



LAHDEN AMMATTIKORKEAKOULU
Lahti University of Applied Sciences

FOSFORIN KEMIALLINEN SAOSTAMINEN LUONNONVESISTÄ

Kirkkolammen kunnostus

LAHDEN
AMMATTIKORKEAKOULU
Tekniikan ala
Ympäristöteknologia
Ympäristötekniikka
Opinnäytetyö
Syksy 2012
Henri Seppälä

Lahden ammattikorkeakoulu
Ympäristöteknologia

SEPPÄLÄ, HENRI: Fosforin kemiallinen saostaminen luonnonvesistä
Kirkkolammen kunnostus

Ympäristötekniikan opinnäytetyö, 30 sivua

Kevät 2012

TIIVISTELMÄ

Tämän opinnäytetyön aiheena on tarkastella fosforin kemiallisen saostamisen toimivuutta rehevöityneiden luonnonvesien kunnostusmenetelmänä. Tarkoituksena on selvittää menetelmän etuja ja haittoja sekä sen soveltuvuutta Heinolan Kirkkolammen tyyppisiin lampimaisiin vesistöihin. Työn toimeksiantaja oli Kokemäenjoen vesiensuojeluyhdistys.

Menetelmän toimivuutta arvioitiin Heinolan Kirkkolammella suoritetusta saostuksesta saaduista tuloksista ja käytännön kokemuksista. Onnistumisen arvionnissa kriteereinä käytettiin mm. käsittelyn jäkeistä veden fosforipitoisuutta, mahdollisista sinileväesiintymistä, näkösyvyyttä ja vaikutuksen kestoaikaa. Menetelmän etuja ja haittoja tarkasteltiin kirjallisuuskatsauksella.

Kirkkolammen saostuksen jälkeen mitatuista fosforipitoisuuksista voidaan päätellä, että menetelmä soveltui hyvin pieneen sisäkuromitteiseen vesistöön. Myös veden kirkastuminen, näkösyvyyden nousu, ja tulosten vertailu referenssikohteeseen viittaa saostuksen onnistumiseen. Myös lautan ja moottoriveneen käyttö saostuksen toteutuksessa onnistui.

Avainsanat: rehevöityminen, fosfori, klorofylli, Kirkkolampi, kunnostus, saostaminen, Sorsalampi

Lahti University of Applied Sciences
Degree Programme in Environmental Technology

SEPPÄLÄ, HENRI: The feasibility of chemical precipitation of
phosphorus as a remediation method in natural waters
Remediation of Kirkkolampi

Bachelor's Thesis in Environmental Engineering, 30 pages

Autumn/2012

ABSTRACT

The main objective of this thesis was to examine the feasibility of chemical precipitation of phosphorus as a remediation method in natural waters. The purpose was to find out advantages and disadvantages of the method. The suitability of chemical precipitation in small water systems such as Kirkkolampi was also examined. The thesis was commissioned by Kokemäenjoen vesiensuojeluyhdistys.

The evaluation of the feasibility of the method was based on the results and practical experience acquired from the remediation in Kirkkolampi. The criteria of the evaluation were phosphorus contents, possible occurrences of blue-green algae and visual depth of the water before and after the remediation. Advantages and disadvantages of the method were examined through a literature review.

It can be concluded from the phosphorus contents after the remediation that the method suited well for a small internally loaded natural water system such as Kirkkolampi. The clarification and the increased visual depth of the water indicated successful remediation. Also, comparing the results to the reference target implies success. In practice, the use of a raft and a boat in the remediation also worked.

Key words: eutrophication, phosphorus, chlorophyll, remediation, precipitation, Sorsalampi, Kirkkolampi

SISÄLLYS

1	JOHDANTO	1
2	REHEVÄN JÄRVEN REHEVÖITYMISKEHITYS	3
2.1	Järven rehevöitymiskehitys	3
2.2	Rehevyydestä johtuva kunnostuksen tarve	6
2.3	Vesistöjen kunnostukseen liittyvä lainsäädäntö	8
3	FOSFORIN SAOSTAMINEN LUONNONVESIEN KUNNOSTUSMENETELMÄNÄ	9
3.1	Menetelmän kuvaus	9
3.2	Menetelmän soveltuvuus	9
3.3	Menetelmän edut	9
3.4	Menetelmän haitat	10
3.5	Kemikaalikäsittelyn toteutus	10
4	KIRKKOLAMMEN ESITTELY	12
4.1	Lampeen kohdistuva kuormitus	13
4.2	Linnuston osuus ulkoisesta kuormituksesta	14
4.3	Aikaisemmat kunnostustoimet	15
4.4	Saostuksen soveltuminen Kirkkolampeen	16
5	KIRKKOLAMMEN KÄSITTELY	17
5.1	Esitutkimus	17
5.2	Toteutus	18
5.3	Tulokset	21
5.3.1	Jälkiseurantatulokset käsittelyn jälkeen	22
5.3.2	Jälkiseurantatulokset 9.2.2012	23
6	REFERENSSIKOHDE SORSALAMPI	24
7	YHTEENVETO	26
	LÄHTEET	28

1 JOHDANTO

Vaikka Suomen järvet ovat suurelta osalta käyttökelpoisuusluokitukseltaan hyviä tai erinomaisia, ovat ihmisen aiheuttaman kuormituksen piirissä olevat vesistöt alttiita rehevöitymiselle. Etenkin virkistyskäytössä, sekä asutusten läheisyydessä olevissa järvissä esiintyy kesäisin voimakkaita leväkukintoja. Leväkukintojen voimakasta esiintymistä vesistöissä kutsutaan rehevöitymiseksi, joka tarkoittaa liiallisesta ravinteiden saannista aiheutuvaa kasvien perustuotannon liiallista kasvua. Lopulta rehevöityminen kuluttaa vesistön hapen ja kalakanta muuttuu särkivaltaiseksi. Tämä aiheuttaa ravinteiden vapautumista sedimentistä kasvien käyttöön, jolloin rehevöityminen alkaa ruokkia itse itseään. Vesistön käyttöarvo kärsii huomattavasti voimakkaasta rehevöitymisestä. Rantojen kasvillisuus lisääntyy ja kalojen elinolosuhteet heikentyvät. Sinileväkukinnat voivat myös aiheuttaa ihottumia uimareille ja myrkytysoireita eläimille. (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 11-12.)

Ympärisötarvojen korostuminen ja taloudellinen vaurastuminen ovat lisänneet kiinnostusta järvien kuntoon sekä niiden tilan parantamiseen.

Virkistyskäyttöarvon parantaminen onkin päätavoite useimmissa järvien kunnostustapauksissa. Useimmat rehevöitymistä ja ravinteiden kiertoa ehkäisevät kunnostustoimet ovat kuitenkin kalliita ja aikaavieviä. Ravinteiden saostaminen kemikaaleilla on teknisesti helppo toteuttaa ja se on suhteellisen edullinen tapa parantaa vesistöjen tilaa. (Oravainen, 2005,193.)

Tämän opinnäytetyön aiheena on tarkastella fosforin kemiallisen saostamisen soveltuvuutta rehevöityneiden luonnonvesien kunnostusmenetelmänä.

Tarkoituksena on tarkastella menetelmän etuja ja haittoja, sekä sen toimivuutta Heinolan Kirkkolammella suoritetussa saostuksessa. Saostuksen tilaajana oli Heinolan kaupunki, ja sen suoritti Kokemäenjoen vesiensuojeluyhdistys. Menetelmän toimivuutta kohteessa tarkastellaan ennen ja jälkeen saostuksen saaduista vesianalyysituloksista. Saatuja tuloksia vertaillaan Tampereen

Sorsalammen vastaaviin tuloksiin. Tämän lisäksi tarkastellaan Kirkkolampeen kohdistuvaa ravinnekuormitusta sekä lammen biologista tilaa.

2 REHEVÄN JÄRVEN REHEVÖITYMISKEHITYS

2.1 Järven rehevöitymiskehitys

Rehevöitymisen haitallisista vaikutuksista huolimatta se on luonnollinen prosessi, joka äärimmillään johtaa vesistön umpeenkasvuun. Luonnontilaisessa järvessä tämä kestää tuhansia vuosia, mutta ihmisen toiminnasta johtuva ravinnekuormitus voi nopeuttaa prosessia huomattavasti. Ravinnekuormaa voi aiheuttaa esim. peltoviljely, karjatalous ja metsätalous. Tällaista vesistön ulkopuolelta tulevaa kuormitusta kutsutaan ulkoiseksi kuormitukseksi. Jos veden vaihtuvuus on pieni, on vesistö herkempi ulkoisesta kuormituksesta aiheutuville muutoksille. Kun vesistöön tuleva ravinnekuormitus ylittää sen sietokyvyn, alkaa rehevöitymistä tapahtua. Rehevöityvän järven levätuotanto kasvaa minkä takia rehevyyskehitys kiihtyy entisestään. (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 10-11, Eloranta, 2005, 13.)

Karussa järvessä tapahtuva hapellisen hajoitustoiminnan takia kuormittavat ravinteet varastoituu sedimenttiin. Rehevässä vesistössä oleva kasvimassa hajoaa ja kuluttaa vededen happivarantoja. Hapen vähentyessä sedimentin aerobinen hajoitustoiminta ei enää kykene pilkkomaan sedimenttiin kohdistuvaa kuormitusta. Hapen loppuessa sedimenttiin sitoutunut fosfori vapautuu takaisin vesimassaan, jolloin alkaa ravinteiden noidankehä. Tätä kutsutaan järven sisäiseksi kuormitukseksi. (Sarvilinna & Sammalkorpi, 2010, 12.)

Liebigin 1850-luvulla tehtyjen tutkimuksien mukaan kasvien kasvua rajoittaa epäsuotuisin kasvutekijä. Tämä voi olla valo, lämpötila tai jokin ravinne tai hivenaine. Matalien pitoisuuksiensa vuoksi yleisin vesistöjen minimiravinne on typpi tai fosfori. Normaalisti pintavesissä on liennuttu typpeä lähinnä nitraatteina. Typen määrä on 100 ja 1000 $\mu\text{g:n/l}$ välillä. Valuma-alueen pellot mm. lisäävät nitraattien määrää. Karuissa järvissä nitraatit riittävät loppukesään saakka, mutta rehevissä järvissä ne loppuvat keskikesään mennessä. Toisin sanoen fosforilisäys kuluttaa typen ja tekee siitä minimiravinteen. Tätä tilannetta on aikaisemmin korjattu typenpoistolla vaikka fosforipitoisuuden alentaminen on tehokkaampaa. (Oravainen, 2005, 193.)

Wollnwieder on jo vuonna 1968 osoittanut fosforin tyypeä merkittävämmän rooli rehevyyden hallinnassa. (Äystö, 1997, 7.) Oravaisen mukaan myös vesistöseurannat ovat kiistattomasti osoittaneet fosforin rehevöittävä vaikutuksen ja hyvin rehevissä järvissä on poikkeuksetta kohonnut fosforipitoisuus. Fosforin saostaminen on tyypeen verrattuna helpompaa, sillä metelmät ovat tunnettuja ja olleet pitkään käytössä mm. jätevesien puhdistusprosessissa. Fosforin saostamisella voidaan siis pienentää veden fosforipitoisuutta ja tehdä siitä järven perustuotantoa rajoittava minimiravinne sekä lisätä sedimentin kykyä pidättää fosforia. (Oravainen, 2005, 193.) Taulukossa 1 kerrotaan miten fosforin (P) ja klorofylli-a:n pitoisuudet ($\mu\text{g/l}$) vaikuttavat Suomen sisävesien rehevyyteen. Kokonaisfosfori korreloi selvästi tyypeä voimakkaammin klorofylli-a:ta määrään, eli fosfori on tyypeä useammin Suomen järvien rehevyyttä säätelevä/rajoittava minimiravinne. (Pietiläinen, 2008, 13-14)

TAULUKKO 1. Suomen sisävesien rehevyysluokitus. P tarkoittaa fosforia ja klorof-a klorofylliä. (Oravainen, 1999.)

	Rehevyysluokitus $\mu\text{gP/l}$	klorof.-a $\mu\text{g/l}$
Karu	<10	<4
Lievästi rehevä	10-20	4-10
Rehevä	20-50	10-20
Erittäin rehevä	50-100	20-50
Ylirehevä	>100	>50

Fosforipitoisuus korreloi vahvasti klorofyllipitoisuuden kanssa, joka ilmoittaa vedessä olevan lehtivihreän määrän eli epäsuorasti planktonlevien määrän.

Esimerkiksi Kokemäenjoen vesistöalueella loppukesällä 2000 rehevyys lisääntyi selvästi fosforipitoisuuden (kok.P $\mu\text{g/l}$) lisääntyessä (taulukko 2).

Typipitoisuuteen (kok.N $\mu\text{g/l}$) klorofyllillä (klorof-a $\mu\text{g/l}$) ei ole selvää korrelaatiota.

TAULUKKO 2. Käytännön esimerkkejä Kokemäenjoen vesistöalueelta loppukesältä 2000. Kok.P tarkoittaa kokonaisfosforia. klorof-a klorofylliä ja kok.N kokonaistyppeä. (Jukka Mattila, 2011)

	Kok.P µg/l	klorof-a µg/l	kok.N µg/l
Näsijärvi	9,0	4,0	500
Kukkia	14	3,3	300
Pyhäjärvi	15	11	820
Kyrösjärvi	20	9,6	700
Vanajanselkä	24	15	1120
Längelmävesi, Orivesi	26	20	1330
Kulovesi	29	18	660
Sorvanselkä	30	15	630
Peränejärvi	31	17	540
Hauhonselkä	32	13	580
Jämijärvi	36	17	760

2.2 Rehevyydestä johtuva kunnostuksen tarve

Järven rehevöityessä veden laatu heikkenee mm. sameuden ja erilaisten hiukkasten lisääntymisellä. Erityisesti leväkukintojen lisääntynyt kasvu aiheuttaa verkkojen ja rantakivien limoittumista. Rehevöityminen voi aiheuttaa happikatoja, kalakannan särkivaltaistumista ja kalakuolemia. Myös matalien alueiden umpeenkasvu, sedimentin löyhtyminen sekä sisäisen kuormituksen merkittävä lisääntyminen ovat mahdollisia rehevöitymisestä aiheutuvia muutoksia. (Lappalainen, 1990, 108.)

Rehevöitymisen edetessä järven tilassa tapahtuvat muutokset lisääntyvät ja monimutkasituvat. Nämä muutokset haittaavat järven virkistyskäyttöä. Mikäli muutoksia halutaan poistaa tai vähentää, olisi rehevöityvän järven kunnostaminen ja hoito aloitettava rehevöitymiskehityksen mahdollisimman aikaisessa vaiheessa. (Väisänen, 2005, 30.)

Karuissa järvissä yleensä riittää ulkoisen kuormituksen vähentäminen, kun taas rehevissä järvissä ulkoisen kuormituksen vähentämisellä ei päästä useinkaan kunnostuksen tavoitteisiin. Rehevissä järvissä, sisäisen kuormituksen vähentämiseksi kunnostustoimenpiteitä joudutaan kohdistamaan sedimenttiin, veteen ja kalastoon järven tilan parantamiseksi. Taulukossa 3 näkyy Suomen sisävesille asetetut luokkarajat veden laadun ja käyttökelpoisuuden osilta.

TAUKLUKKO 3. Yleinen käyttökelpoisuusluokitus ja vedenlaatuluokituksen luokkarajat. (Suomen ympäristökeskus, 2012.)

	I Erin oma inen	II Hyvä	III Tyydyttä vä	IV Välttävä	V Huono
Klorofylli-a (µg/l) (sisävedet)	<4	<10	<20	20-50	>50
Kokonaisfosf ori (µg/l) (sisävedet)	<12	<30	<50	50-100	>100
Näkösyyvyys (m)	>2,5	1-2,5	<1		
Sameus (FTU)	<1,5	>1,5			
Väriluku	<50	50-100 (<200)	<150	>150	
Happipitoisu us (%) päälyysvedess ä	80 - 110	80-110	70-120	40-150	vakavia happi- ongelmia

2.3 Vesistöjen kunnostukseen liittyvä lainsäädäntö

Vesistöjen kunnostustoimintaa säätelevät vesilaki, ympäristönsuojelulaki, luonnonsuojelulaki, sekä maankäyttö- ja rakennuslaki. Vesienhoidon järjestämislain tarkoituksena on, että vesienhoidon järjestämisessä otetaan huomioon vesien laadun lisäksi vesien riittävyys, vesien kestävä käyttö, vesipalvelut ja niiden taloudellinen selvitys, tulvasuojelu, vesien virkistyskäyttö, vesien välityksellä leviävät taudit sekä vesiekosysteemien suojeleminen ja vesiekosysteemeihin suoraan yhteydessä olevien maaekosysteemien ja kosteikkojen suojeleminen. (Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä 2004/1299, 1§.)

Koska lupakysymyksillä on merkittävä vaikutus hankkeen kustannuksiin ja aikatauluihin, on kunnostushankkeen suunnittelussa otettava huomioon myös oikeudelliset näkökohdat. Useimmat kunnostusmenetelmät vaativat ympäristöluvan vaikka jotkut hankkeet voidaan toteuttaa vesialueiden omistajan luvalla. Ilmoitusvelvollisuus koskee myös hankkeita joihin lupaa ei tarvita. Luvan tarve määräytyy kunnostushankkeen ennakoitujen vaikutusten perusteella ja se syntyy vesilain tai ympäristölain peusteella. (Majuri 2005, 93.)

Kunnostustöiden aloittamisesta on ilmoitettava kunnan ympäristösuojeluviranomaiselle ja ELY-keskukselle. Vesilain 2 luvun 3 §:än mukaan hankkeet on suunniteltava ja toteutettava niin, että tarpeetonta haittaa ei aiheuteta ja tätä tulee noudattaa kaikissa kunnostushankkeissa. Hankkeen suunnittelussa ja toteutuksessa on siis käytettävä riittävää asiantuntemusta, vaikka lupaa ei tarvita. Toimenpiteet, joihin tarvitaan lupa tai suostumus viranomaisilta ovat hapetus, ravintoketjukunnostus, fosforin kemiallinen saostus, alusveden poistaminen, laimentaminen tai huuhtelevuus, ruoppaus, vedenpinnan nosto, vedenkorkeuden säännöstely, vesikasvien niitto, happamoitumisen torjunta, lintu- ja riistavesien kunnostukset, järven tilapäinen kuivattaminen, sedimentin kipsaus, sedimentin savipeitto, sekä sedimentin pöyhittäminen. (Majuri 2005, 97.)

3 FOSFORIN SAOSTAMINEN LUONNONVESIEN KUNNOSTUSMENETELMÄNÄ

3.1 Menetelmän kuvaus

Fosforin kemiallisessa soastuksessa käytetään kemikaaleja, joiden avulla saostetaan vedessä olevaa liukoista fosforia järven pohjasedimenttiin. Saostuskohteissa kemikaaleina on käytetty rautayhdisteitä sekä alumiiniyhdisteitä. Oravaisen mukaan saostuskohteissa saatujen kokemusten perusteella voidaan suositella alumiinikloridin käyttöä saostuksissa. Fosforin sitoutuessa sedimenttiin vesimassasta, se ei ole enää vedessä olevien leväkukintojen käytössä. Vedessä olevan liukoisen fosforin saostamisen lisäksi menetelmä edesauttaa sedimentin kykyä pidättää fosforia, jolloin vesistön sisäinen kuormitus pienenee. Sitoututessaan sedimenttiin alumiinikloridi luo esteen, jolloin fosforia ei pääse vapautumaan vesimassaan. Kemikaalin loppuessa sedimentistä, alkaa fosforipitoisuus kuitenkin taas nousta. Tästä seuraa leväkukintojen ja rehevyyden lisääntyminen. Kemikaalikäsittely pitääkin toteuttaa muutaman vuoden välein, mikäli vesistön parantunutta tilaa halutaan ylläpitää. (Oravainen 2005, 193.)

3.2 Menetelmän soveltuvuus

Menetelmän toimivuus vaatii kohteelta matalaa ulkoista kuormitusta. Rehevyyden syynä tulisi olla fosforin vapautuminen sedimentistä, eli sisäinen kuormitus. Tieto sisäisestä kuormituksesta tulisi selvittää sedimenttianalyysiillä. (Sarvilinna & Sammalkolrpi 2010, 58). Tämän lisäksi saostuskohteeksi sopivalta järveltä edellytetään veden vähäistä vaihtumista (viipymä yli 1 vuosi) sekä suhteellisen pientä tilavuutta (yleensä alle 1,0 milj.m³). Mikäli veden vaihtuvuus on suurta, korvautuu saostettu vesi uudella, todennäköisesti ravinteikkaammalla vedellä. Humuspitoisuudeltaan korkeissa vesissä fosfori on sitoutunut humuskompleksiin, jolloin se on kemiallisesti epäaktiivinen. Näin ollen vedet joissa on korkea humuspitoisuus eivät sovellu saostuskohteiksi. Matalissa järvissä levät kykenevät ottamaan fosforia pohjalle valuneesta saostumsta, joten menetelmä soveltuu paremmin syviin järviin. Mitä huonommassa kunnossa

pohjaliete on, sitä todennäköisempää on vesistön rehevöityminen uudelleen. (Oravainen, 2005, 194, Äystö 1997, 45.)

3.3 Menetelmän edut

Fosforin saostamisen menetelmät ovat tunnettuja ja olleet pitkään käytössä jätevedenpuhdistusprosesseissa. Tästä johtuen myös saostuskemikaalit ovat helposti saatavia, edullisia ja melko vaarattomia oikein käytettynä. Menetelmä on pienissä kohteissa suhteellisen edullinen ja helposti toteutettavissa verrattuna muihin kunnostusmenetelmiin. Se on myös onnistuessaan erittäin nopea toteuttaa ja käsittelyn vaikutus on havaittavissa välittömästi. Saostuskemikaalina käytetyt alumiiniyhdisteet, toimivat myös luonnon kiertokulussa fosforin saostajina. Alumiiniyhdisteet reagoivat myös ilman happea eli ne ei ole sidoksissa vesistön happitilanteeseen. Alumiinikloridi sitoo siis fosforin sedimenttiin myös hapettomissa olosuhteissa. Koska alumiinia on maaperässä luonnostaan, ei sen suhteellinen määrä muutu merkittävästi käsittelyn yhteydessä. (Oravainen, R, 193-194, Sarvilinna & Sammalkolrpi 2010, 58.)

3.4 Menetelmän haitat

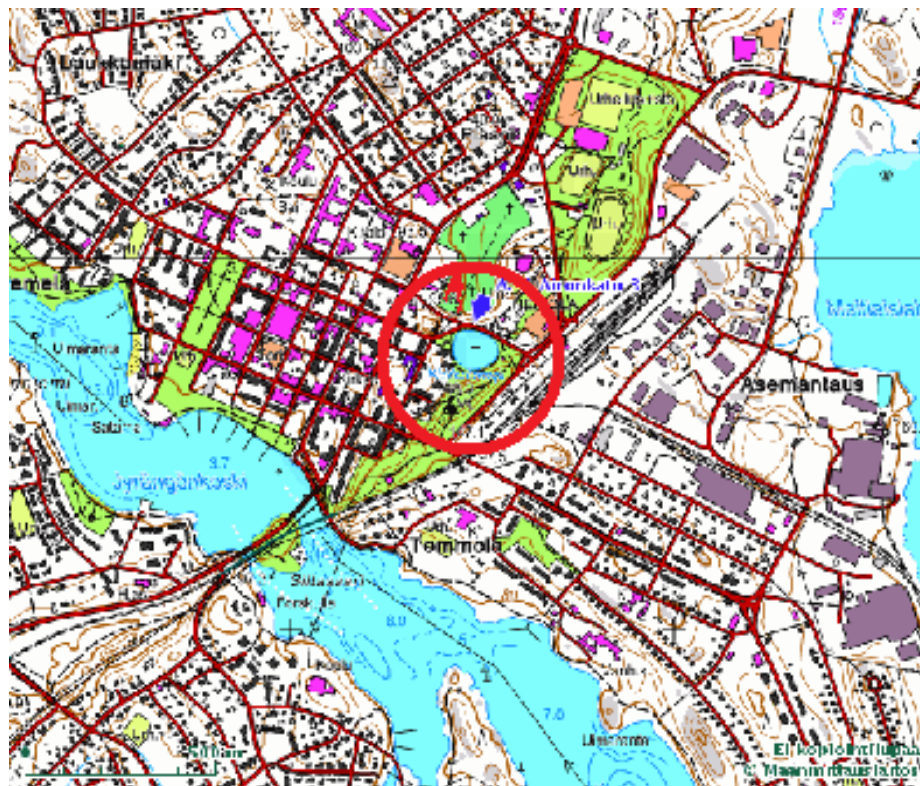
Haittapuolena voidaan pitää saostuliuksena käytetyn alumiinikloridin happamoittavaa vaikutusta, joka laskee veden pH:ta. pH:n laskiessa alle 5,5:n ovat, kalakuolemat todennäköisiä. Tällöin alumiini saostuu kalojen kiduksiin, jolloin kalat tukehtuvat. Oikealla annostuksella pH ei laske alle kuuden ja alumiini laskeutuu nopeasti pohjalietteeseen. Liiallinen veden pH:n nousu voi kuitenkin vapauttaa alumiinikloridin saostamaa fosforia. Negatiivisena asiana voidaan pitää menetelmän lyhytaikaista vaikutusta, sillä kemikaalikäsittely pitää toistaa muutaman vuoden kuluttua ensimmäisestä saostuksesta. Menetelmä edellyttää myös hyviä taustatutkimuksia, jotka voivat hidastaa kunnostushanketta. (Oravainen, R, 193-194, Sarvilinna & Sammalkolrpi 2010, 58.)

3.5 Kemikaalikäsittelyn toteutus

Ennen käsittelyä on tarpeen suorittaa esitutkimus, jossa seurataan järven fosforipitoisuuden kehitystä sekä arvioidaan saostuksessa käytettävän kemikaalin tarve. Kemikaalin annostus arvioidaan laboratoriossa lisäämällä käytettävää kemikaalia kohdejärven veteen, minkä jälkeen vedestä on tietyin väliajoin tutkittu pH- ja fosforiarvoja. Kun pH putoaa 6:een, on annostus optimaalinen. Annostuksen tulisi olla mahdollisimman suuri, jotta pohjalietteeseen laskeutunut saostumaton kemikaali estäisi ravinteiden vapautumisen sedimentistä. Kemikaali voidaan levittää mm. rannalta, veneestä tai lautalta. Talvisin se voidaan levittää jään päälle. Alumiinikloridi on nestemäistä, ja se voidaan johtaa veteen hyödyntämällä veneen potkurin aiheuttamia virtaamia tai vesisuihkua. Levitys kohdistetaan koko vesimassaan tai pelkästään alusveteen, jolloin kalakuolemien riski on pienempi. Johtamalla kemikaali suoraan alusveteen tulee annostuksesta suurempi vesimassan tlavuuden pienentyessä. Näin ollen ylimääräinen alumiini muodostaa esteen mahdollisesti uudelleen pohjalietteestä vapautuvalle fosforille. Jälkiseuranta tulee aloittaa heti käsittelyn jälkeen määrittämällä pH:n ja fosforipitoisuuden muutokset. Tämän jälkeen vesinäytteet tulisi ottaa kuukauden välein. Vuosittain vedestä tulisi ottaa näytteet vähintään loppupalvesta ja alkukesästä, jotta vesistön rehevöitymiskehitystä voidaan seurata. (Oravainen, 2005, 196.)

4 KIRKKOLAMMEN ESITTELY

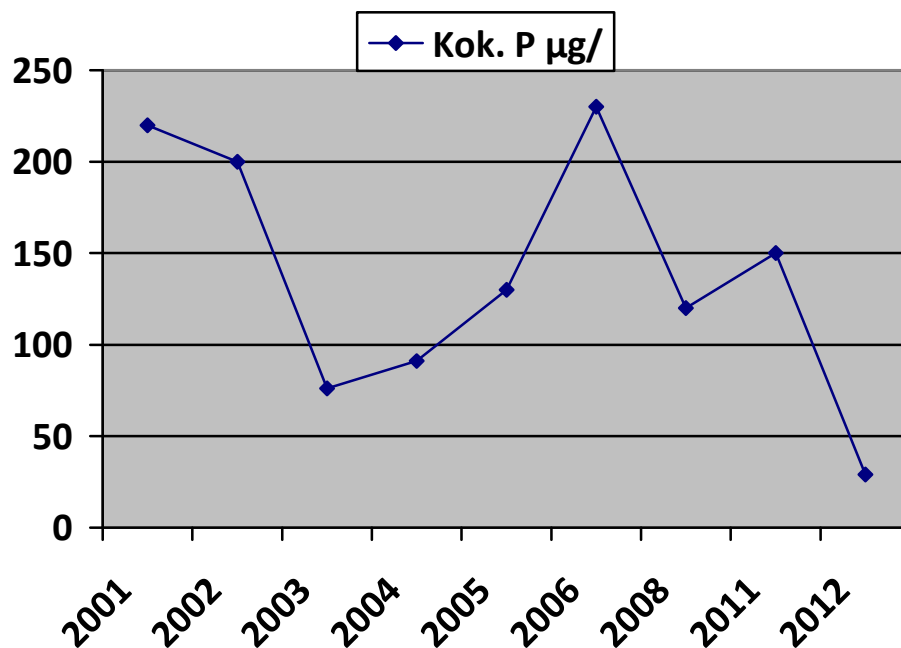
Kirkkolampi on pieni lampimainen vesistö Konninveden lähialueella Heinolan keskustassa (Kuvio 1). Sen vesisyvyys on suurimmillaan 3,5 m ja pinta-alaltaan se on n. 0,2 hehtaaria. Kirkkolammen vedenlaatua on seurattu säännöllisesti vuodesta 1998 lähtien. Sekä päällysveden kokonaisfosforipitoisuuksien että klorofyllin perusteella Kirkkolampi on luonteeltaan erittäin rehevä. Fosforipitoisuudet ovat olleet Kirkkolammessa niin korkeita, ettei fosfori ole enää edes selvästi tuotantoa rajoittava minimiravinne. Kirkkolammella esiintyvää suurta sähkönjohtavuutta (27 mS/m) sekä korkeita kokonaisfosfori- (100 - 200 µgP/l) ja typpipitoisuuksia (1300 - 4000 µgN/l) esiintyy lähinnä vesissä, joihin kohdistuu voimakkaasti viljeltyjen alueiden peltolannoitekuormitusta, tai jopa suoranaississa jätevesissä. Yleiseltä käyttökelpoisuusluokaltaan Kirkkolampi on lähinnä välttävä, vaikka rehevyyttä kuvaavat klorofylli *a* ja kokonaisfosfori ylittivätkin jopa huonon vedenlaadun luokkarajat. (Klorof-*a* µg/l >50, Kok.P µg/l >100) (Kymijoen vesi ja ympäristö ry, 2009.)



KUVIO 1. Kirkkolampi sijaitsee Heinolan keskustassa

4.1 Lampeen kohdistuva kuormitus

On epäselvää, mistä Kirkkolammen vesimassan ja pohjasedimentin ravinteet ovat peräisin. Kirkkolammen on voinut tulla aikoinaan esimerkiksi jätevesikuormitusta. Kirkkolammen sijainnin vuoksi on todennäköistä, että sitä kuormittavat myös kaupunkialueen hulevedet. Näiden vesien mukana kulkeutuu runsaasti ravinteita ja esimerkiksi liikenteestä peräisin olevia epäpuhtauksia. Myös ulosteperäisten bakteerien esiintyminen on melko todennäköistä, sillä hulevedet sisältävät usein runsaasti eläinten kuten esimerkiksi koirien ulostetta. Omalta osaltaan Kirkkolammen rehevyyttä voivat lisätä siellä viihtyvät sorsat, sillä tavallisesti keskustoissa sijaitsevilla lammilla sorsia myös syötetään ahkerasti, mikä lisää merkittävästi ravinteiden määrää lammessa. (Kymijoen vesi ja ympäristö ry, 2009). Kuviossa 5 näkyy Kirkkolammen kokonaisfosforimäärät 11 vuoden ajalta.



KUVIO 2. Kirkkolammen kokonaisfosforimäärät vuosilta 2001-2012. (Koikkalainen, 2012.)

Rehevyydestä johtuen tuotanto lammessa on suuri. Tuotannossa syntyvän orgaanisen aineen hajoaminen kuluttaa vesimassan happivarantoja. Koko lammen vesimassa on ajoittain ollut hapeton ja lammen lähiympäristössä on haissut rikkivety. Näitä tilanteita on esiintynyt yleensä loppupalvella. Kirkkolammen happitilanteen parantamiseksi ja sisäkuormitteisuuden pienentämiseksi lammen hapetus käynnistettiin talvella 1998. Tämän seurauksena rikkivedyn aiheuttamat hajuhaitat lammen ympäristössä loppuivat.

4.2 Linnuston osuus ulkoisesta kuormituksesta

Kirkkolammella on talvisin ja syksyllä sorsia noin 800 yksilöä, keväällä määrä vähenee, kun ne lähtevät pesimään. Sorsien tilalle tulee kuitenkin lokit, joita on noin 200 yksilöä. (Olli Vuori, 2012)

Sorsan vuosittainen fosforintuotanto 0,1kg/a [7, s.11}

Lokin vuosittainen fosforintuotanto 0,2g/d [2]

Sorsat $0,1 * 800 = 80 \text{ kg p/vuosi}$

Lokit $0,2\text{g} * 365 = 73 \text{ g/vuosi}$

$0,073\text{kg} * 200 = 14,6 \text{ kg P/vuosi}$

Karkeasti arvioituna molemmat lintuyhdyskunnat asuttavat lampea puoli vuotta, näin ollen linnuston aiheuttama vuosittainen fosforikuormitus on:

$80 \text{ kg} * 0,5 + 14,6\text{kg} * 0,5 = 47,3 \text{ kg}$

Tästä lampeen kertyneen fosforin määrä voi olla mitä tahansa välillä 5%-95%. Ennen kemikaalikäsittelyä lammen kokonaisfosforimäärä oli 150 µg/l, joten

lammen tilavuuden ollessa n. 20 000 m³, on kokonaisfosforin määrä n.3 kg. Vaikka linnuston aiheuttamasta fosforikuormasta vain 10 % (4,7 kg) kulkeutuisi veteen, olisi se huomattava vuotuinen kuormitustekijä.

4.3 Aikaisemmat kunnostustoimet

Veden laadun parantamiseksi rakennettiin Kirkkolammen viereen pohjavesipumppaamo kesällä 2002. Elokuussa 2002 Kirkkolampeen alettiin pumpata vähäravinteista pohjavettä, jonka avulla lampea myös ilmastettiin. Lammen itäosa pysyy pumppauksen ansiosta avoinna myös talvikautena. Kesällä 2002 rakennettiin lammen länsireunaan poistoputki, jonka kautta lammen ylivuotovesi valuu kaupungin sadevesiviemöriin. Tällä vedenkierrolla on Kirkkolampi pystytty pitämään hapekkaana läpi vuoden.

Kirkkolammelta on haettu Turun Yliopiston tutkijan Eila Varjon kanssa vuonna 2004 sedimenttinäyte. Näytteen paksuus oli n. 60 cm ja näyte oli kokomatkaltaan löyhää hapekasta, runsaasti orgaanista ainesta sisältävää sedimenttiä. Lammella vuosia käynnissä ollut hapetus näyttää tehonneen ja pintasedimentissä ei ollut nähtävissä hapettomuuden jälkiä.

Kirkkolammelta haettiin toinen pohjasedimenttinäyte maaliskuussa 2006 Turun yliopiston toimesta. Järven sedimentti oli erittäin paksu ja löyhä. Näytteen kokonaispitoisuudeksi tuli noin 7 m. Sedimenttiä otettiin puolen metrin pätkissä ja kustakin pätkästä otettiin yksi näyte. Ensimmäisen kuuden metrin aikana sedimentin laatu ei juurikaan muuttunut. Orgaanista hajoamatonta materiaalia oli havaittavissa vielä kuuden metrin syvyydellä. Näytteissä oli kaasukuplia yllättävän vähän.

Kesällä 2004 Kirkkolampeen suunniteltiin sedimenttipöyhintää syystalvelle, sillä Lahdessa saatu kokemus Likolammelle tehdystä sedimenttikäsittelystä oli hyvä. Myöhemmin ilmeni kuitenkin, että sedimentin paksuus on Kirkkolammella useita metrejä, mistä johtuen happikalkkipöyhintä tuskin parantaisi lammen tilaa. Tästä syystä sedimenttikäsittelystä luovuttiin. Lammen sedimentin poistoa selvitettiin,

mutta Heinolan teknisen toimen mukaan sedimentin poisto saattaisi vaarantaa lammen rantaan rakennettujen pengerteiden perustuksia, joten ruoppaukseen ei ryhdytty. Kustannukset kaupungin kesellä tehtävällä mittavalla ruoppauksella nousisivat myös hyvin korkeiksi. (Sinikka Koikkalainen, 2012)

Kaikista kunnostusyrityksistä huolimatta Kirkkolammen tila ei ole juurikaan parantunut ja se on edelleen erittäin rehevä. Esimerkiksi keväällä 2011 leväkukintoja esiintyi lammessa heti jäiden lähdettyä.

4.4 Saostuksen soveltuminen Kirkkolampeen

Kirkkolammen tila ja olosuhteet täyttävät osittain kemialliselle käsittelylle asetetut kriteerit. Lampi on voimakkaasti sisäkuormitteinen, pienikokoinen ja veden vaihtuvuus on pieni. Lampeen kohdistuu kuitenkin melko voimakasta ulkoista kuormitusta ja sen pohjaliete on varsin epäilyttävässä kunnossa. Tästä huolimatta Kirkkolammen tilan ja sijainnin takia useat kunnostustoimenpiteet ovat poissuljettuja (esim. ruoppaaminen), joten lammen kemiallinen saostaminen on käytännössä ainoa lammen tilan parantamiseen soveltuva toimenpide.

5 KIRKKOLAMMEN KÄSITTELY

5.1 Esitutkimus

Ennen käsittelyä suoritettiin esitutkimus, jossa tarkasteltiin järven fosforipitoisuuden kehitystä, sekä arvioitiin saostuksessa käytettävän kemikaalin tarve. Kemikaalin tarve riippuu ensisijaisesti veden puskurikyvystä eli veden alkaliteettiarvosta. Alkaliniteetilla tarkoitetaan veden kykyä neutraloida happoja. Siitä käytetään myös nimitystä hapon sitomiskyky. Vesistön happamoituminen näkyy ensin alkaliniteetin laskuna ja vasta sen jälkeen pH-arvoissa.

Karkeasti arvioituna annostus grammoina vesikuutiometriä kohden on 100 kertaa alkaliteetti-arvo, eli jos alkaliteetti on 0,20 mmol/l, kemikaalin annostus on 20 g/m³. Järvivesien alkaliteetti on yleensä 0,1 - 1,0 mmol/l. (Heikkinen & Alasaarela, 1988, 93.) Kemikaalin tarve siis vaihtelee järven tilavuuden ja veden puskurikyvyn mukaan välillä 10 ja 100 g/m³.

Saostuskoetta varten Kirkkolammesta haettiin kokoomanäyte väliltä 1 ja 3 m. Kemikaalin annostelumäärä arvioitiin keväällä suoritettujen laboratoriotestien sekä lammen vesimäärän perusteella. Kemikaalina käytettiin polyalumiinikloridi PAX-18:aa (valmistaja: Kemira), joka on vedenpuhdistuksessa käytettävä nestemäinen saostusaine, joka sisältää aktiivisia moniarvoisia alumiiniyhdisteitä. PAX-18 sopii juoma- ja jätevesien puhdistukseen, ja sitä voidaan käyttää useimmissa puhdistusprosesseissa. Alumiinikloridia annostellaan siten, että veden pH laskee tasolle 6,0. Taulukossa 4 näkyy saostuskemikaalin vaikutus veden alkaliteettiin ja pH-arvoon.

Kokeen perusteella 150g/m³ PAX-18-kemikaalia pudottaa Kirkkolammesta haetun vesinäytteen pH:n 6,3:een, joten kemikaalin tarve on näin ollen:
 $150\text{g} * 20.000\text{m}^3 = 3000\text{kg}$. Yhdessä tilakontissa on noin 600 kg, eli kunnostukseen tarvitaan 5 kontillista.

TAULKKO 4. Saostuskokeen tulokset

PAX-18 g/m³	pH	Alkaliteetti mmol/l	kok.P µg/l
0	8,1	1,2	140
90	7,4	0,49	
120	7,1	0,28	
150	6,3	0,14	
200	5	0,01	

5.2 Toteutus

Käsittely tapahtui 8.11.2011. Puhdistuskemikaali levitettiin lampeen lautalta, jota vedettiin veneellä lammen ympäri. Kemikaali johdettiin letkua pitkin veteen, josta sen oli tarkoitus levitä potkurivirran mukana. Ensimmäinen lautta upposi rantaan jo yhden kemikaalikontin painosta ja toinen oli kasaan taitettava malli, joka oli kasattu suuresta metalliovesta, sekä metallitynnyreistä. Lautan suuresta koosta, sekä lammen mataluudesta johtuen, lautta jäi useamman kerran jumiin. Myös lautassa oleva taitoskohta aiheutti ongelmia, kun saranoiden kiinnitys petti kellukkeiden aiheuttaman nosteen johdosta. Puhdistuskemikaali sekoittui kuitenkin potkurivirran mukana hyvin lammen veteen, joka kirkastui silminnähden käsittelyn yhteydessä.



KUVIO 3. Kemikaalinlevitys käynnissä



KUVIO 4. Kontit nostettiin lautalle nosturiautolla



KUVIO 5. Ensimmäinen lautta ei kestänyt kontin painoa



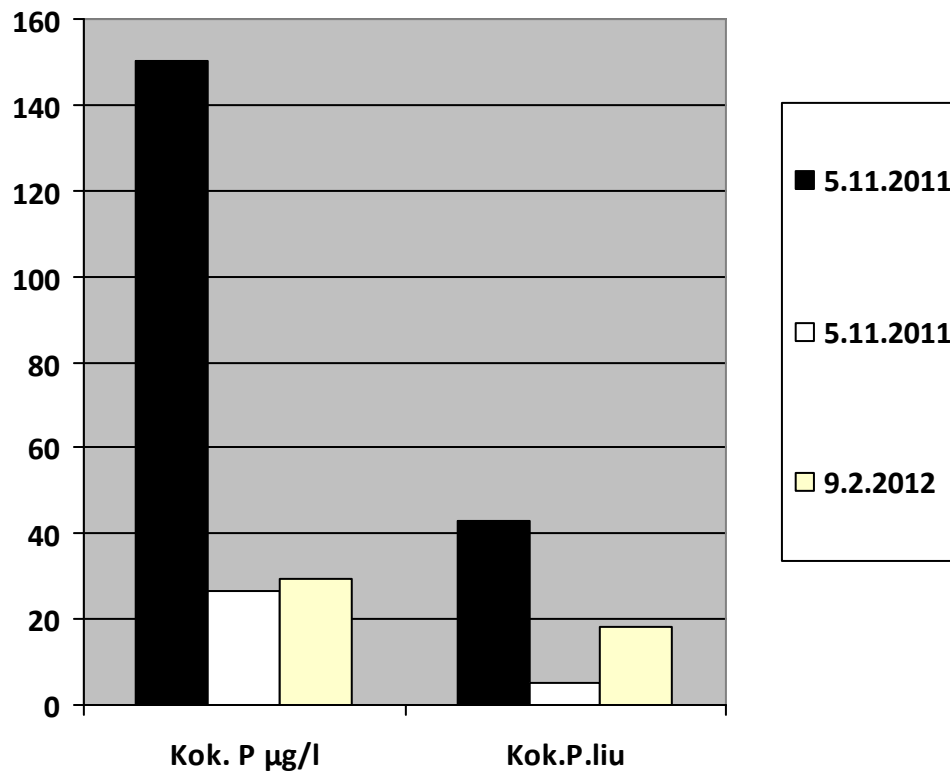
KUVIO 6. Toinenkaan lautta ei toiminut täysin toivotulla tavalla

5.3 Tulokset

TAULUKKO 5. Tulokset Kirkkolammen veden tilasta. Al tarkoittaa alumiinia, alk. alkaliniteettiä, Kok.P kokonaisfosforia ja Kok.P.liu liuokista kokonaisfosforia.

	Ennen käsittelyä	Heti käsittelyn jälkeen	Yhdeksän viikon jälkeen
Al µg/l	29	97	<15
pH	7,3	6,7	6,9
Alk.mmol/l	1,3	0,7	0,9
Kok. P µg/l	150	26,8	29,4
Kok.P.liu	43	<5	18,2
Kok.N µg/l	3100	2450	3120

Fosforin saostuksen onnistumisen arvioinnissa kriteereinä on käytetty mm. käsittelyn jäkeistä veden fosforipitoisuutta, mahdollisista sinileväesiintymistä, näkösyvyyttä ja vaikutuksen kestoaikaa.



KUVIO 7. Kokonaisen ja liukoisen fosforin kehitys ennen ja jälkeen kemiallisen käsittelyn.

Ennen kemiallista saostusta otettujen vesinäytteiden perusteella Kirkkolammen vesi oli värikästä ja erittäin ravinnepitoista. Kokonaisfosforin määrä oli tuolloin 150 µg/l ja liukoisen fosforin osuus tästä oli lähes kolmannes. Veden pH arvo oli 7,3 ja alkaliniteetti 1,3 mmol/l.

5.3.1 Jälkiseurantatulokset käsittelyn jälkeen

Heti kemiallisen fosforin saostuksen jälkeen kokonaisfosforin määrät lammessa vaihtelivat 18 ja 36 µg:n/l välillä ja liukoisen fosforin pitoisuus oli alle määritysrajan. Veden pH-arvot olivat saostuksen jälkeen 6,4-6,9 ja alkaliniteetti 0,41-0,93 mmol/l. Annostus olisi siis voinut olla astetta suurempi, jotta pH-taso 6,0 olisi saavutettu. Suuremmalla annostuksella olisi todennäköisesti saavutettu pidempi vaikutusaika käsittelylle. Veden sameus väheni noin puoleen ja

näkösyyvyys oli noin 3 m. Ensimmäisten tulosten perusteella Kirkkolammen fosforin kemiallinen saostus näyttäisi onnistuneen erittäin hyvin.

5.3.2 Jälkiseurantatulokset 9.2.2012

Ensimmäisten seurantatulosten perusteella liukoisen fosforin määrä oli hieman noussut verrattuna käsittelyn jälkeisiin tuloksiin. Määrä (18,2 µg/l) on kuitenkin yli 50 % pienempi lähtötilanteeseen (43 µg/l) verrattuna. Kokonaisfosforiarvot olivat myös hieman nousseet, mutta ovat kuitenkin yli 80 % pienemmät lähtöarvoon (150 µg/l) verrattuna. Liukoisen fosforin osuus kokonaisfosforista oli n. 60 %. Veden pH-arvo oli 6,9 ja alkaliniteetti vaihteli 0,85-0,88 mmol:n/l välillä. Veden sameus oli todella alhainen ja näkösyyvyys oli 4,0 m. Alumiinihydroksidin määrä oli kaikissa mittauspisteissä alle määritysrajan, mikä indikoi saostuksen onnistumisesta.

6 REFERENSSIKOHDE SORSALAMPI

Sorsalampi on Tampereella sijaitseva, Kirkkolammen tyyppinen, erittäin rehevä ja lampimainen vesistö. Sorsalammen fosfori saostettiin samalla alumiinikloridiliuoksella kuin Kirkkolampi. (tuotemerkki PAX-18). Levitys tapahtui 8.4.2011. Kemikaali levitettiin moottorikelkalla jäälle (kuvio 9), josta se jäiden lähdettyä sekoittui vesimassaan. Ennen saostusta fosforipitoisuus oli 710 µg/l. Normaali pitoisuus olisi talvella luokkaa 20 µg/l. Ensimmäinen näyte otettiin vielä ennen sulamista 20.4.2011, jolloin fosforipitoisuus oli 83 µg/l ja pH-arvo 6,5.



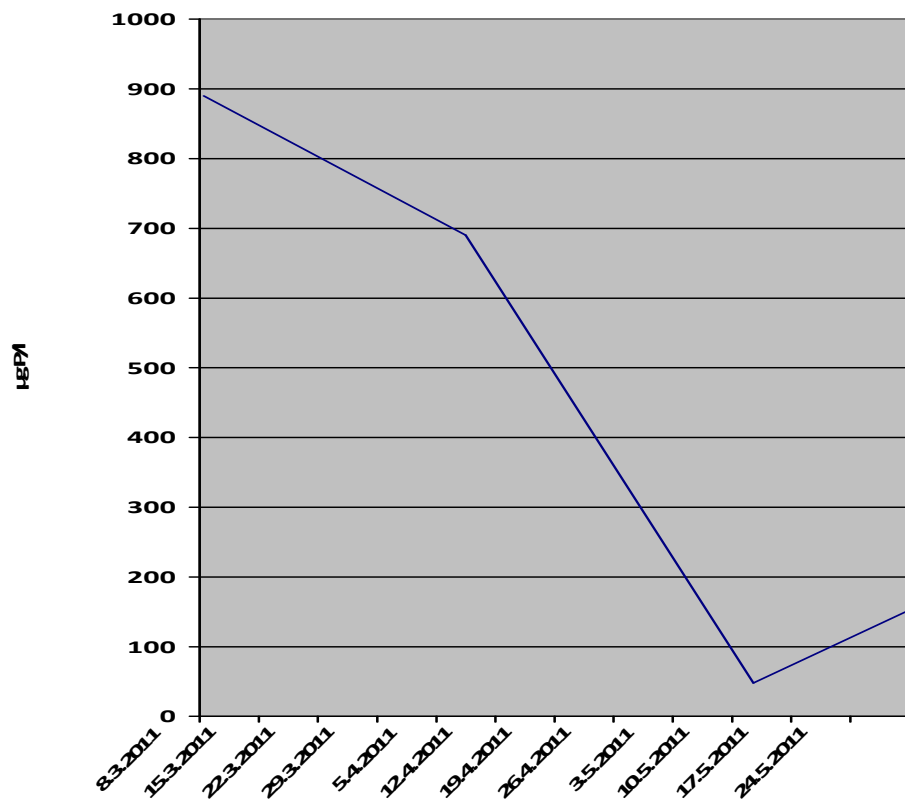
KUVIO 7. Kemikaalinlevitys käynnissä Sorsalammella 2011.

Jäiden lähdettyä vesi näytti kirkkaalta. Pintaan oli kohonnut kuitenkin osa flokista muodostuneen kaasun kannattelemana. Tämä flokki ajelehti tuulen mukana kulkeutuen eri puolille lampea. Flokin määrä on koko ajan vähentynyt. Fosforipitoisuus oli 26.4.2011 otetussa näytteessä 67 µg/l ja pH-arvo 6,7.

Tulosten mukaan saostus onnistui hyvin, sillä fosforipitoisuus laski yli 90 %. Annostus olisi voinut olla kuitenkin hieman suurempi, jotta pH-taso 6,0 olisi saavutettu. Puskurikyky oli kuitenkin laskettua suurempi pohjan huonon tilan takia. (Jukka Mattila, 2011)

Toukokuun alussa fosforipitoisuus oli alimmillaan 48 µg/l. Veden lämmitessä ja levätuotannon käynnistyessä rehevyys kuitenkin lisääntyi. Toukokuun lopulla fosfori oli kohonnut jo rehevälle tasolle. Käsittelyllä ei saavutettu täysin toivottua tulosta, koska kemikaaliannostus oli pH-mittausten perusteella liian alhainen. (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry, 2011)

TAULUKKO 6. Sorsalammen fosforipitoisuuksia vuonna 2011



7 YHTEENVETO

Tässä työssä tarkasteltiin fosforin kemiallisen saostamisen soveltuvuutta luonnonvesien kunnostusmenetelmänä ja pyrittiin selvittämään sen toimivuutta Heinolan Kirkkolammella suoritetussa kemikaalikäsittelyssä. Kirkkolammelta saatuja vesianalyysituloksia verrattiin Sorsalammella suoritetun saostuksen vastaaviin tuloksiin.

Tuloksien valossa tarkasteltuna oli käsittelyn vaikutus Kirkkolammella hyvin saman suuntainen kuin Sorsalammella. Sorsalammella fosforipitoisuus laski yli 90 %, mutta lähtöarvo oli Kirkkolampeen verrattuna moninkertainen (710 µg/l). Kirkkolammella fosforipitoisuuden lasku oli n. 80 % ensimmäisten jälkiseurantatulosten perusteella. Kummassakaan kohteessa pH-arvot eivät laskeneet tavoitearvoon (6,0), joten annostus olisi voinut olla suurempi, jolloin oltaisiin saavutettu myös alhaisemmat fosforitasot. Koska Sorsalammen kemikaalikäsittely luokiteltiin onnistuneeksi, voidaan myös olettaa, että Kirkkolammen käsittely onnistui hyvin. Yleisen käyttökelpoisuusluokituksen mukaan Kirkkolammen vesi parani kokonaisfosforin osalta huonosta hyväksi.

Käytännön osalta fosforin kemiallinen saostaminen soveltuu lampimaisiin vesistöihin hyvin verrattuna muihin kunnostustoimiin, sen ollessa verrattain helppo ja edullinen. Lauttalevitys toimii hyvin, mutta huomioon on kuitenkin otettava olosuhteet. Kohteeseen tulee päästä raskaalla kalustolla ja lautan tulee olla riittävän suuri, jotta se kestävä kemikaalikonttien painon, sekä riittävän pieni, jotta sen liikuttaminen on helppoa eikä se jumiudu mataliin kohtiin.

Vaikka Kirkkolammen kemiallinen käsittely näyttäisi lyhyellä aikavälillä tarkasteltaessa onnistuneen erittäin hyvin, on todennäköistä, että käsittely tullaan uusimaan lähivuosina, mikäli lammen kunto halutaan pitää hyvänä. Lammella asusteleva runsas linnusto, jota myös ruokitaan, aiheuttaa huomattavan fosforikuormituksen ottaen huomioon veden pienen vaihtuvuuden. Voidaan myös olettaa, että järven erittäin paksu ja löyhä sedimentti sisältää paljon ravinteita. Kuten todettua, fosforin kemiallinen käsittely ei kuitenkaan anna pysyvää ratkaisua rehviöitymisongelmaan, varsinkaan kun kyseessä on lähes suljettu

vesistö, joka on altistunut ulkoiselle kuormitukselle. Olennaisinta Kirkkolammen rehevöitymiskehityksen kannalta olisi pyrkiä minimoimaan linnuston aiheuttava kuormitus.

LÄHTEET

Painetut lähteet:

Eloranta P. 2005 Järvien kunnostuksen limnologiset perusteet. Julkaisussa: Ulvi T & Lakso E (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Helsinki, Suomen ympäristökeskus:13–28

Heikkinen, K. ja Alasaarela, E. 1988: Happamoituneiden vesistöjen neutralointi. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus.

Lappalainen, KM. 1990 Kunnostusta ja hoitoa vaativat ongelmat. Julkaisussa: Ilmavirta V (toim.) Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Helsinki, Yliopistopaino

Lappalainen, KM & Matinvesi, J .1990. Järven fysikaalis-kemialliset prosessit ja ainetaset. Julkaisussa: Ilmavirta V (toim.) Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Helsinki, Yliopistopaino.

Majuri, H. 2005. Järvien kunnostuksen oikeudelliset kysymykset. Julkaisussa: Ulvi T & Lakso E (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, 91-94.

Oravainen, R. & Meriluoto, E. 1998. Linikkalanlammin ja Mäkilammen tarkkailutulokset vuodelta 1998. Kirje no 1704/EM. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry.

Sarvilinna, A & Sammalkolrp, I. 2010. Rehevöityneen järven kunnostus ja hoito. Ympäristöopas. Helsinki: Suomen ympäristökeskus.

Ulvi, T. & Lakso, E. 2005. Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Helsinki: Suomen ympäristökeskus.

Väisänen T & Lakso E (2005) Tavoitteiden asettelu ja kunnostusmenetelmän valinta. Julkaisussa: Ulvi T & Lakso E (toim.) Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114. Helsinki, Suomen ympäristökeskus: 75–90.

Äystö, V. 1997. Rehevien järvien kunnostusten arviointi. Helsinki: Suomen ympäristökeskus.

Elektroniset lähteet:

Kokemäenjoen vesiensuojeluyhdistys ry 2011: Tiedote Sorsalammen tilasta [viitattu 12.04.2012] Saatavissa:

http://www.kvvy.fi/tietosivu.php?sivu=ajankohtaista_sorsalampi&kieli=fi

Koikkalainen, S. 2012. Kirkkolammen kunnostus. Heinolan kaupunki. [sähköpostiviesti] Vastaanottaja Seppälä, H. Lähetetty 23.11.2011

Kymijoen vesi ja ympäristö ry tutkimusraportti no 110/2009 [viitattu 12.2.2012] Saatavissa: <http://www.kymijoenvesijaymparisto.fi/tutk120.pdf>

Mattila, J. 2011, Lopputyö, [sähköpostiviesti]. Vastaanottaja Seppälä, H. Lähetetty 25.5.2011

Oravainen, R. Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi [viitattu 12.04.2012] Saatavissa: <http://www.kvvy.fi/opasvihkonen.pdf>

Pietiläinen O. 2008 Yhdyskuntien typikuormitus ja pintavesien tila. Suomen ympäristökeskus. [viitattu 3.10.2012] Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=97187>

Valtion säädöstietopankki. 2012. Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä 2004/1299. [viitattu 3.10.2012] Saatavissa: <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2004/20041299>

Vuori, O.2012 Kirkkolammesta kysyttävää [sähköpostiviesti]. Vastaanottaja Seppälä, H. Lähetetty 12.01.2012

Väisänen T. 2005. Rehevän järven kunnostusmenetelmän valinta. Tekniikan lisensiaatintyö. Oulun yliopisto, Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto. [viitattu 4.10.2012] Saatavissa:

<http://herkules.oulu.fi/isbn9789514292989/isbn9789514292989.pdf>

Waller, D. 1977. Effects of urbanization on phosphorus flows in a residential system. [viitattu 26.2.2012] Saatavissa:

http://itia.ntua.gr/hsj/redbooks/123/iahs_123_0052.pdf

Ympäristöministeriö 1998: Ohje kotieläintalouden ympäristönsuojelusta. [viitattu 26.2.2012] Saatavissa:

<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=22354&lan=sv>

Ympäristökeskus 2012: Yleinen käyttökelpoisuusluokitus ja vedenlaatuluokituksen luokkarajat. [viitattu 26.2.2012]

Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=32376>