

Suomen Vesiensuojeluyhdistysten Liiton kannanotto Euroopan yhteisöjen tuomioistuimen asiaan C-335/07 (yhdyskuntajätevedet)

Suomen Vesiensuojeluyhdistysten Liitto *) tukee Suomen käyttämää vesiensuojelupoliittikkaa yhdyskuntajätevesien käsittelyssä. Huolimatta että Suomen pinta-ala asukaslukuun suhteutettuna on erittäin suuri, viemäröinnin piirissä on kuitenkin lähes 80 % väestöstämme. Sisävesillä jätevesien käsittelyn keskeisenä tavoitteena on ollut tehokas jätevesien orgaanisen aineksen puhdistaminen, fosforinpoiston tehostettu puhdistaminen sekä vastaanottavan vesistön kannalta riittävä typen puhdistusteho. Tämä menettelytapa on ollut vesien tilan kehittämisen kannalta tuloksellista.

Suomen Vesiensuojeluyhdistysten Liitto on jo aiemmin laajan velvoitetarkkailuaineistonsa ja muun Suomen järvitietouden perusteella arvioinut fosfori- ja typpikuormituksen ja niiden vähentämisen vesistövaikutuksia (Suomen Vesiensuojeluyhdistysten Liitto 2004, Oravainen 2005).

Tässä lausunnossa eräin osin päivitetään saatuja kokemuksia ja osin tuodaan esiin uusia esimerkkejä erityisesti typen poiston tarpeellisuudesta tai sisävesillä pikemminkin haitallisuudesta. Lisäksi esitetään laskentamalli, jolla voidaan kätevästi arvioida ravinteiden kulkeutuminen pitkälläkin järvoreitillä, jopa Itämereen asti.

Lahden Vesijärven Enonselkään kohdistuva typen ainevirtaama aleni peräti 92 % kaupungin jätevesikuormituksen poiston jälkeen vuonna 1976 (Keto 1976). Tämän seurauksena järven tila ja rehevyystaso aluksi kohenivat, mutta sitten sinileväkukinnat lisääntyivät ja typpeä sitovat ryhmät tulivat vallitseviksi (Keto 1982, Keto & Tallberg 2000). Veden N/P-suhde on ollut alimmillaan noin 10, mutta fosforin on silloinkin osoitettu säätelevän järven rehevyystasoa. Sittemmin on ymmärretty ja havaittu, että Vesijärveä on koko ajan rasittanut fosforin sisäkuormitus, joka on aiheuttanut suhteellisen typen puutteen ja tämän seurauksena typensitojasinilevien lisääntymisen.

Kangasalan Kirkkojärveen kohdistunut raskas yhdyskuntajätevesikuormitus loppui kokonaan vuonna 1980, mikä vähensi pienivaluma-alaiseen järveen kohdistuvaa tulotyyppiainevirtaamaa 80 % (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys 2003). Voimakkaan sisäisen fosforikuormituksen edelleen vallitessa järveen syntyi suhteellinen typen puute. Tämän seurauksena typpeä sitovien sinilevien kukinnat ovat olleet jokakesäisiä ja massiivisia. Loppukesäisin veden kokonaistyyppipitoisuudet ovat kohonneet tasolle 2500 - 3500 µg/ (Oravainen 2005). Kirkkojärvelle on tyypillistä suuri typpipitoisuuden vaihtelu, sillä kevättulvan jälkeen pitoisuus on laskenut tasolle on 600 – 1000 µg/l. Alenemisen syytä ovat pienvettä järveä huuhtova lähivaluma-alueen kevättulva sekä syksy- ja talvikauden denitrifikaatio. Kun fosforia on ollut ylimäärin, typen keväisestä alenemisestä ei ole ollut hyötyä, vaan pikemminkin haittaa, sillä juuri typen puute on ylläpitänyt typpeä sitovien sinilevien dominanssia. Tuotantokauden ulkopuolella typpipitoisuudet ovat vuosien kuluessa hieman laskeneet, mutta fosforin sisäisen kuormituksen takia järven rehevyys on pysynyt erittäin korkealla tasolla. Typpi-fosfori –suhde (N/P-suhde) on ollut alimmillaan alle 10, mutta fosforin on osoitettu säätelevän tämän rehevän järven rehevyystasoa. Looginen johtopäätös onkin, että 80 % vähennys typpikuormituksessa aiheutti typensitojasinilevien lisääntymisen ja järven tilan huonontumisen.

Tuusulanjärvellä havaittiin samantyyppinen, fosforin sisäkuormitukseen liittyvä kehitys yhdyskuntajätevesikuormituksen loppuessa vuosina 1978–1979, jolloin järveen kohdistuva typen ainevirtaama aleni noin 35 % (Pekkarinen 1990). Typpeä sitovat sinileväryhmät tulivat vallitseviksi ja sinileväkukinnat olivat jokakesäisiä. Fosforin osoitettiin säätelevän järven rehevyystasoa N/P-suhteen ollessa keskimäärin noin 15.

Ala-Jalkajärven ja Peräjärven vuosittainen typpikuormitus lisääntyi voimakkaasti vuonna 1994 ja sen seurauksena järvien typpipitoisuudet kohosivat huomattavasti (Oravainen 2005). Ala-Jalkajärven päänäyteen pitoisuudet olivat jopa 30 000 µg/l, mutta sen alapuolisessa Peräjärven pitoisuudet kohosivat lievemmin ollen korkeimmillaan 1700 µg/l. Kummassakaan järven levämäärät eivät ole kuitenkaan lisääntyneet. Kokonaisfosforipitoisuuden perusteella Ala-Jalkajärvi luokitellaan karuksi ja Peräjärvi lievästi reheväksi.

Fosforipitoisuuden perusteella lievästi reheväksi luokitellun **Hahmonjärvellä** typpipitoisuudet ovat olleet erittäin korkeita (jopa 7000 µg/l) vuoteen 2000 saakka, jolloin järveen kohdistuva typpikuormitus aleni. Sen seurauksena typpipitoisuudet järven alenivat tasolle 600 µg/l, mutta samalla järven tila heikkeni.

N/P-suhteet ovat olleet Ala-Jalkajärvellä jopa 3000 ja Peräjärvellä yli 100. Vastaavasti Hahmonjärvellä N/P-suhde aleni korkean kuormituksen aikaisesta tasosta 400 tasolle 60. Typpikuormituksen lisääntymistapauksissa järven rehevyystaso ei siis ole muuttunut, mutta vähentymistapauksessa järven tila heikkeni. Kaikissa tapauksissa levätuotanto oli fosforirajoitteista ja typpeä oli ylimäärin.

Tehostetun typenpoiston tarvetta on myös yleisesti arvioitu minimiravinnetestien avulla. Suurista järvistä **Tampereen Pyhäjärvellä** typpilisäys ei aiheuttanut minkäänlaista levätuotannon lisääntymistä, mutta sen sijaan fosforilisäyksen vaste oli voimakas (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys 1999).

Kaikissa edellä mainituissa kohteissa on osoitettu fosforin merkitys järven tuotantoa rajoittavana ravinteena. Pääosan Suomen vesistä, perustuen erittäin laajaan seuranta- ja tarkkailuaineistoon, on arvioitu olevan vahvasti fosforirajoitteisia ja vain yksittäiset vesistöt osittain typpirajoitteisia (Pietiläinen & Räike 1999). On kuitenkin huomattava, että rehevät fosforirajoitteisetkin vesistöt saattavat väliaikaisesti olla loppukesällä sekundäärisesti typpirajoitteisia, kun fosforin sisäkuormitus nostaa fosforipitoisuuksia ja sitä kautta aiheuttaa typen suhteellisen puutteen. Silloinkin vesistön rehevyystasoa säätelee fosfori. Tämän tyyppisesti oireilevia järviä on lukuisia. Sisävesien osalta pääsääntö on, että vesistön rehevyystasoa on mahdollista alentaa ainoastaan järven fosforipitoisuuksien alentamisen kautta, mikä merkitsee yleensä sekä ulkoisen että sisäisen fosforikuormituksen vähentämistä.

Suomen sisävesillä fosforin ollessa yleisesti primäärinen minimiravinne (mm. Pietiläinen & Räike 1999) myös vesiensuojelu- ja kunnostustoimet on kohdistettu fosforikuormituksen ja -pitoisuuksien alentamiseen. Suomessa ravinteiden poistovaatimukset ja harjoitettu vesiensuojelupolitiikka ovat perustuneet laajoihin, kattaviin ja pitkäaikaisiin seurantatuloksiin yhdistettynä tieteellisiin tutkimuksiin muuttamista järvistä. Tämä ei sulje pois tehostetun typenpoiston tarvetta, mikäli sen osoitetaan vaikuttavan positiivisesti vesistön tilaan.

Pieksäjärvellä sovellettiin tapauskohtaista harkintaa viranomaisten aluksi vaatiessa typenpoiston tehostamista (Vesi-Eko Oy Water-Eco Ltd 2007). Selvitysten jälkeen päädyttiin jo toteutetun hapettamisen lisäksi vesistön hoitokalastukseen. Päätös perustui ainetase- ja sisäkuormituslaskelmiin sekä minimiravinnetarkasteluun, jossa fosforin havaittiin olevan tuotantoa rajoittava minimiravinne. Keskikesällä myös typen havaittiin olevan ajoittain perustuotannon kasvua rajoittava tekijä (sekundäärinen minimiravinne). Selvityksen mukaan typpikuorman vähentämisellä ei mitään ilmeisimmin pystyttäisi alentamaan järven tuotantotasoa, sillä järven rehevyystasoon vaikuttavat fosforin ulkoinen kuormitus ja sisäiset prosessit. Puhdistamon fosforinpoistovaatimus on tällä hetkellä 0,3 mg/l ja puhdistusteho 96 %. Typenpoistoteho on ollut noin 60 %. Lisäksi lupaehdoissa on määrätty kalatalousmaksu, jolla on suoritettu teho- ja hoitokalastusta. Kalastuksella vaikutetaan sekä järven sisäisiin säätelymekanismeihin että poistetaan saaliin mukana ravinteita. Hapetuksen ja hoitokalastuksen seurauksena järven rehevyys on selvästi alentunut ja hoitokalastuksella on osoitettu olevan positiivista vaikutusta järven tilaan (Palomäki ym. 2001, Veijonen 2007). Voitiin arvioida, että mikäli kaikki jätevesityypit poistettaisiin, N/P-ravinesuhde olisi 30, eli järvi olisi edelleen voimakkaasti fosforirajoitteinen (Vesi-Eko Oy Water-Eco Ltd 2007). Tarkastelujen perusteella toteutetut ratkaisut, fosforinpoiston tehokkuus ja järven sisäiset hoitotoimenpiteet, ovat olleet Pieksäjärven tilan kannalta positiivisia.

Vanajanselällä, jonka viipymää on noin yksi vuosi, on todettu 44 % suuruinen typpipitoisuuden vähenemä (Oravainen 2007). Vanajanselkään kohdistuu merkittävä typpikuormitus Vanajaveden reitiltä, joka on voimaperäisesti hajakuormitettu. Lisäksi reitille johdetaan mm. Hämeenlinnan kaupungin jätevedet. Kaupungin jätevesien osuus typpiainevirtaamasta on 23 %. Tarkastelussa päädyttiin siihen, että Vanajanselän jälkeen typpireduktio on jo 69 %, kun jätevedenpuhdistamo poistaa tyypestä 25 %.

Reitin loppuosalla typpihäviöt ovat niin suuria, että loppukesällä liuennutta tyypeä ei esiinny lainkaan. Koska fosforipitoisuus pysyy hajakuormituksen takia korkeana (30-40 µg/l), Lempäälän ja Nokian välisellä vesialueella esiintyy voimakkaita sinileväkukintoja. Vaikka vesialue on typpirajoitteinen, rehevyystasoa säätelee kuitenkin fosfori. Merialueille saakka tyypestä kulkeutuu tässä tapauksessa huomattavasti alle 70 %, mikä on valtioneuvoston asetuksen (888/2006) vaatimuksena.

Vanajaveden-Pyhäjärven reitti on eräs typpiesimerkki typen käyttäytymisestä Suomen sisävesireiteillä. Asiaa valottaa seuraava lähempi tarkastelu.

Järvireitin ravinteiden kulkeutumismalli

Suomessa on tarkasteltu sisävesien ravinnekuormituksen kulkeutumista Suomen suurimmalla vesistöalueella **Vuoksen alueella** (Heitto & Saarijärvi 2001, Lappalainen ym. 2007). Tarkastelualueena oli Vuoksen vesistöalueen **läntinen järvireitti Kiuruveden alueelta Savonlinnaan** saakka, jonka valuma-alueen pinta-ala oli 50600 km², reitin pituus noin 240 km ja järvisyys 20 %. Tutkimuksen tavoitteena oli kehittää fosforin ja typen pidättymis- ja kulkeutumismalli vesistöreitillä. Tärkeä motiivi oli saada laskentatyökalu, jolla voidaan arvioida yksittäisen kuormittajan kuormituksen eteneminen ja vaimeneminen virtausmatkalla sisämaasta Itämereen.

Tutkimusaineistona olivat kaikkien ravinnelähteiden kuormitukset, virtaamatiedot ja vesistöissä havaitut ravinnepitoisuudet. Näiden perusteella voitiin laskea kullekin

järvioltaalle ominainen ravinteen läpäisykerroin L_k , joka on ravinteen lähtöainevirtaaman suhde järveen tulleeeseen kokonaiskuormitukseen (Lappalainen ym. 2007). L_k voidaan ilmaista myös yleisemmin tunnetun pidättymiskertoimen (R) avulla, $L_k = 1 - R$.

Kun reitti on jono sarjassa olevia järviä, saadaan yksinkertainen mallisääntö:
”Tietystä kuormituksesta reitin läpäisee osa, joka on osa-aitaiden läpäisykertoimien tulo”.

Laskenta sisälsi siis oletuksen, että ravinteiden kokonaisainevirran komponenteissa tapahtuivat saman suuruiset häviöt kuin kokonaisainevirrassa. Tämä ei pidä paikkaansa aivan tarkasti, sillä pistekuormittajien kuormituksessa leville käyttökelpoinen osa on yleensä suurempi kuin hajakuormituksessa. On kuitenkin selvää, että järvoreitin virtaus- ja reaktioaikojen mittakaavassa kokonaisravinteiden tarkastelu on huomattavasti luotettavampaa kuin nopeatempoisten mineraaliravinteiden (mm. ammonium, nitraatit ja fosfaatit) tarkastelu (vrt. Pietiläinen ym. 2004). Ovathan kokonaisravinteet mineraaliravinteiden 'raaka-ainetta'.

Kehitetty laskentamalli on periaatteeltaan yleistävissä kaikkiin järviketjuihin. Vuoksen tarkastelualueella (järvisyys 19,8 %) havaituista hyvin suurista häviöistä voidaan jo suoraan päätellä, että häviöt ovat hyvin suuria myös jokseenkin saman tyyppisellä Kymijoen vesistöalueella (järvisyys 18,3 %) ja mm. Kokemäenjoen vesistöalueella (järvisyys 11,0 %). Tarkastelualueen yleishavainto oli, että yläosan rehevissä ja korkean ravinnepitoisuuden järvissä pidättymiset pinta-alayksikköä kohti olivat suurimmillaan. Sarjamaisesti tapahtuvien pidättymisten tuloksena vesistöissä havaitut kokonaistyyppipitoisuudet laskivat nopeasti reitin yläosan 1000 $\mu\text{g/l}$ pitoisuuksista Pohjois-Kallavedellä tasolle 600 $\mu\text{g/l}$ ja Savonlinnan yläpuolella tasolle 400 $\mu\text{g/l}$.

Kerrotut typpihäviöt selittyvät typen muuttumisella kaasumuotoon sekä sedimentaatiolla. Typen kierrosta vesiekosysteemeissä on runsaasti tutkittua tietoa jo 1960 luvulta saakka (Brezonik & Lee 1968), mitkä tukevat reittitarkastelussa havaittua typen luontaisen vähenemisen tasoa. Lisäksi typen mekanismit ovat jo yleisesti tieteellisesti hyväksytyjä (mm. Blackburn & Sörensen 1988, Ahlgren ym. 1994), joten niiden selvittämistä ja kunkin mekanismin suuruusluokan arviointia ei tarkastelussa tarvita vaan tarkastelun kokonaistyyppipitoisuuden black-box periaate on perusteltavissa.

Tarkasteltaessa yksittäisten järvien sijaan vesistöreittiä havaitaan että esim. Kiuruveteen kohdistuvasta typpikuormituksesta kulkeutuu Keski-Kallan alueelle Kuopioon saakka noin 9 % ja vastaavasti esim. Kuopion alueen jätevesistä kulkeutuu Savonlinnaan 13 % (Heitto & Saarijärvi 2001, Lappalainen ym. 2007).

Asiaa voidaan arvioida jäteveden puhdistamisen näkökulmasta. Jos Kuopiossa jäteveden puhdistamon typpireduktio on 35 % (läpäisykerroin $L_k = 0,65$) ja kun vesistöissä Savonlinnaan tultaessa poistuu 87 % ($L_k = 0,13$), niin koko systeemin läpäisykerroin on 0,085 (8,5 %) ja kokonaistyyppireduktio on 91,5 %. Kuopion jätevedenpuhdistamolle tulevasta jätevesitypestä kulkeutuu siten Suur-Saimaalle 8,5 %. Matkalla Suur-Saimaan ja Vuoksen kautta Laatokkaan tapahtuu edelleen typen poistumista, joka asymptoottia lähestyvän pitoisuuden takia tosin hidastuu. Joka tapauksessa Itämereen Kuopion alueen tyypestä kulkeutuu vain mitätön määrä.

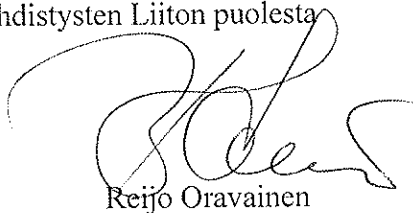
Yleistettynä voidaan sanoa, että Suomelle tyypillisissä reittivesistöissä tapahtuu voimakasta typen ja erityisesti fosforin pidättymistä, joka voi 100 km:n matkalla olla 50-80 %. Pidättyminen on kuitenkin hyvin tapauskohtaista, minkä vuoksi se ja läpikulkeutuminen on syytä laskea kuvatulla mallilla. Yleispiirre on, että pidättyminen on riippuvainen ravinnepitoisuudesta ja veden viipymästä ja siis samalla näiden taustamuuttujista; kuormituksesta, tilavuudesta ja virtaamasta (mm. Lappalainen ym. 1979, Frisk 1989).

Vesipolitiikan puitedirektiivin periaatteet tukevat Suomessa jo vuosikymmeniä toteutettua vesiensuojelupolitiikkaa eli toimenpiteet valitaan tapauskohtaisesti vesistön tilatavoitteiden mukaisesti käyttäen kustannus-hyödyiltään perusteltavissa olevia vaihtoehtoja. Yhdyskuntien sekä muiden kuormittajien jätevesien typenpoistoa tulee tehostaa, mikäli sillä saavutetaan kustannuksiin verrattuna merkittävää vesistön tilan paranemista. Typenpoistovaatimuksissa on myös huomioitava puhdistuslaitoksen toimivuus, jotta fosforin ja orgaanisen aineksen puhdistusreduktion ja laitoksen toimintavarmuus eivät heikkene. Typen poiston yleinen tehostaminen ei tue vesipolitiikan puitedirektiivin tavoitteita eikä ole vesistöjen tilan kannalta perusteltavaa.

Suomen Vesiensuojeluyhdistysten Liiton puolesta

Tampereella 17.9.2007

Toiminnanjohtaja



Reijo Oravainen

Kuopiossa 14.9.2007

Toiminnanjohtaja



Jukka Koski-Vähälä

*) Suomen Vesiensuojeluyhdistysten Liiton jäseniä ovat paikalliset vesiensuojeluyhdistykset (10 kpl), joiden toimialueet kattavat kaikki Suomen päävesistöt. Vesiensuojeluyhdistykset suorittavat käytännössä pääosan Suomen virallisesta vesistöseurannasta (ns. velvoitetarkkailusta). Tarkkailuja on tehty 1960-luvun lopulta lähtien.

KIRJALLISUUS

Ahlgren, I., Sörensson, F., Waara, T. & Vrede, K. 1994. Nitrogen budgets in relation to microbial transformations in lakes. *Ambio* 23: 367-377.

Blackburn, T. H. & Sørensen, J. 1988. Nitrogen cycling in coastal marine environments. *SCOPE*. John Wiley & Sons. 451 p. ISBN 0-471-91-404-5.

Brezonik, P. L. and Lee, G. F. 1968. Denitrification as a nitrogen sink in Lake Mendota, Wisconsin. *Environ. Sci. Technol.* 2: 120-125.

Frisk, T. 1989. Development of mass balance models for lakes. Yhteenveto: Järvien ainetasemallien kehittäminen. Publications of the Water and Environment Research Institute 5. 68 p. National Board of Waters and Environment, Finland.

Heitto, L. & Saarijärvi, E. 2001. Ravinteet ja rehevyys Kiuruvedeltä Savonlinnaan 1990-luvun lopulla. s.176-182. Julkaisussa: Grönlund, E., Viljanen, M., Juvonen, P. & Holopainen, I. (toim.), 2001. Suurjärviseminaari 2001, Ympäristö ja yhteiskunta. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja N:o 133.

Keto, J. 1976. Vesijärven nykytila ja siihen johtanut kehitys. *Ympäristö ja Terveys* 3: 299 – 308.

Keto, J. and Sammalkorpi, I. 1988. A fading recovery: A conceptual model for Lake Vesijärvi management and research. *Aqua Fennica* 18,2: 193-204.

Keto, J. and Tallberg, P. 2000. The recovery of Vesijärvi, a lake in southern Finland: water quality and phytoplankton interpretations. *Boreal Environment Research* 5: 15-26. ISSN 1239-6095.

Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys 2003. Kangasalan Kirkkojärven kuormitustarkastelu ja arvio kunnostusmahdollisuuksista. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. Kirje nro 656.

Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys 1999. Ravinnelisäytestit Tammerkosken vedellä. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. Kirje nro 1187. Moniste 3 s.

Lappalainen, M., Niemi, J. & Kinnunen, K. 1979. A Phosphorus Retention Model and Its Application to Lake Päijänne. Publications of the Water and Environment Research Institute 34: 60-67. National Board of Waters and Environment, Finland.

Lappalainen M, Heitto L. & Saarijärvi E. 2007. Järvireitin ravinteiden kulkeutumismalli. Käsikirjoitus (julkaistaneen Vesitalous-lehdessä).

Oravainen, R. 2005. Näkökohtia typpikeskusteluun. *Vesitalous* 1/2005. s. 36-39.

Oravainen, R. 2007. Lausunto Hämeenlinnan Seudun Veden typpikuormituksen vesistövaikutuksista Vanajavedessä ja sen alapuolisessa vesistössä. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. Kirje nro 595. Moniste 11 s.

Palomäki, A., Hynynen, J., Salo, H., Veijola, H. & Bibiceanu, S. 2001. Pieksäjärven ravintoketjukurkunnostus vuosina 1993-2000. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 88/2001: 1-70 ja liitteet.

Pekkarinen, M. 1990. Comprehensive survey of the hypertrophic Lake Tuusulanjärvi, nutrient loading, water quality and prospects of restoration. *Aqua Fennica* 20,1: 13-25.

Pietiläinen, O.-P. ja Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. Suomen ympäristö 313. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. ISSN 1238-7312.

Pietiläinen, O.-P., Pitkänen, H., Räike, A., Tamminen, T. 2004: Ravinteiden reitit latvavesistöistä Suomenlahden ulapoille. Vesitalous 6/2004: 16-22.

Suomen Vesiensuojeluyhdistysten Liitto 2004. Kannanotto Euroopan yhteisöjen komission perusteltuun lausuntoon koskien yhdyskuntajätevesien käsittelyä ja erityisesti typenpoiston tarpeellisuutta sisävesialueilla.

Veijola, H. 2007. Pieksämäen kaupungin jätevedenpuhdistamon ja purkuvesistön velvoitetarkkailun vuosiyhteenveto vuodelta 2006. Tutkimusraportti 88/2007. Ympäristöntutkimuskeskus, Jyväskylän yliopisto.

Vesi-Eko Oy Water-Eco Ltd 2007. Pieksämäen kaupungin jätevedenpuhdistamon typenpoiston tehostamisen korvaaminen alapuolisen Pieksjärven ravintoketjukurannostuksella. Muistio 13.9.2007. 15 s.