

RAVINNETASEET JA REHEVÖITYMINEN MAATALOUDEN KUORMITTAMISSA JÄRVISSÄ

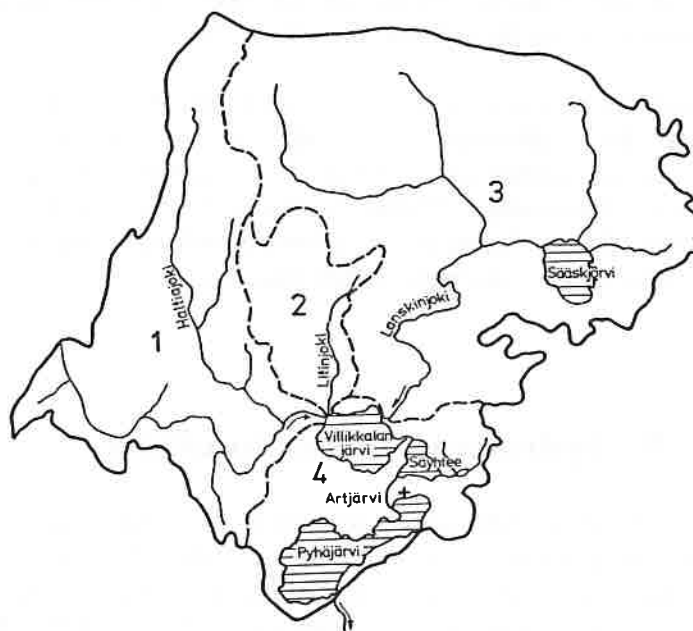
Seppo Knuuttila, Kari Kallio ja Sirpa Salo
Vesien- ja ympäristöntutkimuslaitos

Tutkimuksen tausta ja tarkoitus

Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää maatalousalueelta tulevan ravinnekuormituksen kulkeutumista ja rehevöittävää vaikutusta järvi-ekosysteemeissä. Ulkoisen ja sisäisen kuormituksen merkityksen arvioimiseksi kohdejärviksi valittiin kaksi hydrografialtaan hyvin erilaista järveä, joilla kuitenkin on pääosin yhteinen valuma-alue.

Tutkimusalue

Tutkimuksen kohteeksi valitut järvet, Pyhäjärvi ja Villikkalanjärvi, sijaitsevat Itä-Uudellamaalla Artjärven kunnassa. Tutkimusalue kuuluu Koskenkylänjoen valuma-alueeseen. Tutkimusalue on esitetty kuvassa 1 ja järvien hydrografisia ominaisuuksia taulukossa 1.



Kuva 1. Tutkimusalue jaettuna osavaluma-alueisiin.

Taulukko 1. Tutkimusjärvien hydrografisia ominaisuuksia.

	Pyhäjärvi	Villikkalanjärvi
Valuma-alue, km ²	460	415
Pinta-ala, km ²	12,9	7,05
Suurin syvyys, m	68	10
Keskisyvyys, m	21	3,2
Tilavuus, milj. m ³	271	22,6
Teor. viipymä, a	2,0	0,2

Alueella on harjoitettu maataloutta jo vuosisatojen ajan. Nykyisin järvien valuma-alueesta noin kolmannes on peltoa. Pistemäistä jätevesikuormitusta on hyvin vähän. Valuma-alueen maaperässä ovat vallitsevina savikot. Molempia tutkimusjärviä luonnehtiikin korkea ravinnepitoisuus ja voimakas savisamennus. Järviin kohdistuva laskennallinen ravinnekuormitus on esitetty taulukossa 2.

Taulukko 2. Tutkimusjärviin yhteensä tuleva laskennallinen fosfori- ja typpikuormitus

	Fosfori (kg a ⁻¹)	Typpi (kg a ⁻¹)	Osuus kokonais- kuormasta (%)	
			P	N
Pistekuormitus	90	2 230	0,3	0,6
Haja-asutus	860	4 300	3,1	1,1
Peltoviljely	20 300 ¹⁾	210 000 ²⁾	72,1	55,0
Karjatalous	1 740	31 800	6,2	8,4
Metsätalous	260	5 090	0,9	1,3
Luonnonhuhautuma	4 330	108 000	15,4	28,3
Laskeuma järviin ³⁾	560	20 200	2,0	5,3
Yhteensä	28 100	382 000	100,0	100,0

¹⁾fosforikuormituksen vaihteluväli 13 500 – 27 000 kg a⁻¹

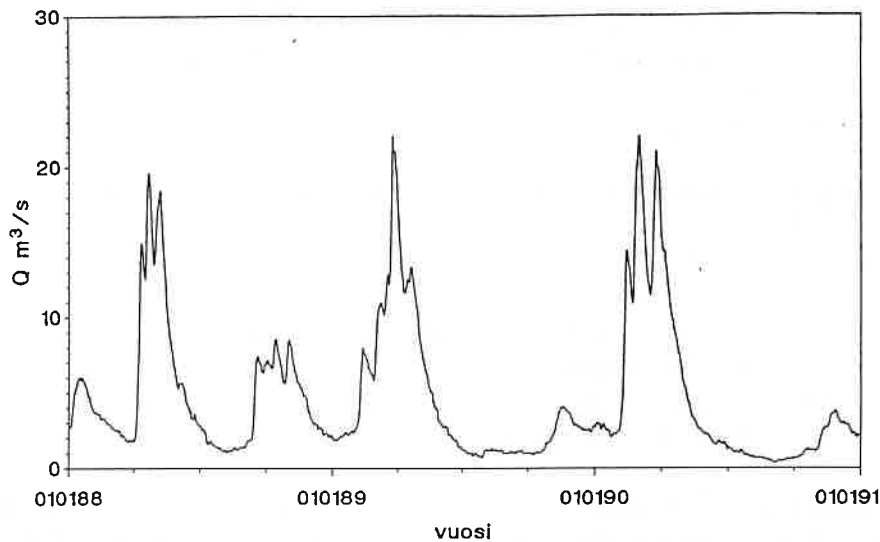
²⁾typpikuormituksen vaihteluväli 120 000 – 300 000 kg a⁻¹

³⁾laskeuma kaikkiin valuma-alueen järviin

Laskentaperusteina on käytetty pistekuormituksen, haja-asutuksen ja karjatalouden osalta Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistyksen kuormitusselvitystä (Myllyvirta 1988), peltoviljelyn ja luonnonhuhautuman arvio perustuu Rekolaisen (1989) tuloksiin, metsätalouden osuus on arvioitu samoilla perusteilla kuin Porvoonjoen kuormitusselvityksessä (Lehtonen ja Penttilä 1991) ja laskeuma järviin Järvisen (1986) mukaan.

Vuosien 1988–90 hydrologia ja sääolosuhteet

Keskivirtaama Pyhäjärven luusuassa oli vertailujaksolla 1961–1985 4,3 m³/s. Tutkimusjakson keskivirtaamat olivat: 1988 5,1 m³/s, 1989 4,4 m³/s ja 1990 4,5 m³/s. Talvikuukaudet olivat kaikkina kolmena tutkimusvuotena selvästi normaalia sateisempia. Tammi–maaliskuun sadanta ylitti jaksolla 1988–90 vuosien 1931–60 keskiarvon (Lahti) peräti 84 %:lla. Lisäksi talvet olivat v. 1988 lukuunottamatta ennätysellisen lauhjoja. Kevättulvat sattuivat paria kuukautta normaalia aiemmin (kuva 2). Jäät lähtivät vuosina 1989 ja –90 poikkeuksellisen aikaisin. Myös kesät 1988 ja –89 olivat lämpimiä. Kesäkuussa 1988 mitattiin järvissä yleisesti 5–7 °C ajankohdan keskiarvoa korkeampia pintalämpötiloja (esim. Pyhäjärvi 29.6. 26,4 °C).



Kuva 2. Virtaama Pyhäjärven luusuassa vuosina 1988–90.

Aineisto ja menetelmät

Vesi- ja ainetaseiden laskenta

Järven vesitase voidaan esittää seuraavasti:

$$ds/dt = Q_i - Q_o + E - P \quad (1)$$

jossa ds/dt = järven vesivaraston muutos

Q_i = tulovirtaama

Q_o = menovirtaama

E = haihdunta järvestä

P = sadanta järveen

Tutkimusjärvien vesitaselaskelmat perustuvat Pyhäjärven jatkuvaan veden korkeuden mittaukseen ja luusuan purkautumiskäyrään. Tulovirtaamat laskettiin soveltaen yhtälöä 1. Varaston muutokseen (ds/dt) sisältyy oletus, että Pyhäjärven ja Villikkalanjärven pinnankorkeus muuttuu samanaikaisesti. Näin voitiin menetellä, koska taseiden laskennassa ei käytetty päivittäisiä virtaamia, vaan kyse oli lyhimmilläänkin kolmen (useimmiten 5–7) päivän keskivirtaamasta, jolloin viive vedenkorkeuden muutoksessa järvien välillä menettää merkityksensä.

Maatalousalueilta tuleva ravinnekuormitus keskittyy selvästi suuriin valumiin. Huomattava osa vuotuisesta kokonaiskuormasta tulee muutaman viikon aikana. Tästä syystä näytteet otettiin virtaamapainotteisesti, valumahuippujen aikana 1–3 kertaa viikossa, muina aikoina 2–4 viikon välein.

Tulevat ja lähtevät ainevirtaamat laskettiin havaintojaksojen keskivirtaamien ja pitoisuushavaintojen perusteella kaavan (2) mukaan:

$$L = \sum_{i=1}^n Q_i \cdot C_i \cdot dt_i \quad (2)$$

jossa L = ainekuorma
 Q_i = keskivirtaama jaksolla i
 C_i = pitoisuus näytteenottohetkellä i
 dt_i = jakson pituus (edellisen näytteenottovälin puolivälistä seuraavan puoliväliin)
 n = näytemäärä

Järviin pidättyvä ainemäärä laskettiin ainetaseen avulla seuraavasti:

$$S = I - O - dm/dt \quad (3)$$

jossa dm/dt = aineen varaston muutos vesimassassa
 I = järveen tuleva ainemäärä
 O = järvestä lähtevä ainemäärä
 S = järveen pidättyvä ainemäärä

Laskettaessa järviin pidättyviä ainemääriä oletettiin, että $dm/dt=0$, jolloin järveen pidättyvä ainemäärä saatiin tulevan ja lähtevän ainevirtaaman erotuksena. Varaston muutos huomioitiin vasta järvien sisäistä kuormitusta arvioitaessa.

Fosforin sisäisen kuormituksen arviointi

Sisäisen fosforikuormituksen kvantitatiivinen arviointi edellyttää bruttosedimentaation mittausta. Bruttosedimentaatiolla tarkoitetaan järven pohjalle laskeutuvan aineksen kokonaismäärää. Sitä osaa pohjalle vajoavasta aineksesta, joka palaa uudelleen vesimassaan, kutsutaan sisäiseksi kuormitukseksi. Nettosedimentaatio kuvaa pohjal- le pysyvästi jäävää osaa. Sisäistä kuormitusta voidaan kuvata fosforitaseen tunnettujen osien avulla seuraavasti (Lappalainen ja Matinvesi 1990):

$$SK = LP + BS + dP/dt - UK \quad (4)$$

missä SK = sisäinen fosforikuormitus
 LP = luusuasta poistuva fosfori
 BS = fosforin bruttosedimentaatio
 dP/dt = vesimassan fosforivaraston muutosnopeus
 UK = ulkoinen fosforikuormitus

Pyhäjärvässä ja Villikkalanjärvässä bruttosedimentaatiota mitattiin sedimentaatioas- tioiden avulla. Tutkimuksessa käytettiin telinettä, johon oli sijoitettu viisi 50 cm korkeaa, halkaisijaltaan 5 cm:n pleksiputkea. Telineitä sijoitettiin järviin eri syvyyksille vuodenajasta riippuen 6–11 kappaletta. Putket tyhjennettiin kesäaikana kahden, talvella neljän viikon välein.

Kuukausittaisia bruttosedimentaatiomääriä laskettaessa järvet jaettiin syvyysvyöhyk- keisiin sedimentaatioastioiden edustamien syvyyksien mukaan. Näiden pinta-aloista vähennettiin ne alueet, joilla nettosedimentaatiota ei oletettavasti tapahdu.

Veden laadun fysikaalis-kemialliset määritykset

Jokihavaintopaikoilta vesinäytteitä otettiin virtaamapainotteisesti 1–8 kertaa kuukaudessa ja järvihavaintopaikoilta kesäaikana 2–4 kertaa kuukaudessa, talvella kerran kuukaudessa.

Näytteistä määritettiin happi, typpi- ja fosforyhdisteet, kiintoaine, sameus, pH ja sähkönjohtavuus. Liukoinen fosfaattifosfori määritettiin suodatetusta näytteestä. Tästä käytetään jatkossa lyhennettä DRP (dissolved reactive phosphorus). Tämän fosforin fraktion katsotaan edustavan sitä osaa kokonaisfosforista, joka on välittömästi käyttökelpoista vesien perustuottajille. Analyysit tehtiin vesi- ja ympäristöhallinnossa käytettävien standardimenetelmin (Vesihallitus 1981) Helsingin vesi- ja ympäristöpiirin laboratoriossa.

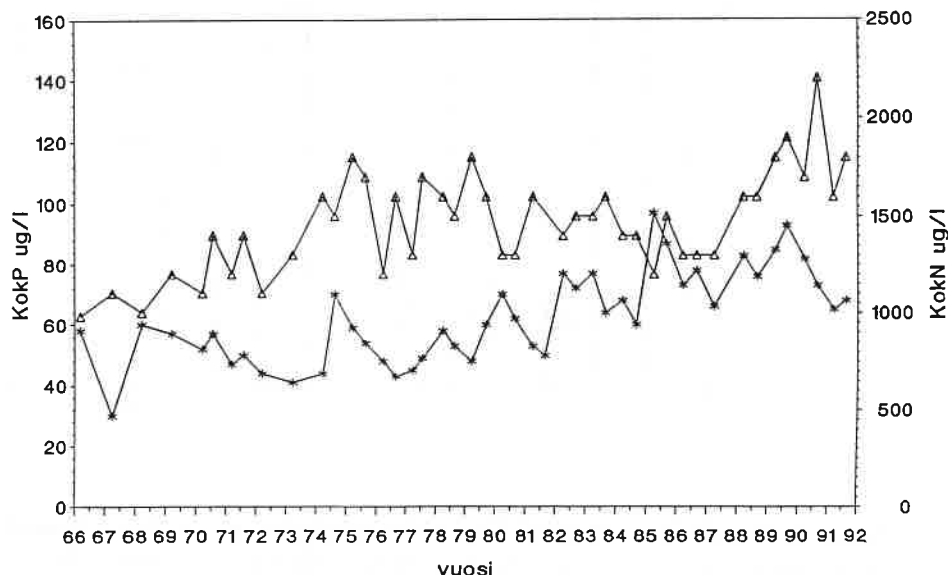
Kasviplankton- ja klorofyllimääritykset

Kasviplanktonin biomassaa ja lajistoa, sekä a-klorofyllin pitoisuutta seurattiin Pyhäjärven syvänteellä ja itäosassa vuosina 1988–90 touko–syyskuussa kahden viikon välein (Pyhäjärven syvänteellä 1990 viikon välein), Villikkalanjärvellä kasvukaudella kerran viikossa (1989–90). Hieman harvempana näytteenotto aloitettiin jo helmimaaliskuussa ja vastaavasti jatkettiin syksyllä järvien jäätymiseen saakka. Kasviplanktonin biomassaa ja klorofylli määritettiin järvien pintakerroksen kokoomanäytteestä (2 x näkösyvyys). Näkösyvyyden ollessa alle 0,5 metriä näytesyvyys oli 0–1 m.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Pyhäjärven veden laadun ajallinen kehitys

Pyhäjärven veden typpi- ja fosforipitoisuuksia on seurattu vuodesta 1966 lähtien. Syystäyskiertojen aikaisten havaintojen perusteella järven fosforipitoisuus on lisääntynyt vuodesta 1969 vuoteen 1989 31 %, typpipitoisuus 38 % (kuva 3). Osa kasvusta voidaan selittää 1980-luvun ennätysellisellä sateisuudella. Pyhäjärven luusuassa virtaama oli 25 % aiempaa (1961–80) suurempi. 90-luvun taitteessa virtaamat olivat lähellä normaalia ja Pyhäjärven fosforipitoisuuden kasvu näyttääkin viimeisimpien havaintojen mukaan taittuneen. Fosforipitoisuus oli syksyllä -90 18 % alempi kuin edellisenä syksynä. Typpipitoisuus oli kuitenkin edelleen noussut 12 %.



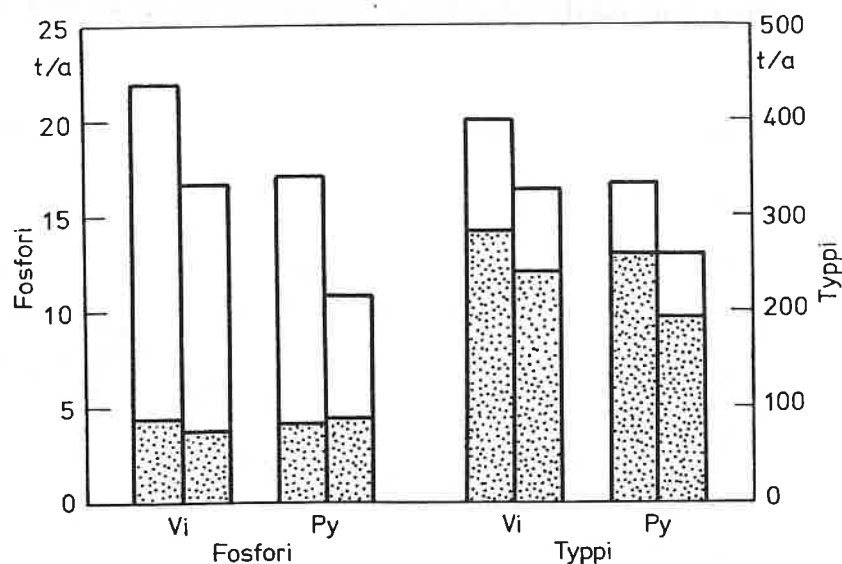
Kuva 3. Fosfori- (*) ja typpipitoisuuksien (Δ) kehitys Pyhäjärven.

Sekä fosfori- että typpipitoisuuden nousu Pyhäjärvässä seuraa pitkälle lannoitustason kehittymistä. Ravinteiden huuhtoutumiseen vaikuttaa lisäksi valunnan suuruus. Runsasvetisellä 1980-luvulla erityisesti kokonaisfosforipitoisuus kasvoi tasaisesti. Typen kulkeutumiseen vesistöihin näyttävät lisäksi vaikuttavan valunnan ajoittuminen ja talvikauden lämpöolosuhteet. Vuosien 1989 ja -90 talvitulvat kasvattivat Pyhäjärven typpivarastoa tuntuvasti.

Ainetaseet

Villikkalanjärveen pidättyi 38 % sinne tulevasta kiintoainekuormasta, 24 % kokonaisfosforista ja 19 % kokonaistypestä. Pyhäjärveen tulevasta kiintoaineesta pidättyi 45 %, kokonaisfosforista 36 % ja kokonaistypestä 25 %. Liukoisen fosforin pidättyminen järviin oli vähäistä. Villikkalanjärvi pidätti tulevasta kuormasta 8 %, Pyhäjärvässä pidättymistä ei tapahtunut lainkaan, päinvastoin järvestä lähti enemmän DRP:tä kuin sinne tuli (kuva 4). Liukoista fosforia lukuunottamatta aineiden pidättyminen Pyhäjärveen oli suhteellisesti suurempaa kuin Villikkalanjärveen, johtuen Pyhäjärven yli kymmenkertaisesta teoreettisesta viipymästä. Se, että Villikkalanjärveen pidättyi absoluuttisesti enemmän kiintoainetta kuin Pyhäjärveen, selittyy tulevan aineksen karkeudella.

Järvet (Säyhtee mukaan lukien) pidättivät yhteensä kaksi kolmannesta tulevasta kiintoaineesta, puolet kokonaisfosforista ja noin kolmanneksen kokonaistypestä. Valtaosa kokonaisfosforikuormasta tulee kiintoainekseen sitoutuneena. Tästä fosforin fraktiosta pidättyi järviin lähes sama osuus kuin kiintoaineesta. Liukoisen fosforin kokonaismäärä ei muutu järvissä käytännöllisesti katsoen lainkaan. Sen osuus jokien tuomasta kokonaisfosforikuormasta oli 19 %. Kiintoainefosforin laskeutuessa liukoisen fraktion suhteellinen osuus kasvoi niin, että Pyhäjärvestä poistuvasta fosforista DRP:tä oli jo 37 %. Typpikuormituksesta valtaosa (72 %) tulee liukoisena nitraattityppinä. Sen osuus järvistä poistuvasta kokonaistypestä oli sama kuin järviin tulevasta.



Kuva 4. Villikkalanjärveen (Vi) ja Pyhäjärveen (Py) tulevat (vasen pylväs) ja niistä lähtevät (oikea pylväs) fosfori- ja typpimäärät vuosina 1988-1990 (kokonaisravinteet koko pylväs, DRP ja NO₃-N rasteroitu pylvään osa).

Typen kohdalla puhuminen pidättymisestä järviin ei anna oikeaa käsitystä sen käyttäytymisestä vesistössä. Suuri osa järven vuotuisesta typpikuormituksesta voi poistua denitrifikaation kautta ilmakehään. Denitrifikaation suuruutta arvioidaan usein tyypitaseen jäännösterminä eli nettokuormituksesta vähennetään sedimentaatio ja varastonmuutos (esim. Ojanen 1979). Typen sedimentaatio arvioidaan pintasedimentin typpi-fosforisuhteen ja fosforin sedimentaation avulla. Näin arvioituna Villikkalanjärvestä poistui typpeä denitrifikaation kautta keskimäärin $9,7 \text{ g m}^{-2}\text{a}^{-1}$ eli 90 % typen nettokuormasta, ja Pyhäjärvestä $5,6 \text{ g m}^{-2}\text{a}^{-1}$ (84 % nettokuormasta). Ojanen (1979) arvioi denitrifikaation olleen Tuusulanjärvellä vuosina 1974–1977 $3\text{--}10 \text{ g m}^{-2}\text{a}^{-1}$ ja Kettunen (1980) Vihdin Enäjärvellä v. 1979 $5\text{--}7 \text{ g m}^{-2}\text{a}^{-1}$. Denitrifikaation arviointia vaikeuttaa sinilevien typensidonnasta johtuva typpilisäys.

Ravinnekuormituksen ajoittuminen noudatti melko tarkoin valunnan vuosirytmiiikkaa. Vuonna 1988 fosforin vuosikuormasta 46 % tuli maaliskuu–toukokuussa, 33 % syys–marraskuussa; typpikuormasta vastaavina aikoina 49 % ja 30 %. Vuosina 1989–90 valunta oli keskimäärin 13 % pienempi kuin v. 1988 ja kuormitus painottui voimakkaasti (n. 70 %) kevättalveen. Kiintoaineen ja fosforin huuhtoutumat olivatkin jälkimmäisinä tutkimusvuosina pienemmät (kiintoaine 13 %, fosfori 26 % vuoteen 1988 verrattuna). Typen huuhtoutuminen sitävastoin kasvoi 9 % ilmeisesti poikkeuksellisen suurista talvivalumista johtuen.

Peltoviljelystä aiheutuva ravinnekuorma kokonaišhuuhtoutumien perusteella

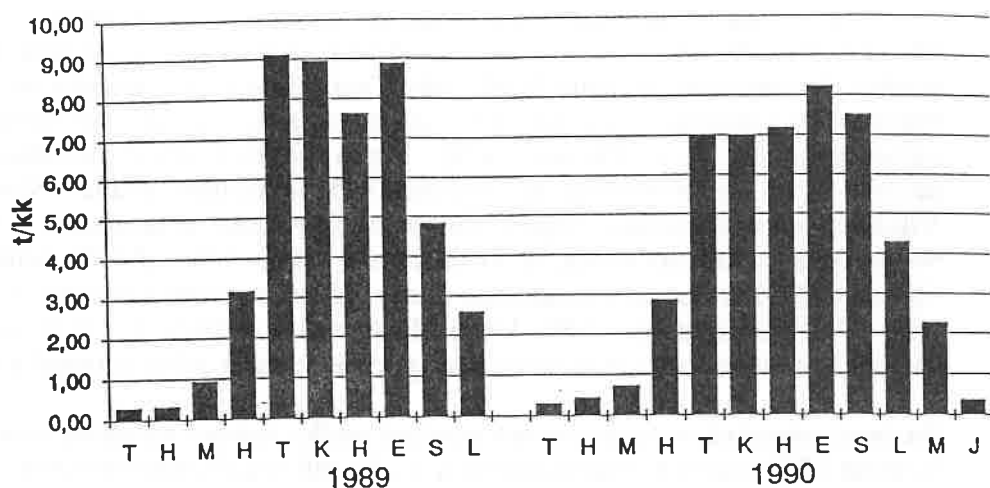
Villikkalanjärveen laskee kolme jokea. Osavaluma-alueiden kuormitustekijöitä ei selvitetty erikseen, vaan oletettiin muun kuin maataloudesta johtuvan kuormituksen jakautuvan tasaisesti koko valuma-alueelle.

Taulukossa 2 esitetty laskennallinen arvio järviin tulevasta ravinnekuormituksesta ja sen jakautumisesta eri lähteisiin perustui peltoviljelyn osalta pienten valuma-alueiden kuormituslukuihin, jotka ovat fosforille $0,9\text{--}1,8 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ja typelle $8\text{--}20 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ (Rekolainen 1989).

Kun havaitusta kokonaiskuormasta vähennettiin kaikkien muiden kuormitustekijöiden osuus (paitsi laskeuma järviin), ja jaettiin jäljelle jäänyt osuus valuma-alueen peltopinta-alalla, saatiin peltohehtaarilta huuhtoutuvan fosforin määräksi vuosina 1989–90 $1,1 \text{ kg a}^{-1}$ ja typen $18,9 \text{ kg a}^{-1}$. Vuoden 1988 havaintojen perusteella (Pyhäjärveen tuleva) fosforin kuormitusarvio oli $1,5 \text{ kg}$ ja typen $17,3 \text{ kg}$. Jälkimmäiset luvut edustavat valunnan ajoittumisen suhteen paremmin ns. normaalia vuotta, mutta toisaalta kokonaisvalunta oli 19 % keskimääräistä suurempi.

Sisäinen fosforikuormitus

Pääasiallinen sisäistä kokonaisfosforikuormitusta aiheuttava prosessi tutkimusjärvissä oli tuulen aiheuttama sedimentin resuspensio. Resuspension määräävää merkitystä kuvaa hyvin fosforin bruttosedimentaation vuotuinen jakauma (kuva 5). Talvella arvot olivat pieniä, mutta heti jäiden lähdettyä sedimentaationopeus moninkertaistui. Villikkalanjärvelle mitatut fosforin bruttosedimentaatioarvot olivat erittäin korkeita. Korkeimmillaan kahden viikon jakson kertymä ylitti $100 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Vuosikeskiarvo (v. 1990) oli Villikkalanjärvessä 7 m:n syvyydessä (1,5 m pohjasta) $38 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Pyhäjärven syvänteellä arvot olivat noin neljänneksen Villikkalanjärven tasosta: 62 m:n syvyydessä (5 m pohjasta) keskimäärin $8,5 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$.



Kuva 5. Fosforin bruttosedimentaatio Villikkalanjärven vuosina 1989–90.

Villikkalanjärven tyyppisissä, matalissa, pysyvästi kerrostumattomissa järvisissä tuuli voi aiheuttaa sedimentin pinnassa voimakasta turbulenssia. Tutkimuksessa havaittiin suhteellisen lyhytkestoistenkin voimakkaiden tuulien voivan aiheuttaa vesimassan fosforivaraston kaksinkertaistumisen.

Resuspendoituneesta partikkelimaisesta fosforista osa voi vapautua järven desorption kautta. Laboratoriokokeiden perusteella vapautuvat määrät ovat suhteellisen vähäisiä (Ekholm 1992). 5 %:n vapautuminen kesän aikana (6kk) aiheuttaisi Villikkalanjärven vain noin $0,2 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ suuruisen liukoisen fosforin kuormituksen.

Redox-potentiaali säätelee rautayhdisteisiin sitoutuneen fosforin vapautumista pohjasedimentistä. Kun redox-potentiaali laskee riittävän alas, rauta pelkistyy muodosta Fe(III) muotoon Fe(II), jolloin sekä rauta että fosfori vapautuvat. Korkea nitraattipitoisuus voi kuitenkin hidastaa fosforin vapautumista, koska se toimii ensisijaisena elektronien vastaanottajana, ja muodostaa näin tehokkaan puskurin redox-potentiaalien alenemista vastaan. Liukoista fosforia voi vapautua myös hapellisissa olosuhteissa. Korkea lämpötila aktivoi mikrobitoimintaa. Tämä puolestaan luo anaerobisia mikroympäristöjä, joissa raudan pelkistyminen ja fosforin vapautuminen tulee mahdolliseksi.

Hapettomuus aiheutti liukoisen fosforin vapautumista pohjasedimentistä Villikkalanjärven kesällä 1990 lyhyen kerrostumisjakson aikana. Koko järven pinta-alalle laskettuna vapautumisnopeus oli suurimmillaan yhden viikon aikana $11,3 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

Korkea pH voi aiheuttaa rehevissä järvisissä kesällä liukoisen fosforin vapautumista sekä sedimentistä että veteen suspendoituneen kiintoaineksen pinnalta. Vapautuvan fosforin tarkkaa määrää on vaikea arvioida, koska prosessiin vaikuttavat mm. vedessä vallitseva liukoisen fosforin tasapainokonsentraatio ja sedimentin kemiallinen koostumus, erityisesti Fe/P -suhde. Villikkalanjärven potentiaalinen vapautumisnopeus oli enimmillään $28 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

Pohjaeläinten ja särkikalojen aiheuttama bioturbaatio voi vapauttaa veteen huomattavia fosforimääriä. Kalat syövät pohjasedimenttiä ja ulostavat sen myöhemmin veteen. Särkikalojen pohjaruokailusta aiheutuvan fosforikuormituksen suuruudeksi Villikkalanjärven arvioitiin $0,2 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Arvio perustuu oletukseen, että järvien kalastosta (n. 300 kg ha^{-1}) 80 % on särkikaloja, jotka kesäaikana (150 vrk) ulos-

tavat päivässä 10 % painostaan (Hofer ym. 1982). Pohjasedimentin fosforipitoisuus oli 1,2 mg P/kuivapaino g, josta enintään 50 %:n arvioitiin muuttuvan liukoiseen muotoon kulkiessaan kalojen ruoansulatuskanavan läpi.

Pyhäjärven sisäisen kokonaisfosforikuormituksen suuruudeksi arvioitiin $3,9 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ja Villikkalanjärven $16,3 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Pyhäjärven arvio on samansuuruisen kuin ulkoinen kuormitus, Villikkalanjärven sisäinen fosforikuorma oli kaksinkertainen verrattuna ulkoiseen.

Vain liukoisen fosforin sisäisellä kuormituksella on välitön vaikutus järven kasviplankton tuotantoon ja sitä kautta rehevyytasoon. Edellä mainituista prosesseista tässä suhteessa merkityksellisimpiä olivat Villikkalanjärven kesäaikainen hapettomuus ja korkea pH. Resuspension ja bioturbaation osuus oli vähäisempi (taulukko 3). Hapettomuuden aiheuttaman fosforin vapautumisen merkitystä korostaa erityisesti sen intensiivisyys. Lämpötilakerrostumisen purkautuessa voi levien käyttöön tulla hetkessä valtava määrä fosforia. Korkeasta pH:sta johtuva vapautuminen taas on pitkälle seurausta voimakkaasta perustuotannosta. Pyhäjärven ei liukoisen fosforin sisäisellä kuormituksella syvyyssuhteista johtuen ole suurta merkitystä rehevyytason määräytymisessä.

Taulukko 3. Liukoisen fosforin sisäinen ja ulkoinen kuormitus Villikkalanjärven.

Kuormituslähde	DRP, kg a^{-1}	
	1989	1990
Hapettomuus	–	560
Korkea pH	350	980
Bioturbaatio	230	230
Desorptio kiintoaineesta	250	250
Yhteensä	830	2 020
Ulkoinen kuormitus	4 130	3 850

Ravinteet järvissä

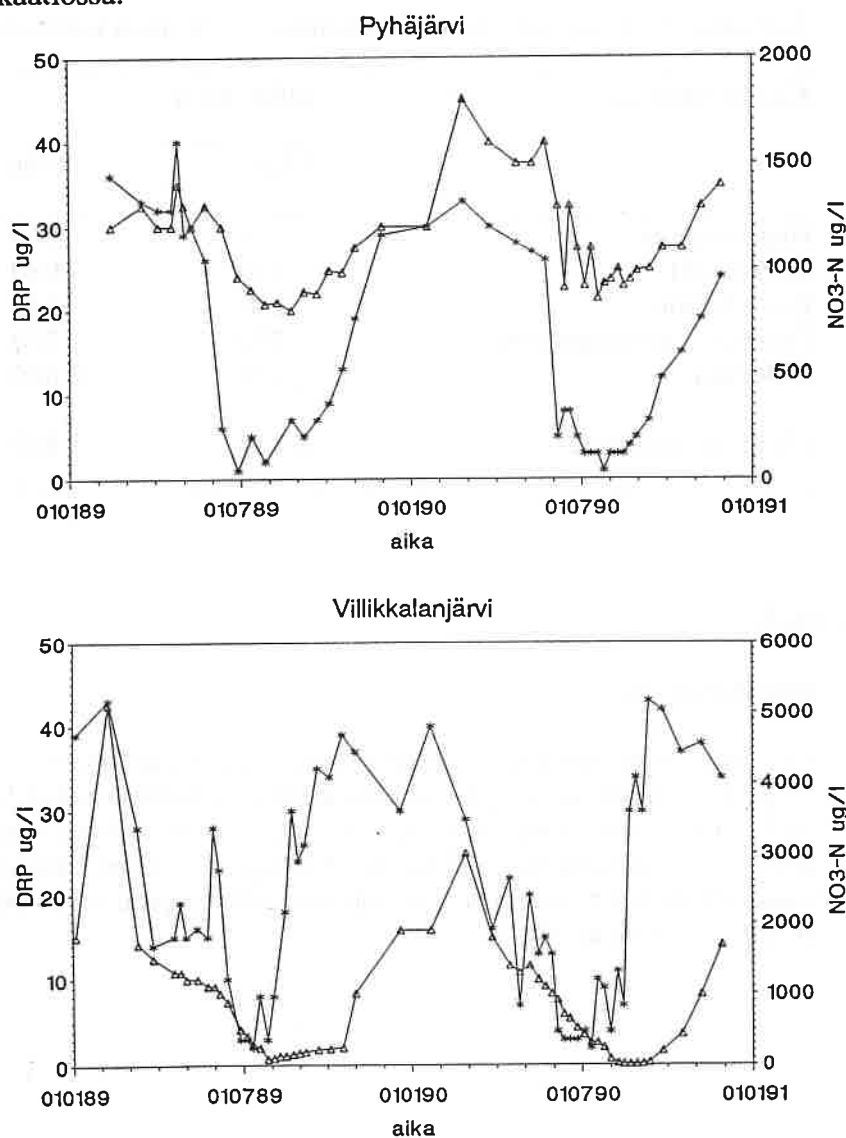
Fosfori- ja typpipitoisuudet

Kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo oli Villikkalanjärven 115 $\mu\text{g l}^{-1}$, Pyhäjärven 75 $\mu\text{g l}^{-1}$. Kokonaistyppipitoisuuden keskiarvo kummassakin järven 1700–1800 $\mu\text{g l}^{-1}$. Valtaosa typestä oli nitraattityyppiä. Sitä oli kasvukauden alussa kokonaistypestä n. 3/4, pitoisuuden ollessa n. 1500 $\mu\text{g l}^{-1}$. Ammoniumtyyppiä ei normaalitilanteissa (hapelliset olosuhteet) esiintynyt. DRP:n perustaso tutkimusjärvissä oli 30–40 $\mu\text{g l}^{-1}$ (taulukko 4).

Taulukko 4. Fosfori- ja typpipitoisuudet tutkimusjärvissä. Kokonaisravinteet ovat tilavuuspainotettuja vuosikeskiarvoja, DRP ja NO₃-N 1 m:n kolmen kuukauden keskiarvoja.

	Villikkalanjärvi	Pyhäjärvi
Kokonaisfosfori, $\mu\text{g l}^{-1}$	115	75
DRP kesä	11	4
" talvi	35	30
Kokonaistyyppi,	1 700	1 800
NO ₃ -N kesä	370	870
" talvi	2 600	1 300

Liukoisen typen ja fosforin pitoisuudet määräävät suurelta osin järven rehevyyden. Suurin piirtein samoista kevään alkupitoisuuksista huolimatta nitraatin ja DRP:n pitoisuudet kehittyivät Pyhäjärvessä ja Villikkalanjärvessä kesän mittaan varsin eri tavoin (kuva 6). Liukoisen fosforin pitoisuuden väheneminen on seurausta kasviplanktonin fosforinotosta, nitraattityppeä kuluu kasviplanktonin yhteyttämisessä ja denitrifikaatiossa.



Kuva 6. DRP:n (*) ja nitraattitypen (Δ) pitoisuuksien kehitys tutkimusjärvissä (1 m) vuosina 1989-90.

Liukoisen fosforin pitoisuuden talvikautinen perustaso ei kummassakaan järvessä muuttunut tutkimuksen aikana. Kesällä pitoisuudet laskivat ajoittain määrittystarkkuuden alarajalle ($2 \mu\text{g l}^{-1}$). Villikkalanjärvessä biomassaan sitoutunut fosfori vapautui jo alkusyksyllä uudelleen liukoiseen muotoon ja pitoisuus palautui kevään tasolle. Lisäksi pitoisuudet alkoivat nousta tuottavan kerroksen alapuolella kesäaikanakin nopeasti, jos järvi kerrostui. Hapettomuudesta johtuvaa liukoisen fosforin vapautumista pohjasedimentistä havaittiin ainoastaan elokuun lopulla 1990. Pyhäjärven DRP:n pitoisuus laski päällyksivedessä voimakkaasti alkukesällä, heti kerrostumisen alkuvaiheessa ja pysyi alhaisena läpi kesän aina siihen asti, kun lämpötilakerrostuneisuus alkoi purkautua.

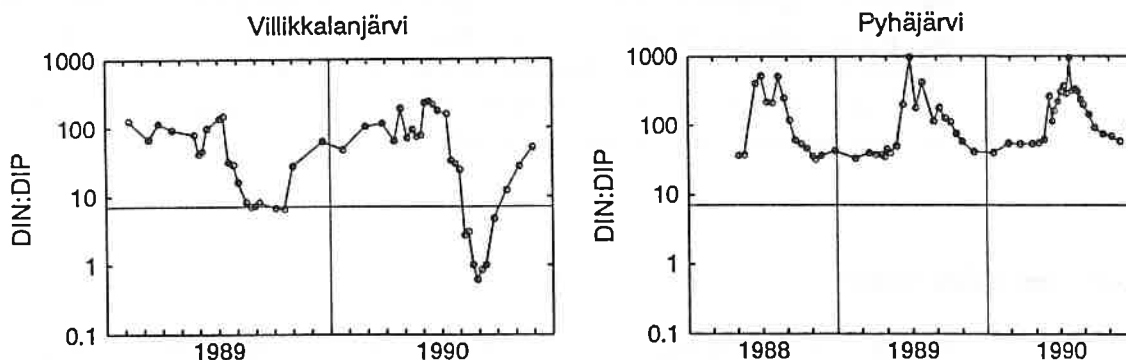
Päällyksveden epäorgaanisen typen pitoisuus laski kesän aikana Pyhäjärven 30–50 %:iin lähtötilanteesta. Luultavasti denitrifikaatio oli järvessä kasviplanktonituotantoa merkittävämpi päällyksveden nitraattipitoisuutta alentava prosessi. Alusvedessä pitoisuudet eivät alentuneet kerrostuneisuuden aikana.

Villikkalanjärvessä sen sijaan vesimassan nitraattivarasto kului lähes loppuun kesän aikana. Kesällä 1989 pitoisuus oli alimmillaan elokuun lopulla n. $100 \mu\text{g l}^{-1}$, seuraavana kesänä n. $20 \mu\text{g l}^{-1}$. Pyhäjärven verrattuna kaksinkertainen denitrifikaationopeus oli pääasiallinen nitraattivarastoa vähentävä tekijä.

Ravannesuhteet ja minimiravinnekysymys

Veden typpi/fosfori -suhteen perusteella voidaan arvioida kumpi ravinteista rajoittaa kulloinkin enemmän kasviplanktonituotantoa. Typen on ehdottomasti havaittu rajoittavan tuotantoa, kun mineraalitypen ja ortofosfaatin suhde on alle 5:1. Fosfori puolestaan rajoittaa kasvua kun suhde on yli 10:1. Suhteen ollessa tällä välillä minimiravinnettä ei pystytä sen perusteella määrittelemään (Chiudani & Vighi 1974).

Pyhäjärven epäorgaanisen typen suhde epäorgaaniseen fosforiin nousi kesällä säännöllisesti yli sadan ja pysyi korkeana koko tuotantokauden osoittaen voimakasta fosforirajoitteisuutta. Villikkalanjärvessä suhde laski loppukesällä -89 lähelle typpirajoitteista aluetta (5–10) ja elokuussa -90 alle viiden (kuva 7).



Kuva 7. Epäorgaanisen typen ja fosforin suhde (DIN:DIP) tutkimusjärvisissä.

Kasviplankton

Biomassa ja klorofylli

Pyhäjärven matala itäosa ja Villikkalanjärvi olivat rehevyydeltään samaa tasoa. Kumpikaan ei kerrostunut pysyvästi, joten levät pystyivät saamaan fosforitäydennystä myös kesken kasvukauden. Pyhäjärven syvänteellä kasviplanktonbiomassa oli keskimäärin vain noin puolet järven itäosan ja Villikkalanjärven arvoista (taulukko 5). Syvänteeseen voimakas terminen kerrostuneisuus estää liukoisen fosforin siirtymisen alusvedestä ja sedimentistä tuottavaan kerrokseen. OECD:n (1982) luokituksen perusteella molemmat järvet ovat reheviä (raja-arvot a-klorofyllin keskiarvolle 8–25 $\mu\text{g l}^{-1}$ ja maksimille 25–75 $\mu\text{g l}^{-1}$).

Taulukko 5. Kasvukauden (touko–syyskuu) a-klorofyllin ja kasviplanktonbiomassan keski- ja maksimiarvot tutkimusjärvissä.

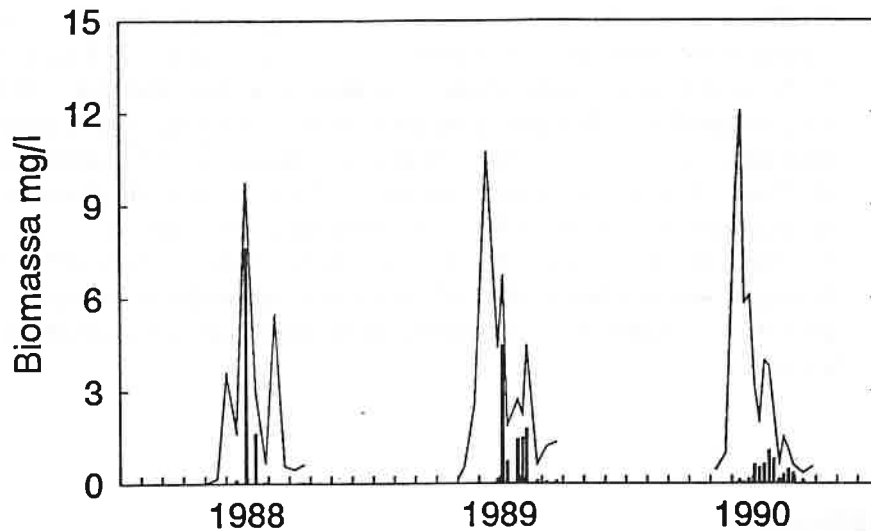
	a-klorof. $\mu\text{g l}^{-1}$			biomassa mg l^{-1}		
	\bar{x}	max	n	\bar{x}	max	n
Pyhäjärvi, syvänte						
1988	9,7	30,3	11	2,4	9,8	11
1989	9,6	25,7	15	3,0	10,7	13
1990	10,7	27,0	17	3,2	12,1	17
Pyhäjärvi, itäosa						
1988	20,5	38,9	10	6,1	15,7	10
1989	23,7	42,4	10	7,8	17,9	10
1990	14,6	36,2	11	5,1	13,8	11
Villikkalanjärvi						
1989	21,3	45,4	19	5,9	23,0	19
1990	17,9	35,8	20	4,5	13,1	20

Pyhäjärven syvänteellä sekä a-klorofyllin että kasviplanktonbiomassan määrä saavuttivat huippunsa kaikkina kolmena vuotena nopeasti veden lämmentyessä kesäkuussa, jonka jälkeen biomassa laski tasaisesti syksyä kohti. Villikkalanjärvellä ja Pyhäjärven itäosassa kasviplankton muodosti kasvukauden aikana useampia huippuja. Eri vuosien biomassan ja klorofyllin keski- ja maksimiarvot olivat kullakin havaintopaikalla varsin lähellä toisiaan.

Sinilevien esiintyminen

Suurimman osan vuotta vallitsevina kasviplanktonryhminä olivat molemmissa järvissä joko pii- tai panssari- ja nielulevät tai nämä yhdessä. Villikkalanjärvessä piilevät muodostivat molempina tutkimusvuosina suurimman biomassahuipun. Selvimmin järvien erilaisuus näkyi sinilevien esiintymisessä. Villikkalanjärvessä ei kumpanakaan vuonna esiintynyt mainittavasti sinileviä. Vuonna 1989 ne käytännöllisesti katsoen puuttuivat lajistosta, eikä niiden osuus kokonaisbiomassasta seuraavanakaan vuonna yltänyt kuin kahdella havaintokerralla niukasti 10 %:iin. Pyhäjärven sinileviä sen sijaan esiintyi runsaasti kaikkina tutkimusvuosina. Vuonna 1988 niiden osuus

syvänteen maksimibiomassasta oli n. 80 %. Myös seuraavana vuonna sini-leviä oli enimmillään yli 60 % planktonbiomassasta (kuva 8).



Kuva 8. Kasviplanktonin kokonaisbiomassa (yhtenäinen viiva) ja sinileväbiomassa (pylväät) Pyhäjärven syvänteellä.

Osa sinilevälajeista pystyy heterokystiensä avulla sitomaan suoraan veteen liuennutta typpikaasua. Nitraatti- ja ammoniumtyypen ehtyessä ne saavuttavat muihin kasviplanktonryhmiin nähden kilpailuedun, mikäli liuennutta fosforia on edelleen saatavilla. Typpirajoitteisten olosuhteiden katsotaankin yleisesti suosivan nimenomaan tyypeä sitovia sinilevälajeja. Vesien käytön kannalta tilanne on yleensä vähiten toivottu.

Pyhäjärven ja Villikkalanjärven ei vallitseva käsitys typpi/fosfori -suhteen vaikutuksesta sinilevien esiintymiseen pitänyt paikkaansa. Pyhäjärven sinileviä oli paljon ja lajisto koostui yhtä havaintokertaa lukuunottamatta lähes sataprosenttisesti typensitojista, vaikka DIN/DIP-suhde (>100) osoitti koko ajan selvää fosforirajoitteisuutta. Villikkalanjärven sinileviä esiintyi mainittavasti vain kesällä 1990. Tällöin niiden biomassan muodosti aluksi valtaosaltaan *Aphanizomenon flos-aquae*, joka on typensidontaan pystyvä laji. Heinä-elokuun vaihteesta lähtien, jolloin mineraalityppi alkoi rajoittaa levätuotantoa, valtalaji vaihtui kuitenkin typensidontaan pystymättömäksi *Microcystis aeruginosa*ksi.

Villikkalanjärven typpi/fosfori -suhteen ja aikaisempien havaintojen (Sivonen ym. 1990) perusteella sinileviä olisi voinut odottaa esiintyvän huomattavasti runsaammin. Ratkaisevaa saattoi olla liukoisen typen loppumisen ajankohta. Villikkalanjärven nitraatti kului loppuun vasta myöhäiskesällä. Esimerkiksi Vihdin Kotojärven nitraattityppi loppui v. 1988 jo touko-kesäkuun vaihteessa. Kun järvi sitten heinäkuun alussa kerrostui ja pohjasedimentistä vapautui huomattava määrä liukoista fosforia, oli seurauksena välittömästi sinileväkukinta (Kauppi ym. 1992). Villikkalanjärvellä fosforia vapautui kesällä 1990 vasta elokuun lopussa, jolloin otollisin ajankohta kukinnan muodostumiselle saattoi olla jo ohi.

Sinilevillä on muitakin kilpailuetuja toisiin leväryhmiin nähden. Emäksisissä olosuhteissa *Anabaena*- ja *Aphanizomenon* -sukujen sinilevien on todettu syrjäyttävän viher- ja piilevät; vastaavasti alle pH 7:ssä tilanne on päinvastainen (Shapiro 1973). Syynä on se, että ne pystyvät käyttämään bikarbonaattia hiilen lähteenään

(HCO_3^- on tärkein hiilen muoto pH 9:ssä) (King 1970, Cheng & Colman 1974, Marcus ym. 1982). Sekä Pyhäjärven että Villikkalanjärven pH-arvot nousivat kesäaikana ajoittain tasolle pH 8,5–9,0, joten sekään ei selitä sinilevien niukkaa esiintymistä Villikkalanjärvestä.

Sinilevien tiedetään suosivan korkeita lämpötiloja. Kesällä 1988, jolloin sinilevä-biomassa oli Pyhäjärvestä suurimmillaan, mitattiin Etelä-Suomen järvissä yleisesti 5–7 °C ajankohdan pitkäaikaisia keskiarvoja korkeampia lämpötiloja. Pyhäjärven pintalämpötila oli kesäkuun lopussa 26,4 °C. Kesällä 1989, jolloin sinileviä myös oli runsaasti, järvien lämpötilat kohosivat niinkään 2–3 °C keskimääräistä korkeammiksi. Pääasiallinen kukinnan muodostaja Pyhäjärvellä oli *Aphanizomenon flos-aquae*. Esimerkiksi Hammer (1964) on todennut, että suuria *A. flos-aquae* biomassoja harvoin esiintyy alle 20 °C:een lämpötiloissa. Selvästi vähiten sinileviä oli Pyhäjärvestä kesällä 1990, jolloin järven lämpötila ei missään vaiheessa noussut yli 19,5 °C:een. Lämpötila ei kuitenkaan selitä sinilevien puuttumista Villikkalanjärvestä vuonna 1989.

Johtopäätökset

Molempien tutkimusjärvien rehevöityminen on alkanut jo vuosisatoja sitten, kun alue on otettu maanviljelyksen piiriin. Pellonraivauksen aiheuttama eroosio näkyy mineraaliaineksen osuuden kasvuna ja rehevöitymistä ilmentävien piilevien yleistymisenä Pyhäjärven sedimentissä (Kukkonen ja Tynni 1970). Rehevöityminen on edelleen kiihtynyt viime vuosikymmeninä maanviljelyn tehostumisen myötä. Nurmiviljelyn vähentymisestä johtuva lisääntynyt eroosio heijastuu sedimentin lisääntyneenä paksuuskasvuna ja lannoitteiden käytön voimakas kasvu uusien rehevöitymistä suosivien piilevälajien ilmaantumisenä.

Kuormituslaskelmat tukevat selvästi pienten valuma-alueiden aineiston perusteella fosforille ja typelle arvioituja uusia peltoviljelyn kuormituslukuja. Liukoisen fosforin osuus kokonaisfosforikuormasta oli tutkimusalueella noin viidennes. Peltovaltaisilla pienillä valuma-alueilla sen osuuden on arvioitu olevan keskimäärin 25 % (Pietiläinen ja Rekolainen 1992). Suuremmilla valuma-alueilla liukoisen fosforin osuuden on yleensä kuitenkin havaittu olevan hieman pienempi.

Tutkimusjaksolle sattui valuman ajoittumisen suhteen poikkeuksellisia vuosia. Talvet 1989 ja -90 olivat ennätysellisen sateisia ja lauhoja. Mahdollinen ilmastonmuutos saattaa tulevaisuudessa johtaa tämän tyyppisten sääolojen yleistymiseen. Tutkimuksessa saadut tulokset antavatkin viitteitä siitä, mihin suuntaan maatalousalueilta tuleva ravinnekuormitus on kehittymässä, toisin sanoen typen huuhtoutuminen saattaa lisääntyä suhteessa fosforiin.

Tulosten perusteella järvet pidättivät varsin hyvin kiintoainetta (69 %) ja siihen sitoutunutta fosforia (64 %). Liukoista fosforia ei sen sijaan pidättynyt järviin lainkaan. Kokonaistyyppikuormasta pidättyi noin kolmannes.

Kiintoaineeseen pidättyneen fosforin palautuminen uudelleen kiertoa (resuspensio) oli järvissä pääasiallisin sisäistä fosforikuormitusta aiheuttava prosessi. Tästä fosforista voi vapautua laboratorioskokeiden perusteella kuitenkin suhteellisen pieni osa liukoiseen muotoon (<5 %). Järvien rehevyydestä kannalta merkitystä on vain liukoisen fosforin sisäisellä kuormituksella. Villikkalanjärvestä tässä suhteessa tärkeitä olivat lähinnä kesäaikaiset hapettomuusjaksot ja korkea pH. Pyhäjärvestä ei liukoisen fosforin sisäisellä kuormituksella ollut mainittavaa merkitystä.

Kahden tutkimusvuoden aikana Villikkalanjärvessä ei esiintynyt sinileväkukintoja lainkaan, vaikka esimerkiksi typpi/fosfori -suhteen perusteella niitä olisi voinut odottaa esiintyvän. Pyhäjärven tulokset toisaalta osoittavat, että mineraalityppi ei välttämättä säätele tyypeä sitovien sinilevien esiintymistä. Ravinnesuhteiden perusteella selvästi fosforirajoitteisissa olosuhteissa dominoivana lajina oli pitkiä aikoja nimenomaan typensidontaan kykenevä sinilevä, *Aphanizomenon flos-aquae*.

Sinilevien tiedetään suosivan korkeita lämpötiloja. Kesällä 1988, jolloin sinilevä-biomassa oli Pyhäjärvässä suurimmillaan, mitattiin Etelä-Suomen järvissä yleisesti 5–7 °C ajankohdan pitkäaikaisia keskiarvoja korkeampia lämpötiloja. Selvästi vähiten sinileviä oli kesällä 1990, jolloin järven lämpötila oli tutkimusjakson alhaisin.

Kirjallisuus

- Cheng, K.H. & Colman, B. 1974. Measurements of photorespiration in some microscopic algae. *Plant* 115: 207–212.
- Chiaudani, G. & Vighi, M. 1974. The N:P ratio and tests with *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. *Water Res.* 8: 1063–1069.
- Ekholm, P. 1992. Maataloudesta peräisin oleva fosfori vesien rehevöittäjänä. Julkaisussa: Rekolainen, S. ja Kauppi, L. (toim.). Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit, Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 359.
- Hammer, V.T. 1964. The succession of "bloom" species of blue-green algae and some causal factors. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 15: 352–363.
- Hofer, R., Forstner, H. & Rettenwander, R. 1982. Duration of gut passage and its dependence on temperature and food consumption in roach, *Rutilus rutilus* L: laboratory and field experiments. *J. Fish. Biol.* 20: 289–299.
- Järvinen, O. 1986. Laskeuman laatu Suomessa 1971–1982. Vesihallituksen monistesarja nro 408. 142 s.
- Kauppi, L., Pietiläinen, O.-P. & Knuutila, S. 1992. Maatalouden kuormituksen rehevöittävä vaikutus pienessä järvessä. Julkaisussa: Rekolainen, S. ja Kauppi, L. (toim.). Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit, Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 359.
- Kettunen, J. 1980. Ravinteiden kierto matalassa eutrofisessa järvessä – sovelluskohteena Vihdin Enäjärvi. Teknillinen korkeakoulu, vesitekniikan laitos. Julk. 20. 155 s.
- King, D. 1970. The role of carbon in eutrophication. *J. Water Pollut. Control Fed.* 40: 2035–2501.
- Kukkonen, E. & Tynni, R. 1970. Die Entwicklung des Sees Pyhäjärvi in Südfinnland im Lichte von Sediment- und Diatomeenuntersuchungen. *Acta Bot. Fennica* 90. 30 s.
- Lappalainen, K.M. & Matinvesi, J. 1990. Järven fysikaalis-kemialliset prosessit ja ainetaseet, ss. 54–84. Kirjassa: Ilmavirta, V. (toim.). Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Helsinki 1990.

- Lehtonen, E. & Penttilä, S. (toim.) 1991. Porvoonjoen kuormitusselvitys. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A, 68. 182 s.
- Marcus, Y., Zenfirth, D., Harel, E. & Kaplan, A. 1982. Induction of HCO_3^- transporting capability and high photosynthetic ability to inorganic carbon by low concentrations of CO_2 in *Anabaena variabilis*. Plant Physiol. 69: 1008-1012.
- Myllyvirta, T. 1988. Artjärven kunnan järviin (Villikkalanjärvi, Säyhtee ja Pyhäjärvi) kohdistuva kuormitusselvitys. Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys. 28 s.
- OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Pariisi. 154 s.
- Ojanen, T. 1979. Phosphorus and nitrogen balance of the eutrophic Lake Tuusulanjärvi. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 34: 74-87.
- Pietiläinen, O.-P. & Rekolainen, S. 1991. Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. Aqua Fennica (in press).
- Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. Aqua Fennica 19: 95-107.
- Shapiro, J. 1973. Blue-green algae: why they become dominant. Science 179: 382-384.
- Sivonen K., Niemelä, S.I., Niemi, R.M., Lepistö, L., Luoma, T. & Räsänen, L.A. 1990. Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. Hydrobiologia 190: 267-275.
- Vesihallitus 1981. Vesihallinnon analyysimenetelmät. Vesihallitus, tiedotus nro. 213. 136 s.