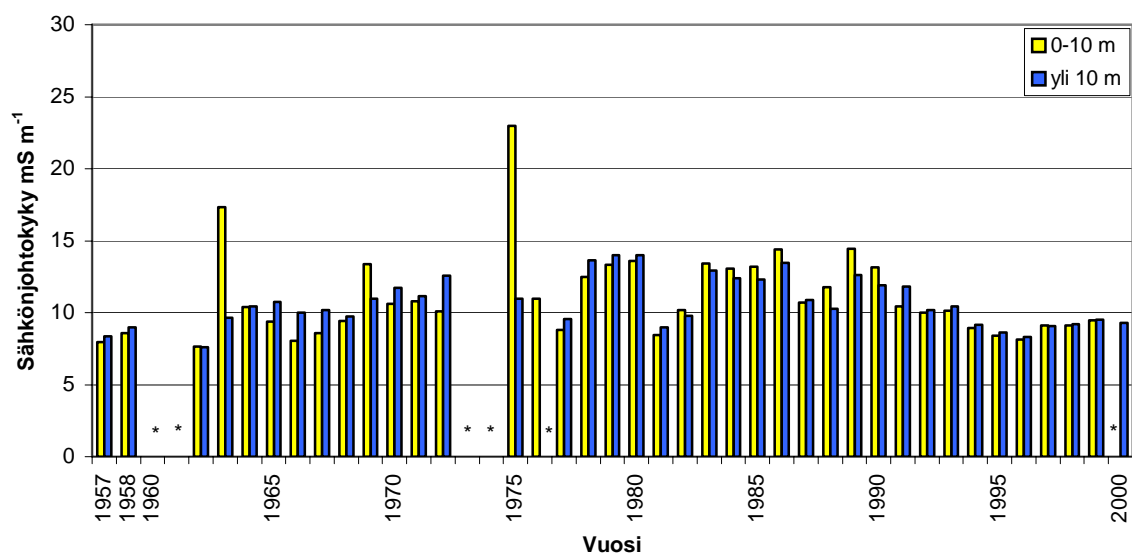
Alus- ja päänlysveden pH:n erot 1950–1970-luvulla johtunevat pääsinn rikkihappojätevesien kulkeutumisesta veden tiheyserojen mukaisesti. Rikkihappopäästöjen loputtua Jyväskjärven keskimääräiset pH-arvot (noin 6,4) ovat lähellä isohkoille suomalaisille järville tyypillisiä pH-arvoja (6,8) (Kortelainen 1993). pH-mittausten harvuudesta johtuen arvot kertovat kuitenkin vain mittaushetken tilanteen ja täten ne eivät välttämättä kuvaa hyvin nopeasti muuttuneiden happamuusarvojen vaikutuksia. Nopeat muutokset ovat eliöille haitallisempia kuin vastaavat hitaat muutokset. Jyväskjärven veden happamuustason vaihtelut ovat rajoittaneet usein veden tuotanto- ja hajoamistapahtumia sekä aiheuttaneet vedessä erilaisia kemiallisia ja fysikaalisia muutoksia kuten aineiden saostumista ja liukenemista. Samalla happamuuden aiheuttama stressi on vähentänyt vähemmän toleranteja lajeja toistuvasti.

### 3.3.9 Sähkönjohtokyky

Loppupalven arvot (kuva 34) olivat selvästi tavallisia korkeammat 70-luvulta 90-luvulle saakka ja erityisesti pohjanläheisten vesikerrosten elektrolyyttien pitoisuudet ovat korkeita (Liite 5, liitetaulukko 7). Loppukesäisten arvojen (kuva 35) perusteella alus- ja päänlysveden välillä ei voida havaita suuria eroja.



Kuva 34. Keskimääräinen sähköjohtokyky maalis-huhtikuussa 1958–2000 (lähteet: liite 6). \* ei mitattu



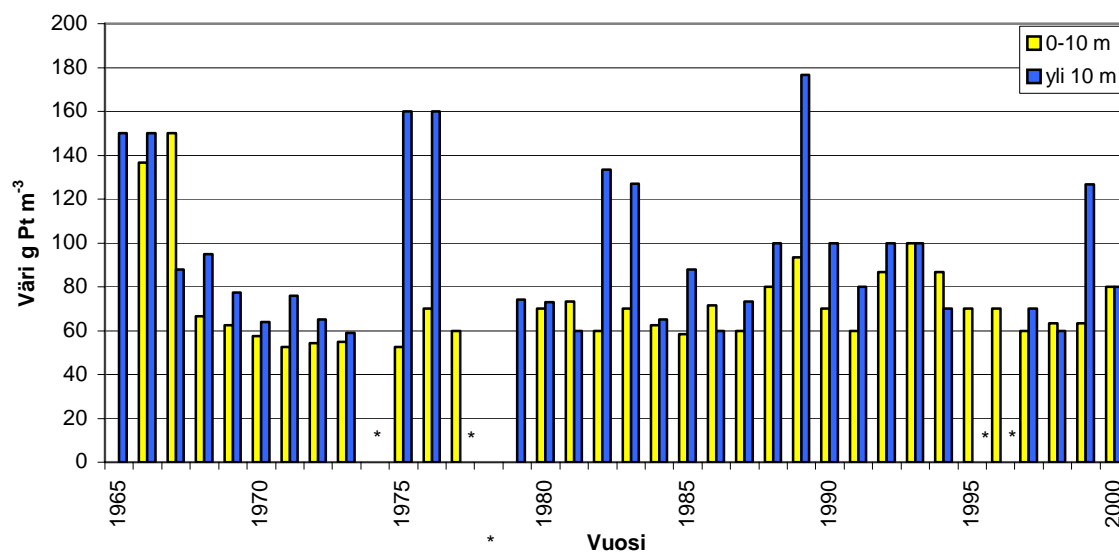
Kuva 35. Keskimääräinen sähköjohtokyky heinä-elokuussa 1957–2000 (lähteet: liite 6). \* ei mitattu

1970-luvun Jyväsjärven korkeiden sähköjohtokykyarvojen taustalla ovat samanaikaisesti tapahtuneet pH:n vaihtelut. Paperitehtaan rikkihappopäästöt lisäsivät sulfaattipitoisuuksia kohottaen samalla sähköjohtokykyä. Happamat jätevesipäästöt loppuivat vuoden 1991 jälkeen, joka näkyikin selvänä sähköjohtokyvyn yleistason pudotuksena. Ennen vuotta 1991 havaitut tavallista suuremmat loppupalven sähköjohtokyvyn arvot selittyvät lähinnä virtaamaeroilla. Loppupalvella virtaamat ovat vähäiset, jolloin myös sulfaattipitoisuudet kohoavat nopeasti virtaaman pienentyessä.

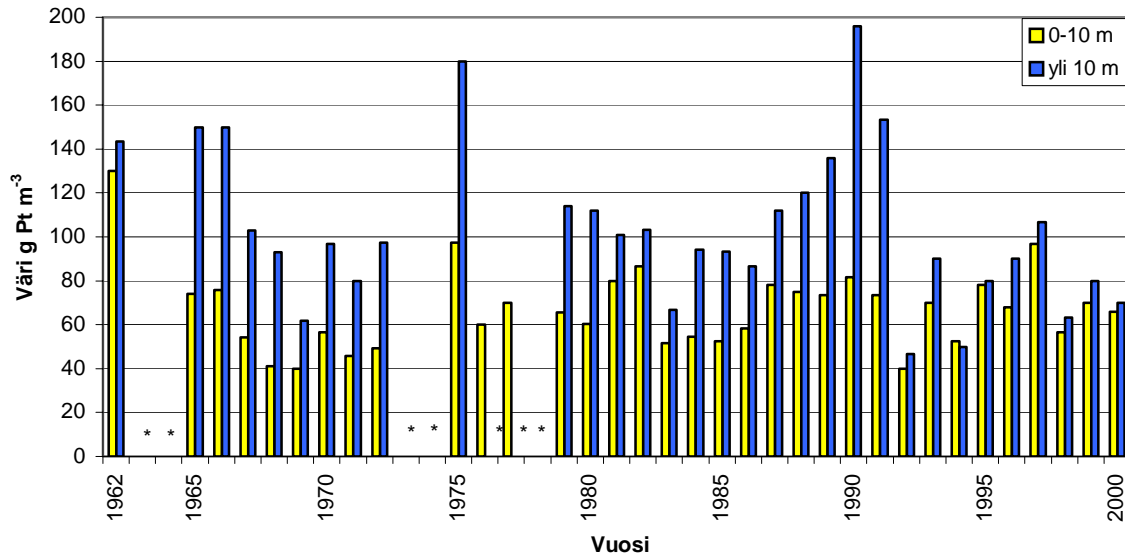
Rikkihappopäästöjen loppumisen jälkeen Jyväsjärven sähkönjohtokykyarvot (ka.  $10,1 \text{ mS m}^{-1}$ ) ovat hieman korkeampia kuin suomalaisille järville tyypilliset arvot (ka.  $6,7 \text{ mS m}^{-1}$ ) (Laaksonen 1970).

### 3.3.10 Väri

Talvisin pinnanläheisten vesikerrosten väriarvot ovat olleet vain hieman pohjanläheisten vesikerrosten väriarvoja korkeammat (kuvat 36 ja 37), mutta kesäisin ero on ollut selvästi suurempi. Jätevesipäästöjen loputtua ja pääsyvänteen ilmastuksen alkamisen jälkeen vuosina 1979–2000 keskimääräiset väriarvot laskivat vain vähän verrattuna aikaisempiin vuosiin (Liite 5, liitetaulukko 8).



Kuva 36. Keskimääräinen väriluku maaliskuusta–huhtikuussa 1965–2000 (lähteet: liite 6). Väriluvun mittaamisessa käytetyn komparaattorin maksimiluku oli 1960-luvun mittauksissa  $150 \text{ g Pt m}^{-3}$ . \* ei mitattu

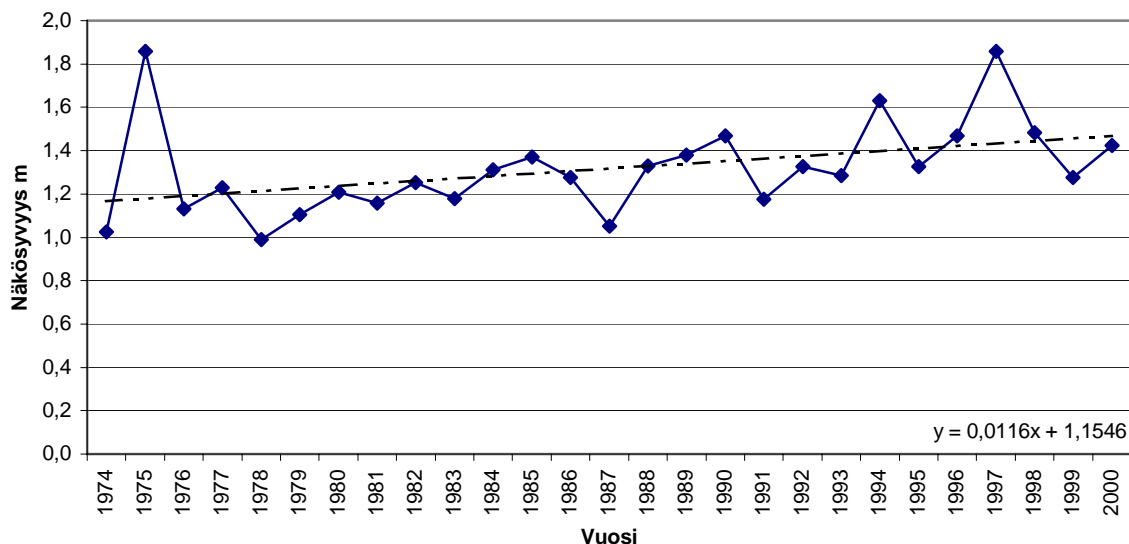


Kuva 37. Keskimääräinen väriluku heinä-elokuussa 1962–2000 (lähteet: liite 6). Selitykset ks. kuva 36.

Väriluvun korkeat arvot 1960-70-luvuilla selittyvät pääosin pohjanläheisten vesikerrosten vähähappisuudella, jolloin pohjalietteestä alkaa liueta rautaa ja mangaania. Vuosien 1989 ja 1990 väriarvot kohosivat ilmastimien toimintahäiriöiden seurauksena, jolloin mineraaleja liukeni pohjalietteestä. Myös paperitehtaan orgaaniset kuitupäästöt ovat osaltaan nostaneet väriarvoja. 1990-luvun voimakas rantojen rakentaminen on samentanut vettä kohottaen hieman väriarvojakin. 1960-1970-lukujen väriarvojen suuret vaihtelut aiheutuivat happamista jätevesistä, jotka ajoittain kirkastivat vettä selvästi alle valuma-alueelta tulevan veden värilukujen alapuolelle. Väriluvun perusteella Jyväsjärvi on nykyisin mesohumoosinen järvi ja sen väriluku vastaa valuma-alueelta tulevan veden väriä eli noin  $70\text{--}90\text{ g Pt m}^{-3}$  (Palomäki 1996). Väriluvulla ja kemiallisen hapenkulutuksella on Kortelaisen (1993) mukaan riippuvuus. Kortelaisen ilmoittamalla regressiolla saadaan keskimääräistä värilukua  $70\text{ g m}^{-3}\text{ Pt}$  vastaavaksi kemiallisen hapenkulutuksen arvoksi  $12\text{ O}_2\text{ mg l}^{-1}$ , mikä vastaa hyvin Jyväsjärvessä havaittua keskimääräistä kemiallisen hapenkulutuksen arvoa  $11,6\text{ O}_2\text{ mg l}^{-1}$ .

### 3.3.11 Näkösyvyys

Jyväsjärven keskimääräinen näkösyvyys vuosina 1974-2000 on 1,3 metriä (vaihteluväli 1,0–1,9, SD 0,2, n 57) ja se on ollut lievässä kasvussa koko seurantajakson (kuva 38). Vuoden 1975 happamien jätevesien vaikutus näkyi veden näkösyvyyden suurenemisena.



Kuva 38. Keskimääräinen näkösyvyys ja trendi 1974–2000 (lähteet: liite 6).

Jyväsjärven vesi on kirkastunut vuodesta 1974 alkaen, jolloin näkösyvyys oli noin 1,1 m. 1990-luvulla näkösyvyys on ollut keskimäärin 1,4 metriä eli sama kuin kesällä 1915 (Helle 1916). Tuolloin kuitenkin tuulien aiheuttama savisameus saattoi alentaa näkösyvyyttä vuorokauden aikana metrilläkin. Vaikka näkösyvyys onkin suomalaisissa järvissä usein pääosin riippuvainen humuksesta niin Jyväsjärven näkösyvyyden vaihtelut johtuvat kuitenkin enemmän perustuotannon määrästä. Perustuotannon pienetessä vuosina 1975 ja 1997 näkösyvyys kasvoi selvästi. Forsbergin ja Rydingin (1980) luokittelun (taulukko 6) mukaan keskimääräiset näkösyvyyden arvot ovat tyypillisiä reheville järville.

### 3.3.12 Muut määritykset

Jyväsjärven keskimääräiset sameusarvot alusvedessä ovat suurempia kuin päällysvedessä (taulukko 10). Erityisen suuria arvot olivat alusvedessä vuosina 1989 ja 1990, jolloin syvänteen ilmastus ei ollut toiminnassa. Sameuden kasvu johtui oletettavasti hajottajabakteerien runsastumisesta vähähappisissa olosuhteissa. Sameusarvot kohosivat myös vuosina 1999 ja 2000 Lutakon ja Mattilanniemen rantojen rakentamisen seurauksena. Sameusarvot ovat suurehkoja, jos verrataan vesien käyttökelpoisuus-luokittelun erinomaisen luokan (alle 1,5 FTU) rajaan. Pohjois-Päijänteen veden sameusarvot Kärkisensalmesta mitattuna ovat olleet keskimäärin selvästi alle yhden vastaavana aikana (Palomäki & Salo 2001). Jyväsjärven sameus johtunee pääosin rantojen rakentamisesta ja rehevälle järvelle tyypillisestä voimakkaasta levätuotannosta.

Alusveden sulfaattipitoisuudet (taulukko 10) ovat hieman korkeampia kuin päällyksivedessä. Sulfaattipitoisuuksissa tapahtui huomattava lasku (yli 30:stä alle 10:een  $\text{g m}^{-3}$ ) kun Kankaan paperitehdas lopetti rikkihapon käytön vuonna 1991. Nykyisin pääosa sulfaatista tulee sadannan mukana poltettaessa fossiilisia polttoaineita. Jyväsjärven sulfaattipitoisuudet (ka.  $9,1 \text{ g m}^{-3}$ ) ovat edelleen korkeita verrattuna suomalaisten järvien keskimääräisiin pitoisuuksiin ( $3,4 \text{ g m}^{-3}$ ) (Forsius ym. 1990). Sulfaatilla voi olla myös rehevöittävä vaikutus, sen vähentäessä typen ja lisätessä fosforin käyttökelpoisuutta (Rekolainen ym. 1992).

Taulukko 10. Eräitä Jyväsjärven veden keskimääräisiä määrittystuloksia vuosilta 1974–2000 (laskettu po.vedenlaaturekisteritiedoista)(v\*n = vuodet\* määritysten lukumäärä).

	Päällysvesi ja (alusvesi)				
	Keskiarvo	Vaihteluväli	Mediaani	SD	v*n
Sameus (FNU) 1974–2000	3,7 (5,8)	0,8–12,0 (2,6–16,0)	3,4 (4,5)	1,7 (3,8)	12*267
Kloridi ( $\text{g m}^{-3}$ ) 1984–1999	8,9 (9,2)	5,2–14,0 (5,4–20,0)	8,9 (9,1)	2,0 (2,2)	16*67
Sulfaatti ( $\text{g m}^{-3}$ ) 1984–2000	22,3 (27,3)	6,6–53 (6–84)	20,5 (20,5)	13,2 (19,5)	13*49

Alkaliniteettimäärittäyksiä on tehty harvoin ja 1970-luvulla arvot olivat lähellä 0:aa (kolme mittausta). 1980-luvulla keskimääräinen alkaliniteetti oli  $0,25 \text{ mmol l}^{-1}$  (vaihteluväli  $0,15\text{--}0,36$ , SD  $0,05$ , n 25). Arvoissa on havaittavissa hienoista nousua ja viimeisimpien mittauksien (vuonna 1990) mukaan keskimääräinen alkaliniteetti oli Jyväsjärvessä hieman yli  $0,3 \text{ mmol l}^{-1}$ . Alkaliniteetti-arvot olivat vielä 1970-luvulla alhaisia johtuen happamista jätevesistä. Happopäästöjen vähennyttä 1980-luvulla Jyväsjärven arvot (mediaani  $0,24 \text{ mmol l}^{-1}$ ) ovat Laaksosen (1970) mukaan jo lähellä keskisuomalaisille järville tyypillisiä arvoja (mediaani  $0,34 \text{ mmol l}^{-1}$ ).

Kloridipitoisuudet (taulukko 10) ovat samaa tasoa koko vesipatsaassa ja mitään selvää suuntausta pitoisuuksien muutoksissa ei voida havaita. Jyväsjärven kloridipitoisuudet ovat olleet korkeampia kuin keskimäärin keskisuomalaisissa järvissä (mediaani  $6,5 \text{ g m}^{-3}$ ) (Laaksonen 1970). Jyväsjärven kloridi-anionit lienevät pääosin peräisin maantiesuolan käytöstä ja lannoitteiden mukana tulevasta huuhtoutumasta.



## **3.4 Kasviplankton ja perifyton**

### **3.4.1 Kasviplankton**

Levien systemaattinen ryhmittely on muuttunut vuosien varrella aiheuttaen eri ryhmien uudelleenjakoa, joten aivan vertailukelpoista aineisto ei ole kaikilta osin. Jyväsjärvessä esiintyneistä valtalajeista (taulukko 14) eutrofian ilmentäjä *Synura uvella* (*Chrysophyceae*) on Suomessa suhteellisen harvinainen ja todennäköisesti useimmat täksi lajiksi määritetyt kuuluvatkin *Synura petersenii* -lajiin (Tikkanen 1986). Nykyisin yleistyneet *Prymnesiophyceae*-luokan pienikokoiset levät luokiteltiin aiemmin *Chrysophyceae*-luokan flagellaatteihin, joten niitä on todennäköisesti esiintynyt aiemminkin. Ensimmäiset tiedot Jyväsjärven kasviplanktonista ovat Levanderin ja Wuorentauksen (1917) elokuussa vuonna 1913 keräämistä pääosin kvalitatiivisista haavinäytteistä, joiden perusteella on myös arvioitu runsaussuhteita (liite 1).

Taulukko 14. Kasviplanktonin valtalajit tai -suvut Jyväsjärnessä eri vuosina. Luvut ovat prosenttiosuuksia kokonaisyksilömääristä.

Vuosi	1913 <sup>1</sup>	1964 <sup>2</sup>	1969 <sup>3</sup>	1970 <sup>4</sup>	1973 <sup>5</sup>	1974 <sup>6</sup>	1978 <sup>7</sup>	1984 <sup>8</sup>	1987 <sup>9</sup>	1997 <sup>10</sup>
Cyanophyceae										
<i>Gomphosphaeria naegeliana</i>	x									
Cryptophyceae										
<i>Cryptomonas</i> sp.		x							24	
Chrysophyceae										
<i>Mallomonas caudata</i>		x								
<i>Synura uvella</i>							19	51		
Diatomophyceae										
<i>Melosira italica</i>			30			x			11	
<i>Tabellaria fenestrata</i>	X									
Chlorophyceae										
<i>Chlamydomonas</i> sp.						x				
<i>Scenedemus armatus</i>			41	x	35	x				
<i>Scenedemus bicellularis</i>							21			
<b>Prymnesiophyceae</b>										
<i>Chrysochromulina</i> spp.										15

<sup>1</sup> Levander & Wuorentaus 1917

<sup>2</sup> Granberg 1969

<sup>3</sup> Granberg 1970

<sup>4</sup> Granberg 1971

<sup>5</sup> Granberg & Lappalainen 1974

<sup>6</sup> Eloranta 1976

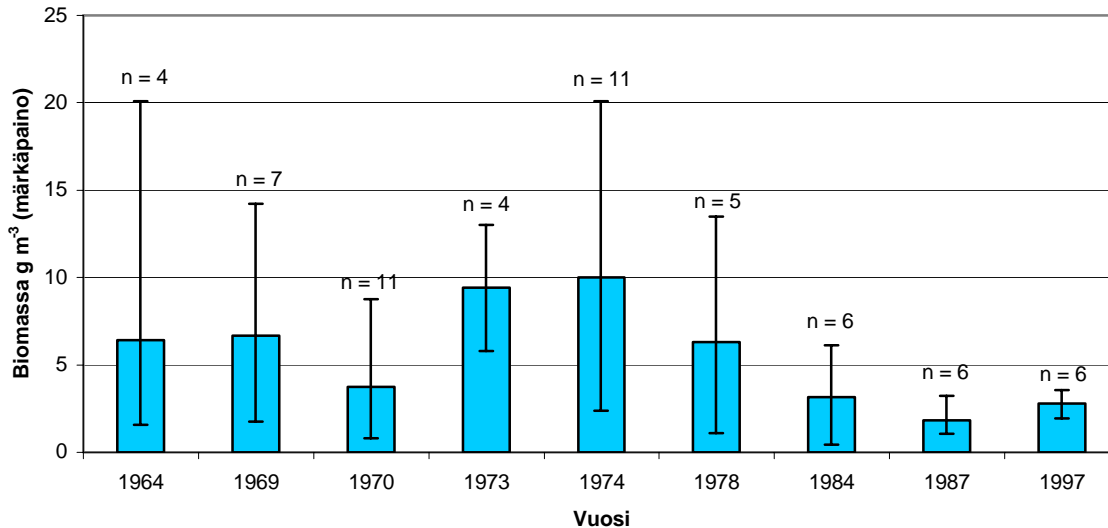
<sup>7</sup> Granberg 1979a

<sup>8</sup> Granberg 1985

<sup>9</sup> Bibiceanu ym. 1988

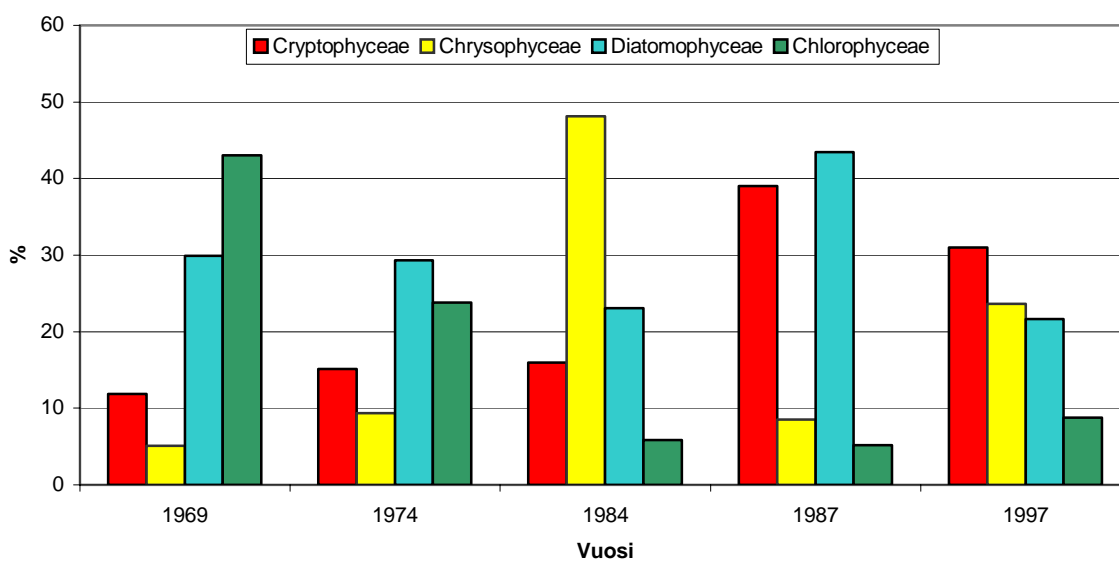
<sup>10</sup> Palomäki ym. 1998

Jyväsjärvelle ovat ominaisia kasviplanktonbiomassojen suuret vaihtelut kasvukauden (15.5–30.9) aikana (kuva 39). Keskimääräinen biomassa on pienentynyt selvästi asumajätevesipäästöjen loputtua vuonna 1978.



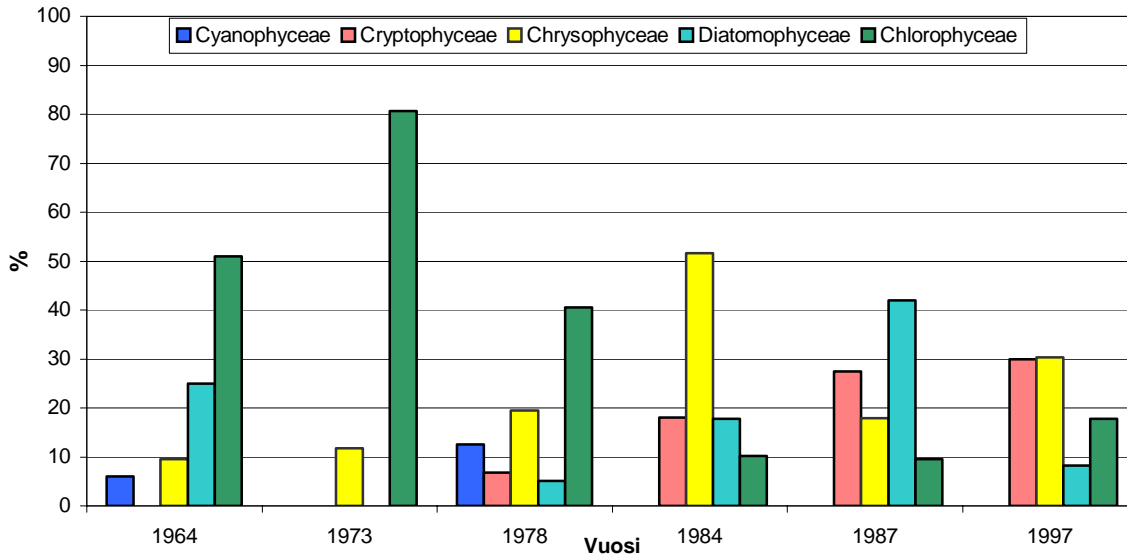
Kuva 39. Kasviplanktonin keskimääräiset biomassat ja niiden minimit sekä maksimit (pystyjanat) 1964–1997 (lähteet: liite 6).

Jätevesipäästöjen aikana (1969 ja 1974) viherlevät (*Chlorophyceae*) ja piilevät (*Diatomophyceae*) muodostivat biomassasta pääosan (kuva 40). Jätevesikuormituksen loputtua viherlevien osuus väheni ja nielulevät (*Cryptophyceae*) runsastuivat kultalevien (*Chrysophyceae*) ohella. Silmälevien (*Euglenophyceae*) biomassaosuus kasvoi huomattavasti vuoden 1997 näytteissä verrattuna aikaisempiin vuosiin, mutta niiden osuus kokonaisbiomassasta oli edelleen pieni (5,3 %). Piilevien biomassaosuuksissa ei jätevesikuormituksen väheneminen ole näkynyt. Tarkemmat biomassaosuudet leväryhmittäin ovat liitteessä 2.



Kuva 40. Jyväskylässä esiintyvien yleisimpien leväryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (lähteet: liite 6).

Myös yksilömäärien perusteella viherlevät olivat valtaryhmänä jätevesipäästöjen aikana. Veden laadun parannuttua ovat osuudet jakaantuneet tasaisemmin nielu- ja koristelevien ollessa valtaryhminä (kuva 41).



Kuva 41. Eri leväluokkien prosenttiosuudet keskimääräisistä yksilömääristä (lähteet: liite 6).

Levanderin ja Wuorentauksen (1917) lajimääritysten perusteella voidaan päätellä Jyväsjärven olleen jo vuosisadan alkupuolella lievästi rehevän. Silloin esiintyi runsaasti sinileviä (*Cyanophyceae*), jotka Shapiroin (1990) mukaan suosivat veden korkeita fosforipitoisuuksia. Kyseisen sinilevälajin *Gomphosphaeria naegeliana* ei ole todettu omaavan typensitomiskykyä ilmasta (Reynolds 1983), joten ilmeisesti vuonna 1913 fosforipitoisuudet olivat korkeita eikä tyyppistäkään ollut puutetta.

Tikkasen (1986) mukaan eutrofiselle ympäristölle luonteenomaisia leväryhmiä ovat kulta- ja nielulevien ohella sinilevät, *Chlorococcales*-lahkon viherlevät, silmälevät ja panssarilevät (*Dinophyceae*). Jyväsjärnessä 1960-luvulla ja 1970-luvun alussa olivat valtalajeina *Chlorococcales*-lahkon viherlevät (*Scenedesmus*-lajit). Sini- ja panssarilevien niukkuudesta huolimatta voidaan Jyväsjärven sanoa olleen tuolloin valtalajien perusteella rehevän. Jätevesipäästöjen loputtua eri leväryhmien osuudet ovat tasaisemmin jakaantuneet, mutta rehevissä ja likaantuneissa vesissä esiintyvien silmälevien runsastuminen ilmentää Jyväsjärven rehevyyttä.

Sinilevien vähäisyys 1960-1970-luvulla johtui todennäköisesti veden happamuudesta. Happamoitumishaitat poistuivat vuoden 1991 jälkeen, mutta sinilevät eivät ole kuitenkaan runsastuneet. Tosin viimeisimmät minimiravinnetulokset ja pH:n lievä nousu ilmaisevat

tilanteen voivan muuttua lähivuosina. Matala typpi-fosforisuhde ei kuitenkaan aina takaa sinilevien suurta osuutta biomassasta vaan siihen vaikuttavat monet muutkin fysikaaliset ja kemialliset tekijät (Shapiro 1990). Esimerkiksi Lohjanjärven tutkimuksissa (Koivujärvi 1992), typpi ei korreloinnut sinilevien yleistymisen kanssa, vaikka se olikin minimitekijä.

Voimakkaan jätevesikuormituksen aikana Jyväsjärven kasviplanktonlajisto yksipuolistui ja kokonaisbiomassat olivat suuria. Tikkasen (1986) mukaan ko. piirteet ovat tyypillisiä likaantuneille ja jätevesien välittömässä vaikutuspiirissä oleville vesille. Kasviplanktonin biomassojen perusteella Jyväsjärvi on kuulunut Heinosen (1980) luokittelun (taulukko 9) perusteella eutrofisiin järviin 1960-luvulta asti. Huomioitava on kuitenkin että Heinosen luokittelu perustuu loppukesän tilanteeseen, kun taas Jyväsjärven biomassat ovat koko kesän keskiarvoja. Myös Järnefeltin (1956) mukaan Jyväsjärven kesäaikainen kasviplanktonin biomassa on ollut eutrofiselle järvelle tyypillinen (2000–6000 mg m<sup>-3</sup> tai enemmän). Vuoden 1987 tavallista alhaisempi kasviplanktonin kokonaisbiomassa selittyy poikkeuksellisten viileästä kesästä ja osittain suurien virtaamien aiheuttamasta laimennuksesta (Bibiceanu ym. 1988). Yleensäkin suuret vaihtelut johtuvat siitä, että kasviplanktoniyhteisö on erityisen herkkä reagoimaan vesiympäristön ominaisuuksiin. Fysikaalis-kemialliset muutokset vedessä heijastuvat pian planktonissa säädellen sen määrää, eri leväryhmien keskinäisiä runsaussuhteita ja yksittäisten lajien esiintymistä (Tikkanen 1986).

Erilaisia indeksejä ja muita tunnuslukuja on käytetty pitkään kuvaamaan järven rehevyystasoa. Jyväsjärven kasviplanktonista lasketuille kaikille tunnusluvuille (taulukko 15) on tyypillistä suuri hajonta.

Taulukko 15. Erilaisia Jyväsjärven kasviplanktonlajistosta laskettuja tunnuslukuja

vuosi	n	EV/OV-indeksi	S.D	Hajukerroin (Heinonen)	S.D	Cry/Rho	S.D	Divers. (Shannon)	S.D
1969 <sup>1</sup>	6	4309	3779			292	792	2,0	1,2
1970 <sup>2</sup>	8	2940	3022			94	703	1,9	1,0
1978 <sup>3</sup>	6	430	367			20	22	3,1	0,8
1984 <sup>4</sup>	6	1535	2259	7,6	7,2	225	258		
1987 <sup>5</sup>	6	65	123	1,1	0,6	15,6	11		
1997 <sup>6</sup>	6	48	93	1,4	0,6	4	3		

<sup>1</sup> Granberg 1970

<sup>2</sup> Granberg 1971

<sup>3</sup> Granberg 1979a

<sup>4</sup> Granberg 1985

<sup>5</sup> Bibiceanu ym. 1988

<sup>6</sup> Palomäki ym. 1998

Järnefeltin ns. indikaattori- eli ilmentäjälajeihin ja niiden keskenäisiin lajilukumäärä- ja biomassasuhteisiin perustuvaa järjestelmää (Järnefelt 1952, 1956, Järnefelt ym.1963) käytettäessä Jyväsjärveä voidaan pitää rehevänä, joskin suuret hajonnat vaikeuttavat tulkintaa. Granberg ym.(1994) mukaan eutrofia-oligotrofia-lajien tilavuuksien suhde (EV/OV) toimii parhaiten elokuussa, jolloin lajisto on monipuolisimmillaan. Siten tässä esitetyt kesän keskimääräiset tulokset eivät anna parasta mahdollista kuvaa lajistosta. Käytettäessä Levanderin ja Wuorentauksen (1917) tuloksiin Järnefeltin indikaattorilajiluetteloa saadaan vuoden 1913 E/O-suhteeksi 8. Heinonen (1980) on todennut, etteivät leväluokkiin perustuvat arviointimenetelmät sovi suomalaisiin järviin. Näin mm. siksi, ettei yksikään leväluokka kokonaisuudessaan suosi tiettyä rehevyystasoa. Lisäksi monien ryhmien esiintyminen voi riippua enemmän vuodenaajoista, happamuudesta, humuspitoisuudesta tai sähkönjohtokyvystä kuin trofiatasosta (Lepistö 1991).

Heinosen (1980) hajukertoimen perusteella Jyväsjärvi on edelleen rehevä (karun ja rehevän vesistön raja-arvo 0,5) ja veden maku- ja hajuhäiriöitä on odotettavissa, kun kerroin on suurempi kuin 1. Suuret hajonnat heikentävät hajukertoimen luotettavuutta ja ilmeisesti se sopii huonosti Jyväsjärveen, johtuen järven perustuotantotason herkkyydestä erilaisille fysikaalisille ja kemiallisille muutoksille.

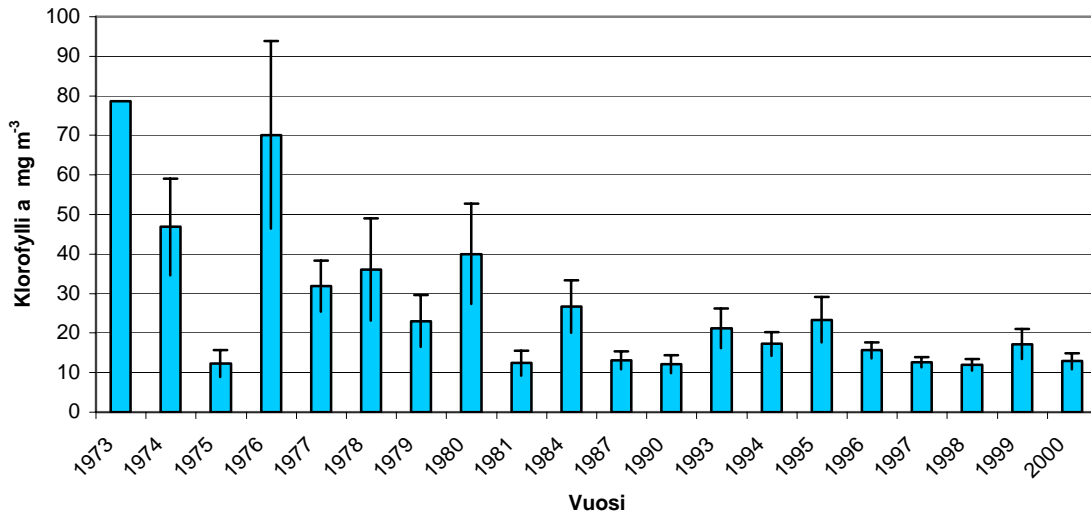
*Cryptomonas/Rhodomonas* -indeksi kuvaa järven rehevyystasoa ja jos suhde ylittää arvon 10–11, järven voidaan sanoa olevan eutrofisen. *Cryptomonas*- ja *Rhodomonas*-lajien biomassasuhde ei ilmeisesti sovellu Jyväsjärveen kovin hyvin suuren hajonnan ja happamien teollisuusjätevesien vuoksi (Granberg 1973b).

Diversiteetti-indeksejä on käytetty kuvaamaan planktonyhteisön rakennetta ja niitä vaihteluja, joita muuttuva ympäristö yhteisössä aiheuttaa. Indeksien kasvaessa diversiteetti nousee. Jyväsjärven diversiteetin kohdalla hajonta on suurta ja nykyään useat tutkijat ovatkin todenneet, ettei diversiteetti-indekseillä ole merkitystä käytännön planktonitutkimusten kannalta (Granberg 1973b, Heinonen 1980).

### 3.4.2 Klorofylli a

Jyväsjärven a-klorofyllipitoisuudet (kuva 42) vaihtelivat suuresti jätevesipäästöjen aikana ja erityisesti veden happamuuden vaikutukset näkyivät alhaisina klorofyllipitoisuuksina kuten esimerkiksi vuonna 1975. Myös vuonna 1974 vesi oli hyvin hapanta heinäkuussa (pH 4,4) ja

klorofyllipitoisuudet alhaisia (Eloranta 1976), mutta muulloin kasvukauden pitoisuudet olivat korkeita ja keskiarvoissa happamien vesien vaikutus ei näkynyt. Jyväsjärven avovesikauden a-klorofyllipitoisuus oli 1973–1978 keskimäärin  $46 \text{ mg m}^{-3}$  (vaihteluväli  $12\text{--}79 \text{ mg m}^{-3}$ , SD 25 n 6). Päästöjen vähennyttyä klorofyllipitoisuudet pienenevät ja vaihtelu väheni. Vuosina 1979–1999 a-klorofyllipitoisuus oli enää keskimäärin  $19 \text{ mg m}^{-3}$  (vaihteluväli  $12\text{--}27 \text{ mg m}^{-3}$ , SD 8, n 14).



Kuva

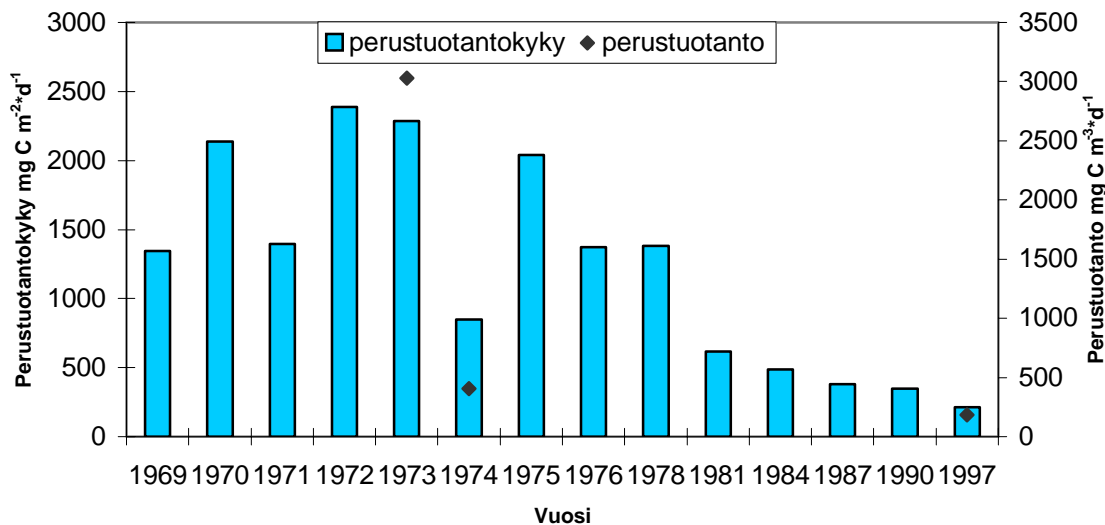
#### 42. Klorofylli a-pitoisuudet ja niiden keskihajonta 1973–2000 (lähteet: liite 6).

Jyväsjärven klorofylli a:n arvot (yli  $40 \text{ mg m}^{-3}$ ) ovat olleet Forsbergin ja Rydingin (1980) rehevyysluokituksen (taulukko 6) mukaan 70-luvulla hypertrofisille järville ominaisia ja nykyiset arvot ( $7\text{--}40 \text{ mg m}^{-3}$ ) kuvaavat eutrofiaa. Vuoden 1975 muista poikkeava alhainen klorofylli a:n arvo  $12 \text{ mg m}^{-3}$  selittyy pääosin kesän alhaisilla pH arvoilla (ka. 3,9). Jyväsjärven rehevyystaso klorofyllipitoisuuksien mukaan on vielä nykyisinkin selvästi korkeampi kuin esimerkiksi Päijänteen Poroselän. Jyväsjärven klorofyllipitoisuudet ovat lähes kaksinkertaisia lievästi rehevään Poronselkään nähden (Palomäki ym.1997).

Veden a-klorofyllipitoisuuden käyttäminen järven rehevyystason kuvaajana sisältää useita vaihtelua aiheuttavia tekijöitä. A-klorofyllin määrä vaihtelee vuosittain, vuodenajoittain ja jopa vuorokauden sisällä voimakkaasti. Siihen vaikuttavat mm. vedessä olevien ravinteiden pitoisuudet, valaistus, levälajisto, levien ikä ja koko (Seppänen 1986).

### 3.4.3 Perustuotantokyky ja perustuotanto

Jyväsjärven vuosien 1969–1978 keskimääräiset perustuotannon ja perustuotantokyvyn arvot olivat erittäin korkeita (kuva 43) ja vaikka taso oli pudonnut aikaisemmasta huomattavasti, olivat arvot edelleen korkeita jätevesipäästöjen loppumisen jälkeenkin vuosina 1981–1997 (Liite 5, liitetaulukko 9). Selvän poikkeuksen yleisestä tasosta tekevät vuoden 1974 tulokset, jotka ovat alhaisia muihin aikajakson 1969–1978 arvoihin verrattuna.



Kuva 43. Kasvukauden keskimääräinen perustuotanto ja perustuotantokyky Jyväsjärvessä 1969–1997 (lähteet: liite 6).

Jyväsjärven perustuotantoarvot ovat olleet Elorannan (1991) mukaan eutrofiaa ilmentäviä (taulukko 7). Vuosina 1987 ja 1997 arvot ovat olleet kuitenkin alhaisempia ilmentäen mesotrofiaa.

Perustuotantoon vaikuttaa tuottavan kerroksen paksuus, mikä näkyy hyvin verrattaessa Jyväsjärveä esimerkiksi Päijänteseen. Jyväsjärven viimeisimmän tutkimuksen mukaisesti vuonna 1997 perustuotanto oli saman suuruinen Päijänteen Poronselän kanssa (n. 410 mg C m<sup>-3</sup>\*d<sup>-1</sup>), vaikka perustuotantokyky oli Jyväsjärvessä lähes 50 % suurempi. Tuottavan kerroksen paksuutta mitattaessa pelkästään näkösyvyydellä, ero oli selvä. Näkösyvyys oli kesällä vuonna 1997 Jyväsjärvessä keskimäärin 1,9 metriä ja Poronselällä 2,4 metriä (Palomäki ym. 1997). Perustuotanto riippuu siis perustuotantokyvystä, mutta siihen vaikuttavat mm. veden väri ja leväbiomassan varjostus sekä voimakas hajotustoiminta (Seppänen 1986).

Perustuotantokyvyn suuret vaihtelut 1969–1978 ilmaisevat Heinosen (1972) mukaan veden pilaantuneisuutta. Jyväsjärven perustuotanto- ja perustuotantokyvyn arvojen suureen vaihteluun



löytyy usein selkeä yhteys pH:n vaihteluista kasvukauden aikana. Vuoden 1974 alhaiset perustuotantoarvot johtuivat heinäkuun veden alhaisen pH:n aiheuttamasta inhibiitiovaikutuksesta (Eloranta 1976). Myös seuraavana vuonna 1975 vesi oli hyvin hapanta, mikä ei kuitenkaan näy keskimääräisissä arvoissa, vaikka heinäkuun perustuotanto oli silloinkin alhainen. Tuolloin kuitenkin elo- ja syyskuun perustuotanto ja perustuotantokyky olivat suuria. Lehmusluodon (1969) mukaan (taulukko 8) perustuotantokykyarvot ilmaisevat Jyväsjärven olleen erittäin rehevä 1970-luvulla. Vaikka perustuotantokyky onkin pienentynyt 1970-luvulta, on järvi viimeistenkin mittaustenkin mukaan luokiteltava rehevöityneeksi.

### 3.4.4 Minimiravinteet

Granberg (1973a) on ravinnelisäyskokeiden perustella todennut fosforia ja typpeä olevan Jyväsjärnessä ylimäärin vuosina 1971 ja 1972. Jyväsjärven ravinnesuhteiden keskiarvojen perusteella (taulukko 16) on pääasiällisin rajoittava ravinne ollut fosfori. Ravinnesuhteet vuosilta 1997–2000 osoittavat Jyväsjärven olevan ajoittain myös typpirajoitteinen. Typpirajoitteisuuden ajankohta on ollut yleensä elo-syyskuun vaihteessa.

Taulukko 16. Suodattamattoman ja suodatetun veden typen ja fosforin ravinne- ja tasapainosuhteet (laskettu massoista) sekä vaihteluvälit Jyväsjärvellä 1990, 1997–2000 (Forsbergin ym. (1978) mukaan raja-arvot typpirajoitteisuudelle ovat; kok N/ kok P < 10, mineraali N/PO<sub>4</sub>-P < 5, N/P > 1).

Vuosi	Suodattamaton			Suodattatettu		
	kok N/ kok P	mineraali N/PO <sub>4</sub> -P	tasapainosuhte N/P	kok N/ kok P	mineraali N/PO <sub>4</sub> -P	tasapainosuhte N/P
1990 <sup>1</sup>	35 (20-47)	184 (92-470)	0,2 (0,1-0,3)			
1997 <sup>2</sup>	22 (14-30)	40 (10-83)	0,8 (0,4-1,8)	60 (30-84)	95 (35-139)	0,8 (0,6-1,1)
1998 <sup>3</sup>	31 (22-50)	71 (26-147)	0,5 (0,2-0,9)	81 (51-133)	133 (45-196)	0,7 (0,4-1,1)
1999 <sup>4</sup>	20 (17-24)	32 (15-52)	0,7 (0,5-1,2)	49 (36-55)	75 (30-139)	0,8 (0,4-1,2)
2000 <sup>5</sup>	32 (20-44)	65 (30-94)	0,5 (0,3-0,7)			

<sup>1</sup> Granberg ym. 1991

<sup>2</sup> Palomäki ym. 1998

<sup>3</sup> Palomäki & Hynynen 1999

<sup>4</sup> Palomäki & Hynynen 2000

<sup>5</sup> Palomäki & Salo 2001

Minimiravinnetutkimukset osoittavat Jyväsjärven olleen asumajätevesien järveen johtamisen aikoihin ravinteiden osalta ylikyllästyneessä tilassa ja tuotantoa ovat rajoittaneet muut tekijät. 1990-luvulla tilanne on muuttunut ja kesäaikaisen typpikuormituksen selvän vähentymisen seurauksena on typpi ollut ajoittain yksinkin perustuotantoa rajoittava tekijä. Tamminen (1990) on todennut tasapainosuhteen kuvaavan parhaiten ravinteiden paikallisia ja ajallisia vaihteluja. Sen sijaan kokonaisravinteiden perusteella ei voi määrittää minimiravinetta luotettavasti (Kanninen 1980).

### 3.4.5 Perifyton

Vuoden 1974 elokuussa Jyväsjärven litoraalin perifytonissa dominoivat samat lajit kuin kasviplanktonissakin. Suuret *Chlamydomonas*-lajit olivat valtalajeina, *Chlorococcales*-lahkon edustajista yleisimmät olivat *Scenedesmus* ja *Pediastrum* ja koristelevistä yleisimmät *Cosmarium*- ja *Closterium*-suvun edustajia.

Kasvualustoilla kasvaneista ryhmistä tärkeimpiä olivat rihmamaiset viherlevät ja piilevät. Keskikesällä runsaimpia olivat rihmamaiset viherleväsuvut kuten *Mougeotia*, *Stigeoclonium* ja *Microthamnion*. Piilevistä selvästi runsain oli koko kesän asidofiilinen *Tabellaria flocculosa* ja vain keväällä *Synedra tenera* sekä lokakuussa *Gomphonema parvulum* olivat runsaslukuisempia.

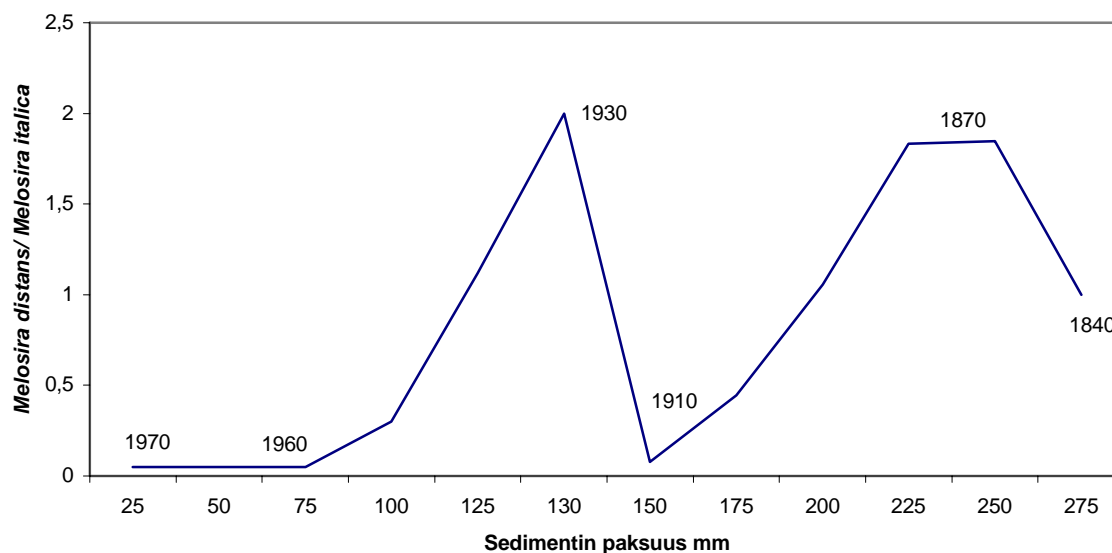
Jyväsjärven perifytonin keskimääräinen kuivapaino oli touko-lokakuussa kolmen viikon kasvuajan jälkeen  $36 \text{ g m}^{-2}$  ja klorofylli a:n määrä oli keskimäärin noin  $3,2 \text{ mg m}^{-2}$  (arvioitu kuvasta, Eloranta 1976). Maksimimassat havaittiin alkukesällä ja yleensäkin biomassat ja kasvu vastasivat kasviplanktonituotannossa tapahtuneita muutoksia. Lajimäärät kasvoivat ekspositioajan alussa, mutta myöhemmin diversiteetti aleni.

Jyväsjärven epifyyttisten ja epiliittisten piilevien lajikoostumus vuonna 1974 oli tyypillinen järville (Round 1956). Perifytonissa esiintyneet leväryhmät kuvastavat hyvin Jyväsjärven kasviplanktonilajistokoostumusta. Happamuuden aiheuttama kasviplanktonituotannon väheneminen koskee myös perifytonleviä, mikä näkyy esimerkiksi siinä, että Jyväsjärven perifytonin kiintoainepitoisuudet ja klorofyllin määrät olivat vuonna 1974 samaa tasoa kuin nykyään Päijänteen Poronselällä (Palomäki & Salo 2001). Kuitenkin Jyväsjärvi voitiin luokitella perustuotannoltaan ylireheväksi koko 1960–1970-luvulla ja Poronselkä on vain lievästi rehevä.

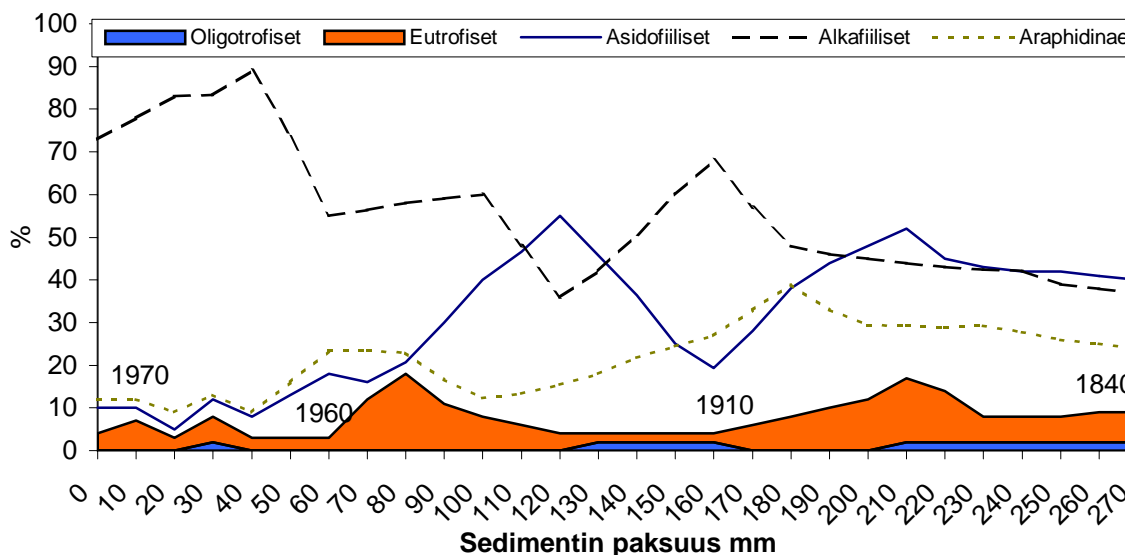
### 3.4.6 Sedimentoituneet piilevät

Rehevöitymiskehityksen osoittajina ovat piilevien diversiteetti ja *Melosira distans* : *Melosira italica* -suhde (kuva 44). Rehevissä vesissä suhde on alle 1 ja oligotrofisissa vesissä yli 10 (Granberg & Holopainen 1973). Diversiteetin nopea lasku sedimentissä noin 60 mm:n syvyydellä tapahtui samaan aikaan, kun *Melosira italican* (eutrofianindikaattori) suhteellinen osuus kasvoi. Sen

perusteella arvioitu kiihtynyt rehevöityminen alkoi 1960-luvun alussa. Piilevälajistossa (kuva 45) rehevöitymistä kuvaavien eutrofianindikaattoreiden määrät olivat rehevöitymisestä huolimatta pienet. Alkalifiiliset lajit ovat runsastuneet 1950–1960-luvulta alkaen ja samalla asidofiiliset lajit ovat vähentyneet selvästi. Myös Araphidinae-lajit ovat vähentyneet hitaasti koko 1900-luvun ajan.



Kuva 44. Jyväskylän pohjalietteen *Melosira distans* / *Melosira italica* -suhde vuosina 1840–1970 {Piiirretty uudelleen Granbergin ja Lappalaisen (1974) aineistosta}.



Kuva 45. Jyväskylän sedimenttipiilevät vuosina 1840–1970 {Piiirretty uudelleen Granbergin ja Lappalaisen (1974) aineistosta}.

*Melosira distans* : *Melosira italica* -suhde on yleensä ollut alle 2, mikä viittaa siihen, että Jyväsjärvi on ollut sedimenttiprofiilin edustamana aikana eutrofinen. Kankaan paperitehdas on happamoittanut Jyväsjärven vesiä jo 1900-luvun alusta alkaen ja piilevien kuorien liukenemisen on todettu olevan suurempaa happamissa vesissä (Tessenow 1966,

Meriläinen 1971). Siten happamuuden seurauksena piilevien lajisuhteetkin ovat voineet vaihdella riippumatta järven rehevyydestä. Levanderin ja Wuorentauksen (1917) kasviplanktonitutkimustuloksien perusteella piilevätutkimusten ajoitus on yhtenevä *Tabellaria fenestrata* -lajin kohdalla. Sitä esiintyi massoittain elokuussa 1913 ja sedimenttipiilevätutkimustuloksien perusteella lajin maksimi oli 1900–1920-luvulla. Myös *Asterionella gracillima* oli kohtalaisen yleinen vuonna 1913, vaikka sen maksimiesiintyminen oli sedimenttitutkimuksen mukaan jo hieman aikaisemmin 1800-luvun lopulla. Asidofiiliset lajit voivat kasvaa hyvin vielä pH:n ollessa 3,5–4,0 (Arvola ym. 1986), joten niiden vähentyminen ja samanaikainen alkalifiilisten runsastuminen 1950-luvulta 1970-luvulle johtuneen happopäästöjen ajankohdan muuttumisesta piileville vähemmän haitalliseksi.

### **3.5 Makrofytyt eli vesikasvit**

Vaherin (1932) mukaan vuonna 1931 kasvillisuus peitti Jyväsjärvestä noin 9 prosenttia. Runsaimpina olivat järviruo'ot, joita oli noin 45 prosenttia kaikesta kasvillisuudesta. Kelluslehtiruohostojen osuus, lumpeineen, ulpukoineen ja vitoineen oli noin 25 prosenttia kasvillisuudesta. Paljon vähemmän oli korteikkoja (7 %) ja saraikkoja (4 %) sekä muita vesikasviyhdykskuntia kuten uposruohostoja ja pohjaruohostoja (3 %). Kulttuurin luomien sekakasvustojen osuus on yhteensä 16 prosenttia koko kasvillisuudesta. Jyväsjärvestä tai sen rannoilta tavattiin 66 putkilokasvilajia ja lisäksi 8 sammal- ja levälajia. Runsaasti oli seuraavia lajeja: järvikorte (*Equisetum fluviatile*), palpakot (*Sparganium simplex*) ja (*S. friesii*), uistinviita (*Potamogeton natans*), piuru (*Scolochloa festucacea*), järviruoko (*Phragmites australis*), sorsimo (*Glyceria fluitans*), järvikaisla (*Schoenoplectus lacustris*), ulpukka (*Nuphar luteum*), pohjanlumme *Nymphae candidae*, karvalehti (*Ceratophyllum demersum*). Uusia lajeja koko silloisessa Pohjois-Hämeessä olivat vuonna 1931 isosorsimo ja karvalehti. Oligotrofiaa ilmentävät lajit puuttuivat, vaikka niitä tavattiin runsaasti yläpuolisissa järvissä. Rehevimmät alueet olivat jätevesiputkien suilla Seminaarinlahdella ja Tourulan poukamassa. Pohja oli pääosin savea ja paikoitellen hiekkaa sekä soraa. Liejunmuodostus oli paikoin voimakasta. Mutakerros oli kuitenkin yleensä ohut.

Vuoden 1996 tutkimusten (Luukkainen 1997) perusteella rantojen rakentamisesta ja isosorsimon

(*Glyceria maxima*) kilpailusta on kärsinyt ainakin suurikokoinen luhtaheinä, piuru. Sen suurista, puhtaista ja sekakasvustoista (43000 m<sup>2</sup> vuonna 1931) oli jäljellä vain 4000 m<sup>2</sup>:n ala. Rakennetuilla rannoilla kilpailun vähyys suosii Keski-Suomen uhanalaisiin lajeihin luettavaa rantayrttiä (*Lycopus europaeus*), jota kasvaa lähes kaikkialla Jyväsjärven rannoilla. Laaja-alaisimmat kasvustot ovat järviruolla ja ulpukalla yli 100000 m<sup>2</sup>.

Rehevöitymistä suosivista lajeista ovat lisänneet kasvustoaan isosorsimo, haarapalpakko (*Sparganium erectum*), leveäosmankäämi (*Typha latifolia*) ja pikkulimaska (*Lemna minor*). Uusina lajeina Vaherin (1932) tutkimuksen jälkeen ovat ilmestyneet leveä osmankäämi, sorsansammal (*Ricciocarpus natans*) ja kelluhankasammal (*Riccia fluitans*) sekä rantayrtti. Rehevöitymisestä ovat hyötäneet myös karvalehti ja ahvenvita (*Potamogeton perfoliatus*).

Ilmeisesti teollisuuden jätevesien vaikutuksesta ovat vähentyneet järvikorte, järvikaisla ja pohjanlumme.

Jyväsjärven yleisin vesikasvi on rantapalpakko (*Sparganium emersum*). Ulpukka jää laaja-alaisuudestaan huolimatta toiseksi. Rantapalpakon valta-asemaa matalan veden vyöhykkeessä uhkaa kuitenkin nykyisin pystykeiholehti (*Sagittaria sagittifolia*), joka on yleistynyt rantapalpakkoakin enemmän viimeisen kymmenen vuoden aikana. Pehmeitä pohjia suosiva uistinvita on hyötynyt myös rantojen liettymisestä.

Vesikasveja voidaan käyttää myös järven rehevyydystason ilmentäjinä (Tikkanen 1967). Jo vuoden 1931 vesikasvillisuudessa havaitaan runsaasti meso- ja eutrofiaa ilmentäviä lajeja ja niiden laaja-alaisia kasvustoja. Vaheri (1932) luokitteli silloisen Jyväsjärven eutrofiseksi järveksi, jolla on argillotrofisia piirteitä (Naumann 1932). Vuoden 1996 vesikasvillisuuden perusteella Jyväsjärvi on selkeästi rehevä. Eutrofiaa ilmentävistä kasvilajeista erityisesti irtokellujien esiintyminen kuvaa huomattavaa rehevyyttä, sillä Lemnidi-lajit ovat suoraan riippuvaisia vapaan veden ravinnepitoisuudesta (Tikkanen 1967).

Vesikasvillisuuden lajistomuutoksista huolimatta Jyväsjärven tila vuosien 1931 ja 1996 välillä ei ole oleellisesti muuttunut, vaan rehevyyttä suosivia lajeja esiintyy runsaasti. Lajistomuutokset liittyvät enemmänkin kilpailutekijöihin ja pohjan liettymiseen (Kuirimo 1970). Kasvillisuuskartoituksien välillä on Jyväsjärven vesikasvillisuus altistunut happamille jätevesille toistuvasti, joten mahdollisesti lajistomuutoksiakin on tapahtunut erityisesti

1950-1970-lukujen välillä. Happopäästöt loppuivat 1991, mutta Toivosen (1982) mukaan olosuhteiden vaikutukset näkyvät vielä 10–15 vuoden jälkeenkin lajistossa ja kasvustoissa. Siten Jyväsjärven vesikasvillisuus ei liene vielä saavuttanut uusien olosuhteiden mukaista tasapainotilaa. Jyväsjärven näkösyvyyden kasvu kymmenen viime vuoden aikana lisännee pohjalla kasvavien lajien esiintymistä valoenergian ulotuttua syvemmälle (Toivonen 1982).

### **3.6 Eläinplankton**

#### **3.6.1 Lajisto**

Hakkari (1972) on laatinut Päijänteen eläinplanktonille eutrofia- ja oligotrofialajiluettelon, jota on käytetty Jyväsjärvestä kerättyihin eläinplanktontuloksiin (taulukko 17). Kaikki havainnot on tehty pääsyvänteen havaintoasemalta 510.

Taulukko 17. Eläinplanktonin eutrofia- ja indikaattorilajien esiintyminen Jyväsjärvessä vuosina 1913 (Levander ja Wuorentaus 1917), 1964 (Granberg 1969), 1969 ja 1970 (Hakkari 1972), 1971 (Piipponen 1974).

	1913 <sup>1</sup>	1964 <sup>2</sup>	1969 <sup>3</sup>	1970 <sup>3</sup>	1971 <sup>4</sup>
<b>Eutrofia (E)</b>					
Laji/suku					
<i>Caenomorpha</i> sp.			X		
<i>Brachionus</i> spp.			X	X	X
<i>Ceriodaphnia quadrangular</i>	X		X	X	X
<i>Pompholyx sulcata</i>			X		
<i>Rotifer</i> sp.			X	X	X
<i>Chaoborus</i> sp.				X	X
<i>Trichocerca cylindrical</i>			X		
<i>Trichocerca pusilla</i>			X	X	X
<i>Anuraeopsis fissa</i>		X	X	X	X
<i>Trichocerca capucina</i>	X		X		X
<i>Keratella curvicornis</i>			X	X	X
<i>Keratella cochlearis tecta</i>			X	X	
<i>Keratella c.vartecta</i>					X
<i>Bosmina longirostis</i>	X	X	X	X	X
<i>Filinia longiseta</i>			X	X	X
<i>Chydorus sphaericus</i>	X		X	X	X
<i>Keratella quadrata</i>			X	X	X
<i>Keratella cochlearis hispida</i>		X	X	X	X
<i>Trichocerca porcellus</i>	X			X	X
<i>Euchlanis dilatata</i>		X			X
<i>Pollyarthra euryptera</i>					X
<i>Daphnia cucullata</i>					X
<i>Daphnia pulex</i>					X
Oligotrofia (O)					
<i>Eurytemora lacustris</i>				X	X
<i>Hetercope appendiculata</i>				X	X
<i>Limnosida frontosa</i>			X		X
E/O-suhte	5/0	4/0	16/1	14/2	19/3

<sup>1</sup> Levander & Wuorentaus 1917

<sup>2</sup> Granberg 1969

<sup>3</sup> Hakkari 1972

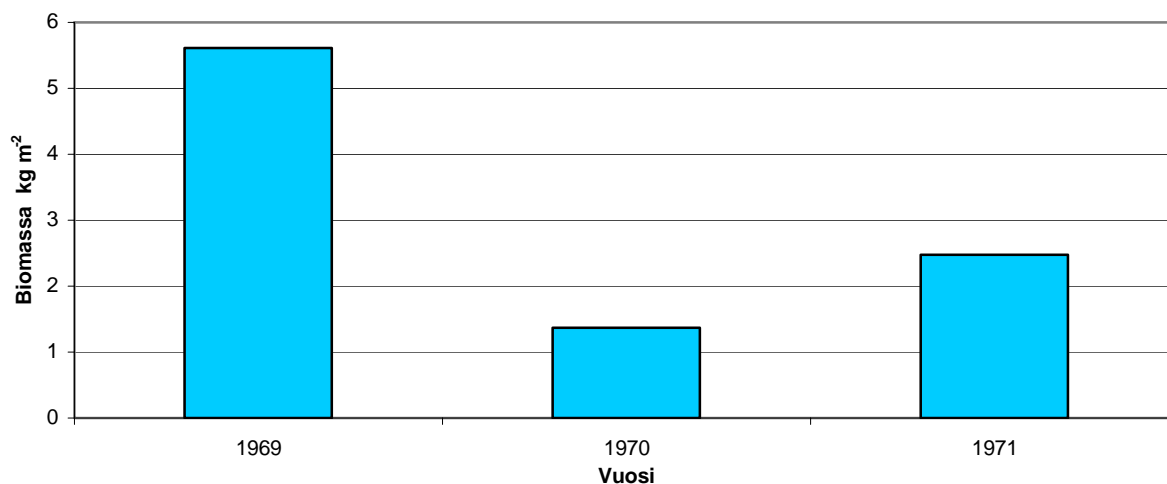
<sup>4</sup> Piipponen 1974

Piipponen (1974) on määrittänyt eläinplanktonlajistoa myös havaintoasemalta 503 vuonna 1971 saaden sen eutrofia-oligotrofia -suhteeksi (E/O) 21/2. Kesä-heinäkuussa eutrofiaa suosivia lajeja oli enemmän havaintopaikalla 503 kuin havaintopaikalla 510. Suurimmat erot havaittiin *Keratella curvicornis*-, *Ceriodaphnia quadrangulara*- ja *Daphnia cucullata* -lajeilla, jotka olivat yleisempiä asemalla 503. Indikaattorilajeista yleisimpiä olivat *Anuraeopsis fissa* ja *Keratella cochlearis* var.

*hispid*a, joita tavattiin jokaisesta näytteestä molemmilla havaintoasemilla. Jyväsjärven yleisimmät eläinplanktonlajit vuonna 1971 ja niiden esiintymisen maksimijankohdat ovat liitteessä 3.

### 3.6.2 Biomassa

Jyväsjärven keskimääräisissä eläinplanktonbiomassoissa (kuva 46) vuosilta 1969–1971 on huomioitava eri laskentamenetelmistä johtuvat erot. Vuoden 1969 (Hakkari 1972) korkeaan arvoon vaikutti lähinnä *Asplancha* -rataseläimen massaesiintyminen kesäkuussa, sillä sen laskennassa oli tilavuutena käytetty suurempaa arvoa kuin Piipponen tutkimuksessa. Vuoden 1971 kokonaisbiomassasta oli 0–5 metrin vesikerroksessa 76 % (asemat 510 ja 503) ja 5–10 metrin vesipatsaassa 19 % (510) ja 24 % (503). Tutkimuksissa on käsitelty ainoastaan hapellista vesikerrosta ja yksilö- ja biomassamäärät on painotettu vesikerrosten suhteellisten osuuksien mukaan. Vuoden 1971 avovesikuukausien biomassoissa ja yksilömäärissä (taulukko 18) oli kaksi huippua, heinä- ja syyskuussa molemmilla havaintoasemilla.



Kuva 46. Eläinplanktonin keskimääräiset biomassat (märkäpaino) vuosina 1969–1971 (Hakkari 1972, Piipponen 1974).



Taulukko 18. Jyväsjärven eläinplanktonin tiheydet kuukausittain eri asemilla vuonna 1971 (Piipponen 1974).

kuukausi	asema 510		asema 503	
	yksilöä kpl l <sup>-1</sup>	BM kg m <sup>-2</sup>	yksilöä kpl l <sup>-1</sup>	BM kg m <sup>-2</sup>
5	515	0,5		
6	1413	1,7	1622	2,1
7	1423	3,4	1890	4,3
8	931	2,0	1289	1,6
9	1141	3,9	2032	2,2
10	369	1,9		
11	318	0,5		
ka. kesä-elokuu	1256	2,0	1600	2,7

### 3.6.3 Tuotanto

Piipponen (1974) ja Hakkari (1978) arvioivat rataseläinten tuotantoa käyttäen mm. Winbergin (1971) ilmoittamia P/B-suhteita. Äyriäisten tuotannon he laskivat graafisella integraalimenetelmällä sekä eksponentiaaliyhtälöiden avulla. Vuosina 1969-1970 *Asplancha priodonta* muodosti 84 % rataseläinten kokonaistuotannosta ja vuonna 1971 sen osuus oli vastaavasti 98 % (taulukko 19). Laji on omnivorinen, joten sen tuotanto voidaan laskea kuuluvaksi puoliksi primaari-, puoliksi sekundaarikuluttajille (Nauwerck 1963).

Taulukko 19. Yhteenveto Jyväsjärven eläinplanktonin tuotannosta 1.6-30.9 vuosilta 1969–1971.

	Tuotanto kg m <sup>-2</sup>		
	Herbivorit	Predaattorit	Kokonaisbiomassa
1969 <sup>1</sup>	37,3	12,8	50,0
1970 <sup>1</sup>	30,4	2,9	33,2
1971 <sup>2</sup>	16,2	9,2	25,4
	Rataseläimet	Äyriäiset	
1969 -1970 ka. <sup>1</sup>	27,4	14,3	41,7
1971 <sup>2</sup>	11,6	13,8	25,4

<sup>1</sup> Hakkari 1978

<sup>2</sup> Piipponen 1974

Piipponen (1974) sai Jyväsjärven kuukausittaisen tuotannon ja biomassan suhteeksi (P/B) 2,5 kesä-syyskuun välisenä aikana. Myös Hakkari (1972) on päätenyt samaan arvioon eläinplanktonin uusiutumiskertoimesta Petrowitchin ym. (1961) tulosten perusteella.

Vuosittainen biomassojen vaihtelu johtui ilmeisesti jätevesien aiheuttamasta happamuuden vaihteluista. Happamuus aiheutti myös kasviplanktonlajistossa muutoksia, valtalajina oli *Scenedesmus armatus* -viherlevä, jota vain suurimmat eläinplankterit kuten *Asplancha priodonta* pystyvät käyttämään ravinnoksi (Hakkari 1972). Eläinplanktonbiomassat ja -tuotanto olivat vuosina 1969-1971 reheville ja likaantuneille alueille tyypillisiä.

Jyväsjärnessä oli v. 1913 useita eutrofiaa ilmentäviä lajeja ja ilmeisesti järvi oli jo tuolloin jossain määrin rehevöitynyt. Myös myöhäisemmät havainnot ilmaisevat selvää eutrofialajien dominanssia, joskin vuosina 1969–1971 oli mukana joitakin oligotrofia-indikaattorilajeja. Oligotrofialajien esiintyminen perustui lähinnä yksittäisiin havaintoihin, ainoastaan *Limnosida frontosa* oli yleisempi. Havaintoasemien erot eutrofiaa ilmentävien eläinplanktonlajien välillä vuonna 1971 johtuvat todennäköisesti Jyväskylän kaupungin jätevesien rehevöittävästä vaikutuksesta. Jätevedet purkaantuivat vielä silloin juuri havaintoasema 503 läheisyyteen. Pääsyvänteen (asema 510) eläinplanktonlajistoon vaikutti tuolloin Tourujoen voimakas huuhtelu laimentaan tulevien jätevesien rehevöittävä vaikutusta.

### **3.7 Pohjaeläimet**

Vuosina 1969–1972 keskimääräiset yksilömäärät olivat 4–14 metrin syvyydestä otetuista 12:ssa näytteessä 214 yksilöä m<sup>-2</sup>, runsaimpina olivat sulkasääsket (*Chaoborus flavicans*) ja harvasukamadot (*Limnodrilus hoffmeisteri*) sekä *Chironomus*-surviaissääskilajit. 15–24 metrin syvyydestä otetuista yhdeksästä näytteestä keskimääräinen yksilömäärä oli 75 yksilöä m<sup>-2</sup>. Lajilukumäärä oli vaatimaton, neljä, joista runsaslukuisin oli sulkasääsken toukka. Lisäksi tavattiin vain muutamia surviaissääskiyksilöitä.

Jyväskylän yliopiston pohjeläinlajien näytteissä vuodelta 1984 keskimääräisten yksilömäärien perusteella valtalajeina olivat sulkasääsket (*Chaoborus flavicans*) ja surviaissääskientoukat (*Chironomus*-lajit) sekä 10 metrin että 20 metrin syvyydessä. Seitsemää eri lajia tavattiin molemmista syvyyksistä. Yksilömäärät olivat suurempia syvemmillä (taulukko 19). Ainolan syvänteestä otetuissa näytteissä lajisto koostui lähes yksistään sulkasääsken toukista, joita oli noin 1200 yksilöä neliometrillä. Wiederholmin (1980) indeksit olivat molemmissa syvänteissä samat 1,00.

Vuoden 1996 (kesä ja syksy) näytteistä (Palomäki ym. 1997) tavattiin Jyväsjärvestä yhteensä 15 eläinlajia syvänteestä (23–24 m) ja matalammalta (10–15 m) vyöhykkeeltä 9. Tällöin Jyväsjärven eläimistöissä runsaslukuisia olivat isot surviaissääskitoukat (*Chironomus*-lajit) sekä *Tubifex*- ja *Limnodrilus*-harvasukamadot. Suomessa harvinainen *Prosilocerus jacuticus*-surviaissääskilaji oli Jyväsjärvestä melko yleinen. Kesäkuun näytteessä esiintyi runsaasti sulkasääskeä. Kesän mittaan happitilanne parani eikä sulkasääskiä esiintynyt enää syyskuussa.

Syksyllä 2000 Jyväsjärven pääsyvänteen pohjaeläinnäytteistä (Hynynen 2001) tavattiin 24 metristä 11 eläinlajia ja matalammalta (11–15 m) 8 eläinlajia. Runsaslukuisimpia olivat *Limnodrilus* -harvasukamadot ja *Chironomus* -surviaissääskilajit kummassakin syvyysvyöhykkeessä. Sulkasääsken toukkia oli runsaasti 24 metrissä.

Keväällä 2000 Jyväskylän yliopiston pohjaeläinlajien pääsyvänteen näytteistä 18 metristä tavattiin 12 eläinlajia, joista runsaimpina *Limnodrilus hoffmeisteri* ja *Tubifex tubifex*-harvasukamadot. *Chironomidae*-heimosta runsaimpina olivat *Chironomus anthracinus* ja *Procladius* spp. Ainolan syvänteestä 15 metristä tavattiin vain neljä eläinlajia, joista runsaimpina *Procladius* spp. ja *Prosilocerus sinicus* -surviaissääsket. Ainolan syvänteen näytteissä keskimääräiset yksilömäärät ( $172 \text{ kpl m}^{-2}$ ) olivat alhaisia verrattuna pääsyvänteen näytteisiin ( $1275 \text{ kpl m}^{-2}$ ). Lisäksi tavattiin muutamia *Mysis relicta* -yksilöitä.

Jyväsjärven pohjaeläinten biomassassa pääaltaan 10–15 metrissä oli pienempi kuin 23–24 metrissä (taulukko 20). Kahden tärkeimmän ryhmän, harvasukamatojen ja surviaissääskien, prosentiosuudet keskimääräisestä kokonaisbiomassasta (taulukko 21) olivat 73–99 %. Vuonna 1996 kesäkuun kahden pääryhmän yhteisbiomassan osuuden pieneneminen johtui sulkasääsken suuresta osuudesta (26,7 %). Yksilömäärät ovat pienentyneet vuoden 1996 jälkeen selvästi, mutta syksyisten biomassojen välillä ei juuri ole eroja.

Jyväsjärven surviaissääski-indeksit (BQI) (taulukko 20) ovat pysyneet samalla tasolla lukuun ottamatta syksyä 2000, jolloin pääsyvänteen 10–15 metrin alue oli tulosten mukaan huonommassa kunnossa kuin varsinainen syvänteen (23–24 m). Yliopiston pohjaeläinlajien kurssi on laskenut myös harvasukamato-indeksiin, joka oli keväällä 2000 pääsyvänteen 18 metrin syvyydellä 1,0. Ainolan syvänteestä 15 metristä otettujen näytteiden surviaissääski-indeksi oli myös 1,0 ja harvasukamato-indeksi 0.

Taulukko 20. Jyväsjärven pääsyvänteen pohjaeläinten keskimääräiset yksilömäärät ja biomassat sekä BQI-indeksit.

Aika	Näytemäärä	Yksilöä m <sup>-2</sup>	Biomassa (tuorepaino) g m <sup>-2</sup>	BQI
Syvyys 10-15 m				
14.5.1984 <sup>1</sup>	3	773		1,00
15.6.1996 <sup>2</sup>	5	2858	8,2	
17.9.1996 <sup>2</sup>	5	2962	4,7	1,84*
16.5.2000 <sup>3</sup> (18 m)	8	1275		1,98
26.10.2000 <sup>4</sup>	5	1633	5,2	1,10
Syvyys 23-24 m				
14.5.1984 <sup>1</sup>	3	1269		1,00
15.6.1996 <sup>2</sup>	5	4463	9,55	
17.9.1996 <sup>2</sup>	5	4498	8,16	1,87*
26.10.2000 <sup>4</sup>	5	1986	8,31	1,83

\*keskiarvo 15.6 ja 17.9.1996

<sup>1</sup> Jyväskylän yliopiston pohjaeläinkurssi 1984

<sup>2</sup> Palomäki ym. 1997

<sup>3</sup> Jyväskylän yliopiston pohjaeläinkurssi 2000

<sup>4</sup> Hynynen 2001

Taulukko 21. Jyväsjärven tärkeimpien pohjaeläinryhmien osuudet keskimääräisestä kokonaisbiomassasta.

vuosi	1996 kesä <sup>1</sup>		1996 syksy <sup>1</sup>		2000 syksy <sup>2</sup>	
	10-15 m	23-24 m	10-15 m	23-24 m	10-15 m	24 m
syvyys						
Oligochaeta %	33,9	15,0	54,3	9,7	49,6	60
Chironomidae %	65,6	58,3	44,8	87,7	48,6	32
Yhteensä %	99,5	73,3	99,1	97,4	98,2	92

<sup>1</sup> Palomäki ym. 1997

<sup>2</sup> Hynynen 2001

Litoraalin pohjaeläinnäytteistä löytyi 49 taksonia, joista 30 määritettiin lajilleen. Yhteenlaskettu yksilömäärä oli yli 500, joista yleisin oli *Leptophlebia vespertina* -päivänkorento (72 yksilöä) ja seuraavaksi yleisimpinä *Tubifex tubifex*-harvasukamadot ja polttiaiset (*Ceratopogonidae*) sekä *Limnesia undulata* -vesipunkit. Harvasukamatoindeksi oli litoraalissa koko aineistossa 2,1.

Surviaissääski-indeksiä ei voitu laskea indeksilajien puuttuessa.

Wiederholmin (1980) BQI-indeksi perustuu surviaissääskien runsaussuhteisiin ja voi vaihdella 0–5 välillä. Suuria lukuarvoja (4–5) tapaa vain niukkaravinteisissa, hapekkaissa järvisyvänteissä ja pienet lukuarvot (alle 2,5) ovat yleisiä voimakkaasti kuormitetuilla, happikadosta kärsivillä alueilla.

Jyväsjärven pääsyvänteessä jätevesikuormituksen ollessa suurimmillaan sulkasääskien toukkien runsas esiintyminen kuvaa pohjan huonoja happiolosuhteita. Yksilömäärien lasku syvemmälle mentäessä johtui pohjan happitilanteen heikkenemisestä, jolloin tolerantitkin lajit alkavat vähetä. 1990-luvun yksilömääriin verrattuna pohjaeläimiä oli tuolloin todella vähän. Jätevesipäästöjen loppuminen näkyi vuoden 1984 tuloksissa, sillä yksilömäärät kohosivat ja lajiston monipuolistui. Ilmastuksesta huolimatta alusvedessä oli edelleen puutetta hapestasta, joka edelleen näkyi sulkasääskien suurina yksilömäärinä.

Nykyisin Jyväsjärven profundaalin valtaryhminä ovat selkeästi harvasukamadot ja surviaissääsket. Isot surviaissääskitoukat (*Chironomus*-lajit) sekä *Tubifex*- ja *Limnodrilus*-harvasukamadot ilmentävät pohjan rehevyyttä ja runsasta orgaanista kuormitusta. Pääsyvänteen parantuneesta happitilanteesta huolimatta sulkasääskien toukkien runsas esiintyminen ilmaisee ainakin ajoittain sedimentin pinnassa esiintyvää happivajetta. Myös pohjan kuntoa ilmaisevien BQI-indeksien perusteella syvänteet ovat edelleen vahvasti kuormittuneita. Ilmastimien vaikutuksesta pääsyvänteen pohjan kunto on parempi kuin Ainolan syvänteen. Lajimäärät ja biomassat ovat pienempiä matalammalla (10–15 metriä) kuin syvällä (24 metriä) johtuen syvemmän alueen hapetuksesta. Jyväsjärven parantuneiden happiolosuhteiden seurauksena pohjaeläinten biomassat ovat suuria (vaihteluväli 4,7–9,6 g m<sup>-2</sup>) verrattaessa esimerkiksi Päijänteen lievästi rehevään Poronselkään, jonka keskimääräiset biomassat 10–20 metrin syvyydessä olivat vuonna 1996 < 1 g m<sup>-2</sup> (Palomäki ym. 1996). Pohjaeläinten biomassan perusteella voidaan päätellä Jyväsjärven olevan selvästi rehevämmän kuin Poroselän. Litoraalin lajistosta laskettu harvasukamato-indeksin arvo (2,1) ilmaisee Jyväsjärven olevan lievästi rehevän eli mesotrofisen järven. Rehevyystaso näkyy runsaana ja monipuolisena eläinlajistona. Verrattuna karun Konneveden (Särkkä 1983) 0,5 metrin pehmeän pohjan (25 kpl m<sup>-2</sup>) ja kivikkopohjan (34 kpl m<sup>-2</sup>) lajimääriin, ovat Jyväsjärven lajimäärät suuremmat vaikka vain osa taksoneista määritettiin lajilleen. Konneveden litoraalin valtaryhmänä olivat surviaissääskien toukat, joita ei yllättäen löytynyt yhtään Jyväsjärven litoraalinäytteistä. Se saattoi johtua kuitenkin pelkästään sattumasta tai puutteellisista näytteenottomenetelmistä. Vertailut eri järvien pohjaeläinten välillä ovat kuitenkin vaikeita, johtuen eroista näytemäärissä, keräilytekniikoissa ja eläinten jakaantumisesta ajan ja paikan suhteen (Särkkä 1979). Arvioitaessa

järven tilaa pohjaeläinten perusteella on myös huomattava, että ne indikoivat ensisijaisesti pohjalietteen pinnan happipitoisuutta ja vain välillisesti järven tuotantoastetta ja ravinnepitoisuutta (Seppänen 1985).

### 3.8 Nilviäiset

Kesällä 1953 Jyväsjärven nilviäisfauna oli erittäin runsas. Valovirta mainitsee keränneensä vesikotiloja Mattilanniemestä, Kivistön rannasta ja Tourulan rannasta satoja yksilöitä tunnissa. Jyväsjärvestä lojuneet puutavaran kappaleet ja viemäri-vesien tuloputket olivat erityisesti kotiloiden suosiossa. Valovirran vuosien 1950–1953 aikana Jyväsjärven rannoilta keräämissä kotilo- ja simpukanäytteissä (taulukko 22) on mukana myös rantakotiloita.

Taulukko 22. Jyväsjärvestä havaitut kotilolajit v. 1950–1953 (Valovirta 1956).

Laji	Esiintyminen
<i>Lymnea stagnalis</i>	runsaasti kaikilla rannoilla
<i>Lymnea palustris</i>	runsaasti kaikilla rannoilla
<i>Lymnea peregra</i>	kohtalaisesti kaikilla rannoilla
<i>Lymnea trunculata</i>	Kivistössä runsaasti, Mattilaniemessä kohtalaisesti
<i>Planorbarius corneus</i>	runsaasti kaikilla rannoilla
<i>Anisus vortex</i>	runsaasti kaikilla rannoilla
<i>Gyraulus albus</i>	runsaasti kaikilla rannoilla
<i>Gyraulus acronicus</i>	harvinainen, muutamia Mattilaniemessä
<i>Bathymphalus contortus</i>	yleisin vesikotilo
<i>Succinea putris</i>	yleinen rantaniityillä
<i>Succinea pfeifferi</i>	yleinen rantaniityillä ja puun palasilla
<i>Retinella radiatula</i>	Mattilanniemestä 1 yksilö
<i>Euconulus fulvus</i>	Mattilanniemestä 2 yksilöä
<i>Zonitoides nitidus</i>	Mattilanniemestä 2 yksilöä
<i>Vitrina pellucida</i>	Kivistön rannalta 4 yksilöä

Keräilytavasta johtuen simpukoita havaittiin vähän. Seminaarinlahdesta havaittiin neljä yksilöä *Sphaerium corneum*-lajia ja Mattilanniemestä harvinaista *Musculinum lacustre*-lajia yksi yksilö sekä muutamia *Pisidium spp.* nuoria yksilöitä Tourulan ja Kivistön rannasta.

Keväällä 1954, jolloin Jyväsjärven vesikin oli muuttunut kirkkaaksi, ei Valovirta löytänyt järvestä yhtään kotiloa tai simpukkaa. Myöhemminkään kesällä ei nilviäisiä löytynyt rantavesistä. Vuoteen

1955 mennessä eivät kotilot ja simpukat olleet palanneet, vaikka ympäristön järvissä nilviäiskanta oli pysynyt ennallaan. Syyksi Valovirta arveli Kankaan paperitehtaan rikkihappopäästöjä talvella 1953–1954.

Vuosina 1957–1960 Valovirta keräsi näytteitä Jyväsjärven lisäksi ympäristön järvistä selvittääkseen minkä verran niissä on nilviäisiä siirtymään Jyväsjärveen sen veden laadun parannuttua. Vuonna 1958 Valovirta toteaa nilviäisfaunan palautuneen lähes ennalleen. Niiden leviäminen oli ilmeisesti tapahtunut Päijänteestä uitettavan puun mukana ja vesieläinten avulla. Aiemmista 15:sta kotilolajista 8 oli jo palannut ja lisäksi löytyi yksi uusi laji; harvinainen *Gyraulus laevis*. Aikaisemmin havaituista kahdesta simpukkalajista ja yhdestä simpukkaheimosta kaikki olivat palaneet.

Ahon (1966) mukaan nilviäisiä voidaan käyttää järven rehevyyttä arvioitaessa. Vaikka monet lajit viihtyvät sekä karuissa että rehevissä vesissä, niin ne esiintyvät kuitenkin eri suhteissa.

Jyväsjärven nilviäisfaunan tutkiminen on ollut vähäistä ja Valovirran keräämä aineisto onkin täten ainutlaatuinen. Keräilymenetelmästä johtuen Valovirran aineisto on kuitenkin puutteellinen sekä kvalitatiivisesti että kvantitatiivisesti. Siten nilviäisten perusteella tehtävät arviot Jyväsjärven tilasta 50-luvulla voivat sisältää runsaasti mahdollisia virhelähteitä.

Ahon (1966) mukaan nilviäisten ja unioidien lajimäärät sekä runsaudet kasvavat eutrofian kasvaessa. Sphaeridit sen sijaan eivät näytä viihtyvän rehevöityneissä järvissä, minkä myös Valovirta (1962) totesi. Jyväsjärven kotiloiden runsaussuhteet vastaavat hyvin Ahon (1966) tuloksia eutrofisten vesien valtalajistosta. Jyväsjärvessä runsaana esiintyvät *Bathyomphalus contortus*, *Lymnea peregra*, *L. stagnalis* ja *Planorbis corneus* ovat yleisimpiä lajeja eutrofisissa vesissä myös Ahon aineistossa. Useat näistä lajeista esiintyvät kuitenkin sekä karuissa että rehevissä vesissä joskin eri tiheyksinä. Lajeista, joilla Ahon tutkimuksen mukaan oli yhteys rehevöityneisiin järviin, havaitsi Valovirta (1956, 1962) vain *Lymnea ovata*- ja *Gyraulus acronicus* -lajit. Oligotrofisiin vesiin Aho (1966) liitti Jyväsjärvestäkin löydettyt: *Lymnea truncatula*- ja *Musculium lacustre* -lajit.

Happamuus ja humuspitoisuus ovat Ahon (1966) mukaan tärkeimmät nilviäisten esiintymistä rajoittavat tekijät. Herkimvät kotilot kuolevat veden pH:n laskiessa alle kuuden. Kotilolajia ei ole tavattu sellaisista järvistä, joissa pH on alempi kuin 5,3 (Meriläinen 1991). Jyväsjärven nilviäisfauna onkin ollut usein alttiina happamuudelle. Veden happamuuden aiheuttamat nilviäistuhot ovat

ilmeisesti toistuneet myöhemminkin kuin talvella 1953–1954, koska mitattujen pH-arvojen perusteella ainakin vuosina 1963, 1968, 1975 ja 1979 olosuhteet ovat olleet kaikille eliöille ankarat (pH alle 4). Passiivisesta levittäytymistavasta johtuen nilviäisten paluu kestää pitkään veden laadun parantumisen jälkeenkin. Boycott (1936) on havainnut pienessä lammessakin uuden nilviäislajin saapumisen kestävän keskimäärin yhdeksän vuotta.

Valovirran määritysten ja Ahon tutkimuksen perusteella voidaan olettaa Jyväsjärven trofiatason olleen 50-luvulla lähempänä eutrofiaa kuin oligotrofiaa.

### **3.9 Kalasto**

#### **3.9.1 Yleistä**

Jyväsjärven kalastosta on vain vähän koottua tietoa 1900-luvun alkupuolelta. Veden laatu oli kuitenkin vielä arvokaloillekin sopiva, koska Kankaan paperitehtaan historiassa (Ahvenainen 1972) todetaan 1870-luvun lopulla Tourujoesta hauen ohella pyydetyn noin 6–7 kilon nousulohta. Asumajätevesikuormituksesta huolimatta Jyväsjärvi on ollut Hakkarin (1997) mukaan vielä 1950-luvulla erinomainen kalavesi, josta saatiin haukea, lahnaa ja kuhaakin. 1950-luvun lopulla veden laadun huononnutta hävisi kuha, jonka kanta oli ollut erityisen hyvä. Valovirran (1956) mukaan Kankaan paperitehtaan happamat jätevedet tuhosivat talvella 1953–1954 Jyväsjärvestä kaiken elollisen kokonaan. Happamien jätevesien lisäksi asumajätevesien kuormitus kulutti hapen toistuvasti loppuun talvisin koko vesipatsaasta. Olosuhteiden ollessa äärimmäisiä, kalat kuolivat tai pakenivat Äijälänsalmen kautta Päijänteeseen, josta ne palasivat keväisin takaisin. Esimerkiksi Kankaan paperitehtaan analyysitulosten (analyysiraportti 2.4.1962) yhteydessä on maininta kalojen massakuolemasta ja seuraavan vuoden huhtikuussa Keski-suomalainen (6.4.1963) toteaa kaloja kuolleen röykkiöittäin Halssilan puron suulla. Vielä vuonna 1975 pH laski 3,3:een aiheuttaen kalakuolemia. Asumajätevesipäästöjen loppuminen vuonna 1978 ja Kankaan paperitehtaan jätevesien neutralointi paransi Jyväsjärven veden laatua ja jo vuonna 1982 saatiin saaliiksi edellisvuosina harvinaisia lajeja kuten siikaa, kuhaa, madetta ja kuoretta (Hakkari 1997). Nykyisin

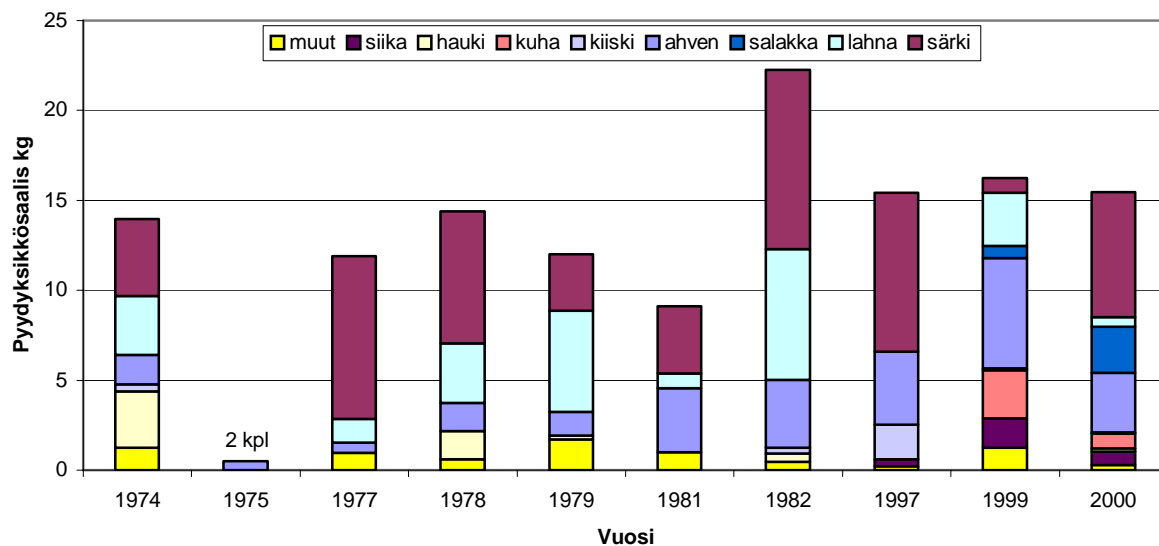


kuhakanta on elpynyt ja Jyväsjärven kuhakantaa voidaan pitää vähintään välttävänä (Palomäki & Salo 2001).

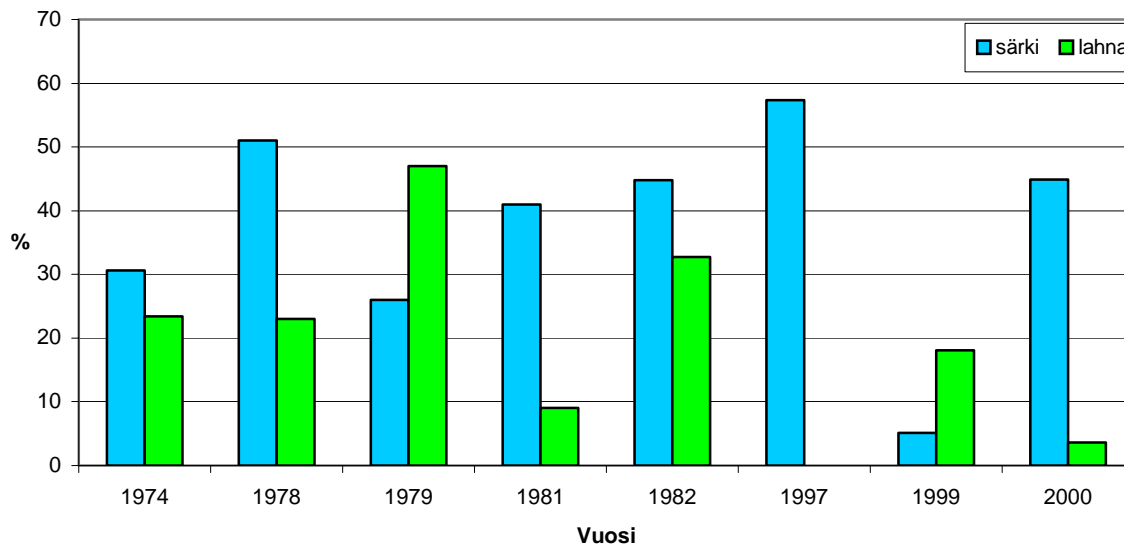
### 3.9.2 Kalakannat

Tuunaisen (1970) koekalastusverkkojen saaliiden perusteella vuonna 1969 särkikalojen osuus oli suuri noin 80 % kokonaisbiomassasta, josta särkien (*Rutilus rutilus*) osuus oli yli 50 %. Petokaloja kuten haukea (*Esox lucius*) ja madetta (*Lota lota*) oli yhteensä noin 10 % kuten myös ahvenia (*Perca fluviatilis*). Kokonaissaalis oli suuri yhteensä 33,1 kg 18 tunnin pyyntijakson aikana 13:lla verkolla.

Kurttila (1981) on todennut koko vuoden ja elo-syyskuun verkkosarjakohtaisten saaliiden välillä erittäin merkitsevän korrelaation sekä pohja- että pintapyynnissä ( $r = 0,882$  ja  $0,935$ ), joten sen perusteella voidaan tarkastella eri vuosien yksikkösaaliita pelkästään syksyn saaliiden avulla. Esimerkiksi vuoden 1974 syyskuun kokonaissaalis oli koko vuoden saaliista vain noin 3 % suurempi. Eri kalalajien pyydysyksikkösaaliit (kuva 47) ovat elo-syyskuun vaihteen saaliita, lukuun ottamatta vuotta 1974, jolloin on käytetty koko vuoden keskimääräistä pyydysyksikkösaalista yksityiskohtaisempien lajikohtaisten tuloksien vuoksi. Kun Jyväsjärven veden pH-arvot laskivat vuonna 1975 noin 3,5:een, koekalastuksissa saatiin vain muutama pieni ahven. Jyväsjärven kalabiomassa on koostunut vuosina 1974–1998 pääosin kahdesta lajista, särjestä ja lahnasta (*Abramis brama*), joiden yhteinen osuus kokonaisbiomassasta on vaihdellut yleensä välillä 48–77 % (kuva 48). Vuonna 1999 ahventa oli runsaasti, jolloin särjen sekä lahnan yhteinen osuus oli vain 23 % kokonaisbiomassasta. Särjen osuus särkikaloista on vaihdellut 19–100 %:n välillä vuosina 1974–2000 (ka. 61,1 %, SD 25,5, n 8). Tuhkasen (2001) koekalastustulosten perusteella Jyväsjärven kokonaiskalabiomassa on arviolta noin  $250 \text{ kg ha}^{-1}$ , josta särkien osuus oli noin 50 % ja särjen osuus särkikaloista noin 77 %.



Kuva 47. Jyväskylän koeverkko-sarjojen keskimääräiset pyydysyksikkösaaliit 1974–2000 (lähteet: liite 6).



Kuva 48. Jyväskylän särjen ja lahnan osuudet pyydysyksikkösaaliiden kokonaisbiomassasta vuosina 1974–2000 (lähteet: liite 6).

Ulappa-alueen kaikuluotaustutkimuksissa (taulukko 23) alle 10 cm:n kalojen lukumäärät kasvoivat noin kaksinkertaisiksi ja yli 10 cm:n kalojen määrät nelinkertaisuivat neljän vuoden aikana.

Taulukko 23. Ulappa-alueen kalabiomassat ja kokojakauma vuosina 1996,1997 ja 1999.

Vuosi	Biomassa kg ha <sup>-1</sup>	kalat < 10 cm kpl ha <sup>-1</sup>	kalat >10 cm ha <sup>-1</sup>
1996	45	2800	70
1997	45	2800	700
1999	160	5900	2900

Kirjanpitokalastajien verkkojen (yli 26 mm solmunväli) kokonaispyydysyksikkösaalis (taulukko 24) on vaihdellut 0,24–0,66 vuosina 1997–2000. Lahnan osuus saaliista on ollut suurin koko seurantajakson lukuun ottamatta vuotta 1997. Hauen osuus on kasvanut selvästi vuoden 2000 aikana verrattuna aikaisempiin vuosiin. Siian (*Coregonus lavaretus*) osuus on laskenut eniten verrattuna vuosien 1997 ja 1998 huippusaaliisiin. Kuhaa (*Stizostedion lucioperca*) oli hyvin vuonna 1998 ja kanta on edelleen vähintäänkin välttävä, vaikka saaliit ovatkin pienentyneet.

Taulukko 24. Jyväsjärven kirjanpitokalastajien pyydysyksikkösaaliit (kg) vuosina 1997–2000.

	Hauki	Made	Ahven	Särki	Lahna	Siika	Kuha	Taimen	yhteensä
1997 <sup>1</sup>	0,07	0,04	0,02	0,01	0,17	0,25	0,03	0,01	0,60
1998 <sup>2</sup>	0,07	0,04	0,01	0,01	0,23	0,20	0,12		0,66
1999 <sup>3</sup>	0,03	0,01	< 0,01		0,16	< 0,01	0,03		0,24
2000 <sup>4</sup>	0,12	0,05	0,04		0,31	0,02	0,02		0,56

<sup>1</sup> Salo & Veijola 1998<sup>2</sup> Salo 1999<sup>3</sup> Salo 2000<sup>4</sup> Palomäki & Salo 2001

Veden happamuuden aiheuttamat kalakuolemat vuonna 1975 eivät näy enää vuoden 1977 kokonaispyydysyksikkösaaliissa. Tämä osoittaa Päijänteen voivan toimia Jyväsjärven kalojen turvapaikkana tai sitten kalat korvautuvat uusilla elinympäristön olosuhteiden heikentyessä. Koekalastustuloksien perusteella kalalajistossa ovat särkikalat olleet valtaryhmänä koko seurantajakson. Kurttila (1981) on todennut rehevöityneiden vesien pyydysyksikkösaaliiden olevan yli 13 kg ja särjen osuuden särkikaloista olevan keskimäärin 45 % eli juuri Jyväsjärven tasoa. Veden laadun parantumisen myötä kuha- ja siikakannat alkoivat elpyä 1990-luvulla. Kuha- ja siikasaaliiden suuruudet riippuvat kuitenkin vielä Pohjois-Päijänteen kalakannoista (Salo 1999), kun kutupaikkoja on Jyväsjärvessä vähän.

Kaikuluotaus antaa lähinnä minimiarvioita kalatiheyksistä, sillä pois jäävät pinnan ja matalien alueiden kalat. Jyväsjärven valtalajit, särki ja ahven esiintyvät usein juuri pinnan tuntumassa.

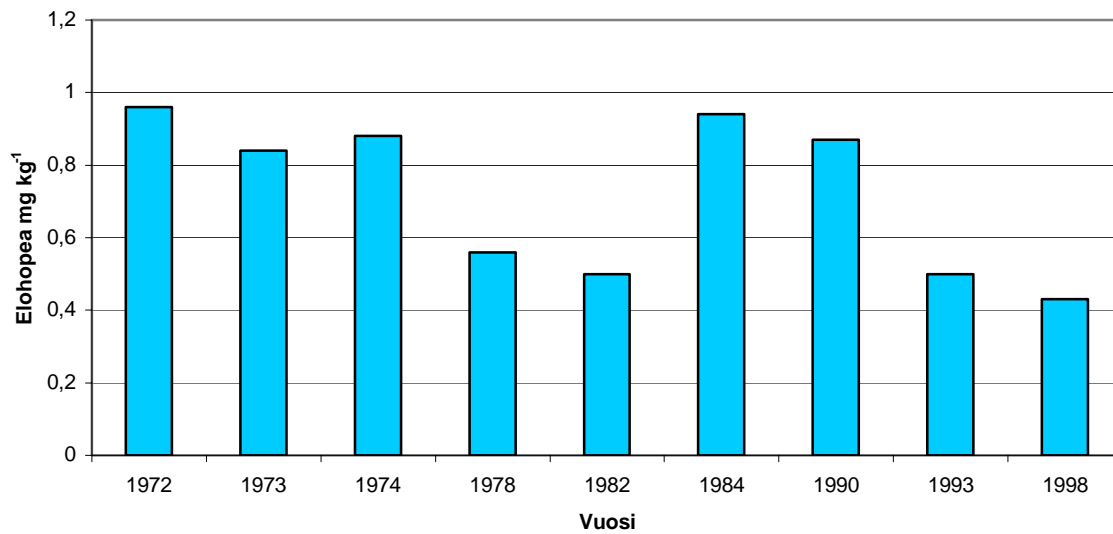
Kaikuluotauksien perusteella voidaan Jyväsjärven kalabiomassaa pitää suurena ottaen huomioon syvyys-suhteet. Vertailtaessa vuoden 1999 kaikuluotaustuloksien ja Tuhkasen (2001) vuoden 2000 koekalastustuloksien kokonaisbiomassa-arvioita havaitaan tuloksien olevan saman suuntaisia. Kaikuluotaus antaa kuitenkin liian pieniä arvioita, joten todellinen kokonaisbiomassa on luultavasti lähempänä koekalastustuloksista saatua  $250 \text{ kg ha}^{-1}$ .

Kirjanpitokalastuksen luonteesta johtuen eri vuosien saaliiden vertailuun liittyy virhelähteitä kuten käytettyjen verkkojen solmuvälit, jotka kalastaja valitsee itse saaliskohteen perusteella. Jyväsjärven kirjanpitokalastuksesta lasketut pyydysyksikkösaaliit ovat suuria verrattuna esimerkiksi Päijänteen Poronselän (Jyväsjärven vedet laskevat Poronselälle) vuoden 2000 saaliiseen (Poronselkä 0,12, Jyväsjärvi 0,56) (Palomäki & Salo 2001). Saalismäärien erot johtuvat pitkälle vesien rehevyydestä, rehevän Jyväsjärven ravintoketjun perustuotantotasolta alkaen biomassat ovat huomattavasti suurempia kuin lievästi rehevällä Poronselällä. Esimerkiksi vuoden 1997 Jyväsjärven keskimääräinen kasviplanktonbiomassa oli noin 2,6 kertaa suurempi kuin Poronselällä (Palomäki ym.1998).

Tiheät särkikalakannat saattavat olla merkittävässä asemassa suuren levätuotannon ylläpitäjänä ruokaillessaan pohjalla. Särkikalat irrottavat ravinteita sedimentistä ja siirtävät niitä eritteidensä mukana tuottavaan kerrokseen (Brabrand ym.1990). Jyväsjärven ulkoinen kuormitus on nykyisinkin niin suuri, että särkikalojen aiheuttama kuormituksen lisäyksen merkitys lienee vähäinen. Kovin suurta merkitystä fosforikuormaan ei ole koko Jyväsjärven kalabiomassan poistollakaan, sillä Jyväsjärven koko kalabiomassaan ( $250 \text{ kg ha}^{-1}$ ) sitoutuneen fosforin määrä on noin 400 kg. Sama määrä tulee nykyisin ulkoisena kuormituksena jo yhden kuukauden aikana. Kuitenkin, jos ulkoinen kuormitus saadaan alle ns. järven kriittisen sietorajan niin, silloin särkikalojen tehokalastuksella voidaan pienentää sisäisen kuormituksen osuutta ja vähentää täten ravinteiden uudelleen kiertoa.

### **3.9.3 Kalojen elohopea- ja PCB-pitoisuudet sekä haju- ja makuhaitat**

Jyväsjärven haukien elohopeapitoisuudet (kuva 49) olivat 1972-1974 lääkintöhallituksen suosituksia suurempia ( $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ ), mutta kuitenkin Kauppa- ja teollisuusministeriön enimmäismäärän alapuolella (hauelle  $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Jyväsjärven haukien elohopeapitoisuudet pienenevät 1980-luvun alkuun asti, mutta sen jälkeen pitoisuudet kasvoivat vuoden 1972 tasolle. Vasta vuonna 1998 haukien elohopeapitoisuudet täyttivät myös lääkintöhallituksen suosituksen.



Kuva 49. Jyväsjärven haukien keskimääräiset elohopeapitoisuudet vuosina 1972–1998 (lähteet: liite 6).

Elohopeaa on käytetty mm. puunjalostusteollisuudessa limantorjunta-aineena vuoteen 1968 asti ja maataloudessa siementen peittauksessa vuoteen 1992 asti. Elohopeaa kertyy kaloihin ravintoketjujen kautta ja erityisesti pohjaeläimillä voi olla suuri merkitys pohjalietteessä olevan metyylielohopean vapautumisessa. Jernelövin (1970) mukaan, mikäli pohjalietteessä on runsaasti *Tubificidae*-ryhmän pohjaeläimiä, vapautuu metyylielohopeaa vielä 2 cm:n syvyydestä. Mutta mikäli lietteessä on *Anadonta*-suvun simpukoita, ei 10 cm riitä suojaamaan kaloja metyylielohopealta. Mutta jos pohjalietteessä ei ole makro-organismeja voi kaloille sopivassa muodossa olevaa metyylielohopeaa vapautua ainoastaan sedimentin pinnasta. Tällöin sedimentaation seurauksena elohopeakerrostumat jäisivät sedimentoituvan aineksen alle. Pohjaeläinnäytteiden perusteella vuosina 1996 ja 2000 Jyväsjärvessä oli *Tubificidae*-ryhmän harvasukamatoja runsaasti niin profundaalissa kuin litoraalisissa. Simpukoista on saatu välillisiä havaintoja kalaloistutkimusten yhteydessä, joiden perusteella *Anadonta*-suvun simpukat lienevät hyvin tavallisia Jyväsjärvessä. Jätevesikuormituksen ollessa suurimmillaan vuonna 1970, kertyi syvänteisiin sedimenttiä noin 6 mm ja litoraaliin 3–4,5 mm vuodessa (Granberg 1976b). Jätevesikuormituksen loputtua sedimentaatiokin on pienentynyt ja sen perusteella voidaan olettaa metyylielohopean vapautumisen pohjaeläinten toiminnan seurauksena olevan mahdollista vielä nykyisinkin. 1990-luvun alussa kalojen elohopeapitoisuudet kohosivat, joka kuitenkin johtui todennäköisemmin pääsyvänteen ilmastuksen katkoksesta vuosina 1989–1990. Tuolloin alusvesi oli vähähappista aiheuttaen runsasta ravinteiden ja myös raskasmetallien liukenemistä pohjalietteestä.

Myös Jyväsjärven rantojen voimakas rakentaminen 1990-luvulla on mahdollisesti lisännyt jo sedimentoituneiden raskasmetallien vapautumista myös rantavyöhykkeestä.

Polykloorattujen bifenyyliden (PCB) määrät ovat olleet alhaisia vaihdellen 0,02–0,1 mg kg<sup>-1</sup> välillä vuosina 1972–1998. PCB-pitoisuudet ovat olleet selvästi alle Kauppa- ja teollisuusministeriön enimmäismäärän (2,0 mg kg<sup>-1</sup>) koko seurantajakson.

Makutestien perustella haukien maussa oli lieviä makuvirheitä vuosina 1978, 1982, 1984 ja vielä vuonna 1993. Sen sijaan vuonna 1998 Jyväsjärven hauet arvioitiin hyvän makuisiksi.

### 3.9.4 Loiset

Vuoden 1997 kalaloistutkimuksen (Salo & Veijola 1998) perusteella Jyväsjärvi eroaa muista selvästi Pohjois-Päijänteen muista alueista. Loisia oli Jyväsjärvessä enemmän kuin Pohjois-Päijänteen muilla alueilla. Tulokset osoittivat, että tilanne ei ole merkittävästi muuttunut vuonna 1995 tehdystä loistutkimuksesta (Veijola & Salo 1996). Jyväsjärven loisista yleisimpiä olivat *Trichodina*- ja *Diplostomum*-lajit sekä *Rhipidocotyle fennica* ja *R. campanula* -lajit. Sukkulamatoihin kuuluva *Rapicidascaaris acus* oli myös yleinen. Jyväsjärvestä tavattiin *Ichthyophthiris multifilis* -alkueläinlajia, jota ei havaittu muilla tutkituilla alueilla. Vuonna 1995 tehty loistutkimus ahvenella osoitti, että sen perusteella ei pysty erottamaan Jyväsjärven ja Pohjois-Päijänteen vesialueita toisistaan veden laadun suhteen. Veijolan ja Salon (1996) mukaan särjen loislajisto heijastaa paremmin veden laatua kuin ahvenen loislajisto.

*Trichodina*- ja *Ichthyophthiris multifilis* -lajien yleistymisen on havaittu liittyvän isäntäkalan vastustuskyvyn heikkenemiseen (Koskivaara 1995). *Rapicidascaaris acus* -loinen tulee selkärangattomista eläimistä ja loinen runsastuu, kun järven huonoa happitilannetta sietävät hyönteisten toukat yleistyvät (Koskivaara 1995). *Diplostomum*-lajien esiintyminen osoittaa, että loisten väli-isäntä *Lymnea*-kotilo menestyy Jyväsjärvessä. Myös *Rhipidocotyle fennica* ja *R. campanula* -imumatolajien väli-isäntää pikkujärvisimpukkaa esiintyy Jyväsjärvessä. Kalojen vaeltaminen on Päijänteen ja Jyväsjärven välillä suhteellisen helppoa ja täten väli-isännän alkuperän toteaminen voi olla vaikeaa. *Rhipidocotyle fennica* ja *R. campanula* -imumatosten runsaus saattaa viitata kalojen kunnan huonontumiseen (Koskivaara 1995). Tutkimuksen perusteella Jyväsjärvellä esiintyy enemmän rehevyyttä tai isäntäkalan heikkoa kuntoa indikoivia lajeja kuin Pohjois-Päijänteen muilla alueilla.

### 3.10 Sedimentti

Jyväsjärven pohjasedimentin koostumus vaihtelee syvyyden mukaan. Granberg ja Lappalainen (1974) ovat esittäneet sedimentin pintaosan keskimääräiset koostumukset eri yksiköissä yhdistäen 5 ja 15 metrin syvyystasot (taulukko 25).

Taulukko 25. Jyväsjärven sedimentin pintaosan (0-25 mm) keskimääräinen koostumus vuonna 1970 (Granberg & Lappalainen 1974).

Aine	% kuiva-aineesta	% tuorepainosta	Pitoisuus g l <sup>-1</sup>
Org. C	5	1,0	11,0
N	0,6	0,12	1,3
P	0,6	0,12	1,3
Fe	2,4	0,5	5,5

Pohjasedimentin pintaosan keskimääräiset redox-potentiaalit (taulukko 26) ovat olleet alle 200 mV eli sedimentti on ollut pelkistyneessä tilassa. Redox-potentiaalit olivat matalan veden pohja-alueella korkeampia kuin syvän veden alueella. Orgaanisen aineen määrää kuvastavan hehkutushäviön perusteella matalan veden alueelle kertyy vähemmän orgaanista ainetta kuin syvän veden alueelle.

Taulukko 26. Jyväsjärven pohjasedimentin pintaosan (0-25 mm) koostumus ja redox-potentiaali lopputalvisin 1970, 1973 ja 1983.

Vuosi	1970 <sup>1</sup>	1973 <sup>2</sup>	1983 <sup>3</sup>
Syvyydet (m)	15	21	18
Redox-potentiaali (mV)	-50	167	25
Haihdutushäviö %	84	95	90
Hehkutushäviö %	15	18	12

<sup>1</sup> Granberg & Lappalainen 1974

<sup>2</sup> Granberg 1976b

<sup>3</sup> Granberg 1984

1970-luvulla fosforikuormasta sedimentoitui keskimäärin 26 % ja aikaisemmin n. 50 % (Granberg & Lappalainen 1974). Granberg (1977) on laskenut fosforikuorman perusteella sedimentaationopeuksia eri ajoille (taulukko 27). Pitkän aikavälin sedimentaatio on Jyväsjärnessä

ollut noin  $1,6 \text{ mm a}^{-1}$  profundaalissa, mutta rehevöitymisen kiihdyttyä 1960-luvun lopussa se on ollut noin  $6 \text{ mm a}^{-1}$  profundaalissa ja noin  $3\text{--}4,5 \text{ mm a}^{-1}$  litoraalissa.

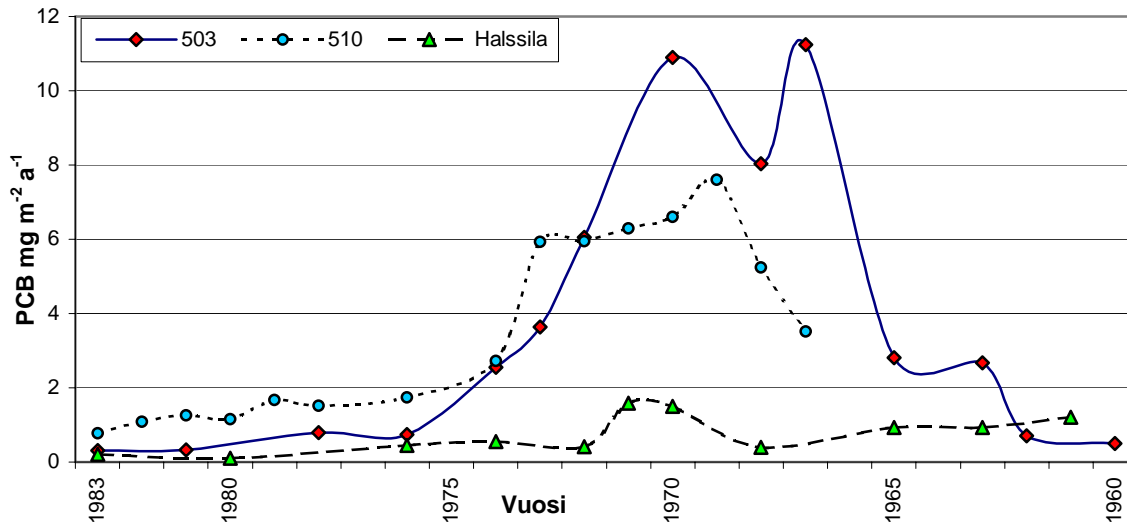
Taulukko 27. Jyväsjärven keskimääräiset sedimentaationopeudet fosforikuorman perusteella profundaalissa (Granberg 1977).

Sedimentin syvyystaso mm	vuosi	Fosforikuorma $\text{g m}^{-2}\text{a}^{-1}$	Sedimentaationopeus $\text{mm a}^{-1}$
pinta	1970	5,3	5,4
68	1965	7	2,7
95	1955	3,8	1,4
110	1945	1,9	1,1

Pohjasedimentissä on runsaasti mineraaleja ja esimerkiksi fosforipitoisuudet ovat noin 10000-kertaisia ja typpipitoisuudet noin 400-kertaisia yläpuolisen veden pitoisuuksiin verrattuna. Typeä ja fosforia oli pintasedimentissä saman verran, joten niiden nettosedimentaatiot olivat vuonna 1970 saman suuruisia huolimatta typen suuremmista pitoisuuksista yläpuolisessa vedessä. Typestä kuitenkin haihtuu alkuainetyypinä ilmakehään denitrifikaation avulla enemmän kuin pidättyy sedimenttiin. Siten typeä sitoutuu suhteessa vähemmän pohjasedimenttiin kuin fosforia ja siten voidaan olettaa typpipitoisuuksien noudattavan melko nopeasti kuormitusmuutoksia. Sedimentin redox-potentiaalin perusteella on pohjasedimentistä liuennut raudan mukana myös fosforia (Mortimer 1942), joten fosforin nettosedimentaatio on vaihdellut pohjan tilan mukaan. Sedimentaationopeudet ovat fosforikuormituksen perusteella laskeneet vuoden 1970 tasolta. Vuosien 1989–2000 keskimääräinen fosforikuorma on ollut pinta-alayksikköä kohti ilmoitettuna  $1,5 \text{ g m}^{-2}\text{a}^{-1}$ , joten pelkästään sen perusteella olisi nykyinen sedimentaationopeus vuoden 1945 tasolla. Sedimentaatioon vaikuttavat tulevan kuormituksen lisäksi sisäiset kuormitustekijät, joten tarkan sedimentaationopeuden määrittely on epävarmaa.

Paasivirran ym. (1986) mukaan sedimentin PCB-pitoisuudet (kuva 50) olivat korkeimillaan vuosina 1969–1970, mutta vuodesta 1974 lähtien Jyväsjärven PCB-taso on ollut alhainen kaikilla alueilla. Arvioitu PCB-kuorma oli vuosina 1968–1983 yhteensä noin  $5,1 \text{ mg m}^{-2}$  eli koko järven pohjapinta-alaa kohti yhteensä 118 kg. Ilmasta tulevan PCB-määräksi arvioitiin 23 kg ja asumajätevesien osuudeksi 95 kg. Asumajätevesipäästöjen loputtua kokonaan, vuosina 1980–1983 PCB-kuorma on ollut asemalla 510 keskimäärin  $1,1 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  ja asemalla 503 keskimäärin  $0,3 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ .





Kuva 50. Jyväsjärven PCB:n sedimentaationopeus vuosina 1960–1983 (Paasivirta ym. 1986).

PCB:n suuret sedimentoitumisnopeudet ennen vuotta 1974 johtuivat pääasiassa asuma- ja teollisuusjätevesistä. Jätevesien johtaminen Nenäinniemen keskuspuhdistamolle vähensi PCB:n sedimentoitumisnopeutta ja 1980-luvun alussa sedimentoituvan PCB:n määrät olivat jo vähäiset. Jyväsjärven pohjasedimenttiin on varastoitunut runsaasti PCB:tä, joka voi vielä vapautua ja rikastua ravintoketjuihin, jos rantojen rakentamisen yhteydessä pohjaa pöyhitään liikaa.

#### 4. Yleistarkastelu

Jyväsjärven rehevöitymiskehitys on seurannut Jyväskylän kaupungin kasvun ja teollistumisen muutoksia. Jo 1800-luvun lopun ja 1900-luvun alkupuolella Jyväsjärvi oli asumajätevesien lievästi rehevöittäjä. Asumajätevesikuormituksen kasvaessa rehevöityminenkin kiihtyi ja 1960-luvulla ja 1970-luvun alussa järvi oli käytännöllisesti katsoen sopimaton kaikkiin virkistyskäyttömuotoihin. Asumajätevesipäästöjen loputtua vuonna 1979 Jyväsjärvi alkoi hitaasti toipua raskaasta kuormituksesta. Vaikka ravinnekuormitus on laskenut huomattavasti, niin edelleen Jyväsjärvi on selkeästi luokiteltavissa reheväksi järveksi käytettäessä mittareina veden laatua tai eri biologisia ravintotasoja koskevia tuloksia. Nykyisin Jyväsjärven niin kuin monien muidenkin Etelä- ja Keski-Suomen järvien tila määräytyy maatalouden ravinnekuormituksen perusteella.

Jyväsjärven rehevöitymisen kannalta fosforikuormituksen merkitys on ollut ja on edelleen suurin, sillä yleensä fosforin määrästä riippuu myös järven levätuotannon määrä. Typpikuormakin on pääasiassa peräisin maataloudesta, mutta sen merkitys Jyväsjärven tilaan on vähäinen. Sen sijaan

Jyväsjärven happivaroja kuluttavat orgaaniset ainekset ovat peräisin pääosin hajakuormituksesta ja paperitehtaan päästöistä. Niiden merkitys voi olla suurikin, varsinkin jos alusveden happivarat jäävät alhaisiksi kevät- ja syyskiertojen aikana.

Kuormituksen pienenemisestä huolimatta Jyväsjärven rehevyystaso määräytyy edelleenkin pääosin Tourujoen kautta tulevan fosforikuorman perusteella. Tourujoen valuma-alueelta tulevan fosforin määrät ovat edelleen liian suuret Jyväsjärven sietokykyyn nähden. Jyväsjärven nykytilan parantamisen kannalta oleellisia ovat valuma-alueella tehtävät kunnostustoimenpiteet, muualla toteutettavat toimenpiteet kohdistuvat enimmäkseen seurauksiin kuin syihin. Valuma-alueelta tulevan kuormituksen vähentäminen pienentää myös Päijänteeseen kohdistuvaa kuormitusta, sillä nykyisin Jyväsjärveen tulevan ja järvestä lähtevän fosforin määrät ovat lähes samat eli käytännössä suurin osa kuormituksesta vaikuttaa vasta Päijänteen Poronselällä. Jyväsjärven runsas perustuotanto vaikuttaa myös Poronselän ravintoketjuihin, sillä Jyväsjärven veden lyhyestä viipymästä johtuen osa runsaasta perustuotannosta ajautuu virtauksien mukana Poronselälle. Sisäinen kuormitus on vähentynyt lähinnä parantuneen happitilanteen ansiosta ja sen merkitys ulkoiseen kuormitukseen nähden on nykyisin vähäinen. Vähähappisissa olosuhteissa tapahtuva fosforin vapautuminen pohjasedimentistä lienee suurin sisäistä kuormitusta aiheuttava tekijä Jyväsjärvestä. Viimeisimpien pohjaeläintutkimustuloksien perusteella vähähappisia olosuhteita löytynee vielä vähän tutkitusta Ainolan syvänteestä.

Jyväsjärven veden laadun muutokset liittyvät sekä ravinnekuormitukseen että teollisuuden jätevesiin. Lukuunottamatta paperitehtaan happopäästöjä, muut veden kemiallis- fysikaaliset ominaisuudet ovat joko suoraan tai epäsuoraan kytköksissä veden happipitoisuuden kanssa. Happipitoisuuden muutokset heijastuivat myös Jyväsjärven ravintoverkkojen kuluttajien lajikoostumuksissa: vähähappisissa olosuhteissa lajeja on yleensä vähän, mutta happitilanteen parantuessa myös lajisto monipuolistuu. Alusveden riittäväällä happipitoisuudella on näin ollen suuri merkitys Jyväsjärven tilaan ja nykyisellä ravinnekuormitustasolla ilmastus todennäköisesti parantaa järven tilaa, mutta ei johtane kuitenkaan sedimentin tilan pysyvään korjautumiseen. Ilmastimien toiminnan tehostuttua 1990-luvulla happipitoisuudet alusvedessä ovat kohonneet ja samalla sedimentistä vapautuvien aineiden pitoisuudet laskeneet. Ongelmana on edelleen loppukesän alusveden suuri hapenkulutus, jota ilmastus ei ole kyennyt joka vuosi korvaamaan täysin.

Tämä tutkimus on osoittanut selvästi, että Jyväsjärven nykytilan perusselvityksiä tarvitaan vielä runsaasti. Esimerkiksi eläinplanktonista, joka säätelee levien määrää ravinteiden lisäksi, ei ole tehty

yhtään tutkimusta asumajätevesipäästöjen loppumisen jälkeen. Ainolan syvänteen ja samalla koko järven itäosan tutkimustarve on suuri, vedenlaatua koskevat viimeiset tulokset ovat vuodelta 1992. Käynnistyneen Jyväsjärvi-hankkeen eräänä tavoitteena onkin kerätä perustietoa tulevia hoito- ja kunnostustoimenpiteitä varten.

## KIRJALLISUUSLUETTELO

- Aho, J. 1966: Ecological basis of the distribution of the littoral freshwater molluscs in the vicinity of Tampere, South Finland. - *Ann. Zool. Fenn.* 3:287-321.
- Ahvenainen, J. 1972: Kankaan paperitehtaan historia. - G .A. Serlachius Oy, Kangas. Jyväskylä 1972.
- Arvola, L., Salonen, K., Bergström, I., Heinänen, A. & Ojala, A. 1986: Effects of experimental acidification on phyto-, bacterio- and zooplankton in enclosures of a highly humic lake. - *Int. Rev.ges. Hydrobiol.* 71:737-758.
- Arvola, L., Eloranta, P., Järvinen, M., Keskitalo, J. & Holopainen, A-L. 1999: Food webs of humic waters, phytoplankton. - Teoksessa: (toim. Keskitalo, J. & Eloranta, P.) *Limnology of humic waters.* - Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands 1999. s. 135-171.
- Bibiceanu, S., Granberg, K., Hakkari, M., Hynynen, J., Meriläinen, J. J., Mäkelä, H. & Palomäki, A. 1988: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1987. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus, 72 s.
- Boycott, A.E. 1936: The habitats of freshwater mollusca in Britain. - *J. Anim. Ecol.* 5:116-186.
- Brabrand, Å., Faafeng, B.A. & Nilssen, J.P.M. 1990: Relative importance of phosphorous supply to phytoplankton production : fish excretion versus external loading. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47:364-372.
- Brummer, O. J. 1916: Jyväskylän kaupungin historia 1837-1912.
- Dillon, P.J. & Rigler, F.H. 1974: A test of simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. - *J. Fish. Res. Board. Can.* 31:1771-1778.
- Eloranta, P. 1976: Phytoplankton and primary production in situ in the lakes Jyväsjärvi and North Päijänne in summer 1974. - *Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä.*
- Eloranta, P. & Kunnas, S. 1976: A comparison of littoral periphyton in some lakes of Central Finland. - *Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä.*
- Eloranta, P. 1991: *Limnologian perusteet. Luentorunko.* Helsingin yliopisto. Limnologian laitos. 184 s.
- Forsberg, C., Ryding, S.-O., Claesson, A. & Forsberg, A. 1978: Water chemical analyses and/or algal assay ? - Sewage effluent and polluted lake water studies. - *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 21:352-263.
- Forsberg, C. & Ryding, S.-O. 1980: Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. - *Arch. Hyrdobiol.* 89:189-207.

- Forsius, M., Kämäri, J., Kortelainen, P., Mannio, J., Verta, M. & Kinnunen, K. 1990: Statistical survey in Finland: Regional estimates of lake acidification. In Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds), Acidification in Finland. Springer Verlag, New York:759-780.
- Frisk, T. 1978: Järven fosforimallit. - Vesihallituksen tiedotus 146: 1-114.
- Frisk, T. 1979: Järvien fosforinsiedon arvioimisesta tilastollisten fosfori- ja happimallien avulla. - Vesitalous 3:22-25.
- Granberg, K. 1969: Jyväskylän kaupungin asuma- ja teollisuus jätevesien vaikutuksesta Jyväsjärveen ja Pohjois-Päijänteeseen sekä suositus jätevesien aiheuttamien haittojen vähentämiseksi. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 2:1-103.
- Granberg, K. 1970: Kasviplankton- ja perustuotantotutkimus Päijänteellä v. 1969. Alustava tutkimusselostus. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 5:1-33.
- Granberg, K. 1971: Kasviplankton- ja perustuotantotutkimus Päijänteellä v. 1970. Alustava tutkimusselostus. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 16:1-78.
- Granberg, K. 1972: Kasviplankton- ja perustuotantotutkimus Päijänteellä v. 1971. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 21:1-61.
- Granberg, K. 1973a: Ravinteiden ja selluteollisuuden jätevesien vaikutuksista eri tyyppisten vesien perustuotantoon. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 37:1-42.
- Granberg, K. 1973b: The eutrophication and pollution of Lake Päijänne, Central Finland. - Ann. Bot. Fennici 10: 267-308.
- Granberg, K. & Holopainen, V. 1973: Kasviplankton ja perustuotantotutkimus Päijänteellä v. 1972. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 45:1-75.
- Granberg, K. & Lappalainen, K.M. 1974: Jyväsjärven limnologiset tutkimukset vuosina 1969-1973. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 51:1-54.
- Granberg, K., Selin, P. & Nyrönen, J. 1976a: Pohjois-Päijänteen velvoitetarkkailu v.1975 - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 74:1-31.
- Granberg, K. 1976b: Sinkin, kadmiumin ja lyijyn esiintymisestä Jyväsjärven pohjalietteessä. - Jyväskylän yliopisto, Hydrobiologian tutkimuskeskus, 27 s.
- Granberg, K. (toim.) 1976c: Pohjois-Päijänteen katselmustoimituksiin liittyvät selvitykset. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 72:1-157.
- Granberg, K. 1977: Pohjalietetutkimuksia Jyväsjärvellä ja Pohjois-Päijänteellä vuonna 1976. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 77:1-27.

- Granberg, K. & Selin, P. 1977: Pohjois-Päijänteen velvoitetarkkailu v.1976. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 86:1-32.
- Granberg, K., Hakkari, L. & Roos, A. 1978: Pohjois-Päijänteen tutkimukset vuosina 1975-1977. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 97:1-52.
- Granberg, K. 1979a: Kuormitusmuutosten vaikutukset Jyväsjärveen ja sen virkistyskäytömahdollisuuksiin. - Jyväskylän yliopisto, Hydrobiologian tutkimuskeskus, 20 s.
- Granberg, K. 1979b: Pohjois-Päijänteen katselmustoimituksiin liittyvät selvitykset. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 72:1-157.
- Granberg, K. 1980a: Jyväsjärven hapetuskoee vuonna 1979. - Jyväskylän yliopisto, Hydrobiologian tutkimuskeskus, 11 s.
- Granberg, K. 1980b: Pohjois-Päijänteen velvoitetarkkailu vuonna 1979. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 107:1-30.
- Granberg, K. 1981: Pohjois-Päijänteen velvoitetarkkailu vuonna 1980. - Jyväskylän hydrobiologinen tutkimuskeskus, 50s.
- Granberg, K. 1982: Tuomiojärven ja Jyväsjärven tutkimukset vuonna 1981. - Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus, 21 s.
- Granberg, K. 1984: Jyväsjärven elpymistutkimus v. 1983. - Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus, 15 s.
- Granberg, K. 1985: Jyväsjärven elpymistutkimus v. 1984. Kasviplankton ja perustuotanto - Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus, 17 s.
- Granberg, K., Hakkari, L., Meriläinen, J.J., Mäkelä, H. & Veijola, H. 1986: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1984. - Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 128:1-132.
- Granberg, K., Bibiceanu, S., Palomäki, A., Hynynen, J., Meriläinen, J. J., Bagge, P., Hakkari, L., Laakkonen, E., Salo, H. & Witick, A. 1991: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1990. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus, 29 s.
- Granberg, K., Bibiceanu, S., Hynynen, J., Salo, H. & Veijola, H. 1993: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1992. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus, 23 s.
- Granberg, K., Palomäki, A. & Salo, H. 1994: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1993. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus, 32 s.
- Granberg, K., Hynynen, J., Meriläinen, J.J., Palomäki, A. & Salo, H. 1995: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1994. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus, 26 s.
- Hakkari, L. 1972: Päijänteen yhteenvetotutkimus II. Nykytila ja siihen johtanut kehitys. Eläinplankton. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 26:90-142.

- Hakkari, L. 1978: On the productivity and ecology of zooplankton and its role as for fish in some lakes in Central Finland. - Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä 4:1-87.
- Hakkari, L. 1997: Kaupungin monet kalavedet -Teoksessa: (toim. Nummela, I.) Jyväskylän kirja. - Jyväskylän kotiseutusarja 33. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä 1997.
- Heinonen, P. 1972: Jätevesien vaikutus järvien rehevöittäjänä. - Vesihallitus. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 5:1-87.
- Heinonen, P. 1980: Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. -Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 37:1-91.
- Helle, L. 1916: Jyväsjärvi, Terra ss.257-273 (Ref. Vaheri 1932).
- Hydrologinen vuosikirja 1992: Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki 1995.
- Hynynen, J. 2001: Jyväsjärven hoito- ja kunnostushankkeeseen liittyvän pohjaeläintutkimuksen tulokset vuonna 2000. -Tutkimusraportti 21/2000. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Ilmatieteen laitos: Kuukausikatsaus Suomen ilmastoon vuodet 1961-2000.
- Jernelöv, A. 1970: Release of methyl mercury from sediments with layers containing inorganic mercury of different depths. - Limnol. & Oceanorg. 15(6):958-960.
- Jyväskylän yliopisto. 1984: Syventävä pohjaeläinkurssi 14-18.5.1984. Ohjaajat L. Paasivirta ja J. Särkkä.
- Jyväskylän yliopisto. 2000: Syventävä pohjaeläinkurssi 15-19.5. 2000. Ohjaajat: P.Bagge ja J.Särkkä.
- Järnefelt, H. 1952: Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. - Ann. Acad. Scient. Fennicae A IV (18), 1-29 (Ref. Tikkanen 1986).
- Järnefelt, H. 1956: Zur Limnologie einiger Gewässer Finnlands. XVI. - Ann. Zool. Soc. Vanamo 17:1, 1-201 (Ref. Tikkanen 1986).
- Järnefelt, H., Naulapää, A. & Tikkanen, T. 1963: Planktonopas. Kalavesitutkimus II. - Suomen Kalastusyhdistyksen julk. 34, 1-133.
- Kanninen, J. 1980: Typen merkitys perustuotannon rajoittajana kolmessa eutrofisessa Etelä-Suomen järvässä. - Limnologian pro-gradu -työ. Helsingin yliopisto. 91 s. (Ref. Koivujärvi 1992).

- Koivujärvi, S. 1992: Lohjanjärven ja Mustionjoen jätevesi- ja ravinnekuormitus, ravinnetaseet sekä järven minimiravinnetilanne ja kasviplankton vuonna 1990. - pro gradu - tutkielma, Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteen laitos, 65 s.
- Kortelainen, P., Mannio, J., Heitto, L. & Verta, M. 1990: Happamoituminen seurausilmiöineen. - Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.): Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet, s. 134-151.
- Kortelainen, P. 1993: Contribution of organic acids to acidity of Finnish lakes. PhD Thesis, University of Helsinki. Publ. Wat. Envir. Res. Inst. 13:1-48. National Board of Waters and the Environment, Finland.
- Kortelainen, P. 1999: Acidity and buffer capacity. - Teoksessa: (toim. Keskitalo, J. & Eloranta, P.) Limnology of humic waters. - Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands 1999.
- Koskivaara, M. 1995: Kalojen loisten käyttö vesistöjen tilan seurannassa. - Kala- ja riistahallinnon julkaisu nro 5.
- Kuirimo, U. 1970: Likaantumisen vaikutus vesikasvillisuuteen Varkauden alueella. - Ann. Bot. Fennici, 7:213-254.
- Kukkonen, E. 1974: Jyväsjärven sedimenttiprofiilin siitepölyanalyttinen ajoitus. Liitteenä teoksessa: Jyväsjärven limnologiset tutkimukset vuosina 1969-1973 (Granberg & Lappalainen 1974). - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 51.
- Kuntsi, Jaana. 1995: Kasviplankton Viinjärven tilan ilmentäjänä. - Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen monisteita nro 1, s.52.
- Kurttila, I. 1981: Keski-Suomen järvien kalakannoista ja eri lajien suhteesta vesien likaantumiseen koekalastustulosten perusteella. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 100.
- Laaksonen, R. 1970: Vesistöjen veden laatu. Vesiensuojelun valvontaviranomaisen vuosina 1962-1968 suorittaman tarkkailuun perustuva tutkimus. Helsinki, 132 s.
- Lappalainen, M.K. 1974: Kehitysarviot eri kuormitusvaihtoehdoilla, Kallaveden reitti ja Haukivesi. - Vesihallituksen tiedotus 59:1-84.
- Lappalainen, M.K & Mäkinen, P. 1974: Päijänteen ainetasetutkimus. Osa II. Päijänteen ja sen osaltaiden ainetaseet 1970-1973. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 44.
- Lappalainen, M.K. 1977: Matemaattisia apukeinoja vesistöntutkimuksen tulosten käsittelyyn. Vesi- ja kalatalousmiehet ry:n täydennyskoulutusseminaari 1976, Lehmusluoto (toim.): Fysikaaliset ja kemialliset analyysimenetelmät, s. 107-121.
- Lehmusluoto, P.O. 1969: Veden pieneliötoiminnoista ja niiden mittaamisesta radioaktiivisen hiilen avulla. Vesianalyttisiä menetelmiä. - Suomalaisten Kemistien Seura. 57-64 (Ref. Granberg 1970).
- Leinonen, A. 1992: Vedenlaatu ja ravinteiden hajakuormitus Tourujoen vesistöalueella



- v. 1989-1991. - Jyväskylän yliopisto, biologian laitos. Hydrobiologian ja limnologian opinnäytetyö 134 s.
- Lepistö, L. 1991: Phytoplankton as indicator of eutrophy. Teoksessa: Freindling, A. & Heitto, L.(toim.), Primary production of inland waters. - Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja -sarja A. Helsinki. 1972 s.
- Levander, K.A. & Wuorentaus, Y. 1917: Planktonsammansättningen i Finska insjöar och floder på grund af håfningar utförda sommaren 1913. Redogörelse afgiven af arbetsutskottet för undersökningen af de Finska insjöarnas vatten och plankton IV.  
- Fennia 40 (6): 1-95.
- Liljeblad, K. 1972: Järvi- ja rantatutkimus Tuomio-, Palokka- ja Jyväsjärvestä sekä Tourujoesta. - Jyväskylän kaupungin tutkimuksia 11/1972.
- Luukkainen, A-M. 1997: Kilpailu rantaviivasta kiristyy. - Teoksessa: (toim. Nummela, I.) Jyväskylän kirja. - Jyväskylän kotiseutusarja 33. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä 1997.
- Marttinen, M. 1983: Eräiden Jyväskylän kaupungin pienvesien kalataloudellinen käyttö- ja hoitosuunnitelma. - Jyväskylän yliopisto, biologian laitos, ekologian ja luonnonhoidon sivulaudaturtyö.
- Meriläinen, J. 1971: The recent sedimentation of diatom frustules in four meromictic lakes. - Ann. Bot. Fenn. 8:160-176.
- Meriläinen, J.J. 1991: Uhkaako happamoituminen Keski-Suomen vesiä. - Teoksessa: (toim. Hakkari, L.) Jyväskylä keskellä luontoa. - Jyväskylä-sarja 2. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä 1991.
- Mortimer, C-H. 1942: The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. - J. Ecol. 30:147-201.
- Münster, U. 1999: Bioavailability of nutrients. - Teoksessa: (toim. Keskitalo, J. & Eloranta, P.) Limnology of humic waters. - Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands 1999.
- Naumann, E. 1932: Grundzuge der regionalen Limnologie. - Die Binnengewässer, 11:176 pp.(Ref. Vaheri 1932).
- Nauwerc, A. 1963: Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. - Symb. Bot. Upsaliensis 17 (5):1-163 (Ref. Hakkari 1978).
- Paasivirta, J., Hattula, M-L. & Särkkä, J. 1975: Päijänteen ravintoketjun myrkkyyjämmätutkimus. - Jyväskylän yliopisto, Moniste, 156 s.

- Paasivirta, J., Mäntykoski, K., Paukku, R., Piilola, T., Vihonen, H., Särkkä, J. & Granberg, K. 1986: PCB in the sediment of the lake Jyväsjärvi. - *Aqua Fennica* 16,1:17-223.
- Palomäki, A. 1996a: Tourujoen vesistöalueen järvien veden laadusta ja kuormituksesta vuosina 1969-1996.
- Palomäki, A. 1996b: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1995. Fysikaalis-kemialliset tutkimukset. Perustuotanto ja kasviplankton. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus 18 s.
- Palomäki, A., Hynynen, J. & Meriläinen, J. 1997: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1996. Fysikaalis-kemialliset ja biologiset tutkimukset. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus 18.
- Palomäki, A., Hynynen, J. & Bibiceanu, S. 1998: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1997. Fysikaalis-kemialliset ja biologiset tutkimukset. - Tutkimusraportti 70/1998. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus 32 s.
- Palomäki, A. & Hynynen, J. 1999: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1998. Fysikaalis-kemialliset ja biologiset tutkimukset. - Tutkimusraportti 69/1999. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus 20 s.
- Palomäki, A. & Hynynen, J. 2000: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1999. Fysikaalis-kemialliset ja biologiset tutkimukset. - Tutkimusraportti 64/2000. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus 24 s.
- Palomäki, A. & Salo, H. 2001: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 2000. - Tutkimusraportti 59/2001. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Pennala, S. 1973: Äänekosken reitin ja Pohjois-Päijänteen katselmuskirja. - Vesihallitus, 105 s.
- Petrowich, P.G., Shuskina, E.A. & Pechen, G.A. 1961: Raschet produktcii zooplanktona. - *Dokl. Akad. Nauk SSSR* 139:1235-1238 (Ref. Hakkari 1978).
- Piipponen, M-L. 1974: Jyväsjärven eläinplanktonin ekologiasta, lajistosta ja tuotannosta avovesikaudella 1971. - Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja 52:1-96.
- Rekolainen, S., Kauppi, & Turtola, E. 1992: Maatalous ja vesien tila. Luonnonvarainneuvosto, Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki 1992.
- Reynolds, C.S. 1983: The ecology of freshwater phytoplankton. - 327 s., Cambridge University Press.
- Round, F.E. 1956: A note on some communities of the littoral zone of lakes. - *Arch.fur. Hydrobiol.* 52 (3):398-405.

- Salo, H. 1998: Pohjois-Päijänteen ulappa-alueen kalasto vuonna 1996. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 44/1998.
- Salo, H. 1999: Pohjois-Päijänteen kalataloustarkkailu vuonna 1998. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 129/1999.
- Salo, H. & Veijola, H. 1998: Pohjois-Päijänteen kalataloustarkkailu vuonna 1997. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 108/1998.
- Salo, H. 2000: Pohjois-Päijänteen yhteistarkkailu vuonna 1999. Kalatalous. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 113/2000.
- Seppänen, H. 1985: Sovellettu limnologia II. 836 B. - Otakustantamo, Otapaino, Espoo 1985.
- Shapiro, J. 1990: Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for the importance of CO<sub>2</sub> and pH. - Verh. Int. Ver. Limnol. 24:38-54.
- Särkkä, J. 1979: The zoobenthos of Lake Päijänne and its relations to some environmental factors. - Acta Zool. Fenn. 160:1-46.
- Särkkä, J. 1983: A quantitative ecological investigation of the littoral zoobenthos of an oligotrophic Finnish lake. - Ann. Zool. Fenn. 20:157-178.
- Tamminen, T. 1990: Eutrophication and Baltic sea: Studies on phytoplankton, bacterioplankton and pelagic nutrient cycles. - Väitöskirja. Helsingin yliopiston ympäristönsuojelulaitos, 22 s. (Ref. Koivujärvi 1992).
- Tessenow, U. 1966: Untersuchungen über den Kieselsäurehaushalt der Binnengewässer. - Arch. Hydrobiol. (suppl.) 32:1-136 (Ref. Wetzel 1983).
- Tikkanen, T. 1967: Litoraalin kasvillisuus käytännön vesitutkimuksen apuna. -Limnologisymposium 1966. Suomen Limnologinen yhdistys, 104-111.
- Tikkanen, T. 1986: Kasviplanktonopas. - Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy, Helsinki 1-278.
- Toivonen, H. 1982: Palpakot pulassa? Sisävesiemme suurkasvit ja rehevöityminen. - Tiede 2000 5/82:4-11.
- Tuhkanen, J. 1991: - pro gradu -tutkielma (ei valmis), Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteen laitos,
- Tuunainen, P. 1970: Päijänteen kalataloustutkimus. Alustava tutkimusselostus ja hoitosuunnitelma I. - Jyväskylän hydrobiologinen tutkimuslaitos. Tiedonantoja n:o 7.
- Vaheri, E. 1932: Jyväsjärven kasvillisuus. - Ann. Bot. Soc. Vanamo 3(1):1-46.
- Valovirta, E.J. 1956: Jyväsjärven kotiloiden muistolle. - Suomen Luonto 3:11-14.

- Valovirta, E.J. 1962: Jyväskylän ympäristön vesien nilviäisistä. - *Luonnon Tutkija* 4:118-122.
- Veijola, H. & Salo, H. 1996: Pohjois-Päijänteen kalataloudellinen tarkkailu vuonna 1995. - Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Vesihallitus. 1972: Kymijoen vesistön yläosan ja Päijänteen vesistöalueen puunjalostus- ja kemianteollisuuden jätevesikysymyksiä koskeva selvitys. - *Vesihallituksen tiedotuksia* 17:1-146.
- Vesihallitus. 1978: Päijänteen alueen vesien käytön kokonaissuunnitelma. - *Vesihallituksen tiedotus* 164:1-358.
- Vesi-Hydro Oy, 1967: Pohjois-Päijänteen vesistön käyttö- ja hoitosuunnitelma. Moniste. 286 s.
- Wahlgren, A., Lappalainen, K.M. & Lakso, E. 1990: Veden ja pohjasedimentin hapettaminen. - Teoksessa: Ilmavirta, V. (toim.): *Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet*, s. 224-257.
- Wetzel, R.G. 1983: *Limnology*. 2. uud. p. W.B. Saunders Company. Philadelphia. 858 s.
- Wiederholm, T. 1980: Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52:537-547.
- Winberg, G.G. (ed.) 1971: *Methods for the estimation of production of aquatic animals*. - Academic Press London and New York, 175s.
- Vollenweider, R.A. & Dillon, P.J. 1974: The application of the phosphorus loading concept to eutrophication research. - *NRC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality*. 42 ss.