

244

Seppo Rekolainen, Jaakko Mannio, Sari Mitikka, Jussi Vuorenmaa, Liisa Lepistö,  
Ahti Lepistö, Kaarle Kenttämies, Johanna Rissanen, Sanna Syri, Olli-Pekka Pietiläinen,  
Petri Ekholm, Olli Malve, Risto Mäkinen, Antero Nikander

## Nitraattityypen väheneminen Suomen järvissä

Esiselvitys syistä ja seurauksista

244

Seppo Rekolainen, Jaakko Mannio, Sari Mitikka, Jussi Vuorenmaa, Liisa Lepistö,  
Ahti Lepistö, Kaarle Kenttämies, Johanna Rissanen, Sanna Syri, Olli-Pekka Pietiläinen,  
Petri Ekholm, Olli Malve, Risto Mäkinen, Antero Nikander

# Nitraattitypen väheneminen Suomen järvissä

Esiselvitys syistä ja seurauksista

Helsinki 2002  
SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS

ISBN 952-11-1082-1  
ISSN 1455-0792

Edita Prima Oy, Helsinki 2002

1	JOHDANTO .....	5
2	AINEISTO JA MENETELMÄT .....	5
3	LIUKOISEN TYPEN TRENDIT SUOMEN JÄRVISSÄ.....	6
3.1	Vedenlaatutrendit .....	6
3.2	Järvien pääionien muutokset 1990-luvulla .....	7
4	NITRAATTITYPEN VÄHENEMISEN SYYT .....	14
4.1	Jätevesikuormitus.....	14
4.2	Laskeuma .....	14
4.2.1	Typpilaskeuman kehitys .....	14
4.2.2	Typen päästöjen kehitys.....	15
4.2.3	Laskeuman teoreettinen vaikutus järvien ainetaseisiin.....	16
4.3	Metsätalous .....	17
4.4	Maatalous .....	19
5	TRENDIT POHJAVESISÄ JA POHJAVESIEN VAIKUTUS JÄRVIEN VEDEN LAATUUN .....	20
6	LEVÄHAITTAHAVAINNOT JA MUUTOKSET KASVIPLANKTONIN KOOSTUMUKSESSA .....	20
7	TULOSTEN TARKASTELU.....	23
7.1	Nitraattipitoisuuden trendit .....	23
7.2	Laskevien nitraattitrendien syyt.....	24
8	JOHTOPÄÄTÖKSET.....	25
9	KIRJALLISUUSVIITTEET .....	27





## 1 JOHDANTO

Fosforia on pidetty yleisesti makeissa vesissä levien kasvua rajoittavana tekijänä (esim. Vollenweider 1968; Schindler 1977). Vesiensuojelupolitiikka ja sen mukaiset toimenpiteet ovatkin tähänneet, orgaanisen aineen kuormituksen ohella, erityisesti fosforikuormituksen vähentämiseen. Vähentämistoimet on aloitettu fosforin osalta jo 1970-luvulla asutuksen ja teollisuuden päästöjen osalta. Pistemäinen fosforikuormitus onkin vähentynyt 1990-luvun loppuun mennessä murto-osaan aiemmasta. Typpikuormituksen vähentäminen on aloitettu vasta aivan viime vuosina, ja toimenpiteet on kohdistettu etupäässä rannikolla sijaitseville kuormittajille.

Pietiläinen ja Räike (1999) ovat todenneet, että Suomen suuret tai suurehkot järvet ovat N:P-suhteen perusteella suurimmalta osalta fosforirajoitteisia. Tämä tarkoittaa sitä, että kasvukauden edistyessä järvien tuottavan kerroksen liuenneen fosforin pitoisuus lähestyy nollaa, kun taas liuenneen epäorgaanisen typen pitoisuus on samanaikaisesti huomattavasti korkeammalla tasolla. Seuranta-aineistojen aivan viimeaikaisissa tarkasteluissa on kuitenkin tullut esiin, että useassa järvestä kesäaikaiset epäorgaanisen typen pitoisuudet ovat laskeneet (Pietiläinen ym. 2001; Mitikka ja Ekholm 2001), ollen useassa tapauksessa kasvukauden lopulla alle määrityksen alarajan tai ainakin hyvin alhaisia. Näin typen merkitys on saattanut kasvaa näissä järvissä, ja sen seurauksena kasvipanktonin lajikoostumuksessa on saattanut ilmetä muutoksia.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää epäorgaanisen typen pitoisuuden muutoksia viime vuosikymmenien aikana, muutoksien mahdollisia syitä sekä seurauksia.

## 2 AINEISTO JA MENETELMÄT

Vedenlaatutrendien tarkastelu tehtiin kaikille Suomen EUROWATERNET-verkkoon kuuluville järville (Niemi ym. 2001). Verkkoon kuuluu 253 havaintopaikkaa (Taulukko 1), joista 50 sijaitsee suurten, yli 100 km<sup>2</sup> järvi-alueiden syvännealueella (L) ja pääosin pistemäisen kuormituksen vaikutusalueen ulkopuolella. Havaintopaikoista 105 sijaitsee alle 100 km<sup>2</sup> altaissa, ja ne edustavat tyypillistä vedenlaatua valuma-alueellaan (B). Järviä, joiden valuma-alue on pääosin lähellä luonnontilaa, verkkoon on valittu 33 (R). Pistemäisen kuormituksen (I) ja maatalouden (A) kuormittamia havaintopaikkoja verkossa on 48 ja 17. Tarkasteluun otettiin loppukesästä (16.7.-15.9.) pintavedestä (0-2 m) otettu näyte. Mikäli yhdellä kesäjaksolla oli otettu useampi näyte, valittiin niistä tarkasteluun se, jossa nitraattitypen pitoisuus oli alhaisin. Valtaosassa havaintopaikoista oli tarkasteluun otetulla kesäjaksolla otettu kuitenkin vain yksi näyte.

Trendianalyysit tehtiin ei-parametrisella Kendall tau-b menetelmällä, jolla pystytään havaitsemaan vain monotoniset trendit. Aikajakson valinta vaikuttaa testin tulokseen. Jaksoksi valittiin 1976–2001, jotta määritysmenetelmien muutokset 1970-luvulla eivät aiheuttaisi tulkintaongelmia. Analyysiin hyväksyttiin vain ne havaintopaikat, joilta oli vähintään yhdeksältä vuodelta tieto. Trendien kulmakertoimet laskettiin lineaarisella regressioyhtälöllä.

Vesikemialliset analyysit on tehty kulloinkin voimassa olevien standardimenetelmien mukaisesti. Pitkäaikaisia seurantaloksia ja niissä mahdollisesti havaittavia trendejä tarkasteltaessa on aina kiinnitettävä erityistä huomiota muutoksiin analyysimenetelmissä. Tämän tutkimuksen yhteydessä tutkittiin erityisen tarkasti nitraattitypen analyysimenetelmät. Nitraattitypen (NO<sub>3</sub>-N) määritysmenetelmässä onkin

tapahtunut merkittävä muutos 1970-luvun alussa ja joitakin pienempiä muutoksia myöhemmin. Nykyään määritetään yleisimmin  $\text{NO}_3\text{-N}$ :n ja  $\text{NO}_2\text{-N}$ :n summa ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ). Myös ammoniumtynen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), kuten myös kokonaistypen, määrittäminen on muuttunut 1970-luvun alussa. Muutokset ovat kuitenkin olleet sellaisia, että niiden ei pitäisi juurikaan vaikuttaa pitoisuustasoihin.

Taulukko 1. Nitriitti+nitraatti- ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ) ja ammonium-typen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), näiden summan ja fosfaattifosforin suhteen (DIN:DIP) sekä alkaliniteetin laskevat (-) ja nousevat (+) trendit EUROWATERNET-seurantaverkkoon kuuluvilla järvihavaintopaikoilla vuosina 1976-2001 kesäkautena (16.7.-15.9.) pintavedessä (0-2 m). 0= ei trendiä, yht.= kaikki, joista oli dataa, ei=ei riittävästi dataa trendianalyysiin.

Havaintopaikan tyyppi	Tyypin koodi	n	$\text{NO}_x\text{-N}$					$\text{NH}_4\text{-N}$					DIN:DIP					Alkaliniteetti				
			+	-	0	yht.	ei	+	-	0	yht.	ei	+	-	0	yht.	ei	+	-	0	yht.	ei
Maatalous	A	17	0	0	6	6	11	0	2	4	6	11	0	0	2	2	15	0	0	4	4	13
Tyypillinen	B	105	1	30	44	75	30	0	29	48	77	28	1	20	53	74	31	45	0	36	81	24
Kuormitettu	I	48	5	3	18	26	22	1	9	19	29	19	3	2	16	21	27	9	0	18	27	21
Suuri	L	50	0	25	24	49	1	0	25	24	49	1	2	13	33	48	2	36	1	11	48	2
Vertailu	R	33	0	7	10	17	16	1	4	11	16	17	0	3	8	11	22	9	0	9	18	15
Yhteensä		253	6	65	102	173	80	2	69	106	177	76	6	38	112	156	97	99	1	78	178	75

Laskeuman tarkasteluun valittiin SYKEN seurantaverkosta (Vuorenmaa ym. 2001a) kahdeksan asemaa Keski- ja Itä-Suomen sekä Kainuun alueilta. Asemien kuukausinäytteistä laskettiin keskimääräinen vuosittainen epäorgaanisen typen ( $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ ) laskeuma vuosille 1981-1999.

Metsätalouden vaikutusten tarkastelussa käytettiin valtakunnallisia ja alueellisia tilastoja metsätalouden toimenpiteistä, sekä eräitä pienten valuma-alueiden seurantaverkkoon kuuluvia seuranta-alueita (Vuorenmaa ym. 2001b). Maatalouden kuormituksen kehitystä tarkasteltiin typpilannoituksen ja eläinmäärien kehityksen avulla. Pohjavesien trenditarkastelussa käytettiin aineistoa, jonka on lähemmin kuvannut Soveri ym. (2001).

### 3 LIUKOISEN TYPEN TRENDIT SUOMEN JÄRVISSÄ

#### 3.1 Vedenlaatatrendit

Suomen järvien EUROWATERNET-seurantaverkkoon kuuluvien havaintopaikkojen vedenlaadun trendianalyysi vuosilta 1976-2001 osoitti, että pintaveden  $\text{NO}_x\text{-N}$  pitoisuudet ovat monessa kohteessa selvästi alentuneet ko. aikana kesällä (16.7.-15.9.). Tuloksia esitellään seuraavassa siten, että tärkeimpien muuttujien osalta tulokset on koottu järviyypeittäin taulukkoon 1 ja kuviin 1-4. Järvikohtaiset, useita muitakin vedenlaatumuuttujia koskevat tulokset, on koottu liitteeseen 1 ja esimerkkejä laskevista ja ei-laskevista trendeistä on esitetty liitteessä 2.

$\text{NO}_x\text{-N}$  on alentunut 25 suurella (L) järviältäalla (Taulukko 1, Kuva 1, Liite 1). Alenema on ollut keskimäärin  $2,9 \mu\text{g l}^{-1}\text{a}^{-1}$ . Nousevia trendejä ei havaittu yhdelläkään suurella järvellä. Alenevia trendejä havaittiin myös 7 referenssijärvellä (R) (alenema keskimäärin  $3,4 \mu\text{g l}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) ja 30 alle  $100 \text{ km}^2$  altaissa (B) (alenema keskimäärin  $2,3 \mu\text{g l}^{-1}\text{a}^{-1}$ ). Yhteensä laskeva trendi havaittiin 65 seurantaverkkoon kuuluvalla järvellä. Nousevia nitraattityypitrendejä havaittiin vain 6 järvellä, joista viisi kuului jätevesikuormituksen (I) kohteena olevien järvien ryhmään.

$\text{NH}_4\text{-N}$  aleni 16 sellaisella suurella (L) järvellä (Kuva 2), joilla havaittiin  $\text{NO}_x\text{-N}$ :n laskeva trendi ja 9 järvellä, joissa  $\text{NO}_x\text{-N}$  trendi ei laskenut.  $\text{NH}_4\text{-N}$ :n alenema oli keskimäärin  $0,5 \mu\text{g l}^{-1}\text{a}^{-1}$ . Referenssijärvistä (R) vain yhdellä havaittiin sekä  $\text{NH}_4\text{-N}$ :n että  $\text{NO}_x\text{-N}$ :n laskeva trendi ( $\text{NH}_4\text{-N}$ :n alenema oli keskimäärin  $0,3 \mu\text{g l}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) ja alueensa tyypillisistä järvistä (B) 15:llä ( $\text{NH}_4\text{-N}$ :n alenema oli keskimäärin  $0,6 \mu\text{g l}^{-1}\text{a}^{-1}$ ).

Epäorgaanisten ravinteiden suhde ( $\text{NH}_4\text{-N}+\text{NO}_x\text{-N}$ ) :  $\text{PO}_4\text{-P}$  eli lyhyemmin DIN:DIP laski kymmenellä suurella järvellä ja 14 alle  $100 \text{ km}^2$  järvellä (Kuva 3), joilla myös  $\text{NO}_x\text{-N}$  trendi oli laskeva.

Alkaliniteetin nousevat trendit olivat yleisiä kaikissa järviryhmissä (Taulukko 1, Kuva 4, Liite 1), ja nouseva trendi (keskimäärin  $0,0018 \text{ mmol l}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) havaittiin kaikissa niissä 25 suurissa järvissä (L), joissa  $\text{NO}_x\text{-N}$  on laskenut. Referenssijärvistä (R) sama ilmiö toistui viidellä järvellä (alkaliniteetin nousu keskimäärin  $0,0011 \text{ mmol l}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) ja lisäksi kahdella havaittiin laskeva  $\text{NO}_x\text{-N}$  trendi, mutta ei nousevaa alkaliniteettia. Alle  $100 \text{ km}^2$  altaista (B), joissa  $\text{NO}_x\text{-N}$  on laskenut, 11:ssä ei havaittu nousevaa alkaliniteettia; muilla nousu oli keskimäärin  $0,0018 \text{ mmol l}^{-1}\text{a}^{-1}$  ( $1,8 \mu\text{ekv l}^{-1}\text{a}^{-1}$ )

Niistä järvistä, joissa  $\text{NO}_x\text{-N}$  pitoisuudet olivat laskeneet, 31 tapauksessa nykyinen  $\text{NO}_x\text{-N}$  pitoisuus on  $<10 \mu\text{g l}^{-1}$ .

Muiden tutkittujen vedenlaatumuuttujien suhteen ei havaittu yhtä selvää, laajamittaista laskevaa tai nousevaa muutosta.

Keskimääräisten vuosittaisten  $\text{NO}_x\text{-N}$  pitoisuuksien alenemien perusteella kokonaisalenemaksi tarkastelukaudella 1976-2001 voidaan arvioida keskimäärin  $30\text{-}45 \mu\text{g l}^{-1}$ . Usein alenema on tapahtunut lyhyemmällä jaksolla, alkaen vasta 1980-luvun lopulla. Useat järvet, joissa muutos on ollut pieni, ovat sellaisia, joissa lähtötaso on ollut muita alhaisempi, ja lopputaso alle  $10 \mu\text{g l}^{-1}$ . Voidaan siis päätellä, että tällaisissa järvissä pitoisuuden lasku olisi saattanut olla suurempi, mikäli korkeampi lähtötaso olisi sen sallinut. Yleensäkin lähtötasoon verrattuna muutos on ollut suuri, monissa järvissä nitraattipitoisuus on laskenut alle puoleen 1980-luvun tasoon verrattuna.

## 3.2 Järvien pääionien muutokset 1990-luvulla

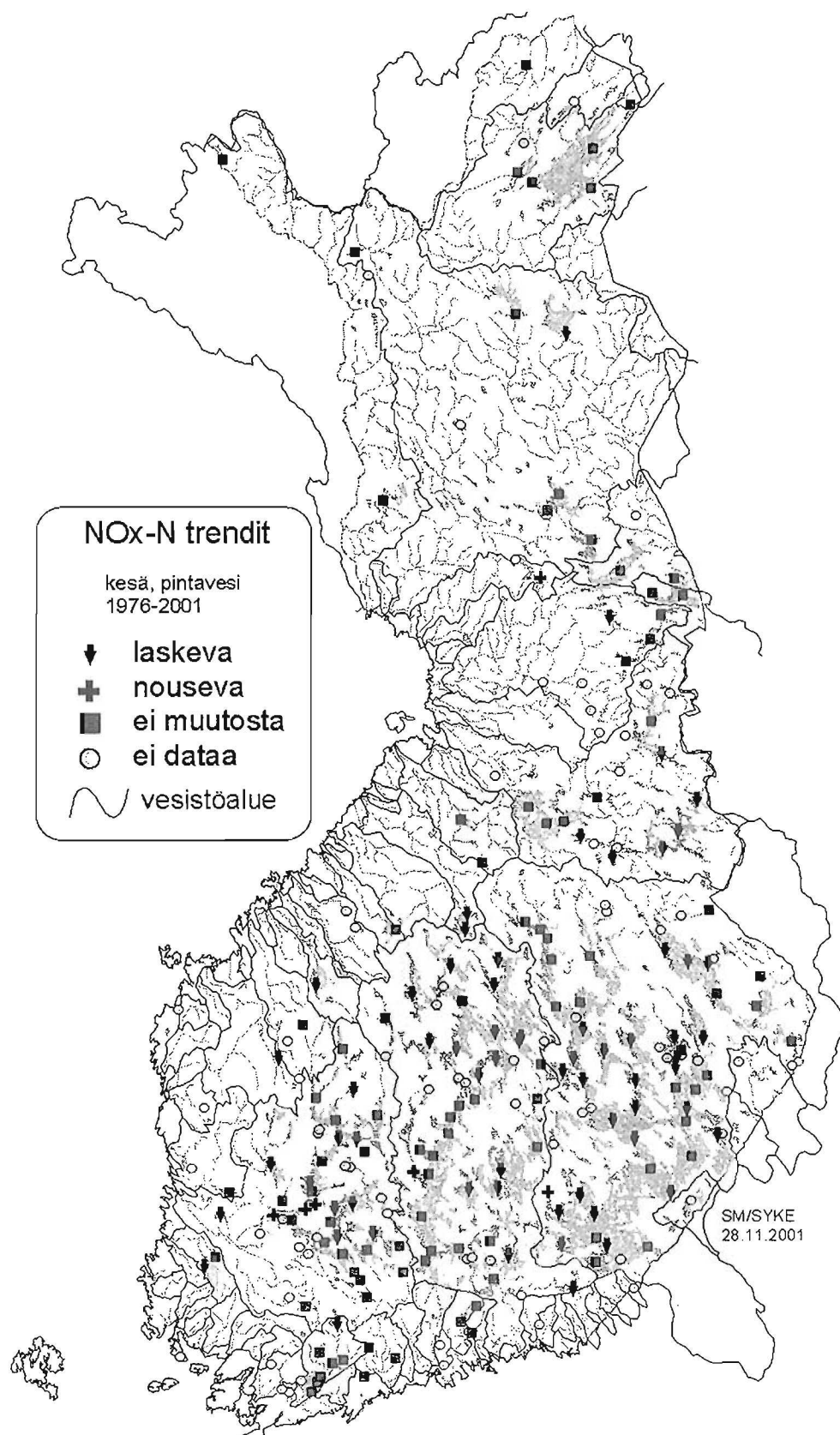
Havaitut selvät muutokset liittyivät nitraattitypen ja ammoniumtypen alenemiseen ja toisaalta alkaliniteettiarvojen nousemiseen. Useassa järvessä oli havaittavissa molemmat muutokset, joskin joukossa oli useita järviä, joissa vain toinen muutos oli merkitsevä (kts. kuvat 1 ja 4, liite 1). Näinkin yhdenmukainen muutos antaa kuitenkin aihetta tarkastella, onko näillä kahdella muutoksella yhteyttä toisiinsa. Tarkastelu suoritettiin järvien pääionikoostumuksen ja sen muutosten avulla.

Veteen liuenneet epäorgaaniset aineet esiintyvät ionimuodossa, positiivisesti varautuneina kationeina ja negatiivisina anioneina. Järvien pääkationeja ovat:

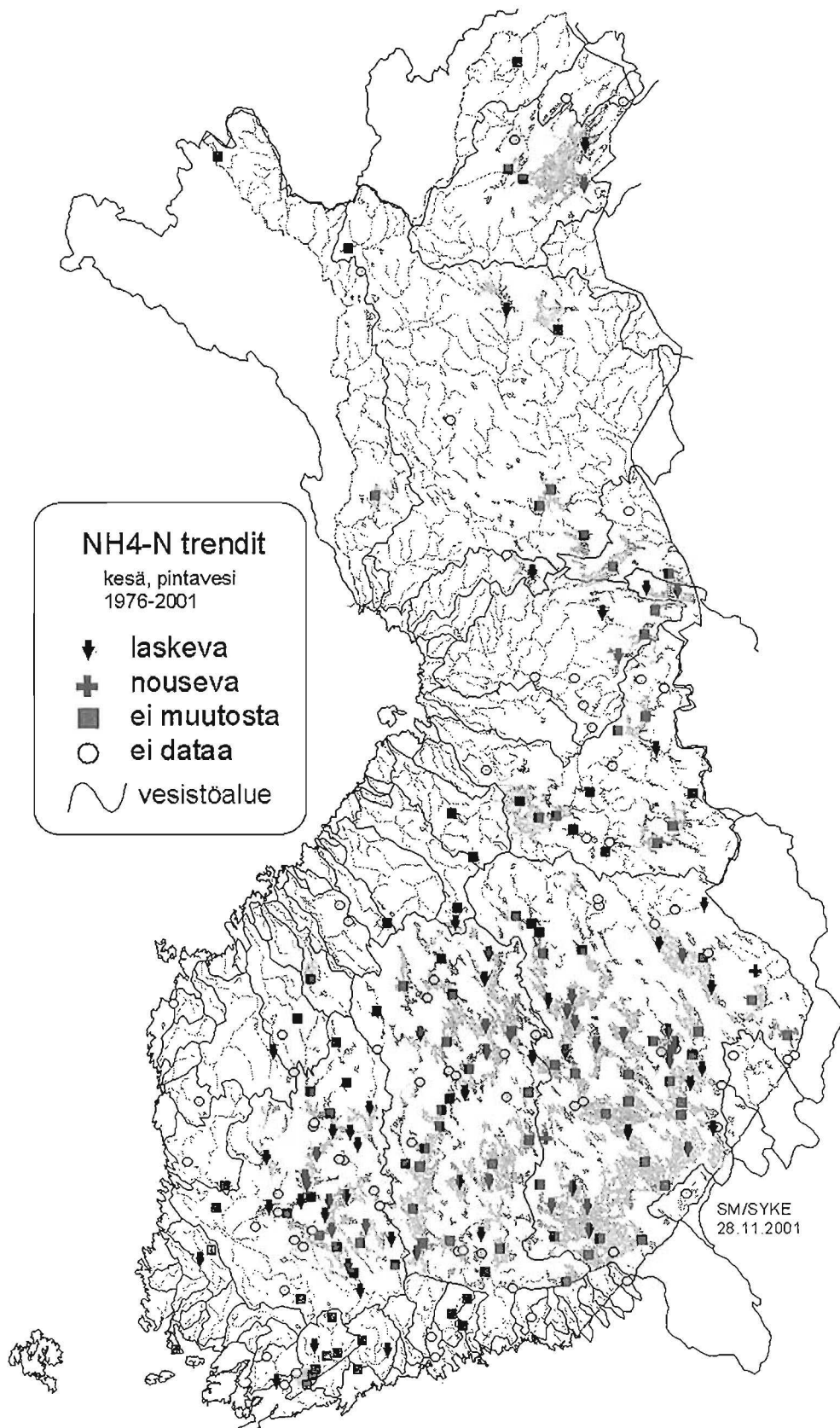
- $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  ja  $\text{K}^+$  (vähemmässä määrin  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{H}^+$  ja metallit Al, Fe ja Mn)

pääanioneja ovat:

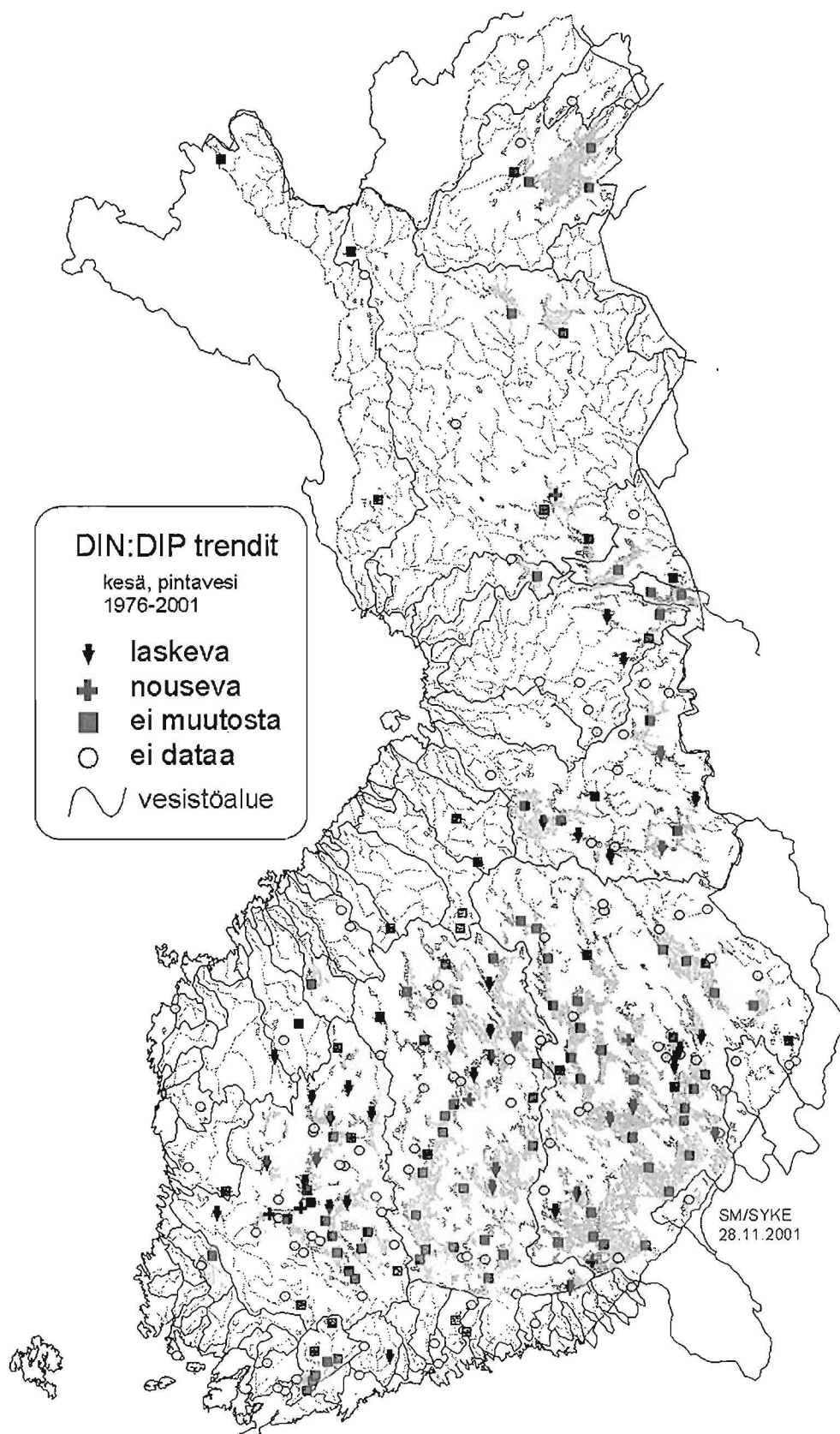
- $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  ja orgaaninen anioni  $\text{A}^-$  (vähemmän  $\text{NO}_3^-$  ja eräillä alueilla  $\text{F}^-$ )



Kuva 1. NOx-N trendit EUROWATERNET järvissä 1976-2001

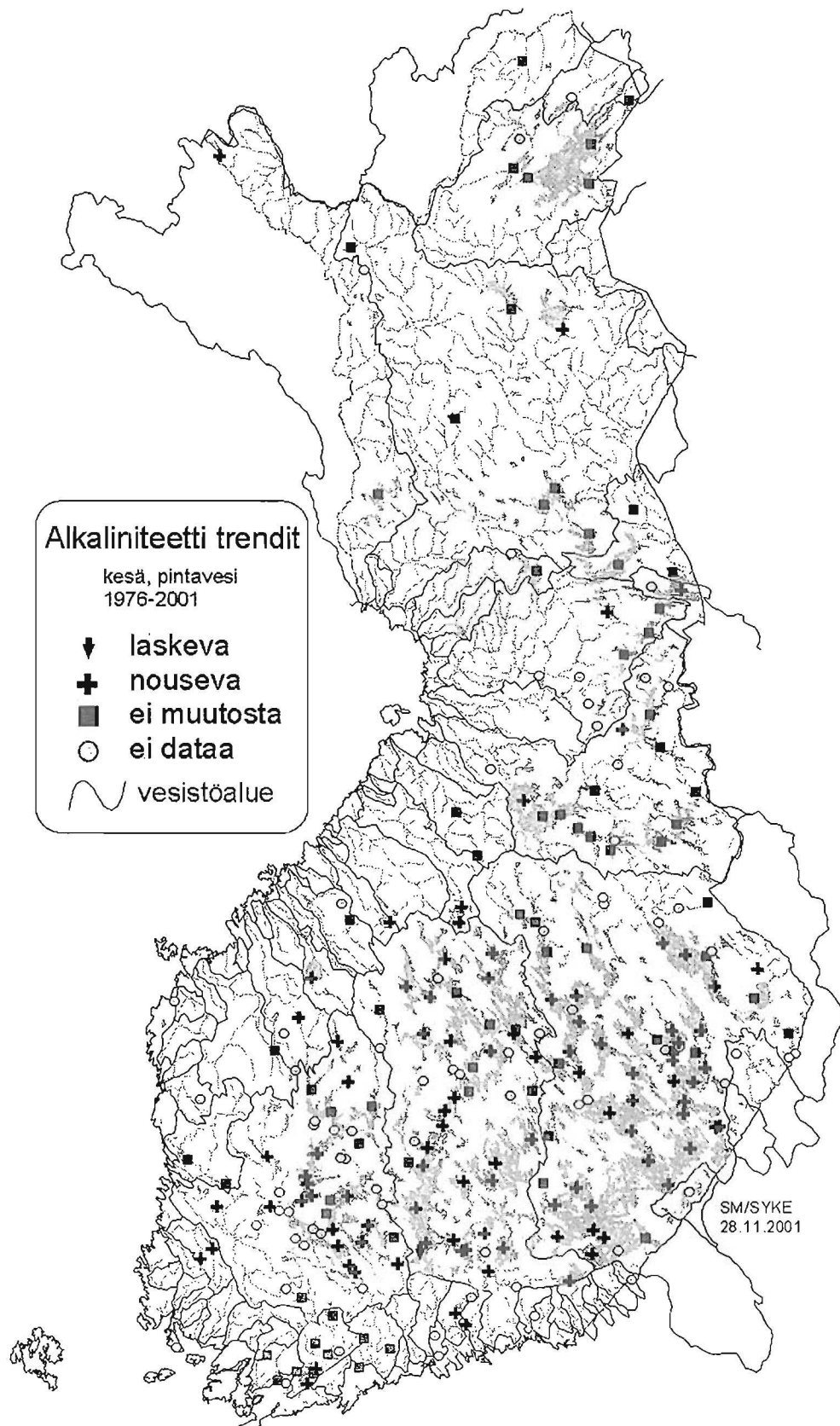


Kuva 2. NH<sub>4</sub>-N trendit EUROWATERNET järvissä 1976-2001.



Kuva 3. DIN:DIP trendit EUROWATERNET järvissä 1976-2001.

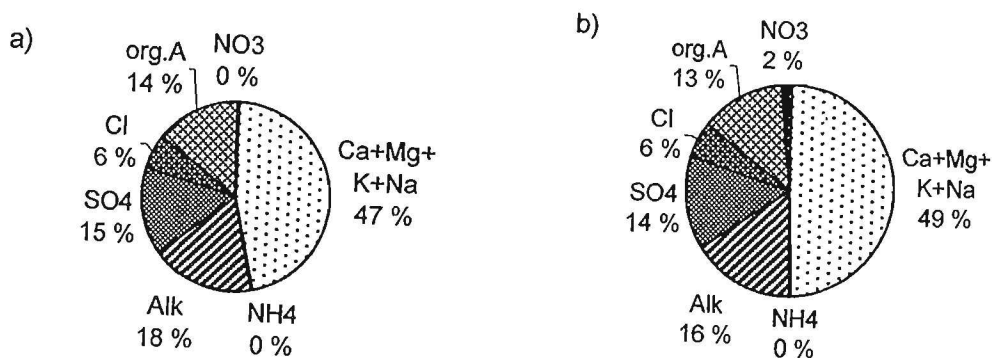




Kuva 4. Alkaliniteetin trendit EUROWATERNET järvissä 1976-2001.



Anionien ja kationien summan on oltava yhtäsuuria ekvivalenteiksi laskettuna. Esimerkiksi jonkin anionin vähenemisen täytyy kompensoitua toisen anionin lisääntymisellä ja/tai kationin vähenemisellä. Nämä ainekset ovat peräisin joko valuma-alueelta (rapautuminen, orgaaninen aines ja ihmisen toiminta) huuhtoutumisen tuotteina, pohjavedestä tai suoraan ilmasta. Niiden suhteellinen osuus kuvastaa siten järven ympäristöoloja. Kuvassa 5 on esitetty Järvi-Suomen järvien (otos 352 järveä) ”verenkuva” vuoden 1995 Pohjoismaisen järvikartoituksen (Mannio ym. 2000) mediaaniarvojen perusteella, ja vertailuna Pielinen, jonka ionikoostumus vastaa alueen yleiskuvaa.



Kuva 5. Järvien ionikoostumus Järvi-Suomessa (a) ja Pielisessä (b) keskimäärin.

Suomen järvien kemiallisessa koostumuksessa on tapahtunut eräitä selviä muutoksia viimeisten kymmenen vuoden aikana, kun ilmaperäisten rikki- ja typpiyhdisteiden päästöjä on rajoitettu Euroopassa voimakkaammin.

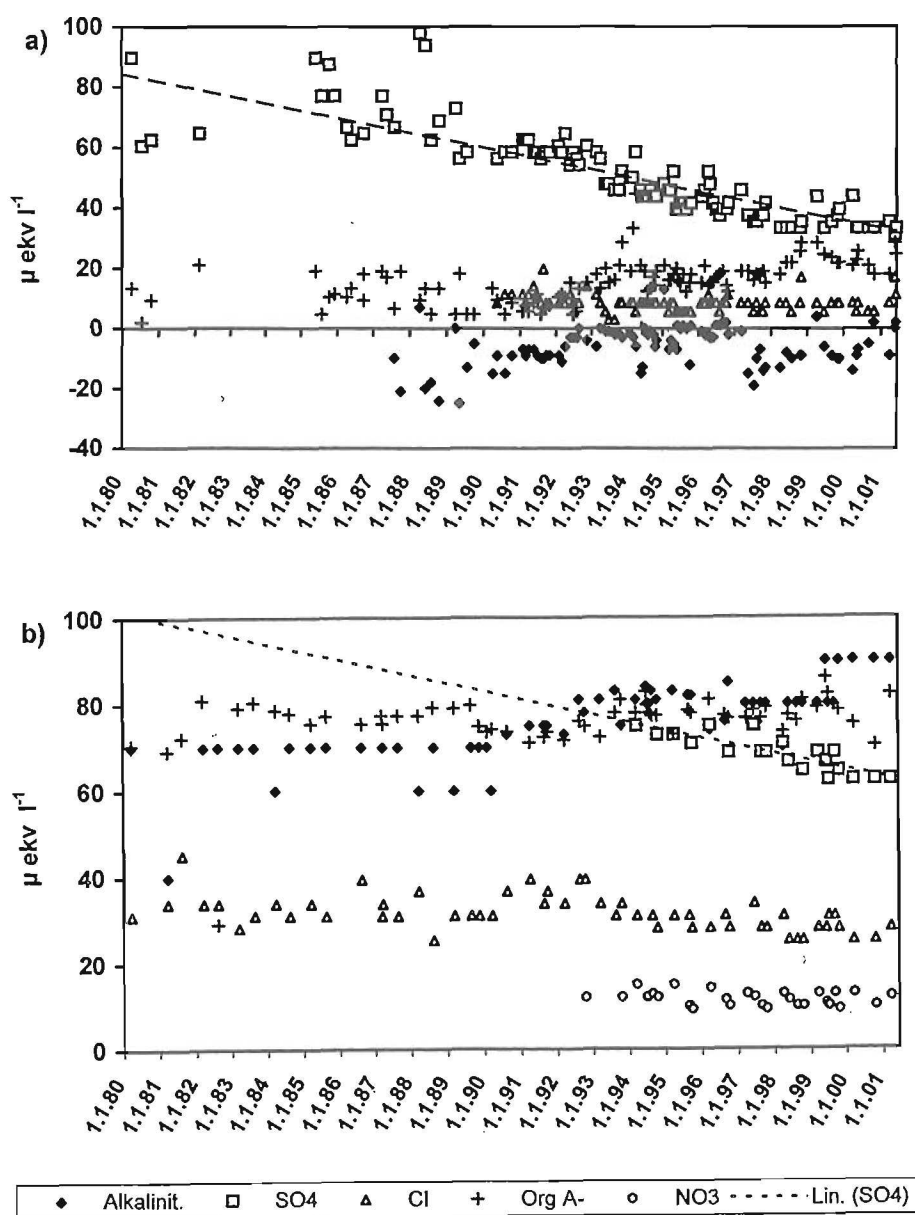
Pienten happamoitumisherkkien järvien seuranta on osoittanut sulfaattipitoisuuden vähentyneen laaja-alaisesti (yli 70 prosentissa tutkituista) ja huomattavasti, jopa useilla kymmenillä prosentilla Etelä- ja Keski-Suomessa (kts. esim. Kuva 6). Myös pääkationien määrä on vähentynyt jonkin verran sekä laskeumassa että valumavesissä "kantaja-anionin", sulfaatin vähentyessä. Muiden pääionien, humuspitoisuuden säätelämän orgaanisen anionin ja kloridin pitoisuuksissa ei ole laajoja alueellisia muutoksia. Näin ollen ionimuutosten yhteisvaikutuksena bikarbonaatti ( $\text{HCO}_3^-$ ), alkaliniteetin pääkomponentti, on noussut useimmissa happamoitumisen seurantajärvissä (Mannio 2001a,b).

Järvisyvänteiden havaintopaikoilta ei ole täydellistä ionikemiaa (erit.  $\text{SO}_4$  puutteita) 1980-luvulta lähtien, mutta alkaliniteettia on mitattu jo 1960-luvulta lähtien. Seurantajärvien trenditarkastelujen (1976-2001) perusteella jopa 75 %:ssa suurista järivistä alkaliniteetti nousee merkittävästi (Taulukko 1). Koska ilmiö esiintyy kaikentyyppisissä järvissä, eivätkä humuspitoisuus- tai kloridimuutokset ole läheskään yhtä yleisiä, voidaan olettaa että sulfaatin väheneminen on syynä alkaliniteetin nousuun myös suurissa järvissä, kuten tilanne on pienissä latvajärvissä. Esimerkkinä (Kuva 6) on tarkasteltu Pielisen Kalkkusaaren syvännepistettä (30 m, keskellä vesipatsasta) 1990-luvun aikana:

- sulfaatti laskee n. 20  $\mu\text{ekv l}^{-1}$
- alkaliniteetti nousee 20  $\mu\text{ekv l}^{-1}$
- muut pääionit (Ca, Mg, Na, K, Cl, orgaaninen anioni,  $\text{NO}_3$ ) pysyvät käytännössä samalla tasolla

- Alkaliniteetin muutos n.  $2 \mu\text{ekv l}^{-1}\text{a}^{-1}$  ( $0,002 \text{ mmol l}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) on samaa luokkaa kuin pienissä happamoitumisherkissä järjissä. Muutosnopeutta ja määrää voidaan pitää yllättävänä ajatellen suurten järvien pitempiä veden viipymiä. Mahdollisesti suoran ilmakehämäärityksen merkitys on suurempi kuin on oletettu.

Suuresta aikasarjajoukosta (EUROWATERNET) ei ole vielä tarkasteltu yksityiskohtaisemmin, osuvatko nitraatin väheneminen ja alkaliniteetin lisääntyminen samaan ajankohtaan. Ionikoostumuksen kannalta niillä ei pitäisi olla suoraa "antagonistista" vaikutusta toisiinsa, sillä alkaliniteettia on isoissa järjissä ekvivalentteina yleensä huomattavasti enemmän. Vaikka nitraatin ja alkaliniteetin muutoksella ei olisi kemiallista kytkentää, voi puskurikyvyn (alkaliniteetin) lisääntymisellä olla biologista tasapainottavaa merkitystä, joka jollain tavoin heijastuu ravinnetasapainoon ja ravintoketjun toimintaan.

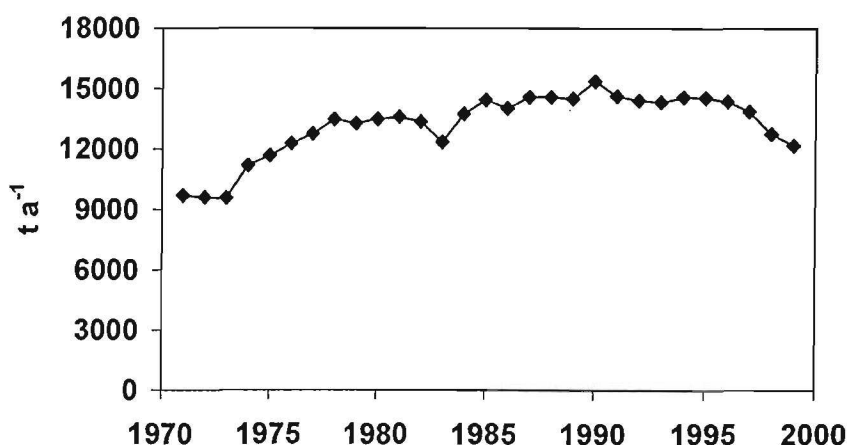


Kuva 6. Lieksan Kakkisenlammen (a) ja Pielisen (b) anionien kehitys 1980-2001. Pielisestä on mitattu sulfaattia vasta 1994 alkaen, joten trendiviiva arvioi vain viitteellisesti kehitystä ennen tätä. Kakkisenlampi on happamoitumisen seurantalampi, jossa sulfaatin väheneminen on alkanut 1980-90 lukujen vaihteessa. Kymmenen vuoden vähenemä  $20 \mu\text{eq l}^{-1}$  on tyypillinen tällä alueella (Mannio 2001a,b).

## 4 NITRAATTITYYPEN VÄHENEMISEN SYYT

### 4.1 Jätevesikuormitus

Yhdyskuntien jätevesikuormitus on kääntynyt laskuun puhdistamojen typen poiston tehostumisen seurauksena, mutta vasta aivan viime vuosina (Kuva 7). Tämän tutkimuksen yhteydessä ei ole tehty laitoskohtaista tarkastelua, mutta on ilmeistä, että koko maan tilastossa näkyvä lasku on suurimmalta osalta peräisin rannikkokaupunkien tehostuneesta typen poistosta. Ilmeisesti sisämaan osalta kehitys on ollut tässä suhteessa vähäisempää. Merkittävää teollisuuden kuormitusta kohdistui vain muutamaan sellaiseen järveen, joissa nyt havaittiin laskeva nitraattitrendi, joten ei tunnu todennäköiseltä, että se olisi selittänyt nyt havaittua laaja-alaista ilmiötä.



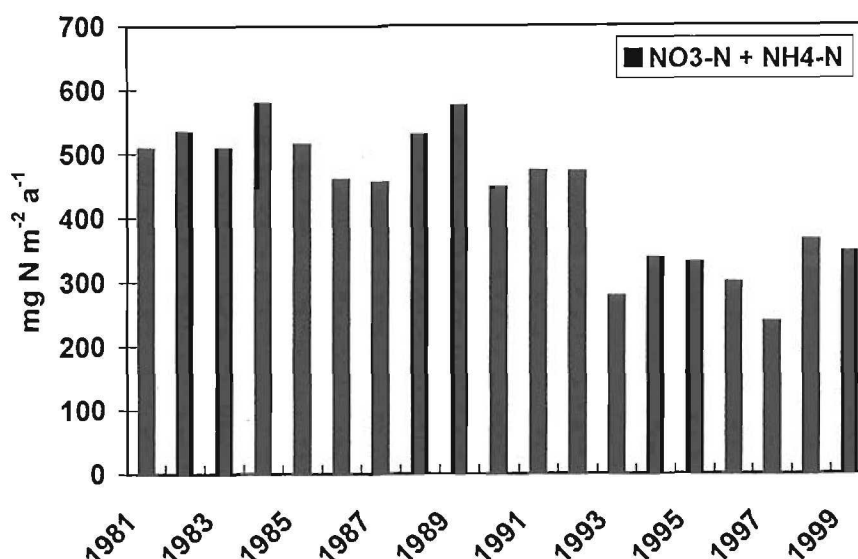
Kuva 7. Yhdyskunnista vesistöihin tulevan typpikuormituksen kehitys 1971-1999

### 4.2 Laskeuma

#### 4.2.1 Typpilaskeuman kehitys

Epäorgaanisen typen vuosilaskeuma jaksolla 1981-1999 on esitetty kuvassa 8 kahdeksan laskeuma-aseman keskiarvona. Typpilaskeuman kehitys tutkituilla asemilla oli 1980-luvun aikana melko tasainen eikä trendiä ole havaittavissa. Eräillä asemilla typen laskeuma tosin hieman kasvoi 1980-luvun lopulle tultaessa. Typpilaskeumassa tapahtui 1990-luvun alussa selkeä alenema. Laskeuman väheneminen vuodesta 1993 lähtien esiintyi kaikilla asemilla ja vastaava kehitys esiintyy myös Ilmatieteen laitoksen asemien laskeumatuloksissa (Ruoho-Airola ym.1998; Leinonen 2000). Keskimäärin epäorgaanisen typen laskeuma aleni tarkastelluilla SYKEN asemilla noin 40 % periodien 1981-1992 ja 1993-1999 välillä. Vuosi 1993 oli keskimääräistä kuivempi ja 1992 keskimääräistä sateisempi vuosi, mikä korosti laskeuman äkillistä, alenevaa trendiä.

Talviaikaisessa (tammi-maaliskuu) laskeumassa esiintyi 1980-luvulla suurempaa vaihtelua laskeumamäärien selvästi kohotessa 1980-luvun lopulla. Runsaasti vuosien välistä vaihtelua esiintyi myös kesäaikaisessa (kesä-elokuu) laskeumassa. Talvi- ja kesälaskeumissa esiintyi myös typpilaskeuman pieneneminen 1993 lähtien, mikä oli molemmissa arviolta 40-50 % periodien 1981-1992 ja 1993-1999 välillä.



Kuva 8. Epäorgaanisen typen (NO<sub>3</sub>-N + NH<sub>4</sub>-N) keskimääräinen vuosilaskeuma kahdeksalla SYKEN laskeuma-asmalla vuosina 1981-1999.

#### 4.2.2 Typen päästöjen kehitys

Myös typen päästöt ovat vähentyneet 1990-luvulla. Taulukoissa 2 ja 3 on esitetty typen oksidien ja ammoniakkin päästöjen kehitys Suomessa, EU-maissa ja koko UN/ECE:n alueella (=kaikki Euroopan maat). UN/ECE:n alueen päästötiedot ovat jonkin verran epävarmoja. Erityisesti ammoniakkin 1980-luvun tiedot ovat puutteellisia monien maiden osalta.

Typen oksidien päästöt ovat 1990-luvulla vähentyneet sekä EU-maissa että EU:n ulkopuolella (Taulukko 2). EU-maissa lasku johtuu lisääntyneestä autojen katalysaattorien käyttöönnotosta. Liikennemäärien kasvu kuitenkin osaksi kumoaa katalysaattorien aiheuttamaa päästöjen vähenemistä. Myös energiantuotannon ja teollisuuden päästöt ovat keskimäärin laskeneet jonkin verran tiukentuneiden päästörajojen myötä. Joissakin EU-maissa (Portugali, Kreikka, Irlanti, Tanska, Belgia, Espanja) NO<sub>x</sub>-päästöt ovat kuitenkin kasvaneet 1990-1996.

EU:n ulkopuolisissa maissa NO<sub>x</sub>-päästöjen vähentyminen on ollut voimakkaampaa. Tähän on kuitenkin erityisesti entisillä Neuvostoliiton alueilla ollut syynä taloudellinen lama ja tuotannon lasku. Päästöt todennäköisesti kasvavat tapahtumassa olevan talouden elpymisen ja liikennemäärien kasvun myötä.

Myös Suomen typenoksidien päästöistä valtaosan tuottavat liikenne ja energiantuotanto.

Taulukko 2. Typen oksidien päästöjen kehitys Euroopassa 1980-1999.

	1980	1985	1990	1995	1999	Muutos vuosina		
						1980 - 1990	1990 - 1995	1990 - 1999
Fin	295	275	300	258	247	2 %	-14 %	-18 %
EU-15	13378	12818	13289	11470	9924	-1 %	-14 %	-25 %
UN/ECE	20691	20582	23468	18757	16914	13 %	-20 %	-28 %

Taulukko 3. Ammoniakin päästöjen kehitys Euroopassa 1980-1999.

	1980	1985	1990	1995	1999	Muutos vuosina		
						1980 - 1990	1990 - 1995	1990 - 1999
Fin	39	43	38	35,2	35,2	-3 %	-7 %	-7 %
EU-15	3636	3723	3789	3530	3588	4 %	-7 %	-5 %
UN/ECE	6625	6766	6685	5275	5105	1 %	-21 %	-24 %

Ammoniakkipäästöistä valtaosa tulee karjataloudesta ja lannoitteista. Muiden lähteiden (teollisuus, liikenne, energiantuotanto) osuus Euroopan ammoniakkipäästöistä on vain muutaman prosentin luokkaa (EMEP/MSC-W 2000; EEA 2000; Amann ym. 2000). Ammoniakin päästöarvioissa EU:n ulkopuolisille maille on suuria epävarmuuksia. Johtuen monien EU:n ulkopuolisten maiden (Valkovenäjä, Ukraina, Georgia, Romania, Viro jne.) virallisen päästöraportoinnin puutteista ei vuodelle 1996 voida tässä esittää tarkkaa lukuarvoa. Trendi on kuitenkin ollut laskeva 1990-luvulla.

Itämeren alueen maiden ammoniakkipäästöt ilmaan ovat EMEP:lle toimitettujen valtioiden virallisten lukujen mukaan laskeneet tuntuvasti aikavälillä 1990-96 (Venäjä -37%, Latvia -64%, Liettua -57%, Puola -28%). Lasku on todennäköisesti johtunut lähinnä maatalouden tuotantomäärien pienenemisestä ja lannoitteiden käytön vähenemisestä.

EMEP:n eri arvioiden mukaan (EMEP/MSC-W 2000) Suomen typenoksidilaskeuma on vähentynyt kyseisellä jaksolla n. 15% ja ammoniakkilaskeuma n. 25% eli jonkin verran vähemmän kuin laskeumamittausten mukaan.

#### 4.2.3 Laskeuman teoreettinen vaikutus järvien ainetaseisiin

Koska typpilaskeuman muutos on ollut melko suuri, ja se ajoittuu suunnilleen samaan ajankohtaan kuin nitraatti ja ammoniumtyppipitoisuudet alkavat laskea järvissä, arvioitiin laskeuman vähennyksen teoreettinen vaikutus kahden eri järven epäorgaanisen typen pitoisuudelle. Valitut järvet olivat voimakkaamman laskeumamuutoksen alueella Itä-Suomessa sijaitseva Lentua ja pienemmän muutoksen alueella Länsi-Suomessa sijaitseva Sääksjärvi.

Lentua on suurin (77,8 km<sup>2</sup>) Kainuun säännöstelemättömistä järvistä. Järvi on säilynyt oligotrofisena. Happitilanne on kuitenkin heikentynyt viimeisen 30 vuoden aikana (Markkanen ym. 2001).

Epäorgaanisen typen laskeuma alueella (Kuhmon havaintoasema) väheni 4,8:sta 3,0 kiloon ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> verrattaessa 1980-luvun alun tilannetta (1979-1982) 1990-luvun lopun tilanteeseen (1995-1998). Laskelmassa oletettiin, että koko järven pinnalle suoraan tuleva typpilaskeuma sekoittuu täydellisesti koko vesitilavuuteen. Järven pinnalle lumipeitteeseen kertynyt laskeuma päätyy järveen viiveellä, lumensulamisen alkuvaiheessa.

Laskeuma suoraan järveen 1980-luvun alussa oli 37250 ja 1990-luvun lopulla 23480 kg N, mikä vastaa järven epäorgaanisen typen pitoisuutena 61 ja 38 µg l<sup>-1</sup> olettaen, että laskeumana tuleva typpi sekoittuu tasaisesti järven vesimassaan, eivätkä muut prosessit vaikuta pitoisuuteen. Pitoisuus olisi siis laskeuman vähenemisen takia pienentynyt

23 µg l<sup>-1</sup> eli 37%. Vähemmän on samaa suuruusluokkaa kuin järvestä mitatuissa kesäkauden pitoisuuksissa havaittu lasku 1980-1990-luvuilla.

Jos arvioidaan, että tietty osuus (joitakin prosentteja) valuma-alueen metsiin tulleesta typpilaskeumasta kulkeutuu ekosysteemin läpi vesistöihin, estimoidut pitoisuudet kohoavat vastaavasti. Metsät ovat typpirajoitteisia, joten 'läpimenneen' laskeuman osuus on pieni. Ajallisesti se ajoittuu lähinnä kevään ja syksyn tulvakausiin, jolloin puuston ja muun kasvillisuuden biomassaan ei sitoudu typpeä.

Lentuan kokonaistypikuormitus jaettiin lähteisiin N\_EXRET -hajakuormitusmallin (Lepistö ym. 2001) avulla Kainuun järvien kuormitus -projektin yhteydessä (Markkanen ym. 2001). Kokonaistypen kuormituksesta 21% on laskeumasta, 51% luonnonhuuhtoutumasta, 9% maataloudesta ja 16% metsätaloudesta peräisin. On huomattava, että typpilaskeuma järveen on epäorgaanista typpeä, kun taas sekä luonnonhuuhtoutumasta, maataloudesta että metsätalouden kuormituksesta huomattava osuus (70-90%) on orgaanista typpeä. Jos siis tarkastellaan epäorgaanista, levien käytettävissä olevaa typpeä, havaitaan että laskeuman vaikutus Lentuan typpikuormittajana on dominoiva.

Vastaava laskelma tehtiin myös Kokemäen Sääksjärvelle (33,2 km<sup>2</sup>). Epäorgaanisen typen laskeuma alueella (Peipohjan havaintoasema) väheni 5,6:sta 5,1 kiloon ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> verrattaessa 1980-luvun alun tilannetta (1979-1982) 1990-luvun lopun tilanteeseen (1995-1998). Laskeuma suoraan järveen 1980-luvun alussa oli 18450 ja 1990-luvun lopulla 17050 kg N, mikä vastaa pitoisuutena 149 ja 138 µg l<sup>-1</sup>. Pitoisuus olisi siis laskeuman vähenemisen takia pienentynyt 11 µg l<sup>-1</sup> eli 8%. Vähemmän on selvästi pienempi kuin järvestä mitatuissa kesäkauden pitoisuuksissa havaittu lasku 1980-1990-luvuilla. Toisaalta myös laskeuma väheni Satakunnassa selvästi vähemmän kuin Kainuussa. Sääksjärvi on esimerkki klassisesta rehevöitymiskehityksestä, fosforikuormituksen lisääntyminen 1980-1990-luvulla on johtanut liukoisen typen vähenemiseen järvestä kesäkaudella. Kyseessä on siis erilainen kehitys kuin karuissa reittivesistöissä, jollaisia NITRO-projektin kohdejärvet pääosin ovat.

### 4.3 Metsätalous

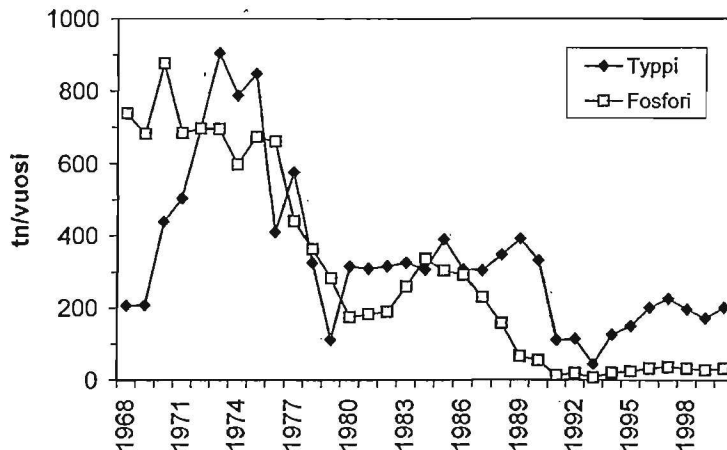
Harvaanasutuilla seuduilla, joilla viljelysmaan osuus on vähäinen, metsätalouden kuormituksella voi olla huomattava merkitys vesistöjen ravinnekuormittajana. Metsätalouden alueellisiin toimenpidetilastoihin ja ominaiskuormitusarvoihin perustuvat kuormituksen kehittymislaskelmat osoittavat, että metsätalouden typpikuormitus oli maksimissaan 1970-luvun loppupuolella. Sen sijaan fosforin huippukuormitus ajoittuu selvästi myöhempään vaiheeseen 1980-luvun lopulle (Kenttämies ja Vilhunen 1999).

Metsiä lannoitettiin vielä 1980-luvulla huomattavasti. Tullessa 1990-luvulle lannoitukset vähenivät selvästi verrattuna 1980-lukuun (Kuva 9). Typpilannoituksen jälkivaikutus on vain muutamia vuosia (Saura ym. 1995). Fosforilannoituksen taas on todettu lisäävän kuormitusta selvästi pitemmän ajan, lannoitus voi näkyä kohonneena kuormituksena vielä n. 10 vuotta lannoituksen jälkeen (Vuorenmaa ym. 2001b). Lannoitus on ollut selvästi fosforipainotteista 1970-1980-luvuilla (Kuva 9, Oulujärven vesistöalue). On mahdollista, että hidasliukoisten fosforilannoitteiden aiheuttama pitkäaikainen kuormitus on muuttanut N/P-suhteita myös järvestä leväkukintoja suosivaan suuntaan. Lannoituksen vesistövaikutuksia korostaa se, että turvemaiden lannoituksen aiheuttamassa fosforihuuhtoutumasta on merkittävän suuri osuus (jopa yli

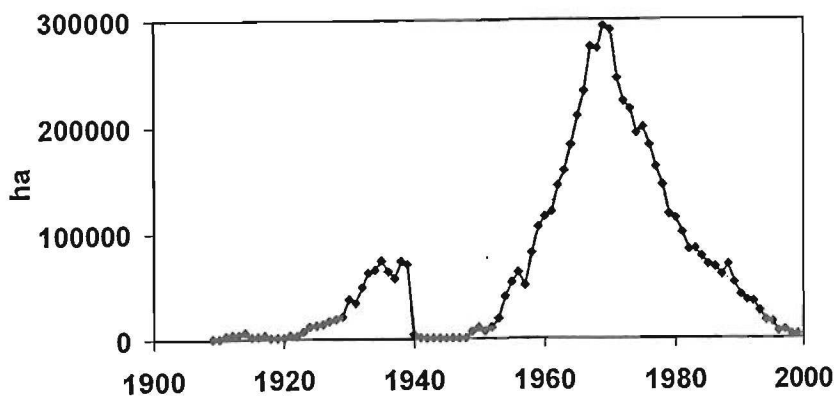
80 %) liukoisessa muodossa (DRP), ja lannoitusalueiden valunnan  $\text{PO}_4\text{-P}$  -pitoisuus voi olla useita satoja mikrogrammoja  $\text{l}^{-1}$  (Saura ym. 1995). Metsälannoitukset ja -ojitukset näkyvät selvästi Lentuan pintasedimenteissä (Sandman ym. 1995) ja metsätalouden kuormituksen fosforipainotteisuus kuvastunee fosforin suurempana kertymänä tyypeen verrattuna.

Metsäojitus on vähentynyt huomattavasti 1970-luvulta lähtien (Kuva 10). Valuma-alue tutkimuksissa on havaittu, että ojituksen jälkivaikutukset kestävät useita vuosia ja voivat jäädä pysyviksikin. Ojituksen fosforikuormituksesta merkittävä osa on kiintoaineeseen sitoutunutta fosforia. Tärkeä ojituksen seurausvaikutus on vesien alkaliniteetin nousu, joka johtuu siitä että metsäojitus voi aiheuttaa suon muuttumisen emäskationien nielusta emäskationien lähteeksi (Sallantaus 1995).

Suomessa puuston määrä on lisääntynyt laajoilla alueilla 1980-1990 luvuilla. Kainuun metsäkeskuksen alueella puuston keskitilavuus kasvoi 66:sta 71:een  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  jaksolla 1982-1992, vähennyttyään voimakkaasti 1950-1960-luvuilla (Metsäntutkimuslaitos 1992,1994). Oletetaan, että Lentua -järven valuma-alueella puuston biomassa on lisääntynyt vastaavasti kuin yleensä Kainuussa. Lisäys  $5 \text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  vastaa  $0,2 \text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  lisäystä kasvukaudella valuma-alueen puustoon. Tällä lisäyksellä ei ole kuitenkaan todennäköisesti yhteyttä huuhtoutumiseen. Epäorganista tyypeä huuhtoutuu  $0,12 \text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  lähinnä kevät- ja syystulvien aikana (keskiarvo pieniltä valuma-alueilta Liuhapuro, Kesselinpuro ja Myllypuro), ja huuhtoumassa ei ole havaittu selkeitä muutoksia 1980-1990-luvuilla (Vuorenmaa ym. 2001b). Molemmat ainevirrat ovat pieniä verrattuna metsämaaperän typpivarastoon. Varasto voi olla 2000-5000  $\text{kg/ha}$ , josta 20-50  $\text{kg/ha}$  eli  $\sim 1\%$  mineralisoituneena (Viro 1969).



Kuva 9. Metsälannoituksen kehitys Oulujärven vesistöalueella.



Kuva 10. Uudisojitusten pinta-ala 1910-2000.

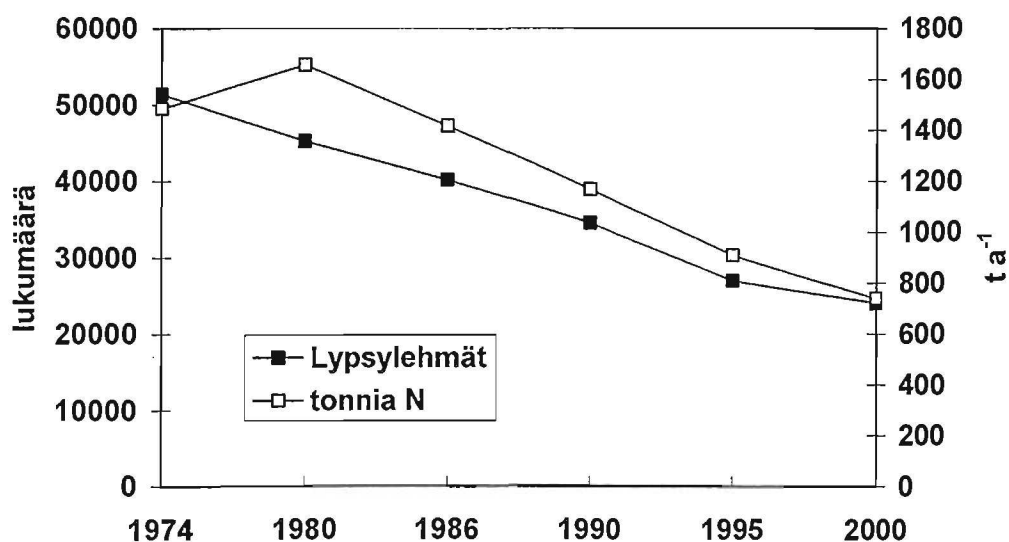


## 4.4 Maatalous

Maatalouden aiheuttama typpikuormitus ei seurantatietojen perusteella ole muuttunut viime vuosikymmeninä (Vuorenmaa ym. 2001b). Vuosittaiset vaihtelut ovat suuria, ja mahdolliset ihmisen toiminnasta aiheutuvat muutokset peittyvät luonnollisten vaihtelujen alle. Aineisto (pienien valuma-alueiden seurantaverkosto ja maatalouden kuormittamien jokien seuranta), jonka perusteella maatalouden kuormituksen kehittymistä on seurattu, painottuu kuitenkin voimakkaasti Etelä- ja Lounais-Suomeen. Järvi-Suomen alueella ei ole yhtään sellaista seuranta-aluetta, jota voisi käyttää maatalouden kuormituksen seurantaan. Maatalouden tuotantorakenne on tällä alueella kovin erilainen verrattuna Etelä-Suomeen, sillä maidontuotanto on keskittynyt tälle alueelle. Koska kuormitushavaintoja ei ole, on asiaa lähestyttävä erilaisten indikaattorien avulla. Näiden käyttö ei kuitenkaan ole yksiselitteistä sillä useissa kansainvälisissä tutkimuksissa on todettu, että yleisesti käytettävien indikaattorien suhde kuormitukseen on heikko tai ainakaan se ei ole lineaarinen.

Typpilannoitus (väkilannoitus) on koko maassa vähentynyt. Se on ollut suurimmillaan 1980-luvun lopussa (n. 110 kg ha<sup>-1</sup>), ollen tällä hetkellä n. 80 kg ha<sup>-1</sup>, eli n. 25% alempi. Alueelliset erot typpilannoituksessa ovat suhteellisen pieniä (vaihdellen välillä 75-90 kg ha<sup>-1</sup>), eikä lannoituksen vähenemisessä ole merkittäviä eroja.

Kotieläintilojen määrissä ja eläinmäärien kehityksessä on sen sijaan ollut selvästi suurempi muutos. Lypsylehmien lukumäärä on laskenut huomattavasti erityisesti Keski- ja Itä-Suomen maitotalousvaltaisilla alueilla (Kuva 11). Esimerkiksi Pohjois-Karjalan alueella maitotilojen määrä on vähentynyt neljännekseen ja lypsylehmien lukumäärä on laskenut n. 30 % 1980-luvun alusta nykypäivään verrattuna. Samaan aikaan maidontuotto ei ole laskenut yhtä paljon, eli keskituotos per lehmä on puolitoistakertaistunut. Se on myös johtanut lannan sisältämän typpimäärän kasvuun, mutta suuresta lypsylehmien lukumäärän laskusta johtuen myös lannan mukana levitettävä typpimäärä on näillä alueilla jatkuvasti laskenut. Lannan parempi käsittely (varastointi, talvilevityksestä luopuminen, multaus, lannan ravinteiden parempi hyödyntäminen) on myös ilmeisesti vähentänyt karjatalouden aiheuttamia typpipäästöjä.



Kuva 11. Lypsylehmien lukumäärän ja lypsylehmien lannan typen määrän kehitys Pohjois-Karjalan maakunnan alueella.

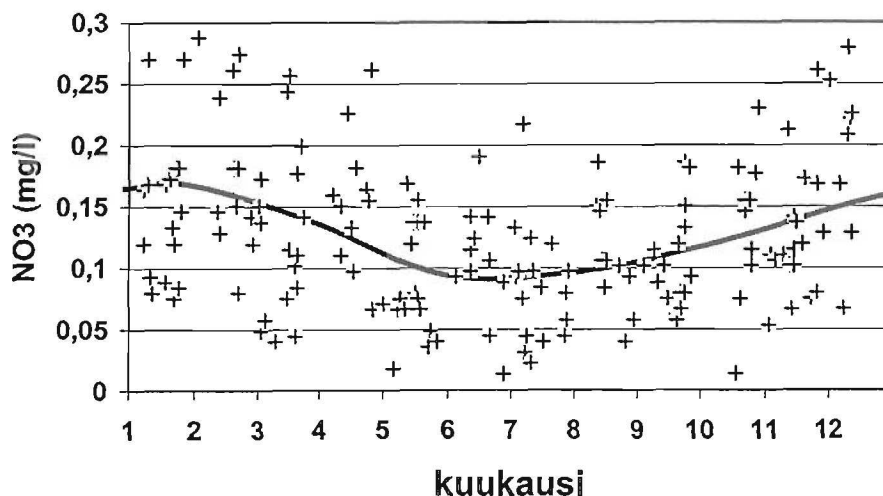


## 5 TRENDIT POHJAVESISÄ JA POHJAVESIEN VAIKUTUS JÄRVIEN VEDEN LAATUUN

Valtakunnalliseen seurantaan kuuluvilla pohjavesiasemilla nitraatti- ja ammoniumtyyppi-pitoisuuksien hajonta oli vuosina 1975-1999 varsin suuri (Soveri ym. 2001). Kevätsulanta ja kasvukaudella tapahtuva kasvien ravinteiden otto aiheuttavat pohjaveden ainepitoisuuksien vuodenaikaisvaihtelua. (Kuva 12). Pitoisuus on yleensä pienimmillään kesällä. Pitoisuusminimi on tyypillisesti Etelä-Suomessa kesä-heinäkuussa, ja Pohjois-Suomessa noin kuukautta myöhemmin.

Nitraattipitoisuuden trendit jakaantuivat laskeviin (27 %) ja nouseviin (32 %). Pohjaveden nitraattipitoisuuden vaihtelu liittyy usein kasvipeitteen muutoksiin ja nitraattipitoisuuden kasvu on useilla asemilla ollut seurausta metsänhakuista. Jos jätetään pois ne asemat, joilla metsänhoitotoimenpiteet ovat nostaneet pohjaveden nitraattipitoisuutta, niin voidaan todeta luonnontilaisilla alueilla pohjaveden nitraattipitoisuuden laskeneen tai pysyneen ennallaan.

Trenditarkastelussa pohjaveden ammoniumpitoisuudet laskivat lähes kaikilla asemilla.



Kuva 12. Kuusamon pohjavesiaseman nitraattipitoisuuden vuodenaikaisvaihtelu

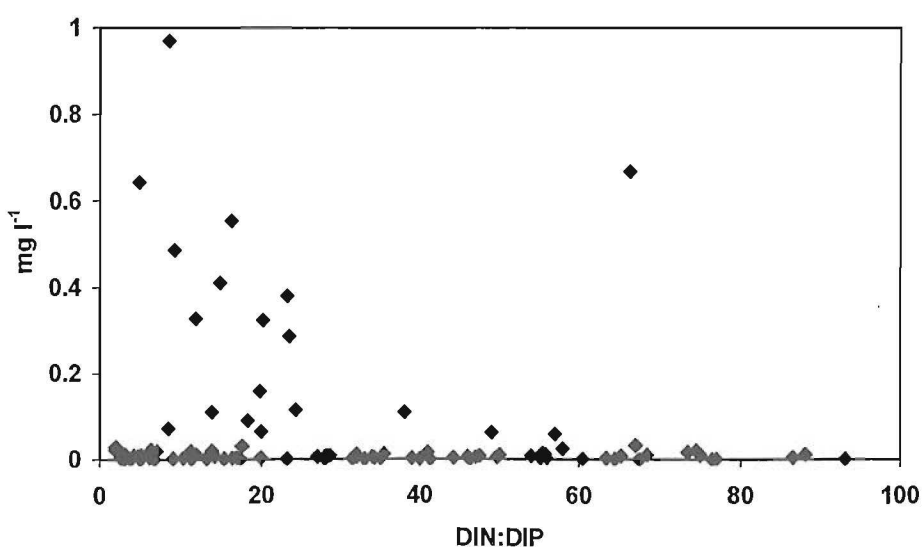
## 6 LEVÄHAITTAHAVAINNOT JA MUUTOKSET KASVIPLANKTONIN KOOSTUMUKSESSA

Yleisön leväsiintymistä ottamien näytteiden analyysitulokset, levähaittailmoitukset, on tallennettu levähaittarekisteriin pääosin 1990-luvun alkupuolelta lähtien. Levähaittailmoitusten määrä alkoi nousta jo 1980-luvulla. Ilmoitusten määrä kasvoi voimakkaasti 1990-luvun alkupuolella, mikä johtui osin siitä, että tietoisuus sinilevien haitallisuudesta (Sivonen ym. 1990) alkoi tuolloin lisääntyä. Vuoden 1997 laajojen leväkukintojen jälkeen myös tiedotusvälineet ovat tuoneet asiaa joka kesä yhä enemmän esiin, ja ihmiset ovat alkaneet kiinnittää huomiota sinilevien esiintymiseen. Levähaittarekisteriin tallennetut tiedot eivät pohjaudu jatkuvaan seurantaan.

Useista sellaisista järvistä, joissa on todettu nitraattityypen pitoisuuden alentuneen, on ilmoitettu sinilevän aiheuttamasta levähaitasta (Taulukko 4). Toisaalta levähaittailmoituksia on tullut myös sellaisista järvistä, joiden nitraattityypipitoisuus ei ole muuttunut, mutta jotka muilta ominaisuuksiltaan suuresti muistuttavat laskevan trendin järviä. Ilmoituksia on kuitenkin tehty selvästi enemmän niistä järvistä, joissa nitraatti on laskenut, kuin muissa järvissä (Taulukko 4). Enemmistö levähaitoista on ollut runsaudeltaan vähäisiä (runsaus=1), ja levähaittailmoitukset ajoittuvat pääasiassa 1990-luvulle (1980-luvulta 24 ilmoitusta, 1990-2000 173 ilmoitusta). Suurin osa leväkukinnoista on *Anabaena*-sinilevän aiheuttamia, joka on yleisin laji kaikissa levähaittailmoituksissa (osuus noin 60-70 % kaikista ilmoituksista). Suvun lajeista esiintyi runsaimpana *Anabaena lemmermannii*, joka on tyypillinen myös suhteellisen vähäravinteisissa vesissä (Lepistö 1999). *Anabaena*- ja *Aphanizomenon*-sinilevät pystyvät sitomaan veteen liuenutta molekulaarista typpeä. Nämä sinilevät voivat muodostaa myrkyllisiä kantoja, joskin ne yleensä ovat sinilevien joukossa lievemmin myrkyllisiksi luokiteltuja (Rapala 1998). Noin puolet kaikista järvissä havaituista massaesiintymistä on todettu myrkyllisiksi (Sivonen ym. 1990).

Pitkäaikaisen valtakunnallisen seurannan aikana kertyneen kasviplanktonaineiston avulla tutkittiin, onko järvissä, joissa nitraatti on laskenut, tapahtunut muutoksia eri leväryhmien biomassojen suhteissa ja lajistokoostumuksessa. Erityistä huomiota kiinnitettiin suoraan ilmakehästä typpeä sitoviin sinileviin (Nostocales), joiden määrän voisi olettaa lisääntyvän epäorgaanisen liukoisen typen määrän vähetessä järvessä. Muita leväryhmiä tarkasteltiin silmälläpitäen niiden mahdollista hyötymistä kilpailutilanteessa, jossa typpipitoisuus laskee (Hyenstrand ym. 1998).

Kasviplanktonaineiston Nostocales-sinilevien suhdetta verrattiin tutkittujen järvien pintaveden liukoisen typen ja liukoisen fosforin suhteisiin (DIN:DIP). Selvästi korkeampia Nostocales-sinilevien biomassa-arvoja havaittiin kun DIN:DIP -suhde oli alle 30 (Kuva 13), mutta toisaalta DIN:DIP -suhteen ollessa alle 5, näiden sinilevien biomassat jäivät pieniksi. Sen sijaan nitraattityypen pitoisuuden ollessa välillä 30-100 µg/l havaittiin yleisimmin korkeita Nostocales -levien biomassoja, vain aniharvassa tapauksessa biomassat olivat korkeita pitoisuuden ollessa alle 25 µg/l.



Kuva 13. Nostocales-sinilevien biomassan riippuvuus DIN:DIP-suhteesta. Aineistossa ovat ne järvet, joiden kesäaikaisen pintaveden nitraattipitoisuuden todettiin vähentyneen, ja joista oli olemassa kasviplanktonin biomassahavaintoja.

Taulukko 4. Levähaittarekisteriin tallennetut sinilevän aiheuttamat levähaittailmoitukset NITRO-projektiin kuuluvissa järvissä. (nitro= järvi, jossa nitraatti laskenut, vertailu= vertailujärvi)

tyyppi	järvi	Alue- kes- kus	Vesistö -alue	Sinilevä- ilmoituksia vuosilta	Ilmoi- tusten määrä	yleisimmät sinilevät
nitro	Höytiäinen	7	04.82	1991-2000	29	<i>Anabaena, Oscillatoria</i>
nitro	Inarinjärvi	13		1984-1999	2	<i>Anabaena, Woronichinia (Gomphosphaeria)</i>
nitro	Iso-Haukivesi	5	4.211			
nitro	Konnevesi	9	14.711			
nitro	Lappajärvi	8	47.03	1987-1998	8	<i>Woronichinia, Aphanizomenon</i>
nitro	Lentua	12	59.921			
nitro	Luonteri	5	4.112			
nitro	Längelmävesi	19	35.721	1987-2001	38	<i>Anabaena, Microcystis, Woronichinia</i>
nitro	Pielinen	7	04.411	1986-2000	46	<i>Anabaena, Woronichinia, Aphanizomenon</i>
nitro	Puulavesi	5	14.92	1992-2000	8	<i>Anabaena, Microcystis</i>
nitro	Pyhäjärvi	7	04.39	1988-1997	21	<i>Anabaena, Microcystis</i>
nitro	Pyhäjärvi	11	54.051	1994-1999	4	<i>Anabaena</i>
nitro	Pyttyselkä	5	4.221			
nitro	Saimaa	4	04.11	1988-1999	10	<i>Anabaena, Microcystis, Aphanizomenon</i>
nitro	Sääksjärvi	2	35.152	1997-1999	6	<i>Anabaena, Microcystis, Aphanizomenon</i>
nitro	Pohjois-Kallavesi	6	04.28	1990-1991	3	<i>Aphanizomenon, Anabaena, Woronichinia</i>
vertailu	Keuruselkä	9	35.62	1993	1	<i>Anabaena, Woronichinia</i>
vertailu	Pyhäselkä	7	04.31	1986-2000	14	<i>Anabaena, Aphanizomenon</i>
vertailu	Tarjannevesi	19	35.411	1988-2001	3	<i>Chroococcales, Woronichinia</i>
vertailu	Koitere	7	04.941	2000	1	<i>Anabaena</i>
vertailu	Syväri	6	04.63	1990-1999	2	<i>Anabaena</i>
vertailu	Yli-Kitka	11	73.025	1999	1	<i>Anabaena, Aphanizomenon</i>

## 7 TULOSTEN TARKASTELU

### 7.1 Nitraattipitoisuuden trendit

Useiden suurten järviemme nitraattityypipitoisuudet ovat 1990-luvulla laskeneet. Muutos on selvän kesäaikaisissa pintaveden pitoisuuksissa ja näkyy yleisimmin suurissa oligotrofisissa tai melko oligotrofisissa järvissä, joskaan ei poikkeuksetta. Sama ilmiö on havaittavissa myös useissa lievästi rehevöityneissä järvissä. Useimmat järvet, joiden nitraattityypin pitoisuus on laskenut, sijaitsevat Itä- tai Keski-Suomessa, tosin myös järvisuhteensa on näillä alueilla suurin.

Laskeva trendi on ollut selvä. Kun trenditarkastelun lähtövuodeksi otetaan 1976, havaitaan tilastollisesti merkitsevä laskeva trendi 65 järvellä, kun tarkastelun kohteena ovat EUROWATERNET-verkkoon kuuluvat 253 seurantajärveä. Mahdolliset muutokset analyysimenetelmissä eivät todennäköisesti selitä havaittua muutosta. Käytetty tilastollinen analyysimenetelmä (Kendall tau b) mittaa kuitenkin vain monotonista trendiä. Silmämääräisesti tarkasteltuna vaikuttaa siltä, että useissa muissakin järvissä on havaittavissa selvää liukoisen typen alenemista. Laskeva trendi on selkeästi painottunut EUROWATERNET-luokittelun mukaisiin suuriin (L), tyypillisiin (B) ja referenssijärviin (R), sen sijaan samankaltaista ilmiötä ei havaittu yhdessäkään maatalouden päästöjen vaikuttamassa järvessä (A), ja se havaittiin vain harvassa pistemäisen kuormituksen vaikutuspiirissä olevassa järvessä (I).

Yleensä laskeva suuntaus on alkanut aivan 1980-luvun lopulla tai 1990-luvun alussa. Muutos on ollut suuri, 1990-luvun aikana nitraattipitoisuus on laskenut yhteensä useilla kymmenillä mikrogrammoilla litraa kohti. Lähtötaso, jolla nitraattipitoisuus oli 1980-luvulla, on vaihdellut runsaasti järvien välillä. Niissä järvissä, joissa lähtötaso on ollut alhainen ( $<50 \mu\text{g l}^{-1}$ ), oli pitoisuus 1990-luvun lopulla  $<10 \mu\text{g l}^{-1}$ , ollen useissa järvissä määrityksen alarajalla.

EUROWATERNET-järvissä oli kymmeniä suuria järviä, joiden nitraattipitoisuuden ei havaittu alentuneen. Näiden järvien ominaisuudet ovat kuitenkin hyvin samankaltaisia kuin niiden 25 suuren järven (L), joiden nitraattipitoisuudet olivat alentuneet. Mitään näkyvää syytä niiden poikkeavaan käytökseen ei tässä tarkastelussa pystytty toteamaan. Sen sijaan kaikki nousevaa nitraattitrendiä osoittavat järvet poikkesivat laskevan trendin järvistä selvästi. Ne ovat järviä, joihin on aiemmin kohdistunut voimakas jätevesikuormitus, mutta joiden fosforikuormitus on voimakkaasti alentunut. Tämä on johtanut järvien fosforipitoisuuden selvään alenemiseen. Järvet ovat myös selvästi fosforirajoitteisia, ja fosforipitoisuuksien alentuessa myös perustuotanto on todennäköisesti alentunut ja siten liukoista typpeä on jäänyt yhä enemmän käyttämättä. Tämä 'ylijäämätyppi' kulkeutuu reittivesistöissä alaspäin, ja sillä voi olla rehevöittävä vaikutus merialueilla.

Useissa järvissä, joissa nitraattityypin pitoisuuden havaittiin laskeneen 1990-luvulla, myös ammoniumtypen pitoisuudet olivat vähentyneet. Hyvin useissa tapauksissa olivat myös alkaliniteettipitoisuudet nousseet, tosin tarkasteluaineistossa on paljon järviä, joissa nitraattipitoisuus ei ollut alentunut, mutta alkaliniteettiarvot olivat nousseet. Muiden vedenlaatumuuttujien suhteen ei havaittu selvää suuntaa muutoksissa, joukossa oli sekä nousevia että laskevia trendejä. Pohjavesissä on havaittu miltei säännönmukaisesti ammoniumpitoisuuksien lasku, sen sijaan nitraattipitoisuuksissa on sekä laskevia että nousevia trendejä.

## 7.2 Laskevien nitraattitrendien syyt

Typen kierto vesiekosysteemeissä on monimutkainen, ja siihen vaikuttavat useat kemialliset ja biologiset prosessit sekä ulkoiset kuormitustekijät. Siten yhden typen olomuodon, liukoisen epäorgaanisen nitraattipitoisuuden, hetkellinen (kesäaikainen) pitoisuus rajatussa osassa kokonaissysteemiä (pintavedessä) on seuraus erittäin monimutkaisesta systeemistä, jonka osatekijöiden yhteisvaikutusta on äärimmäisen vaikea ennustaa. Tässä tarkastelussa onkin jouduttu arvioimaan eri tekijöiden merkitystä toisistaan erillään, usein puutteellisten tietojen perusteella.

Laskevien nitraattitrendien mahdolliset syyt voidaan jakaa kahteen pääluokkaan: ulkopuolisiin kuormitustekijöihin sekä järvien sisäisiin biologisiin ja kemiallisiin prosesseihin. Ulkoisista kuormitustekijöistä tulevat kyseeseen jätevesikuormitus, maa- ja metsätalouden aiheuttama hajakuormitus sekä ilmalaskeuma. Mahdolliset muutokset ilmastomuuttujissa voivat vaikuttaa sekä ulkopuolelta tuleviin kuormituksiin että järvien sisäisiin prosesseihin.

Yhdyskuntien jätevesistä on tähän asti poistettu lähinnä fosforia. Typpikuormituksen alentamiseen on ryhdytty vasta aivan viime vuosina, ja suoritettujen toimenpiteiden kohdistuneet vain rannikolla sijaitseville laitoksille. Joillakin sisämaan laitoksilla typpikuormitus on saattanut aivan viime vuosina jonkin verran alentua, mutta on epätodennäköistä, että yhdyskuntien typpikuormituksen muutokset voisivat selittää nitraattipitoisuuksien alenemisen. Toisaalta typpikuormitus ei ole kasvanutkaan. Teollisuuden typpikuormitus on tarkastelujaksona jonkin verran alentunut, mutta teollisuuden kuormitusta kohdistuu vain muutamaan järveen, joissa aleneva nitraattitrendi on havaittu. Teollisuuden päästöjen muutokset eivät näin ollen liene vaikuttaneet ilmiöön.

Maatalousmaan osuus vaihtelee suuresti kohdejärvien valuma-alueilla, mutta on yleensä selvästi pienempi kuin Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Maatalouden kuormituksen ei ole todettu alentuneen huolimatta suurista muutoksista maatalouden toimenpiteissä. Tulokset perustuvat kuitenkin pääosin viljanviljelyalueilla sijaitsevien pienten valuma-alueiden ja jokien seurantaan, joten on epävarmaa, onko kehitys ollut samankaltaista maitotalousalueilla, joilla suuri osa näistä järvistä sijaitsee. Maitotalousalueiden karjamäärät ovat laskeneet, ja sen mukana myös lannan kautta pelloille levitetyn typen määrä. Vielä enemmän on laskenut maidontuottajien määrä, mikä yhdessä parantuneen lannan varastoinnin ja levitystapojen sekä maitohuonevesien käsittelyn kanssa on voinut vaikuttaa typpikuormitusta alentavasti. On kuitenkin epätodennäköistä, että mahdollinen maatalouden aiheuttaman kuormituksen pieneneminen olisi aiheuttanut nitraattipitoisuuksien laskua kaikissa järvissä.

Metsätaloustoimenpiteiden, lannoituksen, ojitusten ja hakkuiden, tiedetään lisäävän ravinnehuhtoutumia metsämaasta vesiin. Ojitusten ja lannoitusten määrä on laskenut selvästi 1960-1970 lukujen huippuajoista. Metsiä lannoitettiin vielä 1980-luvulla huomattavasti ja vahvasti fosforipainotteisesti. On mahdollista, että hidasliukoisten fosforilannoitteiden aiheuttama pitkäaikainen kuormitus on muuttanut N:P-suhteita järvissä leväkukintoja suosivaan suuntaan. Toimenpiteiden vaikutukset näkyvät useita, jopa kymmeniä vuosia eteenpäin, mutta 1990-luvulle tultaessa huippuvuosista on kulunut jo niin kauan, että näiden toimenpiteiden aiheuttama lisääntynyt huuhtoutuma on alentunut. Hakuut eivät sen sijaan ole merkittävästi vähentyneet, tosin metsien kasvuun nähden 1990-luvulla on hakattu vähemmän metsiä kuin aiemmin. Useat laskevan nitraattitrendin järvet sijaitsevat metsävaltaisilla alueilla, ja on siten

mahdollista, että metsätalouden toimenpiteiden muuttuminen on vaikuttanut nitraattipitoisuuksia alentavasti.

Keski- ja itäsuomalaisilla alueilla ei ole viimeisinä vuosikymmeninä nähtävissä sellaista yleistä ilmaston muutosta, joka olisi voinut aiheuttaa selkeitä muutoksia huuhtoutumisissa. Tämä johtopäätös perustuu kuitenkin vain vuosikeskilämpötilojen ja sademäärien tarkasteluun. Tässä yhteydessä ei ole ollut mahdollista tarkempaan ilmastomuuttujien analyysiin.

Typpilaskeuma on 1990-luvulla alentunut selvästi 1980-lukuun verrattuna. Ammoniumlaskeuma on alentunut enemmän kuin nitraattilaskeuma ja kummankin aleneminen on ollut suurempaa Itä- kuin Länsi-Suomessa. Laskeuman aleneminen on ollut niin suurta, että se saattaa teoreettisten laskelmien perusteella selvästi vaikuttaa useiden järvien nitraattipitoisuuteen. Laskeuman aleneminen voidaan selittää suurimmalta osin typenoksidipäästöjen alenemisella Euroopassa ja ammoniakkipäästöjen suhteen erityisesti Itä-Euroopassa.

On myös ilmeistä, että joissakin tapauksissa fosforipitoisuuksien lisääntyminen ja siitä aiheutunut järven rehevöityminen on aiheuttanut liukoisen typen pitoisuuksien samanaikaisen alenemisen. Tämä ilmiö näyttäisi keskittyvän mesotrofisiin ja eutrofisiin järviin, ja yleensä vielä Länsi-Suomessa, jossa havaittu typpilaskeuman aleneminen on ollut selvästi Itä-Suomea pienempi.

Muutoksista järven sisäisissä prosesseissa ei ole saatavilla tietoja. Ainoa tekijä, jonka muutoksista tiedetään on muikkukannat, jotka ovat vaihdelleet useissa järvissä melko analogisesti nitraattipitoisuuksien kanssa. Tarkemmat tiedot muikkukantojen vaihtelusta joudutaan kokoamaan kuitenkin eri lähteistä, eikä niiden tarkempi analysointi ole ollut tämän tutkimuksen puitteissa vielä mahdollista.

## 8 JOHTOPÄÄTÖKSET

Kesäaikaisten pintaveden nitraattipitoisuuksien aleneminen on selvä ja laaja-alainen ilmiö suurissa ja suurehkoissa suomalaisissa järvissä. Suurimpana syynä aleneviin trendeihin saattaa olla alentunut typpilaskeuma. Ilmiöön myötävaikuttavat ilmeisesti myös pitkävaikutteiset metsätaloustoimenpiteet sekä mahdollisesti alentunut maatalouden aiheuttama kuormitus erityisesti karjataloudesta. Laskeuman merkitykseen viittaa se, että alentunut rikkilaskeuma näyttää aiheuttaneen alkaliniteetin kasvun hyvin monissa järvissä, joissa nitraattipitoisuus on alentunut. Ravintoketjun merkitys tyypipitoisuuden säätelijänä jää tässä vaiheessa epäselväksi, ja siihen tulisikin suunnata jatkotutkimuksia.

Kesäaikaisen pintaveden nitraattipitoisuuden laskulla on merkitystä järvien ekologialle. Suomalaisia järviä on pidetty yleisesti fosforirajoitteisina. Muutokset nitraatin pitoisuuksissa ovat johtaneet siihen, että typpi on saattanut tulla yhä useammassa järvessä minimitekijäksi ainakin kasvukauden loppuvaiheessa. Tämä johtopäätös perustuu hyvin alhaisiin nitraattipitoisuuksiin sekä liukoisen typen ja liukoisen fosforin muuttuneisiin suhteisiin näissä järvissä.

Kun liukoisen typen pitoisuudet laskevat lähelle määrityksen alarajaa, ja samaan aikaan liukoisen typen suhde liukoiseen fosforiin laskee, kasvaa riski typpeä sitovien sinilevien osuuden kasvulle sekä mahdollisesti sinileväkukinnoille, mikäli fosforia on saatavilla.



Tätä käsitystä tukee havainto, jonka mukaan typpeä sitovien sinilevien biomassassa saattaa kasvaa merkittävästi, jos järven DIN:DIP –suhde laskee alle 30. Useista sellaisista järvistä, joissa on havaittu aleneva nitraattitrendi, on myös tullut viime vuosina havaintoja sinileväkukinnoista. Hyvin alhaisilla DIN:DIP –arvoilla (<5) ei kuitenkaan havaittu suuria typpeä sitovien sinilevien biomassoja. Tällöin sekä liukoisen typen että liukoisen fosforin pitoisuudet olivat myös hyvin alhaisia.

Useimmissa järvissä, joissa on nyt havaittu aleneva nitraattipitoisuus, myös liukoisen fosfaattifosforin pitoisuus on kesäaikaan pintavedessä hyvin alhainen. Riski laaja-alaisille ja pitkään kestäville sinileväkukinnoille on suuri vasta, kun liukoinen typpi loppuu ja liukoista fosforia alkaa jäädä käyttämättä. Näin ei asianlaita näytä nyt olevan tarkastelujärvissä. Ei kuitenkaan voida poissulkea mahdollisuutta, että nitraattipitoisuuksien aleneminen on yhdessä alkaliniteetin nousun kanssa saattanut lisätä lyhytaikaisten sinileväkukintojen esiintymisriskiä.

Typpikuormituksen vähentäminen ei näyttäisi lisäävän sinileväkukintoja sellaisilla alueilla, joilla fosforikuormituksen alentaminen on jo selvästi laskenut fosforipitoisuuksia. Tällaisia ovat esimerkiksi Tampereen Pyhäjärvi, Kulovesi, Päijänne ja Mikkelin alapuolinen Ukonvesi-Lietvesi. On myös ilmeistä, ettei typpipäästöjen vähentäminen muuallakaan johda haitallisten ilmiöiden merkittävään kasvuun, jos huolehditaan siitä, että fosforikuormitusta vähennetään samassa suhteessa tai pidetään se erittäin alhaisella tasolla sellaisilla sektoreilla, joissa kuormitus on jo saatu alenemaan. Typen kuormitusta alennettaessa on erityistä huomiota kiinnitettävä hajakuormitukseen, koska eri vähennysmenetelmien suhteellinen vaikutus typpi- ja fosforikuormitukseen ei ole aina helposti hallittavissa. Kaikissa tapauksissa on syytä tapauskohtaiseen tarkasteluun, jossa otetaan huomioon paitsi kuormituksen suorana kohteena oleva vesistö, myös sen alapuoliset vesistöt Itämeri mukaanlukien. Tarkastelun tueksi onkin syytä jatkotutkimuksissa soveltaa vedenlaatumalleja, ja tarkastella miten erilaiset kuormitusvaihtoehdot vaikuttavat leväbiomassaan ja haitallisiin leväkukintoihin.

Tämä raportti on esiselvitys nitraattitypen ja muiden vesikemiallisten muuttujien muutoksista Suomen järvissä, sekä näiden muutosten mahdollisista syistä ja seurauksista. Jatkossa tutkimusta tulisi suunnata nyt vaillinaisesti selvitettyihin asioihin, joista tärkeimpiä aihepiirejä ovat:

- ravintoverkkomuutosten vaikutus ravinnepitoisuuksiin ja –suhteisiin
- leväbiomassan vuodenaikaisvaihtelujen merkitys ravinnepitoisuuksiin ja -suhteisiin
- eri kuormitusvähennysvaihtoehtojen merkitys leväpopulaatiolle ja leväkukintojen esiintymiselle
- ilmastotekijöiden merkitys ravinteiden kierrolle

## 9 KIRJALLISUUSVIITTEET

Amann M., Bertok I., Cofala J., Gyarmas F., Heyes C. Klimont Z., Schöpp W. ja Syri, S. 1998-2000. Cost-effective control of acidification and ground-level ozone. Interim Reports to the European Commission, DG-XI. IIASA, Laxenburg, Itävalta.

EEA (European Environment Agency), 2000. Environmental signals 2000. Environmental assessment Report 6, EEA, Kööpenhamina, Tanska.

EMEP/MSW. 2000. Transboundary air pollution in Europe. EMEP/MSW Status report 2000. EMEP/MSW, Oslo, Norja.

Hyenstrand, P. Nyvall, P. Pettersson, A. & Blomqvist, P. 1998. Regulation of non-nitrogen-fixing cyanobacteria by inorganic nitrogen sources – experiments from lake Erken. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 51: 29-40.

Kenttämies, K. & Vilhunen, O. 1999. Metsätalouden fosfori- ja typpikuormitus vesistöihin vuosina 1977-1996 ja arvio kuormituksen kehittymisestä vuoteen 2005 erityisesti Oulujärven vesistöalueella. Julkaisussa: Ahti, E., Granlund, H., & Puranen, E. (Toim.), Metsätalouden ympäristökuormitus, seminaari Nurmeksessa 22. - 23. 9.1998. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 745:115 - 126

Leinonen, L. (toim.), 2000. Ilmanlaatumittauksia – Air Quality Measurements 1999. Ilmatieteen laitos, Helsinki, 254 s.

Lepistö, A., Kenttämies, K. & Rekolainen, S. 2001. Modeling combined effects of forestry, agriculture and deposition on nitrogen export in a northern river basin in Finland. Ambio 30(6): 338-348.

Lepistö, L. 1999. Phytoplankton assemblages reflecting the ecological status of lakes in Finland. Monographs of the Boreal Environment Research 16: 1-43.

Mannio, J. 2001a. Recovery pattern from acidification of headwater lakes in Finland. Water, Air and Soil Pollution 130: 1427-1432.

Mannio, J. 2001b. Responses of headwater lakes to air pollution changes in Finland. Monographs of the Boreal Environment Research 18, 48pp.

Mannio, J., Räike, A. & Vuorenmaa, J. 2000. Finnish Lake Survey 1995: Regional characteristics of lake chemistry. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 362-367.

Markkanen, S.-L., Lepistö, A., Granberg, K., Huttunen, M., Kenttämies, K., Rankinen, K. & Virtanen, K. 2001. Kainuun vesistöjen ravinnekuormitus. Suomen ympäristö (painossa).

Metsäntutkimuslaitos. 1992. Metsätilastollinen vuosikirja 1990-1991. Aarne, M. (toim.) Gummerus Kirjapaino Oy. Jyväskylä. 281 p.

Metsäntutkimuslaitos. 1994. Metsätilastollinen vuosikirja 1993-1994. Aarne, M. (toim.) Gummerus Kirjapaino Oy. Jyväskylä. 348 p.

Mitikka, S. ja Ekholm, P. 2001. Trends and state of lakes in the Finnish Eurowaternet. Manuscript).



Niemi, J., Heinonen, P., Mitikka, S., Vuoristo, H., Pietiläinen, O-P., Puupponen, M., Rönkä, E. (Eds.) 2001. The Finnish Eurowaternet – with information about Finnish water resources and monitoring strategies. The Finnish Environment 455. Finnish Environment Institute, Helsinki, 62 pp.

Pietiläinen, O-P. and Räike, A. 1999. Nitrogen and phosphorus as algal growth limiting nutrients in Finnish inland waters. The Finnish Environment 313. 64 p. (In Finnish, with English abstract).

Rapala J. 1998. Toxin production by freshwater cyanobacteria: Effects of environmental factors. Diss. Biocentri Viikki Universitas Helsingiensis 9:1-63.

Ruoho-Airola, T., Syri, S. & Nordlund, G. 1998. Acid deposition trends at the Finnish Integrated Monitoring catchments in relation to emission reductions. Boreal Environment Research 3: 205-219.

Räike, A., Pietiläinen, O.-P., Rekolainen, S., Kauppila, P., Pitkänen, H., Niemi, J., & Raateland, A. 2001. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1970 - 1999. Manuscript.

Sandman, O., Turkia, J. & Huttunen, P. 1995. Metsänkäsittelyn vaikutukset järvien paleolimnologisiin muutoksiin. Julkaisussa: Saukkonen, S. ja Kenttämies, K. (eds.) *Metsätalouden Vesistövaikutukset ja Niiden Torjunta*. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 213-227.

Sallantaus, T. 1995. Huuhtoutuminen metsäojitusalueiden ainekierroissa. Julkaisussa: Saukkonen, S. ja Kenttämies, K. (eds.) *Metsätalouden Vesistövaikutukset ja Niiden Torjunta*. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 131-138.

Saura, M., Sallantaus, T., Bilaletdin, Ä. ja Frisk, T. 1995. Metsänlannoitteiden huuhtoutuminen Kalliojärven valuma-alueelta. Julkaisussa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.). *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta*. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:87-104.

Schindler, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Science 195:260-262.

Sivonen, K., Niemelä, S.I., Niemi, R.M., Lepistö, L., Luoma, T.H. and Räsänen, L.A. 1990. Toxic cyanobacteria (Blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. Hydrobiologia 190: 267-275.

Soveri, J. Mäkinen, R. ja Peltonen, K. 2001. Pojaveden korkeuden ja laadun vaihteluista Suomessa 1975-1999. Suomen Ympäristö 420. 382 s.

Viro, P.J. 1969. Prescribed burning in forestry. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 67, No 7. 49 p.

Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD,DAS/CSI/68.27. Paris.

Vuorenmaa, J., Juntto, S. & Leinonen, L. 2001a. Sadeveden laatu ja laskeuma Suomessa 1998. Suomen ympäristö n:o 468. 115 p.

Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K. & Kauppila, P. 2001b. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. Environmental Monitoring and Assessment (painossa).





Vesistöalue	AK	Paikan tyyppi	Havaintopaikka	Alkaliniteetti (med)	Sätkönjohtavuus (med)	pH (max)	Väri (med)	NH <sub>4</sub> -N (min)	NO <sub>x</sub> -N (min)	kok. N (med)	PO <sub>4</sub> -P (min)	kok. P (med)	DIN/DIP	O <sub>2</sub> (med)	O <sub>2</sub> -% (med)	Klorofylli (max)	Näkösyvyys (min)	Sameus (max)	Lämpötila (med)
14.851	5	L	Suonne 74	+++	o	o	o	-	--	o	o	o	--	o	-	o	o	o	o
14.912	4	R	Vuohijärvi Lautan 039 86	+++	o	o	o	o	--	-	o	o	o	o	o	o	o	o	o
14.923	5	L	Puulavesi 85	+++	o	o	o	o	--	o	-	o	-	o	o	o	o	o	o
14.932	5	L	Kyyvesi 84	+++	+	o	o	o	o	o	-	o	o	o	--	--	o	+++	o
16.003	3	B	Pyhäjärvi, syväne 88	+++	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
16.004	4	A	Sääskjärvi 001		o	+	o	o	o	o		o		o	o	o	o	o	o
21.044	1	R	Kattilajärvi keskiosa 1	o	--	o	o	o	o	o		o		o	o		o	o	o
21.082	1	B	Tuusulanjärvi syväne 89	o	--	o	o	---	o	--	o	o	---	o	o	o	o	o	+
23.021	1	B	Lohjanj. Isoselkä 91	o	o	++	o	o	o	o	o	-	o	o	o	o	o	o	o
23.021	1	I	Lohjanj. Kyrköfjärd. 291	+	+++	++	o	o	o	o	o	--	o	o	o	o	o	o	o
23.023	1	R	Puujärvi Pussisaari 2	o	--	o	o			o		o		o	o		o		o
23.025	1	B	Hormajärvi syväne 154	+++	--	o	o	o	o	o	--	o	o	o	o	o	o	o	o
23.031	1	B	Hiidenvesi syväne 90	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	--	++	o
23.031	1	I	Kirkkojärvi keskiosa 16		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	+	o
23.053	3	B	Punelia, Neittysaari 158	o	++	o	-	o	-	-	o	o	o	o	o	o	o	-	+
23.062	1	A	Pusulanjärvi keskiosa 1	o	o	o	o	--	o	o	-	o	o	o	o		o	+	o
23.097	1	R	Sääksjärvi keskiosa 1	o	++	+	o	o	o	+		o		o	o	o	o	o	o
24.023	2	B	Iso Kisko va 166	o	o	o	o	-		o		o		--	--	o	o	o	o
24.043	2	A	Ylisjärvi	o	o	o	+			o		o		o	o	o	--	+++	o
34.031	2	L	Pyhäjärvi 93 va93	++	o	+++	o	---	-	o	o	+++		o	-	+	---	+++	o
34.054	2	I	Köyliönjärvi 94 va94	+++	o	o	o	o	o	+	++	+++	o	o	-	o	o	++	o
35.132	19	I	Kulov 121 Kalmetsaari	++	---	+++	o	-	+++	o	o	---	+	+++	+++	o	o	o	o
35.152	2	B	Sääksjärvi syv va123	++	--	o	o	o	--	o	++	+++	---	o	--	o	---	+	o
35.211	19	I	Pyhäjä 107 Lehtisaari	+	---	+++	---	--	+++	o	o	---	++	+	+	o	+++	o	o
35.211	19	L	Pyhäjä Sorvanselkä		o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	+	o
35.222	19	I	Vanaja 42 Kärjenniemi		o	+++	o	o	o	o	o	o		+++	+++	o	+	o	o
35.231	19	L	Vanajanse 98	+++	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
35.232	3	I	Vanajav.Hattulanselkä 33	+	o	+	o	-	o	o	o	o	o	+	+	o	--	++	o
35.236	3	B	Katumajärvi, syväne 97	+++	+	o	o	o	o	o	o	++	o	o	o	o	--	o	o
35.281	19	B	Jalantijä Mäntysaari		-	o	++			o	+		o	o	o	++	o	+	o
35.311	19	B	Näsijä 118 Iso-Otava	+++	--	+++	o	---	o	o	o	o	o	++	o	o	+	o	o
35.311	19	I	Näsijä 119 Aitolahden ed	+++	--	+++	---	o	+	o	o	---	o	+	+	o	+++	o	o
35.311	19	I	Näsijä N2 Lielähti		--	+++	o		o		---		o	o		+++	o	o	o
35.311	19	L	Näsijä 117 Koljonselkä	+++	--	+++	--	--	-	o	o	---	-	o	o	+	o	o	o
35.312	19	B	Näsijä 116 Vankavesi	+++	-	++	-	-	o	o	o	o	-	o	o	+	o	o	o
35.331	19	B	Ruov N18 Vähärengasniemi		--	+++	---	--	-	o	-	--	o	o	o	o	+++	---	o
35.332	19	I	Aittoselkä N34a		--	+++	---	---	-	o	-	-	o	+++	+++	o	+++	-	o
35.411	19	B	Tarjanne 112	o	--	o	o	o	o	o	+	o	--	o	o	o	o	o	o
35.421	19	B	Toisvesi 110	o	o	+	o	o	o	o	+	o	-	o	o	o	o	o	o
35.433	8	B	Ähtärinjärvi p. 108	++	o	o	++	o	o	++	o	+	o	o	o	++	--	+++	o
35.483	9	R	Pihlajavesi 168	+	--	o	++	o	---	o	++	++	---	o	o	o	o	o	o
35.511	19	I	Mahnalanselkä		++	++	+		o	+	o	o		o	o	o	o	o	o
35.521	19	B	Kyrösjä 120	+	--	+	o	---	-	o	+	o	--	o	o	o	--	++	o
35.621	9	L	Keuruselkä 113	o	--	o	o	-	o	o	++	o	---	o	o	+++	--	++	o
35.711	19	B	Mallasv 105	+++	o	+++	o	--	-	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
35.713	19	B	Roine 104	o	o	+++	o	-	o	o	o	o	o	o	o	o	-	o	o
35.721	19	L	Längelmä 102 Ponsanse	+	o	++	o	-	--	o	o	+	--	o	o	o	-	++	o
35.731	19	B	Vesijä 103	o	o	+	o	--	-	o	o	o	-	o	o	o	o	o	o





# Kuvailulehti

Julkaisij	Suomen ympäristökeskus	Julkaisuaika tammikuu 2002
Tekijä(t)	Seppo Rekolainen, Jaakko Mannio, Sari Mitikka, Jussi Vuorenmaa, Liisa Lepistö, Ahti Lepistö, Kaarle Kenttämies, Johanna Rissanen, Sanna Syri, Olli-Pekka Pietiläinen, Petri Ekholm, Olli Malve, Risto Mäkinen, Antero Nikander	
Julkaisun nimi	Nitraattitypen väheneminen Suomen järvissä Esiselvitys syistä ja seurauksista	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut		
Tiivistelmä	<p>Sisävesiin kohdistuvaa kuormitusta on vähennetty tähän asti erityisesti orgaanisen aineen ja fosforin osalta, sen sijaan typpikuormitukseen vähentämiseen ei toistaiseksi ole ryhdytty, koska fosforia on pidetty ensisijaisesti levien kasvua rajoittavana tekijänä. Pitkäaikaiset seurannat ovat kuitenkin osoittaneet, että kesäaikainen pintaveden nitraattitypen pitoisuus on laskenut voimakkaasti useissa suurissa karuissa tai lievästi rehevöityneissä järvissä. Suurimpana syynä aleneviin pitoisuuksiin on ilmeisesti alentunut typpilaskeuma ja typpi on saattanut tulla levien kasvua rajoittavaksi tekijäksi ainakin kasvukauden loppuvaiheessa. Seurauksena tästä sinileväkukintojen esiintymisen mahdollisuus on useissa järvissä kasvanut. Kun kuitenkin fosfaattifosforipitoisuus näissä järvissä on yleensä hyvin alhainen, riski laaja-alaisille ja pitkään kestäville sinileväkukinnoille on edelleen hyvin pieni. On kuitenkin mahdollista, että lyhytaikaiset, paikalliset kukinnat ovat lisääntyneet.</p>	
Asiasanat	typpi, fosfori, järvet, sinilevät	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristökeskuksen moniste 244	
Julkaisun teema		
Projektihankkeen nimi ja projektinumero		
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot		
	ISSN 1455-0792	ISBN 952-11-1082-1
	Sivuja 35	Kieli suomi
	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskus, asiakaspalvelu, PL 140, 00251 Helsinki puh. 09-4030 0100, telefax 09-4030 0190, sähköposti: neuvonta.syke@vyh.fi	
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus PL 140, 00251 Helsinki	
Painopaikka ja -aika	Edita Oyj, Asiakaspalvelu, PL 800, 00043 Edita puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380, sähköpostiosoite: asiakaspalvelu@edita.fi	

# Presentationsblad

Utgivare	Suomen ympäristökeskus	Datum Januari 2002
Författare	Seppo Rekolainen, Jaakko Mannio, Sari Mitikka, Jussi Vuorenmaa, Liisa Lepistö, Ahti Lepistö, Kaarle Kenttämies, Johanna Rissanen, Sanna Syri, Olli-Pekka Pietiläinen, Petri Ekholm, Olli Malve, Risto Mäkinen, Antero Nikander	
Publikationens titel	Minskning av nitratkväve i Finska sjöar Förutredning av orsaker och konsekvenser	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma project		
Sammandrag	<p>Hittills har insjöarnas belastning minskats speciellt beträffande organiska ämnens och fosforets andel. Däremot har man inte tagit itu med att minska kvävebelastningen, eftersom fosfor anses vara den främsta begränsande faktorn för algutväxt. Långvarig övervakning har dock visat att nitratkvävehalten under sommaren i ytvattnet har minskat drastiskt i flere stora oligotrofiska eller svagt eutrofierade sjöar. Den främsta orsaken för de sjunkande halterna är uppenbarligen det minskade kvävedofallet och kvävet kan ha blivit den begränsande faktorn för algerna åtminstone under slutskedet av vegetationsperioden. En konsekvens av detta är att risken för förekomst av blågrönalgblooming har ökat i flere sjöar. Eftersom fosfat-fosforhalten i dessa sjöar vanligen är mycket låg, är risken för vidsträckta och varaktiga blågrönalgbloomingar fortfarande mycket liten. Det är dock möjligt att kortvariga, lokala bloomingar ändå har ökat.</p>	
Nyckelord	kväve, fosfor, sjöar, blågrönalger	
Publikationsserie och nummer	Finlands Miljöcentral Monografi 244	
Publicationens tema		
Projektets namn och nummer		
Finansiär/ uppdragsgivare	Suomen ympäristökeskus	
Organisationer i projektgruppen		
	ISSN	ISBN
	1455-0792	952-11-1082-1
	Sidantal	Språk
	35	finska
	Offentlighet och andra villkor	Pris
Beställningar/ distribution	Finlands Miljöcentral, Box 140, FIN-00251 Helsingfors, FINLAND Fax + 358 9 4030 0190 E-mail: neuvonta.syke@vyh.fi	
Förläggare	Finlands Miljöcentral, PL 140, 00251 Helsingfors	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Edita Oyj, Helsingfors 2002	





ISBN 952-11-1082-1  
ISSN 1455-0792