

Satu Maaria Karjalainen ja Anna-Kaisa Ronkanen (toim.)

Kosteikot Lakeuden keskuspuhdistamolta ja Rukan puhdistamolta tulevien vesien jälkikäsittelyssä

PRIMROSE-projektin (2001–2003) tulokset



401

Satu Maaria Karjalainen ja Anna-Kaisa Ronkanen (toim.)

Kosteikot Lakeuden
keskuspuhdistamolta ja Rukan
puhdistamolta tulevien vesien
jälkikäsittelyssä
PRIMROSE-projektin (2001–2003) tulokset

OULU 2005

Julkaisu on saatavana myös Internetissä
www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 952-11-2070-3 (nid.)
ISBN 952-11-2071-1 (PDF)
ISSN 1238-8610

Valokuvat: Suomen Ilmakuva Oy
Taitto: Gasworks Oy

Painotupa Ky
Oulu 2005

Alkusanat

Tässä raportissa esitetty tutkimus oli osa kansainvälistä PRIMROSE-projektia. Projektia rahoittivat EU:n tutkimuksen 5. puiteohjelma ja Suomen osuutta lisäksi maa- ja metsätalousministeriö, Lakeuden keskuspuhdistamo, Kuusamon energia- ja vesiosuuskunta, Kuusamon kaupunki, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus ja Suomen ympäristökeskus. Projektin tavoitteena oli tutkia vesiensuojelukosteikoissa tapahtuvia puhdistusprosesseja ja siten edesauttaa kosteikkojen suunnittelua. Hankkeessa toteutettiin tutkimusta yhteisesti eri maissa tutkimalla tiettyjä samoja asioita ja samoilla menetelmillä. Kaikissa maissa tehtiin lisäksi omaa tutkimusta liittyen kunkin maan erikoisvaatimuksiin ja tavoitteisiin.

Tutkimus jakautui seitsemään osatutkimukseen (workpackage) WP1–WP7. Ensimmäisessä osatutkimuksessa tutkittiin kosteikkojen käyttöön liittyviä erityiskysymyksiä kuten esimerkiksi kosteikkojen maaperän ominaisuuksia, maahan kertyneitä ravinteita ja maan myrkyllisyyttä. Tavoitteena oli pohtia, voidaanko kosteikon maaperää käyttää maanparannusaineena. Samassa osatutkimuksessa selvitettiin myös eri maiden lainsäädäntöä sekä kosteikkojen huoltoon liittyviä kysymyksiä, käyttäjien tietoisuutta ja mielenkiintoa kosteikkoja kohtaan. Lisäksi Virossa selvitettiin kosteikon käyttöä osmankäämin tuotantoon ja kasvin käyttöä rakennusaineena. Projektin ensimmäisessä osatutkimuksessa laadittiin myös PRIMROSE-tietokanta.

Työn keskeisin osa liittyi typen ja fosforin prosesseihin, hydrologiaan ja hydraulikkaan sekä mallintamiseen. Osatutkimuksissa WP2–WP5 tutkittiin lähinnä veden viipymää ja virtauksia kosteikoissa, fosforin pidätysmekanismeja, typen prosesseja sekä osittain myös orgaanisen aineen (hiilen) ja patogeenisten bakteerien poistoa. Hankkeessa käytettiin myös erilaisia malleja tulosten analysointiin. Kosteikkojen potentiaalista hyötyä tarkasteltiin myös valuma-alueella. Tutkittuja kosteikkoja oli hankkeessa 20–25 eri Euroopan maista (Norja, Suomi, Viro, Puola ja Ruotsi). Itävallassa tutkittiin kosteikkojen hydraulikkaa laboratorio-olosuhteissa. Kosteikot puhdistivat lähinnä yhdyskuntien jätevesiä, mutta hankkeessa tutkittiin myös maatalouden, turvetuotannon, hulevesien ja kaatopaikkojen vesiä puhdistavia kosteikkoja.

Tutkimuksen keskeiset tulokset olivat:

- Kosteikon maaperään ei kerääntynyt suuria määriä haitallisia ja myrkyllisiä aineita, vaikka kosteikot pidättivät hyvin fosforia ja muita ravinteita. Teiden valumavesiä käsittelevät kosteikot sisälsivät eniten haitallisia aineita.
- Veden viipymämittaus on suoritettava huolellisesti, koska kosteikkoihin muodostuu hitaan virtauksen takia helposti tiheysvirtaus. Hankkeessa kehitettiin kriteerejä, jolla tiheysvirtausta voidaan estää (lisätyn aineen pitoisuuden ja uoman Reynoldsin luvun funktiona).
- Turvekentillä tehokas virtaussyvyys oli jopa 50–70 cm, joka on oletettua suurempi. Turve johti vettä, vaikka kenttiä oli kuormitettu 15 vuotta turvetuotannon (Kompasuo) vesillä ja 10 vuotta yhdyskuntien jätevesillä (Ruka).
- Kosteikkojen kasvit lisäsivät veden sekoittumista kosteikossa. Veden viipymän aikajakauma osoitti selkeästi suurempaa dispersiota kesällä kuin talvella eli kesällä vesi leviää kosteikolla paremmin kuin talvella. Kasveilla saattaa myös olla osittain viipymää lyhentävä vaikutus. Kasvit eivät edesauttaneet kiintoaineen laskeutumista. Kasveilla ja orgaanisella aineella

(turpeella) on keskeinen rooli kosteikoissa mm. toimimalla biofilmien kiinnityspintoina.

- Typen poistoa rajoittaa veden happipitoisuus. Hapen siirtyminen on kosteikoissa enimmillään $3 \text{ g m}^{-2} \text{ vrk}^{-1}$, joka on saavutettu kosteikoissa, jossa oli kenttien vuorottelua (kuormitus ja kuivatus). Rukan tulokset osoittavat myös, että Rukan kentällä hapen siirtyminen on enimmillään noin $3 \text{ g m}^{-2} \text{ vrk}^{-1}$. Lakeuden kosteikolla nitrifikaatio ei toimi kunnolla ja hapen siirtyminen on tähän yksi osasy.
- Fosforin pidättyminen jopa 15 vuotta kentän käytön jälkeen aiheutuu luultavasti siitä, että veden mukana tulevat Al ja Fe pidättyvät kosteikkokentille.

Oulussa 2.11.2005

Bjørn Kløve

Projektin koordinaattori

Satu Maaria Karjalainen, Anna-Kaisa Ronkanen,
Jari Huttunen, Ella Kilpeläinen, Jari Koskiaho, Anu Liikanen,
Bjørn Kløve, Kaisa Heikkinen, Tero Väisänen ja Anneli Ylitolonen

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän toiminta PRIMROSE-projektin tulokset

Sisällysluettelo

1 Johdanto	9
2 Jälkikäsittelykenttä	10
3 Mittaukset, tulokset ja tulosten tarkastelu	12
3.1 Kosteikon hydrologia ja hydraulikka	12
3.1.1 Kentän hydrologia	12
3.1.2 Kentän hydraulikka	14
3.1.3 Veden viipymän mittaus	14
3.1.3.1 Merkkiainemittaus jälkikäsittelykentällä	14
3.1.3.2 Merkkiainemittauksien tulosten laskenta	16
3.1.3.3 Merkkiainemittauksien tulokset ja niiden tulkinta.....	17
3.2 Sedimentin laatu ja sen kyky pidättää typpeä ja fosforia	20
3.3 Kasvillisuus.....	21
3.4 Veden laatu ja poistumat.....	23
3.4.1 Nitrifikaatioprosessi	31
3.4.2 Kaasumittaukset.....	32
3.4.2.1 Näytteenotto.....	32
3.4.2.2 Tulokset ja niiden tulkinta	33
4 Johtopäätökset	40
5 Kiitokset	42
Kirjallisuus	43

Johdanto

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykenttä on ollut EU:n tutkimuksen 5. puiteohjelmaan kuuluneen PRIMROSE-projektin (EVK1-CT-2000-00065) tutkimuskohteena vuosina 2001–2003. Projektin yhtenä tavoitteena on ollut tutkia erilaisia jätevesien puhdistamisessa käytettäviä kosteikoita ja niissä tapahtuvia typen, fosforin, kiintoaineen, hiilen ja patogeenisten bakteerien poistumia. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän tutkimuksessa onkin selvitetty jälkikäsittelykentän vedenpuhdistuksen prosesseja ja niiden tehokkuuteen vaikuttavia tekijöitä.

Jätevedenpuhdistamolta jälkikäsittelykentälle tuleva vesi sisältää runsaasti mm. orgaanista ainesta, ravinteita ja ulosteperäisiä bakteereita. Kentällä jätevedestä poistuu ravinteita, erityisesti fosforia ja vähän typpeä, kiintoainetta ja orgaanista ainetta (BOD) sekä ulosteperäisiä bakteereita. Orgaanisesta aineesta osa pidättyy kentälle sedimentoitumalla, ja osa poistuu ilmaan hiilidioksidina ja metaanina. Osa fosforista pidättyy heti kentän alkuosassa laitoksella käytettävän saostuskemikaalin avulla. Lisäksi fosforia pidättyy kentän pohjalle, osa sitoutuu mikro-organismeihin ja kasvillisuuteen ja osa kulkeutuu Kullionojan kautta Liminganlahteen. Kentälle tuleva typpi pidättyy kentän pohjalle, poistuu ilmaan tai sitoutuu mikro-organismeihin ja kasveihin osan kulkeutuessa Kullionojaan. Kiintoainetta sedimentoituu kentän pohjalle. Myös partikkelimaista orgaanista fosforia ja typpeä pidättyy kiintoaineen mukana. Pohjalle kertyneestä orgaanisesta aineesta vapautuu vesikerrokseen ravinteita mikrobien hajotuksen tuloksena. Eräiden mikro-organismien avulla tapahtuva denitrifikaatio poistaa kentältä ilmakehään typpeä typpikaasuna (N_2) tai dityppioksidina (N_2O), josta käytetään myös nimityksiä ilokaasu ja typpioksiduuli. Poistuvan typen muotoon vaikuttavat kentän happiolosuhteet, pH, lämpötila sekä nitraatti- ja ammoniumtyypen suhde (Vymazal ym. 1998). Kasvukaudella ravinteita sitoutuu pohjasta juurten kautta myös kasvillisuuteen.

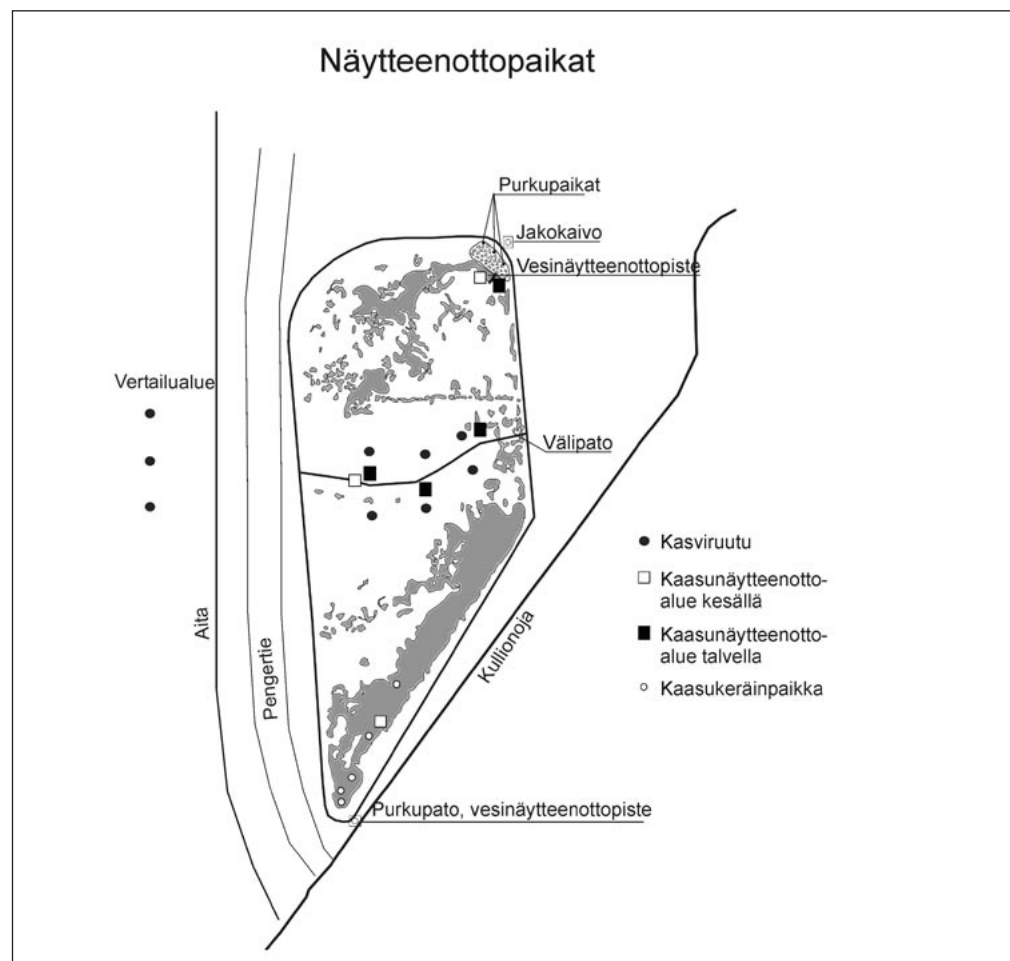
PRIMROSE-projektissa on tutkittu jälkikäsittelykentän hydrologiaa ja hydraulikkua muun muassa viipymämittauksilla sekä mallintamalla veden kulkeutumista kentällä. Lisäksi on tutkittu kiintoaineen pidättymistä, ravinnepoistumiin vaikuttavia tekijöitä sekä jälkikäsittelykentän yläosan lammikon haitta-ainemääriä ja sen sedimentin kykyä pidättää fosforia sekä typpeä. Projektissa on myös arvioitu jälkikäsittelykentän kasvibiomassa ja sen sisältämä ravinnemäärä sekä mitattu kentän kasvihuonepäästöjä.

Tietoja Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän mitoituksista ja rakenteesta sekä kentälle tulleen ja kentältä lähteneen veden määrästä ja laadusta on viety PRIMROSE-tietokantaan, joka on Internetin kautta tutkijoiden ja suunnittelijoiden käytettävissä kosteikkojen suunnittelua varten (http://www.jordforsk.no/fagnat/Primrose/primrose_databasewp1.htm). Tässä julkaisussa esitetään PRIMROSE-projektin tulokset Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä tehdyistä tutkimuksista.

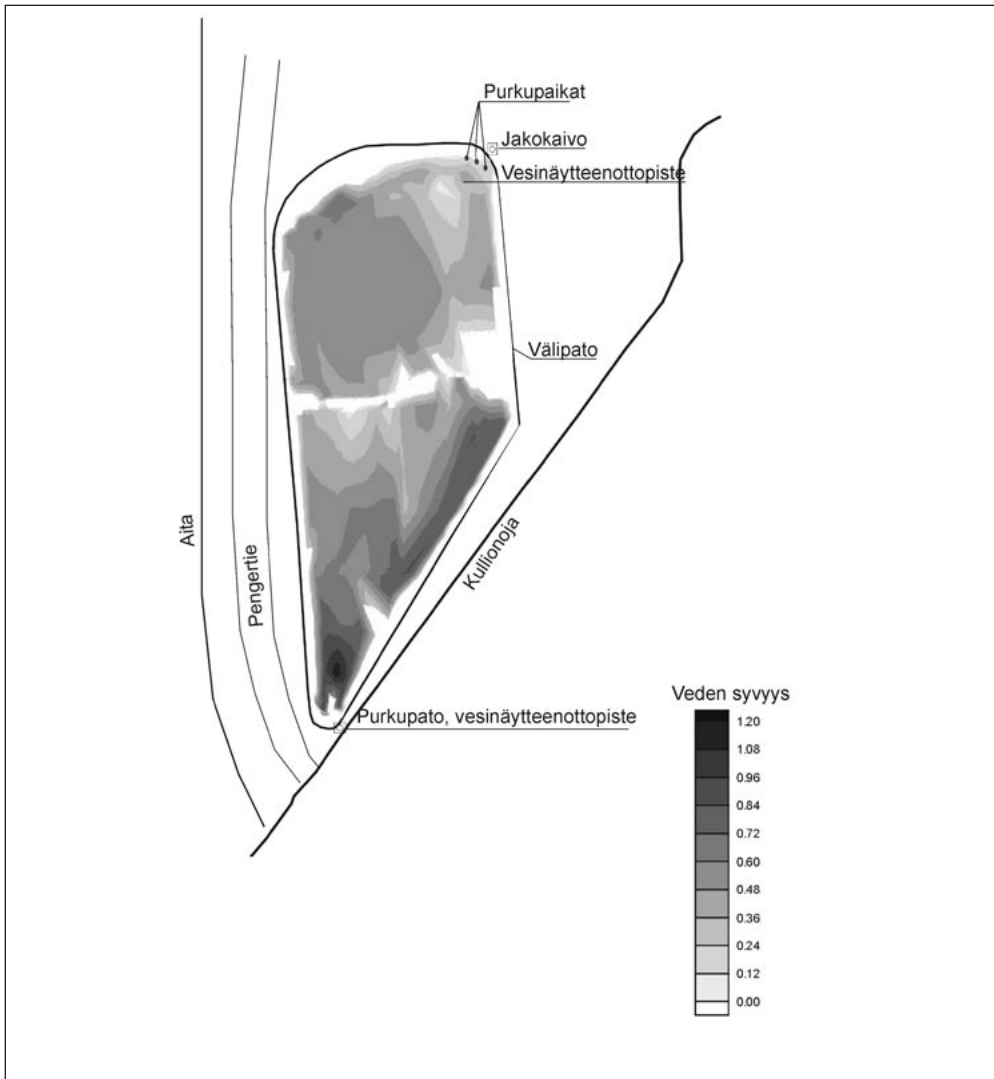
2

Jätkikäsittelykenttä

Kempeleessä sijaitsevassa Lakeuden keskuspuhdistamossa jätevedet puhdistettiin tutkimusaikana biologis-kemiallisella jätkisaostuslaitoksella, jonka jälkeen vedet johdetaan 4,4 ha kokoiselle jätkikäsittelykentälle (64°53'82" N, 25°27'76" E) (kuva 1). Kentältä vedet kulkeutuvat Kullionojan kautta Peräojaan, joka laskee Perämereen Liminganlahdella. Kentän vesisyvyys vaihtelee noin 1,2 metrin syvyyteen asti (kuva 2). Kentän tilavuus vaihtelee vedenpinnan korkeuden mukaan, ja on keskivirtaamien mukaan noin 9300 m³. Yläosan, ennen välipatoa olevan, matalan lammikon ja kasvillisuuden joukossa olevien matalien vesilaikkujen pinta-alaksi arvioitiin ilmakuvan perusteella 2310 m² ja alaosan syvän lammikon pinta-alaksi 6842 m². Vedessä kasvavan kasvillisuuden pinta-alaksi arvioitiin 3,2 ha (32340 m²) ja yläosan lammikon lähellä olevat kuivat alueet ja välipato muodostivat 2508 m². Jätkikäsittelykentän kesäkauden teholliseksi pinta-alaksi on arvioitu 4,15 hehtaaria. Talvella 2002 jään peittämiä ja avovesialueita oli 7480 m², ja lumen peittämää aluetta 36520 m².



Kuva 1. Lakeuden keskuspuhdistamon jätkikäsittelykenttä ja PRIMROSE-tutkimusten näytteenottoapaikat.



Kuva 2. Jälkikäsittelykentän syvyyskartta (m).

Jälkikäsittelykenttä on perustettu luonnontilaiselle, Liminganlahdella tyypillisesti esiintyvälle ruovikkoiselle ja pajukkoiselle alueelle, jonka maaperä on savista. Kentän kasvillisuus on nykyisin muodostunut pääosin järviruo'osta (*Phragmites australis*), jonka lisäksi esiintyy paikoitellen saraa. Kentällä esiintyneet pajut ovat kuolleet vedenpinnan nousun myötä.

3

Mittaukset, tulokset ja tulosten tarkastelu

3.1 Kosteikon hydrologia ja hydrauliikka

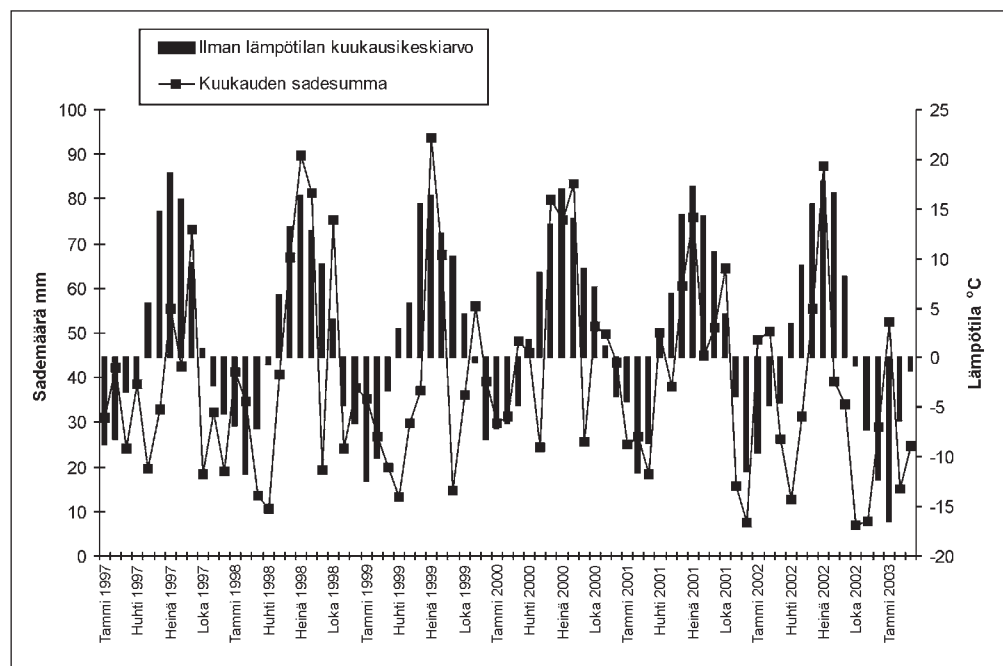
3.1.1 Kentän hydrologia

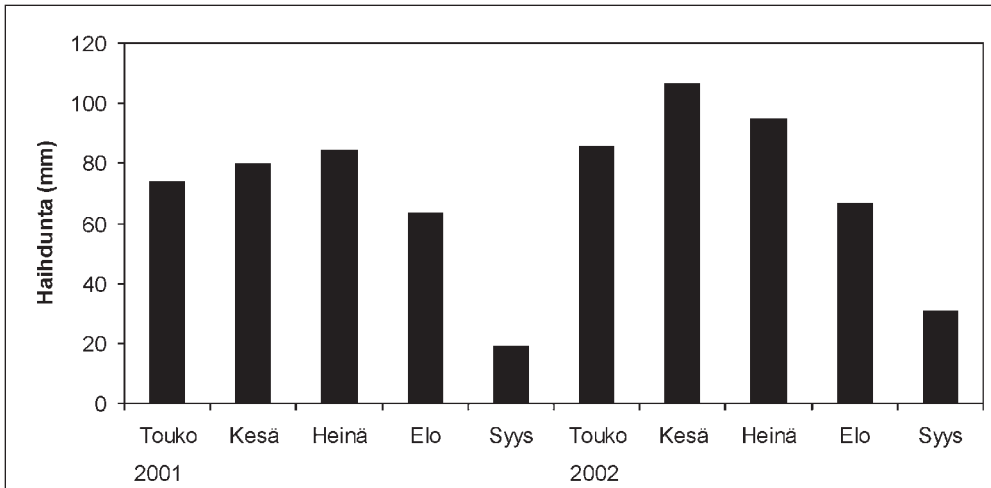
Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän säätietoja on kerätty lähitöllä sijaitsevien sääasemien avulla (taulukko 1). Oulunsalon lentokentällä sijaitsee Ilmatieteen laitoksen automaattiasema, jonka keräämiä tietoja ilman lämpötilasta ja sademäärästä hyödynnettiin (kuva 3). Etäisyyttä kohteiden välillä on 5,7 km. Haihduntatulokset on saatu Suomen ympäristökeskuksen mittauksista Ruukin Greuksessa, joka sijaitsee noin 30 km päässä jälkikäsittelykentästä. Haihduntaa on mitattu astiahaihduntana touko–syyskuun välisenä aikana. Kuvassa 4 on haihdunta vuodelta 2001, jolloin mitattiin kesäkauden viipymää Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä. Viipymäkokeen aikainen jälkikäsittelykentältä lähtenyt virtaama arvioitiin tulovirtaaman avulla huomioiden päiväkohittaiset sadanta- ja haihduntatiedot.

Taulukko 1. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän vuosittaiset summat sademäärän ja haihdunnan osalta sekä ilman keskimääräiset lämpötilat vuosina 1997–2002.

	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Ilman lämpötila (T °C)	2,9	2,1	2,8	4,2	2,6	2,7
Sademäärä (mm)	429	535	469	588	479	429
Haihdunta (mm)	405	285	343	364	320	384

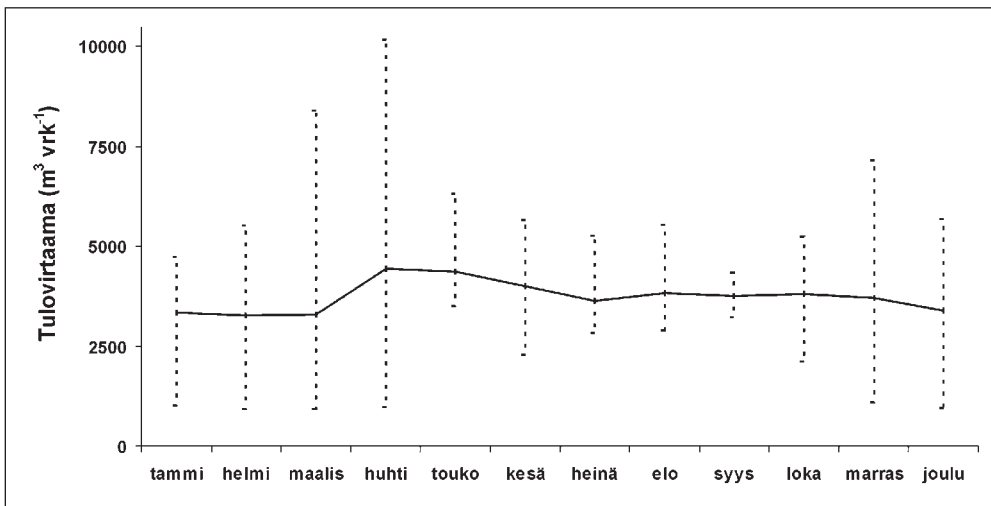
Kuva 3. Oulunsalon lentokentällä mitatut kuukausittaiset sademäärät ja ilman lämpötilan kuukausikeskiarvot vuosina 1997–2003.





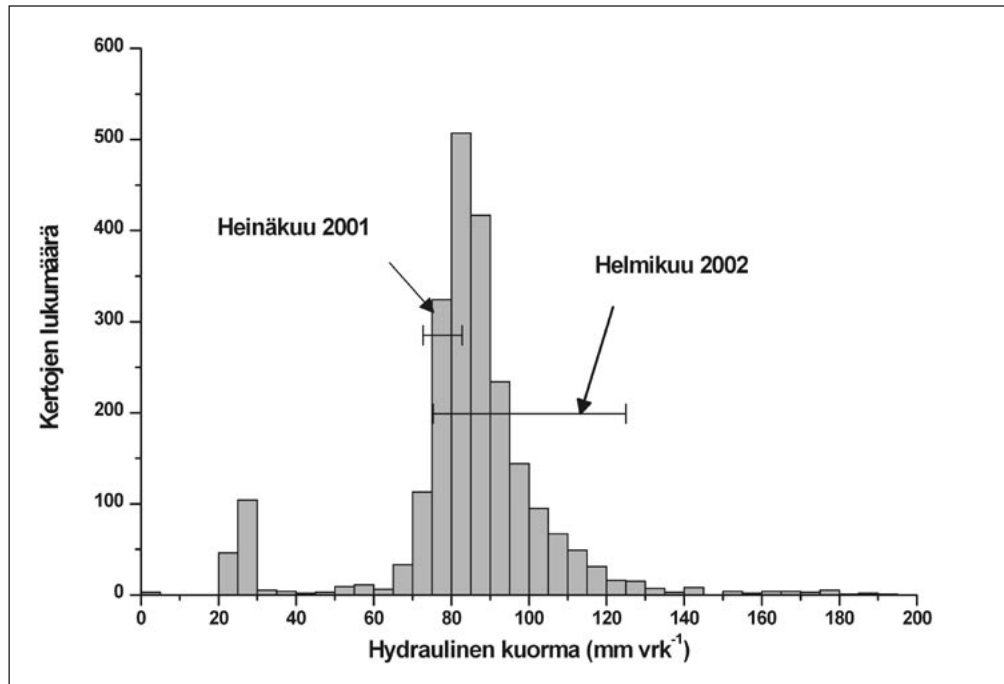
Kuva 4. Kuukausihäihdunta Ruukin pohjavesiasemalla touko-syyskuun välisenä aikana vuosina 2001–2002.

Jälkikäsittelykentän eri kuukausien keski-, ali- ja ylitulovirtaamat vuosilta 1997–2003 on koottu kuvaan 5. Kentälle tullut keskivirtaama on ollut $3724 \text{ m}^3 \text{ vrk}^{-1}$ vuosina 1997–2003. Jälkikäsittelykentälle tullessa virtaamassa ei ole ollut selkeää vuodenaikaista vaihtelua, mutta kevättalvella, maaliskuussa, virtaamat vaihtelivat eniten (kuva 5). Vuosien 2002–2003 kevättalvina (27.3.–14.4.2002 ja 27.3.–10.4.2003), kun lumensulamisedet olivat kasvattaneet laitokselle tulleen jäteveden määrän suureksi, vain puolet laitokselta lähteneestä vedestä johdettiin jälkikäsittelykentälle.



Kuva 5. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentälle tullut keskivirtaama sekä kuukauden ali- ja ylivirtaamat eri vuodenaikoina. Tiedot on laskettu vuosien 1997–2003 aineistosta.

Hydraulinen kuormitus jälkikäsittelykentälle on tavallisimmillaan $80\text{--}85 \text{ mm vrk}^{-1}$, mutta yksittäisenä päivänä se voi olla jopa yli 140 mm vrk^{-1} (kuva 6). Se on keskimäärin suurempi kuin muissa vastaavissa kosteikoissa, joita tutkittiin PRIMROSE-projektissa. Kuvaan 6 on merkattu hydraulisen kuorman vaihtelut heinäkuussa 2001 (23.–31.7.2001) ja helmikuussa 2002 (4.–28.2.2002) tehtyjen merkkiainemittausten aikana.



Kuva 6. Lakeuden jälkikäsittelykentän hydraulisen kuorman esiintyminen. Aineisto on laskettu vuosien 1997–2003 päiväkeskiarvoista.

3.1.2 Kentän hydraulikka

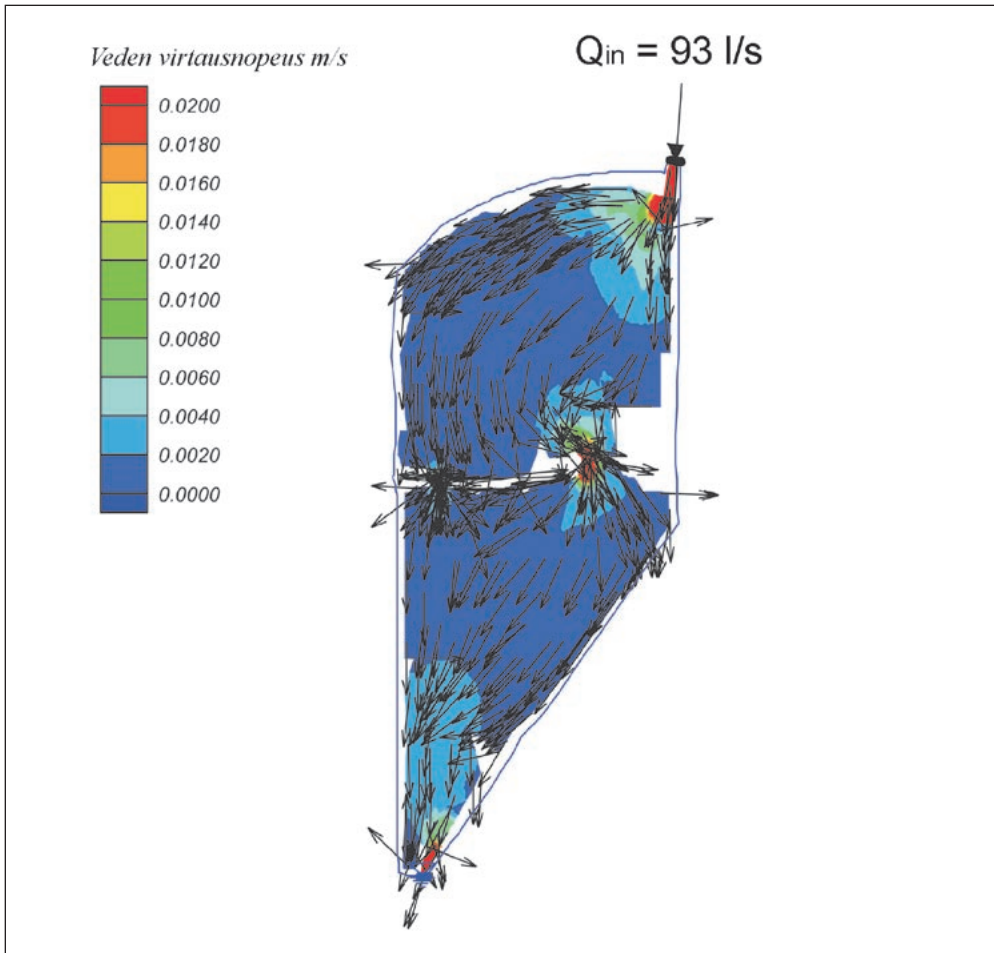
Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykenttä vaaittiin kesällä 2003. Vaaitus- ja virtaamatietoon perustuvalla kaksiulotteisella hydrodynaamisella mallilla (RMA2, Resource Management Associates) laskettiin kentän virtausmallit maksimi- ja keskivirtaamatilanteille (93 ja 44 l s⁻¹ eli 8035 ja 3802 m³ vrk⁻¹) (Koskiahon ym. 2003). Malliajot eivät tuoneet esille oikovirtauksia tai suuria seisovan veden alueita jälkikäsittelykentällä. Sekä malliajon että kenttähavaintojen perusteella jälkikäsittelykentällä tapahtuu välipadon suuntaista virtausta (kuva 7). Malliajojen mukaan virtausnopeus ei suurimmassa osassa kenttää ylittänyt 0,021 m s⁻¹, joka on kriittinen nopeus savipartikkeleiden (läpimitta 1,5 μm) irtautumiselle pohjasta. Vain pienillä alueilla kentän alkuosan ja kentän purkupaikan lähellä sekä välipadon aukoissa mainittu raja-arvo ylittyi (kuva 7). Tämä viittaa siihen, että jälkikäsittelykentällä on hyvin pieni riski kiintoaineen resuspensiolle kentän pohjalta.

3.1.3 Veden viipymän mittaus

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän viipymää on arvioitu merkkiainemittauksin kaliumbromidilla (KBr) heinäkuussa 2001 ja helmikuussa 2002.

3.1.3.1 Merkkiainemittaus jälkikäsittelykentällä

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä määritettiin veden viipymä merkkiainemittauksin kaliumbromidilla kesällä 23.–31.7.2001 ja talvella 4.–28.2.2002. Merkkiaine lisättiin kentälle tulleveseen veteen (tulovirtaamaan) ja kentältä lähteneen veden (menovirtaaman) bromidipitoisuutta seurattiin vesinäytteiden avulla. Vesinäytteet otettiin automaattisella ISCO-näytteenottimella. Näyt-



Kuva 7. Lakeuden jälkikäsitteilykentän veden virtaus mallinnettu 2D-mallilla korkean tulovirtaaman aikana. Veden virtausnopeuden ($m\ s^{-1}$) voimakkuus on esitetty eri väreillä ja virtauksen suunta nuolilla.

teenottoväli vaihteli yhdestä neljään tuntiin, ja jokainen näyte koostui kuudesta osanäytteestä. Osanäytteet otettiin tasaisesti näyteväliltä. Bromidi analysoitiin ionikromatografilla Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratoriossa.

Tarvittava KBr-määrä laskettiin kaavalla 1

$$\begin{aligned} m_{Br} &= a \cdot V_v \\ m_{KBr} &= m_{Br} \cdot b \end{aligned} \quad (1)$$

missä m_{Br} = bromidin määrä (g), a = haluttu pitoisuus, kun bromidi on levinnyt tasaisesti koko vesitilavuuteen ($g\ l^{-1}$), V_v = kosteikon vesitilavuus (m^3), m_{KBr} = kaliumbromidin määrä (g) ja b = kaliumin ja bromidin atomipainoista laskettu suhde (1,5). Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentälle haluttu bromidipitoisuus (a) oli $1,3\ mg\ l^{-1}$ ja kosteikon vesitilavuus (V_v) $10\ 000\ m^3$. Näin ollen jälkikäsitteilykentälle lisättiin 20 kg kaliumbromidia.

KBr liuotettiin muovisäiliössä tulovirtaamasta otettuun veteen. Liuotussuhde oli 1 kg kaliumbromidia 10 litraan vettä. Sekoituksen jälkeen liuos valutettiin tasaisesti kosteikon sisääntulossa oleville kiville 15–25 minuutissa.

Laskennassa käytettiin laitoksella mitattuja jälkikäsitteilykentän tulovirtaamia, koska purkuaukon settipato vuoti eikä siitä saatu luotettavia menovirtaamia. Kesän mittauksessa tulovirtaama korjattiin haihdunta- ja sadantatiedoilla. Talvella haihdunta jätettiin huomiotta vähäisen haihdunnan vuoksi.

3.1.3.2 Merkkiainemittaustulosten laskenta

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän mittausten aikainen, keskimääräinen teoreettinen viipymä laskettiin kaavalla 2.

$$t_d = \frac{V_v}{Q} \quad (2)$$

missä t_d = teoreettinen viipymä (vrk), V_v = kosteikon vesitilavuus (m^3), Q = virtaama ($m^3 \text{ vrk}^{-1}$).

Merkkiaineen keskimääräinen kulkuaika eli veden keskimääräinen viipymä jälkikäsittelykentällä laskettiin integroimalla bromidikonsentraatiokäyrä ajan funktiona kaavan 3 mukaisesti. Laskenta suoritettiin Matlab-ohjelmalla käyttäen numeerista integrointia.

$$t_d = \frac{\int_0^{\infty} t \cdot c(t) dt}{\int_0^{\infty} c(t) dt} \quad (3)$$

missä $c(t)$ = bromidikonsentraatio ajan funktiona ($mg \text{ l}^{-1}$), t_d = merkkiaineen keskimääräinen kulkuaika eli viipymä (vrk), t = aika (vrk).

Merkkiainemittauksen aikainen tehokas virtausnopeus lasketaan kaavalla 4. Laskennassa käytettiin merkkiaineen kulkemana matkana kosteikon pisimmän sivun pituutta eli 395 metriä. Aika, jolloin merkkiainepitoisuus on suurimmillaan (t_2), luettiin menovirtaaman bromidipitoisuuskäyrästä.

$$v = \frac{L}{t_2} \quad (4)$$

missä v = keskimääräinen tehokas virtausnopeus ($m \text{ vrk}^{-1}$), L = merkkiaineen kulkema matka (m) ja t_2 = aika, jolloin merkkiainepitoisuus menovirtaamassa on suurimmillaan (vrk).

Kosteikkopuhdistamojen yhteydessä voidaan puhua kosteikon hydraulisesta tehokkuudesta (λ), joka määritetään bromidipitoisuuskäyrästä (Persson ym. 1999). Mitä lähempänä λ :n arvo on 1, sitä paremmin kosteikon vesitilavuus tulee hyödynnettyä. Hydraulinen tehokkuus lasketaan kaavalla 5.

$$\lambda = \frac{t_2}{t_d} \quad (5)$$

missä λ = hydraulinen tehokkuus, t_2 = aika, jolloin merkkiainepitoisuus on suurimmillaan (vrk) ja t_d = teoreettinen viipymä (vrk).

Jälkikäsittelykentältä ulos virranneen bromidin määrä laskettiin kaavalla 6. Tästä saadaan laskettua mittausten bromidisaanto prosentteina.

$$M_{Br} = \int_0^{\infty} Q \cdot c(t) dt \quad (6)$$

missä Q = menovirtaama ($\text{m}^3 \text{vrk}^{-1}$), M_{Br} = bromidimäärä (g), $c(t)$ = ulosvirtauksen bromidikonsentraatio ajan funktiona (g m^{-3}).

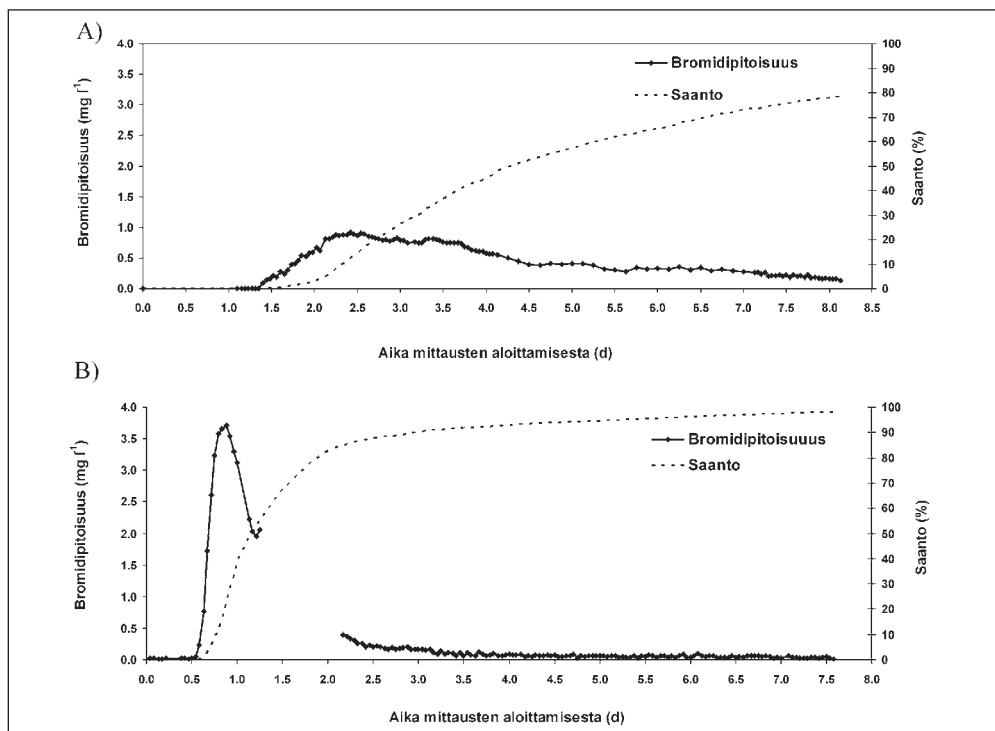
Merkkiainemittaustulosten analysoimisen avuksi PRIMROSE-projektissa kehitettiin konseptuaalinen advektio-dispersiomalli, WETLAND-malli, (Maloszewski 2002), joka huomioi myös bromidin diffuusion. Mallissa on kaksi osiota, joista toinen olettaa kosteikossa olevan vain liikkuvaa vettä, mutta toinen huomioi liikkuvan veden lisäksi myös päävirtausalueen sivuun jäävän alueen. Mallilla voi sovittaa mitattuun merkkiainepitoisuuksiin dispersioparametrin, virtausnopeuden ja diffuusioparametrin avulla käyrän, josta malli laskee keskimääräisen merkkiaineen kulkuajan eli viiptymän. Lisäksi malli laskee merkkiaineen saannon ja arvioi karkeasti liikkuvan veden tilavuuden. Dispersioparametri indikoi virtausjärjestelmän heterogeenisyyttä.

3.1.3.3 Merkkiainemittausten tulokset ja niiden tulkinta

Merkkiainemittausten ajankohtina jälkikäsittelykentän hydraulinen kuormitus oli tavanomainen (kuva 6). Näin ollen merkkiainemittauksin lasketut viiptymät ovat myös tavanomaisia kentän hydrologian kannalta. Kesäisessä mittauksessa kuorma vaihteli välillä 72–82 mm vrk^{-1} (keskiarvo 77 mm vrk^{-1}), kun taas talvisessa mittauksessa välillä 75–125 mm vrk^{-1} (keskiarvo 85 mm vrk^{-1}).

Bromidia havaittiin Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä heinäkuussa 2001 ensimmäisen kerran menovirtaamassa 1,4 vrk kuluttua kokeen aloittamisesta. Tämä oli mittausajanjakson virtaustilanteen lyhyin viiptymä. Korkeimmillaan pitoisuudet olivat 2,4 vrk kuluttua. Kun näytteenotto lopetettiin 8 päivän kuluttua merkkiainemittauksen aloittamisesta, bromidikonsentraatio oli vielä 0,13 mg l^{-1} . Helmikuun 2002 mittauksessa bromidia oli menovirtaamassa jo yhden tunnin kuluttua bromidin lisäämisestä tulovirtaamaan. Pitoisuus oli suurimmillaan 21 h kuluttua. Bromidipitoisuus laski mittauksen aikana menovirtaamassa alkutilanteen tasolle.

Merkkiainekokeen tulokset ovat kuvassa 8. Helmikuussa 2002 vesiletkujen jääytymisen vuoksi menetettiin yhden vuorokauden vesinäytteet (väliltä 1,25–2,17 vrk). Mittauspisteistä voi havaita, miten pitoisuus on kohonnut 1,25 vuorokauden kuluttua, mutta aineiston puuttumisen takia mahdollinen piikki jäi havaitsematta.



Kuva 8. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän a) heinäkuun 2001 ja b) helmikuun 2002 merkkiainemittausten bromidipitoisuuskäyrät.

Merkkiaineen saanto kertoo mittauksissa määritetyn keskimääräisen viipymän luotettavuudesta. Mitä lähempänä saanto on 100 %, sitä luotettavampi kuva mittauksissa on saatu kentän hydrauliikasta. Heinäkuussa 2001 saanto oli 78 % ja helmikuussa 2002 yli 90 %, kun lähes vuorokauden havaintojen puuttuminen korjattiin lineaarisella interpoloinnilla (kuva 8). Näin ollen helmikuun 2002 kokeessa havaitsematta jäänyt pitoisuuksien kohoaminen ei ole voinut olla merkittävän suuri, eikä siten automaattisen näytteenottimen vesiletkujen jäätyminen ole aiheuttanut olennaista virhettä kokeeseen. Kokeessa merkkiaineesta oli virrannut 55 % kosteikon läpi 1,3 vuorokauden kuluessa kokeen aloittamisesta eli ennen vesiletkujen jäätymistä, ja viimeisen 5 vuorokauden aikana merkkiaineesta virtasi noin 13 % ulos kosteikosta.

Heinäkuussa koe lopetettiin ennen kuin kentän menovirtaaman bromidikonsentraatio oli laskenut alkutilanteeseen, minkä vuoksi bromidin saanto jäi pienemmäksi kuin 100 % (kuva 8). Lisäksi pienempää saantoa voi mahdollisesti selittää bromidin pidättyminen kasveihin (Whitmer ym. 2000, Scorza Júnior ym. 2004). Scorza Júnior ym. (2004) havaitsivat savimaassa kasvatetun talvivehnan pidättävän ensimmäisen viikon aikana bromidia kasvinosiinsa, minkä jälkeen kasvit hiljalleen vapauttivat bromidin takaisin veteen seuraavien 145 vuorokauden aikana. Tästä kasvien bromidin virtausta hidastavasta vaikutuksesta voi aiheutua vääristystä kasvukauden viipymämäärityksiin.

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä teoreettinen viipymä ei vaihtele paljon. Se oli 3,1 vuorokautta heinäkuussa 2001 ja 2,8 vuorokautta helmikuussa 2002. Merkkiaineella vastaaviksi viipymiksi saatiin 4,1 ja 1,5 vuorokautta (taulukko 2). Koska heinäkuun mittauksessa teoreettinen viipymä oli 24 % merkkiaineella määritettyä viipymää pidempi, on mahdollista, että jälkikäsitteilykentän kasvit ovat hidastaneet bromidin virtausta (Scorza Júnior ym. 2004). Tämän seurauksena Lakeuden jälkikäsitteilykentän todellinen keskimääräinen veden viipymä voi olla määritettyä 4,1 vuorokauden viipymää lyhyempi.

Yleensä teoreettinen viipymä on pidempi kuin merkkiaineella määritetty viipymä, sillä teoreettisen viipymän laskennassa oletetaan, että vesi virtaa tasaisesti koko kentän läpi ja veden nopeus pysyy vakiona. Todellisuudessa vesi hakee päävirtausreittejä, joissa virtaus on nopeampaa kuin reittien sivuun jäävillä alueilla. Lisäksi kosteikkoon voi muodostua "kuolleita" alueita tai oikovirtauksia. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentästä maaliskuussa 2002 otetusta ilmakuvasta (kuva 9) näkyy, miten vesi on hakeutunut kapeaksi päävirtausalueeksi heti välipadon jälkeen. Teoreettisen viipymän ja kokeellisen viipymän eron huomioiminen on oleellista silloin, kun teoreettista viipymää käytetään mitoitussuunnittelussa.

Taulukko 2. Kokeen aikaisella keskivirtaamalla lasketut teoreettiset viipymät sekä merkkiaine-kokeiden tulokset.

	Tilavuus (m ³)	Keskivirtaama (l s ⁻¹)	Teoreettinen viipymä (vrk)	Viipymä (vrk)	Merkkiaineen saanto (%)	Tehokas virtaus- nopeus (m vrk ⁻¹)	Hydraulinen tehokkuus (vrk)
Heinäkuu 2001	10 000	37,9	3,1	4,1	78	163	0,8
Helmikuu 2002	10 000	41,4	2,8	1,5	yli 90	449	0,3

Molemmat merkkiainemittaukset antoivat viitettä kahdesta erilaisesta virtausalueesta, joissa on selvästi erilaiset virtausnopeudet. Lisäksi kahden päävirtausalueen sivuun jää alueita, joilla virtaus oli huomattavasti hitaampaa kuin päävirtausalueilla. Tämä näkyy merkkiainekäyrän pitkänä "häntänä". WETLAND-mallilla analysoiduista merkkiainekäyristä liikkuvan veden tilavuudeksi saatiin ensimmäiselle alueelle (Alue 1, taulukossa 3) 8300 m³ (heinäkuu 2001) ja 1000 m³ (helmikuu 2002). Vastaavasti toiselle alueelle liikkuvan veden tilavuudeksi saatiin 6000 m³ (heinäkuu 2001) ja 3800 m³ (helmikuu 2002). Näin ollen kokonaistilavuus liik-

kuvalle vedelle olisi mallin mukaan 14300 m³ (heinäkuu 2001) ja 4800 m³ (helmikuu 2002). Jälkikäsitteilykentän osittainen jäätyminen talvella selittää, miksi kokonaistilavuus oli tällöin pienempi kuin kesällä (kuva 9). Tämän vuoksi myös veden viipymä oli talvella lyhyempi.

Taulukko 3. WETLAND-mallilla analysoidut viipymätulokset.

	Alue 1			Alue 2		
	Liikkuvan veden tilavuus (m ³)	Nopeus (m vrk ⁻¹)	Viipymä (vrk)	Liikkuvan veden tilavuus (m ³)	Nopeus (m vrk ⁻¹)	Viipymä (vrk)
Heinäkuu 2001	8300	101	3,3	6000	49	6,9
Helmikuu 2002	1000	450	0,88	3800	247	1,6



Kuva 9. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykenttä maaliskuussa 2002, jolloin alaosan lammikko oli vielä jäässä. Kentän yläosassa (kuvassa oikealla) olleet avovesialueet näkyvät kuvassa tummanruskeina alueina.

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän viipymä talvella (1,5 vrk) oli selvästi lyhyempi kuin U.S EPA:n (1988) osaksi puhdistetuille asutuksen jätevesille (tulovirtaaman BOD₅ noin 32 mg l⁻¹, kokonaisfosfori noin 10 mg l⁻¹ ja NH₄-N noin 35 mg l⁻¹) määrittelemä noin 6–7 vuorokauden viipymä. Bavorin ym. (1987) mukaan viipymän nostaminen yli 8 päivään ei juurikaan lisännyt typen poistumista jätevedestä lammikkotyypisessä kosteikossa. Talvella biologisten puhdistusprosessien ollessa hitaimmillaan viipymän tulisi olla pidempi kuin kesällä (Kadlec & Knight 1996). Viipymän pidentäminen on mahdollista, jos jälkikäsitteilykentälle kohdistuvaa hydraulista kuormitusta vähennetään tai kentän kokoa kasvatetaan.

Lakeuden jälkikäsitteilykentälle heinäkuun 2001 mittausten pohjalta laskettu hydraulinen tehokkuus (0,8) on hyvä. Talvella kuitenkin hydraulinen tehokkuus jää 0,3:een. Mitä lähempänä arvo on yhtä, sitä paremmin kosteikon vesitilavuus tulee hyödynnettyä. Kentän osittainen jäätyminen laskee hydraulista tehokkuutta talvi-aikana. Se myös osaltaan selittää, miksi talvella veden viipymä on alle puolet kesän viipymästä, vaikka kentän kuormituksessa ei kyseisinä ajankohtina ole suurta eroa.

Yleisesti pitkät ja virtauksen suuntaa muuttavat kosteikkopuhdistamot ovat parhaita hydrauliselta tehokkuudeltaan (Persson ym. 1999). Hydraulista tehokkuutta voidaan parantaa johtamalla vesi jälkikäsitteilykentälle tasaisesti esimerkiksi useamman tulokohdan avulla. Shilton ym. (1996) ovat tutkimuksissaan todenneet noin 27 %:n pidennyksen keskimääräisessä viipymääjassa, kun jätevettä syötettiin kentälle kolmesta purkupuutuksesta yhden sijaan. Putket oli sijoitettu tasaisesti koko kosteikon leveydelle, mikä paransi kentän käyttöastetta (Shilton ym. 1996).

3.2 Sedimentin laatu ja sen kyky pidättää typpeä ja fosforia

PRIMROSE-projektissa selvitettiin tutkimuskosteikoiden kuormitetuimman osan ominaisuuksia, jotta voitaisiin arvioida näiden kosteikkomateriaalien mahdollista uudelleenkäyttöä esimerkiksi maanparannusaineena. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän yläosan lammikon pohjalle kertyy laitokselta tulevaa kiintoainetta, jonka ominaisuuksia selvitettiin eri tutkimuksissa.

Kesällä 2001 Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän yläosan lammikosta otettiin näyte, joka sisälsi pääosin lammikon pohjalle sedimentoitunutta kiintoainetta. Näytteessä oli myös vähän lammikon savista pohjamaata. Näytteen kemiallinen koostumus tutkittiin Jordforskissa (Norja), jossa näyte kuivattiin ennen analysointia 40 °C lämpötilassa. Sedimentinäytteestä 91 % oli hiekkaa, 7 % silttiä ja 2 % savea. Sedimentin pH oli 6,5 ja se sisälsi orgaanista kokonaisuhiiltä (TOC) 1,1 %. Sedimentti sisälsi kuivapainoa kohti kokonaistyppeä 3200 mg kg⁻¹, ammoniumtyppeä (NH₄-N) 38,4 mg kg⁻¹, nitraattityppeä (NO₃-N) 196 mg kg⁻¹, kokonaisfosforia 6740 mg kg⁻¹ ja helposti liukenevaa, ammoniumlaktaattiliukoista, fosforia (P_{AL}) 733 mg kg⁻¹ (Amundsen ym. 2003a). Muihin PRIMROSE-tutkimuskosteikkoihin verrattuna Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän sedimentissä oli eniten nitraattityppeä, kokonaisfosforia ja helposti liukenevaa fosforia.

Maa-analyysitutkimuksen mukaan jälkikäsitteilykentän yläosan lammikon sedimentoituneessa aineessa ei ole sen mahdollista uudelleenkäyttöä ajatellen haitallisia määriä raskasmetalleja tai muita haitta-aineita (Amundsen ym. 2003a ja 2003b). Sedimentistä tehtiin myös erilaisia ekotoksikologisia testejä, joilla selvitettiin sedimentin mahdollisia hyödyllisiä ja haitallisia vaikutuksia eliöihin (Amundsen ym. 2003b). Kokeissa Lakeuden keskuspuhdistamon yläosan lammikon sedimenttiä lisättiin eri suhteissa vertailumaa-ainekseen, jona käytettiin hiekkaista savimaata. Rairuoholle (*Lolium perenne*) tehdyssä myrkyllisyyskokeessa jälkikäsitteilykentän sedimentti edisti rairuohon kasvua, kun lisätyn sedimentin osuus oli 10, 25 tai 50 % kokeessa käytetyn vertailumaa-aineksen painosta. Änkyrimadoilla (*Enchytraeidae*) tehdyssä vastaavanlaisessa kokeessa sedimentillä ei havaittu olevan negatiivista eikä positiivista vaikutusta matojen lisääntymiseen. Kun jälkikäsitteilykentän sedimenttiä lisättiin vertailumaa-ainekseen (1:2), paransi sedimentti selvästi vertailumaa-aineksen nitrifikaatiota. Ekotoksikologisten testien mukaan sekoitettaessa jälkikäsitteilykentän sedimenttiä pienenä konsentraationa maa-ainekseen, sedimentin hyödylliset vaikutukset tulevat esille ja toisaalta negatiivisia vaikutuksia ei vielä esiinny.

Jordforskissa määritettiin Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän yläosan lammikosta otetusta sedimentinäytteestä myös sedimentin kyky pidättää ammoniumtyppeä (NH₄-N) sedimentin kationinvaihtokapasiteetin (CEC, Cation Exchange Capacity) avulla. Tämän avulla voidaan arvioida sellaisten sedimentissä olevien partikkeleiden määrää, joihin NH₄⁺ voi kiinnittyä. Jälkikäsitteilykentän yläosassa NH₄⁺ oli varannut 0,27 % sedimentin kationinvaihtokapasiteetista,

mikä oli vähemmän kuin PRIMROSE-kosteikoilla keskimäärin (1,11 %) (Kløve & Amundsen 2003). Koko jälkikäsitteilykenttä voisi pidättää noin 593 kg NH₄-N Lancen (1972) laskutavan mukaan, jos arvioidaan veden kulkevan kasvillisuusalueen juuristovyöhykkeessä 20 cm syvyyteen asti ja lammikoissa 5 cm syvyyteen asti. Sedimenttiin voi siten pidäytyä osa tulevasta ammoniumkuormasta.

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän yläosan lammikon sedimentin kykyä pidättää fosforia arvioitiin fosforiadsorptioisotermin avulla. PRIMROSE-projektissa tutkittujen 20 kosteikon joukossa sen kyky pidättää fosforia oli toiseksi suurin Rukan kentän jälkeen.

Jälkikäsitteilykentälle tulleen keskimääräisen fosfaattifosforipitoisuuden (0,41 mg l⁻¹) perusteella kentän alkuosa voisi pidättää 146 mg fosforia kiloa kuivaa sedimenttiä kohti. Tuloksen suuruuteen vaikuttaa laitokselta kentälle tullut, alumiinia sisältävä saostuskemikaali. Kemikaalin vaikutuksesta fosforia saostavaa alumiinia esiintyi runsaasti sedimentissä. Erityisesti ammoniumoksalatti-liuoksella uutettava alumiini (Al_{ox}) ja rauta (Fe_{ox}) saostavat fosforia. Niitä esiintyi kentän yläosan lammikon sedimentissä 18,4 g Al_{ox} kg⁻¹ ja 2,3 g Fe_{ox} kg⁻¹.

Jälkikäsitteilykentän yläosan lammikon sedimentin fosforista 11 % oli helposti liikkeelle lähtevää fosforia (P_{AL}) (Amundsen ym. 2003a). Tämän osuus kokonaisfosforista oli selvästi pienempi kuin PRIMROSE-projektin tutkimuskosteikoissa yleensä (keskiarvo 20 %). Osa ammoniumlaktaattiliukoisesta fosforista on vesiliukoista. Vesiliukoista fosforia oli jälkikäsitteilykentän sedimentissä 0,35 mg l⁻¹, joka on vähemmän kuin keskimäärin kentälle tullut kokonaisfosforipitoisuus (0,56 mg l⁻¹). Myös vesiliukoista PO₄-P:a oli vähemmän sedimentissä (0,07 mg l⁻¹) kuin kentälle tullessa vedessä keskimäärin (0,41 mg l⁻¹). Nämä tulokset viittaavat siihen, että Lakeuden kentän yläosan lammikon sedimenttiin sitoutuneen fosforin vapautuminen ei ole todennäköistä.

3.3 Kasvillisuus

Kasvilajisto, kasvibiomassa ja kasviin sitoutunut ravinnemäärä määritettiin kuudesta kasvillisuusruudusta Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä sekä kolmesta vertailualueen ruudusta (kuva 1). Ruuduilla olevien kasvilajien peittävyysprosentit arvioitiin ja biomassan ja ravinnemäärien analysointia varten otettiin näytteet 7.–8. elokuuta 2002. Peittävyysprosentit arvioitiin 1 m² ruuduilta, joilta otettiin näytteet maanpäällisen biomassan määrittystä varten 40 cm x 40 cm alueelta. Maanalaisen biomassan määrittystä varten otettiin maakairalla näyte, jonka pinta-ala oli 8,4 cm x 8,4 cm ja syvyys 0–20 cm. Vertailualueelta otettiin maanalainen näyte (pinta-ala 10 x 10 cm ja syvyys 0–20 cm) veitsellä.

Näytteet käsiteltiin Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratoriossa. Tuorenäytteet punnittiin, ja niistä eroteltiin juuret. Juurista otettiin mukaan käsitteilyyn elävät, halkaisijaltaan yli 1 mm olevat juuret. Näytteet kuivattiin kuivurissa 40 °C lämpötilassa noin 2 vrk:n ajan, jonka jälkeen määritettiin maanpäällisten kasvinosien ja juurten kuivapainot. Ravinnemäärittäjä varten näytteet jauhettiin ja märkäpoltettiin Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen (1997) menetelmäohjeen mukaan.

Järviruoko (*Phragmites australis*) oli selkeästi kasvillisuuden valtalaji sekä jälkikäsitteilykentällä että vertailualueella. Kesällä 2002 otetun ilmakuvan perusteella kasvillisuus peitti jälkikäsitteilykentästä 3,5 ha. Vuonna 2002 kentän kasvillisuuden kokonaisbiomassa oli 61863 kg, josta maanpäällisen biomassan osuus oli 85 % (52751 kg) ja maanalaisen biomassan osuus 15 % (9112 kg). Kasvibiomassassa on tyypeä enemmän kuin fosforia. Jälkikäsitteilykentän kasvillisuus olikin sitonut tyypeä 1238 kg ja fosforia 70 kg. Tyypeä oli maanpäällisissä osissa 91 % (1127 kg) ja maanalaisissa osissa 9 % (111 kg). Fosforista oli maanpäällisissä osissa myös 91 % (64 kg) ja maanalaisissa osissa 9 % (6 kg).

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä maanpäällinen kasvi-biomassa oli kasvanut vuosina 1998–2002, mutta juuristobiomassan määrä oli selvästi vähentynyt (taulukko 4). Tänä aikana ravinnepitoisuudet jälkikäsittelykentän maanpäällisissä ja maanalaisissa kasvinosissa eivät vaihdelleet merkittävästi, mutta maanpäällisen kasvibiomassan lisääntymisen myötä oli kasvillisuuden sitoma ravinnemäärä kuitenkin lisääntynyt. Vuonna 2002 jälkikäsittelykentän kasvillisuus oli sitonut merkitsevästi enemmän typpeä kuin vertailualueen kasvillisuus (Riihimäki ym. 2003) (taulukko 4). Tämä aiheutui todennäköisesti jälkikäsittelykentälle kohdistuvasta suuresta typpikuormituksesta.

Ravinneköyhässä ympäristössä kasvit lisäävät ravinteiden ottoaan kasvattamalla maanalaisia osiaan (pieni verso/juuri-suhde). Meuleman ym. (2002) havaitsivat, että jätevesiä puhdistavassa järviruokovaltaisessa kosteikossa verso/juuri-suhde oli suurempi kuin luonnontilaisessa kosteikossa. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän vuoden 1998 verso/juuri-suhde ei eroa muiden havainnointivuosien vertailualueen verso/juuri-suhteesta (taulukko 4). Mutta mitä pidempään jälkikäsittelykenttää oli käytetty, sitä suuremmaksi oli maanpäällisen kasvuston osuus kasvanut suhteessa juuriston kokoon. Niinpä vuonna 2002 jälkikäsittelykentän verso/juuri-suhde oli selvästi suurempi kuin vertailualueella kentälle tulleen veden runsasravinteisuuden takia.

Joillakin kosteikoilla osa ravinteista voidaan poistaa niittämällä kasvillisuus. Meulemanin ym. (2002) mukaan hiekkasuodatintyyppisessä kosteikossa järviruokokasvillisuuden niitolla voidaan poistaa kosteikolle tulevasta typpi- ja fosforikuormasta 20–25 %, mikäli niitto sijoittuu oikeaan ajankohtaan kasvillisuuden elinkierrossa. Tämä ajankohta, jolloin sokereiden siirto juuristoon on jo tapahtunut, on loppukesällä. Tällöin niitto ei heikennä seuraavan vuoden versojen kasvumahdollisuutta. Mikäli Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä järviruoko niitettäisiin loppukesällä, pohjalle sedimentoitunut materiaali todennäköisesti sekoittuisi uudelleen vesimassaan, mistä ehkä aiheutuisi hetkelistä kasvua ravinne- ja kiintoainehuuhtoumiin. Tämän vuoksi Lakeuden keskuspuhdistamon lammikkotyyppisessä kosteikossa loppukesän niiton hyödyt ovat kyseenalaisia.

Taulukko 4. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän ja vertailualueen maanpäällinen ja maanalainen kasvibiomassa, niiden sitomat ravinnemäärät sekä ravinnepitoisuudet. (n = näytemäärä)

	Maanpäällinen biomassa			Maanalainen biomassa			verso/juuri-suhde	n
	Kuivapaino g m ⁻²	Typpi g m ⁻² (%)	Fosfori g m ⁻² (%)	Kuivapaino g m ⁻²	Typpi g m ⁻² (%)	Fosfori g m ⁻² (%)		
1998 ^a								
Jälkikäsittelykenttä	669,1	15,52 (2,31)	0,84 (0,13)	2386,1	27,98 (1,17)	2,73 (0,11)	0,3	2
1999 ^b								
Jälkikäsittelykenttä	1657,9	21,45 (1,33)	2,05 (0,12)	1597,5	14,15 (0,96)	1,70 (0,11)	1,0	3
Vertailualue	1293,1	14,22 (1,10)	1,55 (0,12)	5484,4	44,97 (0,82)	4,39 (0,08)	0,2	1
2002 ^c								
Jälkikäsittelykenttä	1507,2	32,20 (2,10)	1,82 (0,13)	260,3	3,16 (1,82)	0,17 (0,11)	5,8	6
Vertailualue	950,3	10,82 (1,14)	0,55 (0,06)	1645,7	5,38 (0,34)	0,52 (0,04)	0,6	3

^a Tulokset laskettu Heinimaa & Heikkinen (1998) raportin pohjalta.

^b Biomassatulokset Vääräniemi & Lakso (2000), muut tulokset laskettu ko. julkaisun tietojen pohjalta.

^c Riihimäki ym. (2003) mukaan.

Ruovikon niitto Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä voisi olla mahdollista talvella jään päältä, jolloin pohjalle sedimentoinut materiaali ei sekoittuisi vesimassaan. Toisaalta kasvillisuuden sitoma ravinnemäärä on talvella pienimmillään. Markkola (1985) on tutkinut Liminganlahden luontaisen järviruokovyöhykkeen järviruokon ekologiaa ja ruovikoiden niittoa. Tutkimuksen mukaan

Järviruo'on maanpäällisen osan typpipitoisuus oli elokuun alussa 1,02 %, kun joulukuussa se oli enää 0,46 %. Elokuun tulos vastaa Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän vertailualueen tuloksia (taulukko 4). Järviruo'on maanpäällisen osan fosforipitoisuus oli Markkolan tutkimuksissa elokuun alussa 1,19 ja joulukuussa 0,46 mg grammaa kuiva-ainetta kohti. Toisin kuin typen kohdalla vuonna 2002 Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän vertailualueen järviruookokasvuston maanpäällisen osan fosforipitoisuus (0,57 mg g⁻¹) oli pienempi kuin Markkolan tutkimuksen fosforipitoisuus elokuussa. Sen sijaan jälkikäsittelykentällä vastaava fosforipitoisuus (1,27 mg g⁻¹) oli Markkolan elokuun tuloksen suuruusluokkaa.

Koska Markkolan (1985) ja Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä ja sen vertailualueella tehtyjen tutkimusten tulokset vastaavat suurimmaksi osaksi toisiaan, voidaan olettaa, että Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän kuolleeseen järviruookoon jää saman verran typpeä ja fosforia kuin Markkolan tutkimuksessa oli joulukuussa. Tällöin jälkikäsittelykentältä poistuisi järviruo'on talviniitolla noin 200 kg typpeä ja 24 kg fosforia. Tämä vastaa epäorgaanisen typen osalta jälkikäsittelykentälle tulevaa noin yhden vuorokauden kuormaa eli 0,2 % kentälle tulevasta vuosikuormasta. Fosfaattifosforin osalta se vastaa noin 11 vuorokauden kuormaa eli 4 % kentälle tulevasta vuosikuormasta. Myös Meulemanin ym. (2002) tutkimuksessa talvella tehdyllä sadonkorjuulla saatiin poistettua vain vähän ravinteita: 9 % kokonaistypen kuormasta ja 6 % kokonaisfosforin kuormasta. Talvisellakaan niitolla ei siten saataisi Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä merkittäviä ravinnepoistumia aikaiseksi. Lisäksi kentän jääkansi ei kestäisi niittokoneen painoa.

Vaikka niittojen aikaansaamat ravinnepoistumat eivät olisi Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä merkittäviä, talvella tehty niitto saattaisi parantaa kentän pohjasedimentin hapettumista, sillä ruokojen onttojen putkien kautta voisi happea siirtyä sedimenttiin. Tällöin niitettyä ruovikkoa ei ehkä kannattaisi kerätä pois, koska sen avulla eivät ravinnepoistumat merkittävästi kasvaisi. Sen sijaan kentälle jätetty kuollut kasviaines voisi muodostaa hyvän kasvualustan mikro-organismeille, mm. ravinteiden ja hiilen saatavuuden osalta. Sedimentin hiili/typpi-suhdetta tutkittaessa huomattiinkin, että jälkikäsittelykentän sedimentissä oli hiiltä vähemmän kuin vertailualueella, mikä on saattanut aiheutua hiilen mikrobiologisesta kulutuksesta (kts. kohta 3.4.2.2 Tulokset ja niiden tulkinta, C/N-suhde). Talvisella niitolla saattaisi olla myös merkitystä jälkikäsittelykentän sedimentin happitaloudelle.

3.4 Veden laatu ja poistumat

PRIMROSE-projektissa tarkasteltiin Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän toimintaa noin kahden vuoden ajan kesästä 2001 talveen 2003. Roudattomaksi ajaksi on määritelty touko-lokakuun ja talviajaksi marras-huhtikuun välinen aika. Talven 2002–2003 jakso päättyi kuitenkin jo maaliskuun loppuun. Sari Hallikaisen diplomityössä (2003) on tästä ajasta tarkasteltu vuotta 2001 ja vuotta 2002 elokuuhun asti. Diplomityössä on tarkasteltu julkaisun Vääräniemi & Lakso (2000) kokoamia analyysituloksia sekä Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorion, konsultin (Lapin vesitutkimus Oy) ja PRIMROSE-projektin ottamien näytteiden pohjalta saatuja analyysituloksia. Diplomityön tuloksia täydennettiin elokuun 2003 otettujen näytteiden PRIMROSE-tutkimuksen tuloksilla (analysoitu Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksessa) ja konsultin (Lapin vesitutkimus Oy) tarkkailutuloksilla vuoden 2003 maaliskuun loppuun asti. PRIMROSE-tutkimuksessa vesinäytteet otettiin kertänäytteinä jälkikäsittelykentän yläosan lammikosta ja alaosan purkupadolta sertifioitujen näytteenottajien toimesta.

Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorion vesinäytteet otettiin kertanäytteinä jälkikäsitteilykentän tulokaivosta ja alaosan purkupadolta sertifioitujen näytteenottajien toimesta. Lapin vesitutkimuksen vesinäytteistä laitoksella otetut ovat 24 h kokoomanäytteitä ja kentän alapuolen purkupadolta otetut ovat kertanäytteitä. Tässä esitellyistä tuloksista on poistettu konsultin 15.1.1998 analysoima poikkeuksellisen suuri kokonaisfosforitulos ($9,62 \text{ mg P l}^{-1}$) todennäköisesti virheellisenä määrittymisenä, koska fosfaattifosfori oli tuolloin ollut normaalia luokkaa.

Päivittäiset virtaamatiedot ja laitokselta jälkikäsitteilykentälle lähteneen veden lämpötilatiedot on saatu Lakeuden keskuspuhdistamolta. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratorioissa näytteistä analysoitiin kiintoaine, epäorgaaninen kiintoaine, orgaaninen kiintoaine, kemiallinen hapenkulutus (COD_{Cr} ja COD_{Mn}), suodatettu COD_{Mn} , biologinen hapenkulutus (BOD_7), orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC), liuennut orgaaninen hiili (DOC), väri, rauta, liuennut rauta, kokonaisfosfori, liuennut fosfori, fosfaattifosfori ($\text{PO}_4\text{-P}$), liuennut fosfaattifosfori, kokonaistyyppi, ammoniumtyppi ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitriitti-nitraattityppi ($\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$), happi, sähkönjohtavuus ja pH. Kemiallista hapen kulutusta mitaavissa analyyseissä (COD_{Mn} tai COD_{Cr}) hapetuksen täydellisyyteen vaikuttaa orgaanisen aineen laatu. COD_{Mn} -analyysin permanganaatti on heikompi hapetin kuin dikromaatti COD_{Cr} -menetelmässä, jota käytetään yleisesti jätevesien analysoinnissa. Liuennut orgaaninen hiili kuvaa humusaineiden pitoisuutta vedessä. Suodatettu COD kuvaa liunneen aineksen (mm. humusaineiden) kemiallista hapenkulutusta. Määritetyt kokonaisfosforipitoisuudet sisältävät ortofosfaatin, epäorgaaniset fosfaattikompleksiyhdisteet sekä orgaanisesti sitoutuneen fosforin. Kokonaisfosfori voidaan suodattamalla jakaa myös partikkelimaiseen ja liunneeseen fosforiin. Liuennut fosfori jaetaan edelleen liunneeseen epäorgaaniseen ja orgaaniseen fosforiin. Liuennut epäorgaaninen fosfori sisältää mm. ortofosfaattia, joka on leville ja kasveille käyttökelpoisessa muodossa olevaa fosforia. Ympäristöhallinnon laboratorioissa määritettävä fosfaattifosfori kuvaa ortofosfaatin pitoisuutta. Liuennut orgaaninen fosfori tulee kasvillisuuden käyttöön hitaammin entsyymaattisten pilkkoutumisreaktioiden jälkeen (Hartikainen 2002). Veteen liuennut rauta on pelkistyneessä muodossa. Partikkelimainen, saostunut rauta on hapettuneessa muodossa, joka voi muodostaa fosforin kanssa niukkaliukoisen yhdisteen happipitoisessa ympäristössä. Kentällä mitattuja veden lämpötiloja, redox-potentiaalia ja happipitoisuutta käsitellään tarkemmin myöhemmin denitrifikaatio-osassa. Tuloksia on vertailtu Spearmannin järjestyskorrelaatiolla (r_s).

Ainekuormat on laskettu jokaiselle päivälle käyttämällä kunkin päivän virtaamaa ja lähimmän näytteenottopäivän analyysitulosta. Tarkasteltavan ajanjakson päivittäisestä kentälle tulleesta ja kentältä lähteneestä ainekuormasta on laskettu keskiarvot, joista on edelleen laskettu ainepoistuma.

Kokonaistypen tuloksia ei ole tässä työssä käsitelty, sillä havaittiin, että ajoittain kokonaistyyppi oli pienempi kuin epäorgaaninen tyyppi. Tämä on todennäköisesti aiheutunut analyysivaiheessa, jossa runsaasti ammoniumtyypeä sisältävästä näytteestä osa tyypestä on haihtunut ilmaan ammoniakkinä. Tämän vuoksi olisi hyvä määrittää tyyppi Kjeldahl-menetelmällä, jossa kokonaistyyppi (TKN) sisältää orgaanisen typen sekä ammoniumtypen (Kadlec & Knight 1996). Tätä käytetään erityisesti runsaasti ammoniumtyypeä sisältävien jätevesien kokonaistypen analysoinnissa. Kokonaistyyppi saadaan laskemalla yhteen Kjeldahlin kokonaistyyppi (orgaaninen tyyppi ja ammoniumtyppi) sekä nitriitti-nitraattityppi.

Taulukkoon 5 on koottu Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentälle tulleen ja sieltä lähteneen veden keskimääräinen laatu sekä sen vaihteluväli ja näytteiden lukumäärä vuosina 1997–2003. Taulukkoon 6 on koottu jälkikäsitteilykentälle tulleen ja kentältä lähteneen veden ravinne- ja kiintoainepitoisuudet sekä BOD_7 ja taulukkoon 7 PRIMROSE-projektin aikaiset kentälle tulleet ja kentältä lähteneet kuormat vastaaville muuttujille.

pH ja alkaliniteetti

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentälle tulleen veden sekä kentältä lähteneen veden keskimääräinen pH on ollut 7,2 vuosina 1997–2003. Alkaliniteetti on ollut sekä kentälle tullessa että kentältä lähteneessä vedessä keskimäärin $5,6 \text{ mmol l}^{-1}$.

Kiintoaine

Kiintoaineen poistuma on ollut hyvä (53 %) vuosina 1997–2003. Jälkikäsittelykenttä on pidättänyt kiintoainetta tehokkaasti (yli 50 %) erityisesti talvella, keväällä ja syksyllä. Kesällä kenttä on pidättänyt kiintoainetta hieman heikommin (taulukko 9). Tähän on saattanut vaikuttaa pohjalle sedimentoituneen kiintoaineen liikkeelle lähteminen orgaanisen aineksen hajoamisen ja kulkeutumisen seurauksena. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä näitä kulkeutumismekanismeja ei ole tutkittu, mutta mahdollisia mekanismeja voisivat olla tuuliresuspensio, konvektiovirtaukset (kaasu- ja lämpötilakonvektio) sekä bioturbaatio. Kaasukonvektiossa pohjalta vapautuvat kaasut (tässä tapauksessa erityisesti metaani) aiheuttavat kiintoaineen liikkeelle lähdön eli mikroflotaation. Bioturbaatiossa eliöt (surviaissäskien toukat Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä) muokkaavat pohjasedimenttiä ja siten saavat orgaanisen aineksen liikkeelle. Kentälle tulleen veden keskimääräinen kiintoainepitoisuus on ollut $10,5 \text{ mg l}^{-1}$ ja kentältä lähteneen veden $5,4 \text{ mg l}^{-1}$ (taulukko 6). Kiintoaineesta suurin osa on ollut orgaanista (taulukko 5).

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän kiintoaineen partikkelikokojakauma määritettiin kentälle tulleesta ja kentältä lähteneestä vedestä (Hallikainen 2003). Tulosten mukaan jälkikäsittelykenttä pidätti kaiken kokoista kiintoainetta, vaikka suurempia partikkeleita ($12\text{--}62 \mu\text{m}$) pidättyikin paremmin kuin pienempiä ($0,45\text{--}12 \mu\text{m}$). Tämä viittaa siihen, että virtausnopeus kentällä on voinut olla liian suuri pienille partikkeleille. Braskerud ym. (2000) mukaan kiintoaineen pidättymisen kannalta hiukkaskokojakaumaltaan erilaiset jätevedet vaativat erilaisen viipymän. Pienten partikkeleiden huonompi pidättyminen kentälle saattoi olla myös seurausta suurempien partikkelien hajoamisesta pienemmiksi mikrobien toiminnan vaikutuksesta tai pienten hiukkasten resuspendoitumisesta. Mallilaskelmien mukaan virtausnopeudet olivat kuitenkin suurimmassa osassa kenttää alle kriittisen tason kiintoaineen resuspendoitumiselle (Koskiahho ym. 2003, Kuhrts ym. 2004).

Pääasiallinen syy kiintoaineen pidättymiselle jälkikäsittelykentällä on suurimpien hiukkasten sedimentoituminen. Lisäksi jälkikäsittelykentälle tulevan kiintoaineen orgaanisen osan hajoaminen kentällä mikrobien toimesta vaikuttaa siihen, että orgaanisen aineen hiukkaskoko on yleensä pienempi kentältä lähtevässä kuin kentälle tulevassa vedessä. Toisaalta partikkeleita voi resuspendoitua jälkikäsittelykentän pohjasta veteen, mikäli veden virtaus ylittää niiden resuspendoitumisen.

Orgaaninen hiili ja hapenkulutus

Orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuus jälkikäsittelykentälle tullessa vedessä on ollut keskimäärin 25 mg l^{-1} . Siitä 72 % on ollut liukoisessa muodossa (DOC). Kentällä orgaanisesta kokonaishiilestä on poistunut 20 % todennäköisesti biologisten prosessien tuloksena. Näitä hajoamisprosesseja kuvastaa myös biologinen hapenkulutus.

Biologinen hapenkulutus (BOD_7) on ollut keskimäärin 13 mg l^{-1} kentälle tulevassa vedessä. Kemiaalista hapenkulutusta kuvaavat COD_{Mn} ja COD_{Cr} (taulukko 5) ovat olleet suurempia kuin biologinen hapenkulutus (taulukko 6). Kemiaalisesta

hapenkulutuksesta (COD_{Mn}) suurin osa on ollut liukoisen aineksen muodostamaa: suodatetun COD_{Mn} osuus veden kemiallisen hapenkulutuksen kokonaisarvosta oli kentälle tulleessa vedessä 95 % ja kentältä lähteneessä vedessä 97 %. Tähän on vaikuttanut liukoisen orgaanisen aineksen suuri osuus orgaanisesta aineksesta kentälle tulleessa vedessä. Kemiallista hapenkulutusta kuvastavat arvot vähentyivät kentällä (COD_{Mn} 18 % ja COD_{Cr} 16 %), mutta eivät yhtä paljon kuin BOD_7 (44 %). Happea kuluttavasta, helposti hajoavasta orgaanisesta aineesta osa on siten ehtinyt hajota pieneliöstön toimesta kentällä. Hajoamista on tapahtunut erityisesti kesällä, jolloin lämpötila on ollut korkea. Ilman lämpötila korreloikin merkittävästi BOD :n poistuman kanssa ($r_s = 0,575$; $p = 0,040$; $n = 13$). Pienet COD_{Mn} :n ja COD_{Cr} :n poistumat viittaavat siihen, että kemiallisesti orgaanista ainesta hajottavien prosessien osalta veden viipymä kentällä on liian lyhyt.

Puhdistamalla jätevettä ei varsinaisesti hapeteta jälkiselkeytyksen jälkeen, joten puhdistamon jälkiselkeyttämössä happipitoisuus on 0–3 mg l⁻¹ (Lakso, henkilökohtainen tiedonanto). Jälkikäsitellykentälle tulleen veden happipitoisuus onkin ollut varsin pieni, keskimäärin 1,3 mg l⁻¹ vuosina 1997–2003. Jälkikäsitellykentällä vesi voi kuitenkin hapettua avoveden aikaan. Kentältä lähteneen veden happipitoisuus on ollutkin ajoittain korkea (taulukko 5). Tähän on toisaalta voinut vaikuttaa näytteenottoaika, joka on alaosan lammikossa.

Rauta

Jälkikäsitellykentälle tulleen veden pieni happipitoisuus ja viipymän lyhyys ovat todennäköisesti aiheuttaneet sen, että kentältä on huuhtoutunut rautaa: esimerkiksi kesällä 2002 kentälle tulleessa vedessä oli keskimäärin 206 µg l⁻¹ rautaa ja kentältä lähteneessä vedessä 549 µg l⁻¹. Kentälle tulleesta raudasta 61 % on ollut liuenneessa muodossa, mutta kentältä lähteneestä raudasta liuenneessa muodossa on ollut enää 48 %. Särkkän (1996) mukaan rauta pysyy liukoisena, mikäli veden happipitoisuus on alle 0,5 mg l⁻¹, pH on alle 7,5 ja vedessä on hiilidioksidia. Koska nämä edellytykset ovat toteutuneet jälkikäsitellykentän hapettomissa osissa, kentän vedessä on ollut liukoista rautaa. Toisaalta rautaa on todennäköisesti myös saostunut kentän hapellisissa osissa, koska kentältä lähteneessä vedessä oli suhteellisesti enemmän partikkelimaista rautaa kuin liukoista rautaa. Raudan saostuminen on mahdollista, kun veden pH on 7, ja jos happea on enemmän kuin 0,5 mg l⁻¹ (Särkkä 1996). Koska partikkelimainen rauta ei ole ehtinyt sedimentoitua pohjalle, on veden virtaus joissakin osissa kosteikkaa todennäköisesti liian suuri näille hiukkasille, kuten pienemmille kiintoainehiukkasillekin.

Fosfori

Fosforia on poistunut hyvin jälkikäsitellykentällä, keskimäärin 57 % vuosina 1997–2003. Fosfaattifosforin poistumalla on ollut tässä suurta merkitystä, sillä sen keskimääräinen poistuma on ollut 62 %. Fosforipitoisuus kentälle tulleessa vedessä on vuosina 1997–2003 ollut keskimäärin 0,56 mg l⁻¹, ja fosfaattifosforin keskimääräinen pitoisuus 0,41 mg l⁻¹ (taulukko 6). Vuodesta 2002 lähtien keskiarvojen laskennassa on käytetty sekä konsultin kokoomanäytteitä, Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorion kertanäytteitä sekä Primrose-projektin PPO:n laboratoriossa analysoimia kertanäytteitä. Kokoomanäytteistä laskettu kokonaisfosforin keskiarvo on 0,711 mg l⁻¹ ja PPO:n laboratoriossa analysoiduista kertanäytteistä laskettu keskiarvo 0,930 mg l⁻¹. Ero voi aiheutua eri näytteenottoajoista, eri näytteenottoaikoista sekä eri näytteenottotavoista, mutta se ei ole tilastollisesti merkitsevä. Ero ei kuitenkaan aiheutunut kiintoaineen pitoisuuden vaihtelusta.

Kentälle tulleesta fosfaattifosforista 41 % on ollut liukoista. Se on muodostanut suurimman osan (86 %) liukoisesta kokonaisfosforista, sillä liukoista orgaanista fosforia on ollut vedessä vain vähän (taulukko 5). Fosfaattifosforin osuus kokonaisfosforista on ollut samaa luokkaa kentälle tulleessa ja kentältä lähteneessä vedessä. Sen sijaan liukoisen fosforin osuus kokonaisfosforista on ollut suurempi kentältä lähteneessä vedessä (68 %) kuin kentälle tulleessa vedessä (38 %), koska partikkelimainen fosfori on todennäköisesti sedimentoitunut tai hajonnut kentällä. Kokonaisfosforin poistuma korreloikin positiivisesti BOD:n poistuman kanssa.

Typpi

Kentälle tulleesta epäorgaanisesta typestä suurin osa (99 %) on ollut ammoniumtyyppiä ($\text{NH}_4\text{-N}$). Sen pitoisuudet ovat aina olleet korkeat, mutta vuosina 2002 ja 2003 sen pitoisuus oli entisestään kohonnut (taulukko 6). Tämä näkyi myös kentälle tulleen ammoniumtyypen kuorman määrässä (taulukko 7). Koska laitoksella ei ole tyypin hapetusprosessia ja jälkikäsitellykentälle tulevan jäteveden lämpötila on matala, on kentälle tulleen veden nitriitti-nitraattityypen ($\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$) pitoisuus ollut pieni. Toisaalta $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$ -tyypin poistuma on kuitenkin ollut keskimäärin melko hyvä (36 %), vaikka sen poistumat ovatkin ajoittain olleet negatiivisia (taulukot 8 ja 9). Sen sijaan ammoniumtyyppiä on lähinnä huuhtoutunut jälkikäsitellykentältä. Nitraattityypin poistuma kuitenkin korreloi positiivisesti ammoniumtyypin poistuman kanssa ($r_s = 0,656$; $p = 0,015$; $n = 13$): mitä enemmän ammoniumtyyppiä hapettui nitraattitypeksi, sitä enemmän saattoi nitraattityyppiä poistua denitrifikaation kautta.

Talvella 2001–2002 kentälle tuli 204 kg nitriitti-nitraattityyppiä eli 49 kg ha^{-1} , josta 22 kg ha^{-1} eli 44 % poistui kentällä. Kentälle tullut pitoisuus oli keskimäärin 0,3 mg l^{-1} ja kentältä lähtenyt 0,2 mg l^{-1} . Ammoniumtyyppiä tuli kentälle huomattavasti enemmän, 39000 kg (9460 kg ha^{-1}), josta kentällä väheni vain 158 kg ha^{-1} , jolloin poistumaksi tuli 2 %. $\text{NH}_4\text{-N}$ pitoisuus oli kentälle tulleessa vedessä 59,5 mg l^{-1} ja kentältä lähteneessä vedessä 58,6 mg l^{-1} . Epäorgaanista tyyppiä poistui siten kentältä yhteensä 178 kg ha^{-1} eli 2 %.

Roudattomana aikana vuonna 2002 kentälle tuli nitriitti-nitraattityyppiä 725 kg (175 kg ha^{-1}) eli yli kolme kertaa enemmän kuin talvella. Ammoniumtyyppiä tuli roudattomana aikana 42900 kg (10300 kg ha^{-1}) eli lähes yhtä paljon kuin talvella. Poistumat hehtaaria kohti olivat tällöin molempien epäorgaanisten tyypimuotojen osalta paremmat kuin talvella, mutta vain nitriitti-nitraattityypin osalta selkeästi parempi. $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$ -tyyppiä poistui 93 kg ha^{-1} (53 %) ja ammoniumtyyppiä 310 kg ha^{-1} (3 %).

Taulukko 5. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentälle tulleen ja sieltä lähteneen veden keskimääräinen laatu, sen vaihteluväli ja näytemäärä vuosina 1997–2003.

Muuttuja	Keskiarvo		Vaihteluväli		n
	tuleva	lähtevä	tuleva	lähtevä	
Veden lämpötila (T °C)	7,0	6,0	2,3–12	0–21	29–2064
Happi (mg l ⁻¹)	1,3	2,6	0–8,2	0–11,5	16–66
pH	7,2	7,2	6,7–7,6	6,9–7,7	79–80
Alkaliniteetti (mmol l ⁻¹)	5,6	5,6	2,0–7,8	2,6–7,2	74
Väri (mg Pt l ⁻¹)	54	52	30–100	30–80	18
Sähkönjohtavuus (μS cm ⁻¹)	1083	1054	580–1500	670–1500	92
Orgaaninen P (mg l ⁻¹)	0,24	0,08	0–9,27	0–0,47	132
Liennut kok.P (mg l ⁻¹)	0,35	0,20	0,04–1,70	0,03–0,66	16
Liennut PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	0,35	0,15	0,01–1,60	0,01–0,60	16–17
Liennut org. P (mg l ⁻¹)	0,06	0,04	0,03–0,15	0,02–0,06	14–15
Partikkelimainen P (mg l ⁻¹)	0,57	0,09	0,10–1,99	0,03–0,20	16
Epäorgaaninen kiintoaine (mg l ⁻¹)	4,1	0,8	1,4–12	0,1–2,6	17
Orgaaninen kiintoaine (mg l ⁻¹)	7,9	2,9	2,9–18	0,7–9,6	17
COD _{Cr} (mg l ⁻¹)	80	67	0–500	1,1–408	77–79
COD _{Mn} (mg l ⁻¹)	17	14	8,6–54	6,8–45	55
Liennut COD _{Mn} (mg l ⁻¹)	16,1	13,6	13–21	11–18	16
TOC (mg l ⁻¹)	25	20	15–80	11–75	18
DOC (mg l ⁻¹)	18	15	15–22	10–21	6–7
Al (mg l ⁻¹)	0,6	0,2	0,1–2,1	0,1–1,0	15–73
Fe (mg l ⁻¹)	0,4	0,7	0,05–3,4	0,1–4,3	23
Liennut Fe (mg l ⁻¹)	0,1	0,2	0,04–0,4	0,09–0,3	13–14
Partikkelimainen Fe (mg l ⁻¹)	0,09	0,2	0,01–0,5	0,002–1,1	13–14
<i>E. coli</i> (pmy 100 ml ⁻¹)	24600	1218	3900–77000	40–4900	9

Taulukko 6. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentälle tulleen ja kentältä lähteneen veden keskimääräiset pitoisuudet (mg l⁻¹) ja näytemäärät.

Aika	NO ₂ + NO ₃ -N		NH ₄ -N		Epäorg. N		Kok. P		PO ₄ -P		BOD ₇		Kiintoaine				
	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	n		
T 97	0,1	0,1	51,9	50,8	51,8	51,1	4	0,39	0,14	5	-	21,0	15,8	4-5	11,8	3,9	4
K 97	0,3	0,1	49,8	45,2	51,3	45,3	7	0,43	0,16	8	0,34	11,5	4,7	8	11,3	7,5	6
T 97-98	0,2	0,03	54,0	53,8	53,0	50,0	5	0,55	0,33	6-7	0,28	23,9	18,7	7	12,3	6,3	7
K 98	0,1	0,1	42,1	46,7	41,2	47,2	6	0,27	0,19	7	0,18	12,3	7,7	7	10,4	4,4	7
T 98-99	0,4	0,3	50,7	51,3	47,0	49,6	5	0,47	0,18	12	0,31	7,7	4,4	11	12,9	13,6	11
K 99	1,2	0,3	48,2	42,0	41,0	34,2	6	0,51	0,13	20	0,27	6,4	4,0	20	13,4	7,3	20
T 99-00	0,7	1,2	52,1	53,8	51,0	53,4	7	0,58	0,21	12	0,43	9,1	3,9	12	15,7	4,4	12
K 00	2,3	0,9	48,7	47,6	50,3	47,5	15	0,25	0,12	15	0,15	7,3	3,3	16	5,7	3,3	16
T 00-01	0,9	0,2	60,8	60,6	61,7	60,8	7	0,58	0,31	7	0,46	12,2	5,6	7	8,0	3,0	7
K 01	0,4	0,6	54,1	56,2	54,6	56,8	12	0,68	0,33	12	0,55	10,0	5,4	11	6,6	6,2	12
T 01-02 ^a	0,4	0,1	59,0	57,7	59,0	59,2	16	0,49	0,23	19	0,33	20,4	11,6	16	7,6	2,4	30-31
K 02 ^a	1,1	0,6	63,8	62,0	64,9	62,9	16-17	0,75	0,21	17	0,58	15,2	8,2	16	12,6	7,5	12
T 02-03 ^a	0,6	0,02	70,4	66,8	70,8	70,4	8-9	1,28	0,46	10	1,00	10,9	8,3	9	14,3	3,6	10
Keskiarvo	0,7	0,4	54,3	53,4	53,7	53,0		0,56	0,23		0,41	12,9	7,8		10,5	5,4	

^a Näyteenotto on muuttunut siten, että kokoomanäytteiden ja tulokaivon kertanäytteiden lisäksi on otettu 34 näytettä jälkikäsitteilykentän yläosan lammikosta vuosina 2002-2003. Näistä näytteistä 16:sta on määritetty vain kiintoaine.

Taulukko 7. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentälle tullut ja kentältä lähtenyt keskimääräinen kuormitus (kg ha⁻¹ vrk⁻¹).

Aika	NO ₂ + NO ₃ -N		NH ₄ -N		Epäorg. N		Kok. P		PO ₄ -P		BOD ₇		Kiintoaine	
	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä
K 01	0,4	0,5	50	51	51	52	0,6	0,3	0,5	0,2	9	5	6	6
T 01-02	0,3	0,2	52	51	53	52	0,5	0,2	0,3	0,2	18	9	7	3
K 02	0,9	0,4	56	54	57	55	0,7	0,2	0,5	0,1	13	7	10	6
T 02-03	0,5	0,0	61	59	62	59	1,1	0,4	0,8	0,3	10	7	13	3
Keskiarvo	0,5	0,3	55	54	56	54	0,7	0,3	0,5	0,2	13	7	9	4

Taulukko 8. Talviaikaiset poistumat Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä vuosina 1997–2003. Vuosien 1998–2001 tiedot: Hallikainen (2003).

Aika	Keskimääräinen poistuma						
	NO ₂ + NO ₃ -N	NH ₄ -N	Epäorg. N	Kok. P	PO ₄ - P	BOD ₇	Kiintoaine
	%	%	%	%	%	%	%
T 97	-4	3	3	65	-	27	67
T 97–98	85	0	1	49	89	14	44
T 98–99	3	-3	-3	64	68	46	68
T 99–00	-69	-4	-5	64	65	54	72
T 00–01	69	0	1	43	45	56	56
T 01–02	44	2	2	51	51	49	59
T 02–03	97	4	4	63	59	27	75
Keskiarvo	32	0	1	57	63	40	63

Taulukko 9. Roudattoman ajan poistumat Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä vuosina 1997–2003. Vuosien 1997–2001 tiedot: Hallikainen (2003).

Aika	Keskimääräinen poistuma						
	NO ₂ + NO ₃ -N	NH ₄ - N	Epäorg. N	Kok. P	PO ₄ - P	BOD ₇	Kiintoaine
	%	%	%	%	%	%	%
K 97	75	7	7	60	89	58	43
K 98	-12	-14	-14	27	10	43	59
K 99	77	12	14	74	73	38	57
K 00	62	1	4	53	52	60	50
K 01	-15	-2	-3	53	58	42	8
K 02	53	3	4	72	84	51	39
Keskiarvo	40	1	2	57	61	48	42

Ammoniumtyypen poistuma oli vuoden 2001–2002 aikana 1943 kg v⁻¹. Kasvillisuus ottaa tarvitsemansa typen epäorgaanisena typpinä, erityisesti ammoniumina (Kadlec & Knight 1996). Kasvinäytteenottoon mennessä tapahtuneesta ammoniumtyypen poistumasta kasvillisuuteen oli sitoutunut 23 % ja kesäkauden poistumasta 83 %. Osa ravinteista kuitenkin poistuu kasvillisuudesta ennen kasvien lakastumista syksyllä. Ammoniumtyypistä vain 0,2 % oli poistunut kentältä N₂O-typpinä. Tässä työssä ei ole arvioitu mikrobien biomassan ja N₂-kaasun osuutta typen poistumasta.

Kun verrataan jälkikäsitteilykentän veden laatua ja virtaamaa, niin virtaamalla oli Spearmannin järjestyskorrelaation mukaan merkitsevät negatiiviset korrelaatiot nitraatti- ja ammoniumtyypen, kokonais- ja fosfaattifosforin sekä biologisen hapenkulutuksen (BOD) poistumien kanssa. Tämä viittaa siihen, että mitä suurempi oli kentälle tuleva hydraulinen kuorma (eli mitä lyhyempi veden viipymä oli kentällä), sitä pienempiä olivat näiden muuttujien poistumat. Myös Hunter ym. (2001) havaitsivat, että viipymän lyhentyessä 6 vuorokaudesta 2 vuorokauteen ammoniumtyypen ja fosfaattifosforin poistumat pienenevät selvästi. Suurten hydraulisten kuormien aikana kokonaisfosforin poistuman lisäksi myös sen pitoisuudet olivat pieniä Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä. Kokonaisfosforin poistuma korreloikin myös kokonaisfosforipitoisuuden kanssa merkitsevästi.

Ulosteperäiset bakteerit

Escherichia coli näytteitä (250 ml) otettiin kentälle tulleesta ja kentältä lähteneestä vedestä kuukausittain ja määritettiin Colilert-menetelmällä Oulun kaupungin elintarvike- ja ympäristölaboratoriossa. Kenttä pidatti hyvin ulosteperäiselle vedelle tyypillisiä *E. coli* -bakteereja (taulukko 10). Roudattomana kautena niiden poistuma oli 99 % ja talvella 93 % pitoisuuksista laskettuna.

Taulukko 10. *E. coli* (pmy 100 ml⁻¹) pitoisuudet Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentälle tulleessa ja kentältä lähteneessä vedessä. (pmy = pesäketä muodostavaa yksikköä)

Ajankohta	Tuleva vesi	Lähtevä vesi
13.6.2002	17000	74
22.7.2002	24000	340
19.8.2002	9500	40
16.9.2002	12000	145
30.9.2002	10000	43
28.10.2002	10000	330
26.11.2002	58000	4400
27.1.2003	77000	4900
3.2.2003	3900	980
31.3.2003	8700	32

3.4.1 Nitrifikaatioprosessi

Nitrifikaatiossa ammoniumtyppi hapetetaan bakteerien toimesta nitriitiksi ja edelleen nitraatiksi. Tapahtuma edellyttää happea, jota tarvitaan 4,3 g NH₄-N grammaa kohti. Lisäksi prosessi edellyttää bikarbonaatti-ioneja. Alkaliniteetista kuluukin noin 7,14 mg l⁻¹ hapetettua NH₄-N mg l⁻¹ kohti. Prosessissa muodostuu nitraatin lisäksi uutta bakteeribiomassaa, vettä ja hiilihappoa. Hiilihapon vaikutuksesta nitrifikaatio alentaa veden pH:ta. WPCF (1983) suosittelee pH:ta pidettävän yli 7,2 nitrifikaation edellyttämän ympäristön takaamiseksi. Lämpötilalla on merkittävä vaikutus bakteerien toimintaan nitrifikaatiossa. Optimilämpötilaksi on puhdasviljelmillä havaittu 25–35 °C (Kadlec & Knight 1996) ja alle 15 °C lämpötilan on havaittu alentavan bakteerien kasvunopeutta huomattavasti (Reddy & Patrick 1984).

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentälle tulleen veden alkaliniteetti on ollut keskimäärin 5,6 mmol l⁻¹ eli 336 mg l⁻¹. Tämä riittäisi 47 mg l⁻¹ hapettuneen ammoniumtyypen poistumiseen nitrifikaatiossa, jolloin lähes kaikki kentälle tullut ammoniumtyppi voisi muuttua nitraatiksi. Tosin silloin ei jäisi jäljelle alkaliniteettia puskuroimaan pH:n muutoksia.

Jälkikäsittelykentälle tulevan veden hapettaminen parantaisi hieman nitrifikaatiota, mutta jotta kaikki ammoniumtyppi saataisiin hapetettua, tulisi veden hapettua tehokkaammin jälkikäsittelykentällä. Eri kirjallisuusviitteissä (koottu Vymazal ym. 1998) on arvioitu mahdollisia hapen siirtymiä järviruo'on juurista eri tekniikkojen avulla. Niiden mukaan järviruooko voi vapauttaa juuristonsa kautta happea 0,02–12 g m⁻² vrk⁻¹. Tämän mukaan Lakeuden jälkikäsittelykentän kasvillisuus voisi tuottaa happea 0,7–420 kg vrk⁻¹. Heinimaa & Heikkinen (1998) raportin mukaan ilmasta liukeneva ja kasvillisuuden tuottama happimäärä ei kuitenkaan riitä Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentälle tulevan ammoniumtyypin hapettamiseen.

Ilmasta jälkikäsitellykentälle liukenevan hapen määrä on arvioitu kaavalla

$$kA(O_s - O) \tag{7}$$

missä k = kerroin, A = kentän pinta-ala, O_s = saturoitunut happipitoisuus (mg l^{-1}), O = mitattu happipitoisuus (mg l^{-1}). Chapran (1997) mukaan kertoimeksi Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitellykentälle arvioitiin $0,068 \text{ vrk}^{-1}$.

Kaavan (7) mukaan ilmasta liukenee Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitellykentälle noin 24 kg happea vuorokaudessa ($0,55 \text{ g vrk}^{-1} \text{ m}^{-2}$). Tämä happimäärä ei riitä kentälle tulevan ammoniumtyypen hapettamiseen (kuluttaa $1050 \text{ kg O}_2 \text{ vrk}^{-1}$) ja orgaanisen aineen hajottamiseen (kuluttaa $11 \text{ kg O}_2 \text{ vrk}^{-1}$). PRIMROSE-projektissa arvioitiin, että tutkimuskosteikoiden veteen liukenee ilmasta enintään noin 3 g happea $\text{vrk}^{-1} \text{ m}^2$. Tämän mukaan Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitellykentän teoreettinen koko typen ja BOD:n täydellisestä poistoa varten olisi silloin oltava 22 ha eli 5 kertaa nykyisen kentän koko. Hapen siirtymän lisäämiseksi on Ruotsissa käytetty kenttien vuorottelua, jossa kosteikon sedimenttiä pyritään hapettamaan kenttää vuorotellen kuormittamalla ja kuivattamalla. Menetelmässä imitoidaan luonnon ranta-alueilla havaittua vuoroveden vaihtelua, jossa maaperä kostuu ja kuivuu. Kentän kuivuessa sedimenttiin siirtyy happea. Hapen siirtymiseen vaikuttavat kuivatustehokkuus ja maaperän ominaisuudet (huokosjakauma, vedenpidätyskäyrä).

3.4.2 Kaasumittaukset

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitellykentällä mitattiin dityppioksidin (N_2O), metaanin (CH_4) ja hiilidioksidin (CO_2) kaasuvirtoja eri vuodenaikoina vuosina 2002 ja 2003. Mittausten avulla haluttiin selvittää, miten paljon puhdistamolta jälkikäsitellykentälle tulevasta tyyppistä poistuu jälkikäsitellykentältä ilmakehään N_2O -tyyppinä. Mittaamalla metaania ja hiilidioksidia voitiin myös tarkastella orgaanisen aineen hajotustoimintaa ja eliöstön pimeähengitystä kentän eri osissa. Kaasumittausten avulla selvitettiin samalla, miten paljon lammikkotyyppiseltä jälkikäsitellykentältä pääsee ilmakehään ilmaston lämpenemistä aiheuttavia kasvihuonekaasuja.

3.4.2.1 Näytteenotto

Dityppioksidin, metaanin ja hiilidioksidin virtaa Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitellykentän eri osien ja ilmakehän välillä mitattiin staattisella pimeäkammiotekniikalla (Crill 1991, Martikainen ym. 1993). Jälkikäsitellykentällä näytteenotot tehtiin roudattomana aikana 3 kertaa (kesä-, heinä- ja syyskuussa 2002) ja talvella kaksi kertaa (maaliskuu 2002 ja helmikuu 2003).

Roudattomana aikana kolme näytealuetta sijaitsivat jälkikäsitellykentän yläosan lammikossa, välipadolla järviruokoalueella ja kentän alaosan syvässä lammikossa lähellä kentän purkupaikkaa (kuva 1). Kullakin näytealueella oli kolme mittauspistettä. Roudattoman ajan näytteenotoissa lammikoissa käytettiin kelluvia, siirrettäviä alumiinikammioita (Huttunen ym. 2002) ja välipadolle asennettiin kolme kiinteää alumiinikaulusta ($60 \times 60 \text{ cm}$) siten, että niiden alareunat olivat vedenpinnan alapuolella (Martikainen ym. 1993). Kaasumittaus alkoi laittamalla alumiininen kammio kauluksen uran päälle varmistaen kauluksen kaasutiiviys täyttämällä kauluksen ura vedellä. Talvella ruovikkoalueella kammiot asetettiin suoraan maanpinnan päälle ja ne peitettiin lumella kaasutiiveyden varmistamiseksi. Lammikoissa kaasumittaus alkoi, kun kammio oli asetettu veteen ja ylipaine oli poistettu kammioista. Kaasuvuot määritettiin ottamalla kaasunäytteet kammi-

oista 6–7 minuutin välein 24–28 minuuttia kestäneen mittauksen aikana polypropyleeniruiskuihin (Terumo Europe), joissa oli 3-tiehanat (Codan Steritex).

Mittauspaikkojen ympäriltä otettiin myös 30 ml vesinäytteet veteen liuenneiden N_2O , CH_4 ja CO_2 määrittämiseksi seuraavasti: kentän ylä- ja alaosan lammikoista kaksi näytettä kummastakin, välipadolta 3 näytettä ja purkupaikalta 2 näytettä. Pitoisuudet määritettiin kaasukromatografilla Huttusen ym. (2001a) mukaan. Kaasu- ja vesinäytteiden CH_4 , CO_2 - ja N_2O -pitoisuudet määritettiin Kuopion yliopiston ympäristötieteiden laitoksella biogeokemian laboratoriossa. Vesinäytteet ravinnemäärityksiin (500 ml) kerättiin alumiinikehysten sisältä järviruokoalueella ja läheltä kelluvia kammioita lammikkoalueilla. Näytteistä määritettiin kokonaistyyppi, ammoniumtyppi, nitriitti-nitraattityppi, sulfaatti, orgaaninen kokonaishiili (TOC) ja liuenanut orgaaninen hiili (DOC). Lisäksi kaasumittauspaikkojen läheltä otettiin kolme rinnakkaista sedimentinäytettä kahdelta eri syvyydeltä (0–5 cm ja 5–10 cm). Alapuolen lammikon syvänteestä otettiin neljä rinnakkaista näytettä. Näytteistä määritettiin Pirkanmaan ympäristökeskuksen laboratoriossa hiilen ja typen pitoisuudet C/N-suhteen laskemiseksi. Myös vertailualueelta otettiin kaksi sedimentinäytettä.

Talvella kammiomittaukset tehtiin neljällä alueella vuonna 2002 ja kolmella alueella vuonna 2003: kentän yläosan lammikon avovedessä yksi alue sekä välipadon luona yksi vapaan veden alue (vain talvella 2002) ja kaksi aluetta järviruokokasvustossa. Kentän yläosan lammikossa lähellä kentälle tulevan veden purkupaikkaa ja välipadon vapaan veden alueella mitattiin kaasuvirtoja veden ja ilman välillä kahden kelluvan kammion avulla. Kuolleen järviruokokasvuston näytealueilla käytettiin 2–3 kammiota. Näistä kaksi asetettiin leikattujen järviruokovarsien päälle ja yksi kasvittomalle alalle, jos se oli jäätön. Talvella kaasuvuot määritettiin ottamalla kaasunäytteitä 15 minuutin välein 60 minuutin aikana.

Kentän alaosan lammikossa mitattiin kaasunmuodostusta viidessä kohdassa (kuva 1) vedenalaisten kuplakeräinten (Huttunen ym. 2001b) avulla heinäkuusta lammikon jäätymiseen (lokakuu 2002) asti.

3.4.2.2 Tulokset ja niiden tulkinta

C/N-suhde

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän eri osissa sedimentin hiilimäärä oli keskimäärin 52 g kg^{-1} sedimentin kuivapainosta vaihdellen välillä $17\text{--}73 \text{ g kg}^{-1}$. Tyypeä oli sedimentissä keskimäärin 5 g kg^{-1} (vaihteluväli $1\text{--}8 \text{ g kg}^{-1}$). C/N-suhde oli keskimäärin 12 (vaihteluväli 9–15). Koska alaosan syvässä lammikossa oli vain vähän kasvillisuutta, oli sen pohjasedimentissä myös vähiten hiiltä ja tyypeä. Alaosan lammikon sedimentin C/N-suhde ei kuitenkaan eronnut kentän muista osista. Jälkikäsitteilykentällä pintakerroksen ja syvemmän kerroksen hiili- ja typpipitoisuuksissa, ja siten myös C/N-suhteessa, oli vain vähän eroa.

Vertailualueen maaperässä oli tyypeä keskimäärin hieman vähemmän kuin kentällä, mutta hiiltä oli selvästi enemmän, keskimäärin 92 g kg^{-1} . Tämän takia vertailualueen C/N-suhde (16) oli hieman korkeampi kuin kentällä (12). Vertailualueen pintakerroksessa oli selvästi enemmän tyypeä ($6\text{--}14 \text{ g kg}^{-1}$) kuin 5–10 cm syvyydessä (2 g kg^{-1}). Vastaavaa havaittiin myös hiilen määrissä: pintakerroksessa $96\text{--}230 \text{ g kg}^{-1}$ ja 5–10 cm:ssä $25\text{--}36 \text{ g kg}^{-1}$. C/N-suhteessa eri kerrosten välillä ei kuitenkaan ollut juuri eroa. Jälkikäsitteilykentän pintakerroksen pienempi hiilen määrä verrattuna vertailualueen vastaavaan kerrokseen saattaa aiheutua kentän aktiivisemmasta mikrobitoiminnasta, joka on kuluttanut hiiltä.

Järviruokojen varsien kaasupitoisuudet

Sekä talvella että kesällä oli havaittavissa, että järviruokojen varsiin kertyy kaasuja. Rikkoontuessaan ne osaltaan vaikuttavat kaasujen kulkeutumiseen kosteikkosedimentistä ilmakehään, sillä putkimaiset ruo'ot muodostavat purkureitin sedimentistä ilmaan jääpintaiselta kosteikolta. Vastaavan ilmiön on arvioitu vaikuttavan talviaikaisiin kaasupäästöihin myös järvien rannoilla (Larmola ym. 2004). Kesäkaudella järviruo' on aktiivisen kaasunvaihtosysteemin tiedetään kuljettavan tehokkaasti mm. metaania sedimentistä ilmakehään (mm. Brix ym. 2001). Metaanipitoisuudet Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän ruo'oissa olivat talvella keskimäärin 476 ppm (vaihteluväli 6–2491 ppm), ja siten selvästi korkeammat kuin kesällä (2–4 ppm). Kesällä mitatut metaanipitoisuudet ruo'oissa vastasivat ilman metaanipitoisuutta. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän ruo'oissa oli saman verran N₂O-kaasua kuin ilmassa kesällä ja talvella.

Dityppioksidin ja denitrifikaation vaikuttavat tekijät

Useimmilla kammiomittauksen näytteenottopaikoilla vapautui N₂O-kaasua roudattomalla kaudella (taulukko 11). Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän kasvillisuusalojen keskimääräinen N₂O-virta (1100 µg m⁻² vrk⁻¹) oli suurempi kuin avointen vesialueiden pintavesissä (200–430 µg m⁻² vrk⁻¹). Alaosan syvän lammikon pohjasedimentistä vapautuneissa kuplissa oli hyvin vähän N₂O-kaasua (0,02–2,8 µg m⁻² vrk⁻¹), ja sen osuus muodosti alle prosentin lammikon N₂O-emissioista. Maaliskuussa 2001–2002 ja helmikuussa 2002–2003 dityppioksidia ei vapautunut jäättömästä yläpuolisesta lammikosta eikä kasvillisuuden joukossa mitatuista paikoista. Martikaisen ym. (2002) maatalousmailla matalassa lämpötilassa havaitsemien ajoittaisten N₂O-emissiopeikkien kaltaisia päästöhuippuja ei Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä havaittu. Sen sijaan Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä N₂O-virrat olivat pieniä, kun ilman lämpötila oli alhainen ($r_s = 0,548$; $p < 0,0001$; $n = 41$).

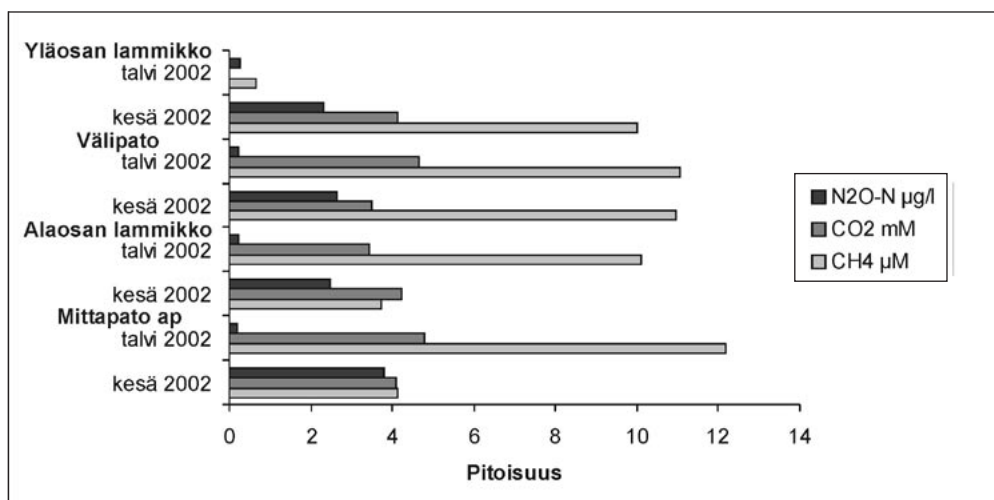
Roudattomana aikana kentän yläosan matalasta lammikosta vapautui yli kaksi kertaa enemmän N₂O-kaasua kuin alaosan syvästä lammikosta (taulukko 11). Yläosan lammikon ja välipadon ympärillä olevien avovesilajien pienemmän pinta-alan takia sieltä kuitenkin vapautui N₂O-kaasua koko roudattomana aikana vähemmän (0,12 kg N) kuin alaosan lammikosta (0,16 kg N). Kasvipinta-alalta vapautui selvästi eniten N₂O-kaasua (4,3 kg N) roudattomana kautena. Jälkikäsitteilykentältä vapautui roudattomana aikana yhteensä 1 kg N₂O-typpeä ha⁻¹ (6 g N₂O-N ha⁻¹ vrk⁻¹). Koska talvella N₂O-vuot olivat pieniä, niin vuotuisesti dityppioksidipäästökseksi tuli noin 1 kg N₂O-N ha⁻¹ v⁻¹ (Karjalainen ym. 2005).

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän vuotuinen N₂O-N päästö vastaa mineraali- ja orgaanisilla mailla olevilta pelloilta mitattuja matalimpia päästöjä, jotka Martikaisen ym. (2002) mukaan vaihtelivat välillä 1,5–10 kg N₂O-N ha⁻¹ v⁻¹. Jälkikäsitteilykentän N₂O-typen päästö vastasi 1 %:n osuutta kentän NO₂+NO₃-N poistumasta ja 0,3 %:a epäorgaanisen typen poistumasta roudattomana aikana. Nitriitti-nitraattitypen vuosipoistumasta se vastasi 0,9 %:a ja epäorgaanisen typen vuosipoistumasta 0,2 %:a. Epäorgaanista typpeä pidättyi jälkikäsitteilykentälle 2 %:a talvella 2001–2002 ja 4 %:a vuoden 2002 roudattomana kautena. N₂O-päästöt olivat pieniä Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä, ja sen osuus epäorgaanisen typen vähäisistä kokonaispoistumista jäi pieneksi.

N₂O-vuon korreloi negatiivisesti ammoniumtypen ($r_s = -0,554$; $p = 0,040$; $n = 14$) ja kokonaistypen pitoisuuksien ($r_s = -0,612$; $p = 0,020$; $n = 14$) kanssa. Nitraattityypipitoisuuden sekä liunneen orgaanisen hiilen ja orgaanisen kokonaihiilen pitoisuuksien korrelaatiot N₂O-vuon kanssa eivät olleet tilastollisesti merkitseviä.

Veteen liuenneen N_2O -kaasun pitoisuus oli kesällä kymmenen kertaa suurempi kuin talvella (kuva 10), mutta toisin kuin N_2O -virroissa, N_2O :n pitoisuuksissa ei kuitenkaan ollut eroa kentän eri osien välillä. Veteen liuenneen N_2O -kaasun pitoisuus korreloi Spearmannin järjestyskorrelaation mukaan merkitsevästi veden lämpötilan kanssa ($r_s = 0,737$; $p < 0,0001$; $n = 49$). Veteen liuenneen hiilidioksidin kanssa liuenneen N_2O -kaasun pitoisuus korreloi negatiivisesti ($r_s = -0,528$; $p = 0,006$; $n = 26$). Tähän on todennäköisesti vaikuttanut denitrifioivien bakteerien käyttäytyminen erilaisissa hapetusilanteissa: denitrifioivat bakteerit ovat tyypillisesti aerobisia bakteereja (jolloin hiilidioksidia muodostuu), mutta jos happea ei ole läsnä, ne käyttävät nitraattia anaerobisessa hengityksessään (Todar 2004). Tällöin muodostuu typen kaasuja (mm. N_2O ja N_2).

Veteen liuenneella N_2O -kaasun pitoisuudella oli merkitsevä korrelaatio myös veden $NO_2 + NO_3$ -typpipitoisuuksien ($r_s = 0,847$; $p = 0,016$; $n = 7$) kanssa. Sen sijaan korrelaatiot veden N_2O -pitoisuuden ja ammoniumtyppipitoisuuden ($r_s = -0,687$; $p = 0,060$; $n = 8$) sekä veden N_2O -pitoisuuden ja sedimentin redox-potentiaalin ($r_s = 0,310$; $p = 0,141$; $n = 24$) välillä eivät olleet tilastollisesti merkitseviä.



Kuva 10. Veden kaasupitoisuudet Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän eri osissa talvella ja kesällä 2002.

Mitä enemmän vedessä on ammoniumtyypeä, sitä vähemmän on vedessä tapahtunut nitrifikaatiota eli nitraatin muodostusta. Nitraatti on edellytyksenä denitrifikaatioprosessille, jossa välituotteena muodostuu N_2O -kaasua. Tämän vuoksi N_2O -virta korreloi negatiivisesti ammoniumtypen pitoisuuden kanssa, mutta positiivisesti nitraatin kanssa.

Denitrifikaatioprosessiin vaikuttavia tekijöitä ovat

- denitrifioivien bakteerien esiintyminen
- nitraattitypen konsentraatio
- pH (optimi välillä 7–8)
- lämpötila (denitrifikaatio vähäistä, kun lämpötila on alle +5 °C)
- hapettomat tai vähähappiset olosuhteet (redox-potentiaali +100—+350 mV)
- maaperä ja sen kosteus
- orgaaninen aines

(Focht & Verstraete 1977, Knowles 1982, Kuenen & Robertson 1987, Laanbroek 1990, Vymazal ym. 1998, Vymazal 2001).

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä pohjasedimentti on lähes jatkuvasti vedellä kyllästetyssä tilassa. Vain alueet, jotka jäävät pohjaa myöten talvella sekä vesirajalla oleva pintamaa ei ole jatkuvasti veden kyllästämää. Jälki-

käsittelykentän keskimääräinen veden pH:n arvo 7,2 on ollut sopiva denitrifikaatiolle. Kentän yläosan lammikon sedimentin pH oli kuitenkin 6,5 eli hieman optimaalista happamampi. Kentälle tulevan veden happipitoisuus on ollut alhainen (taulukko 5). Syyskuussa 2002 mitattiin veden happipitoisuutta kentällä ja se oli yläosan lammikossa keskimäärin 2,7 mg l⁻¹, välipadon kasvillisuuden joukossa 2,1 mg l⁻¹ ja kentän alaosan lammikossa keskimäärin 1,5 mg l⁻¹. Kentällä olleen veden redox-potentiaaliarvo vaihteli kesäkuussa 2002 kentän yläosan lammikossa 175–182 mV, välipadon kasvillisuuden joukossa 197–245 mV ja alaosan lammikossa 255 mV. Heinäkuussa 2002 vastaavat arvot olivat 20–90 mV, -51–+23 mV ja 69–76 mV ja helmikuussa 2003 36–40 mV, -16 mV ja -26–+1 mV. Redox-potentiaali korreloikin merkitsevästi veden lämpötilan kanssa ($r_s = 0,592$; $p = 0,006$; $n = 20$). Talvella jääpeite todennäköisesti vaikutti veden alempiin redox-potentiaaliarvoihin. Vaikka kentän veden redox-potentiaaliarvot olivat heinä- ja syyskuussa edellä mainittuja raja-arvoja alempia, kentällä tapahtui denitrifikaatiota.

Rukan jäteveden puhdistamon jälkikäsittelykentällä on saatu ajoittain hyviä typen poistumia (Hallikainen 2003). Jos verrataan Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän N₂O-päästöjä Rukan jäteveden puhdistamon jälkikäsittelykentän vastaaviin (9 kg ha⁻¹ v⁻¹) (Karjalainen ym. 2005), ovat Lakeuden N₂O-päästöt jonkin verran pienempiä. Tähän saattaa vaikuttaa Rukan jälkikäsittelykentän erilaiset ravinneolosuhteet. Burford & Bremner (1975) havaitsivat kokeissaan, että helposti hajoavan orgaanisen aineen lisäys lisäsi huomattavasti denitrifikaatiota. Rukan jälkikäsittelykentällä oli enemmän hiiltä (C/N-suhde 31) kuin Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä, koska Rukan puhdistamon kenttä on perustettu suolle. Lisäksi Rukan puhdistamolta jälkikäsittelykentälle tulleesta epäorgaanisesta tyypestä suurempi osa oli nitraattityyppiä kuin Lakeuden keskuspuhdistamolta tulleessa vedessä.

Kadlec & Knight (1996) mukaan 1 g nitraattityypin denitrifioitumiseen tarvitaan 2,47 g metanolia tai samankaltaista hiililähdettä. Tämä vastaa 0,962 g orgaanista kokonaishiiltä. Tämän mukaan Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä olisi kuitenkin riittävästi hiiltä kentälle tällä hetkellä tulevan nitraatin denitrifioitumiseen, sillä keskimääräinen nitraattityypipitoisuus oli 0,7 mg l⁻¹ ja orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuus 25 mg l⁻¹ jälkikäsittelykentälle tulevassa vedessä. Jälkikäsittelykentän alapuolisella mittapadolla TOC-pitoisuus on keskimäärin ollut 20 mg l⁻¹ (taulukko 5). Jos kaikki kentälle tulleessa vedessä ollut ammonium olisi muuttunut nitraatiksi, niin nitraattia olisi tyyppinä ollut keskimäärin yhteensä 55 mg l⁻¹. Tällöin kentälle tulevan veden hiilipitoisuus riittäisi osan nitraatin (25 mg NO₃-N l⁻¹) denitrifioitumiseen.

Catalan ym. (1996) mukaan denitrifikaatiossa P (g)/NO₃-N (g) -suhteen tulee olla 0,03. Tämä tarkoittaa, että noin 33 mg nitraattityypin denitrifioitumiseen tulee olla yksi milligramma fosforia. Koska jälkikäsittelykentän keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus oli 0,56 mg l⁻¹ tulleessa vedessä ja 0,23 mg l⁻¹ lähteneessä vedessä ja vastaavasti nitraattityypipitoisuus 0,7 mg l⁻¹ ja 0,4 mg l⁻¹, niin voidaan olettaa, että fosforipitoisuus ei rajoittanut denitrifikaatiota. Kentälle sedimentoituneen lietteen biosaatavan fosforipitoisuuden määrittäminen kuitenkin tarkentaisi fosforin saatavuutta bakteerien kannalta. Jos kaikki kentälle tulevassa vedessä oleva ammonium muuttuisi nitraatiksi, niin keskimääräinen nitraattityypipitoisuus (54 mg l⁻¹) edellyttäisi veden fosforipitoisuuden olevan 1,6 mg l⁻¹. Tämä on puolitoista kertaa enemmän kuin kentälle tulleen veden keskimääräisen kokonaisfosforipitoisuuden ja sedimentin vesiliukoisen kokonaisfosforipitoisuuden summa. Tämän mukaan kentälle tulevan veden ja sedimentistä veteen liukenevan fosforin pitoisuudet eivät tällöin riittäisi kaiken nitraatin denitrifioitumiseen. Toisaalta osa nitraatista voi muuttua takaisin ammoniumiksi nitraattiammonifikaatiossa.

Blackmer & Bremner (1978, 1979) havaitsivat, että NO₃⁻-konsentraatiolla on kahdenlainen vaikutus maaperän mikro-organismien N₂O-redukioon: se voi joko

edistää N_2O -reduktaasin tuotantoa tai inhiboida tämän entsyymin toimintaa. Inhiboimista tapahtuu sitä enemmän, mitä enemmän maa-aineksessa on nitraattityppiä ja mitä alhaisempi pH on. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitelykentän yläosan lammikon sedimentin pH oli 6,5 (Amundsen ym. 2003a). Jälkikäsitelykentän yläosan lammikon sedimentissä oli $196 \mu\text{g NO}_3\text{-N g}^{-1}$ kuiva-ainesta, mikä oli suurin 17 tutkitusta PRIMROSE-kosteikoista (Amundsen ym. 2003a), joten mahdollisesti N_2O :n muuttuminen typpikaasuksi on vähäistä kentän yläosassa.

Metaani

Roudattomana aikana alaosan lammikosta tuli yli kaksi kertaa enemmän metaania kuin kentän muista osista (taulukko 11). Talvella jälkikäsitelykentän metaanivuot olivat neljäsosa roudattoman ajan päästöistä. Sulfaattia pelkistävät bakteerit voivat kilpailla orgaanisen aineen hajotuksessa metaania tuottavien bakteerien kanssa hapettomissa oloissa silloin, kun sulfaattia on ympäristössä runsaasti. Metaanivuolla olikin merkitsevä negatiivinen korrelaatio sulfaatin kanssa ($r_s = -0,649$; $p = 0,022$; $n = 12$). Orgaanisen aineen hajotuksessa sulfaatin pelkistys voi rajoittaa merkittävästi metanogeeniä silloin, kun sulfaattipitoisuus on yli $5\text{--}30 \mu\text{mol l}^{-1}$ ($0,5\text{--}2,9 \text{ mg l}^{-1}$) (Gilmour 1992). Denitrifikaatio voi vastaavasti rajoittaa metanogeeniä, kun nitraattipitoisuus on yli 1 mmol l^{-1} ($62 \text{ mg NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ eli $14 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$) (Gilmour 1992). Jälkikäsitelykentän veden matalan nitraattipitoisuuden takia denitrifikaatio ei ole rajoittanut metanogeeniä. Sen sijaan jälkikäsitelykentän veden sulfaattipitoisuus ($24\text{--}49 \text{ mg l}^{-1}$) on todennäköisesti rajoittanut metanogeeniä kentällä. Keskimäärin jälkikäsitelykentällä muodostui metaania noin $1,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ vrk}^{-1}$ mittausajankohtien välisenä aikana.

Talvella veteen liuenutta metaania oli alaosan lammikon jään alla olevassa vedessä ja purkupadolla keskimäärin enemmän kuin roudattomana aikana (taulukko 12), koska metaania oli kertynyt jään alle. Yläosan lammikossa liunneen metaanin pitoisuus oli keskimäärin pienempi talvella kuin roudattomana aikana. Kasvillisuusalueella veden keskimääräinen metaanipitoisuus pysyi samana ympäri vuoden, tosin roudattomana aikana veden maksimimetaanipitoisuus oli kaksi kertaa suurempi kuin talvella. Veteen liunneella metaanilla olikin merkitsevä negatiivinen korrelaatio veden lämpötilan ($r_s = -0,489$; $p < 0,0001$; $n = 49$) kanssa. Vaikka metaanintuottonopeus olikin talvella pienempi kuin roudattomana kautena, jää esti kaasunvaihtoa aiheuttaen talven suuret metaanipitoisuudet lammikossa. Sen sijaan kasvillisuusalueella metaani saattoi purkautua järviruokojen korsien kautta ilmakehään. Metaanin tuotanto tapahtuu hapettomissa olosuhteissa, jolloin redox-potentiaali on matala. Niinpä veteen liunneella metaanilla olikin negatiivinen korrelaatio redox-potentiaalin ($r_s = -0,715$; $p < 0,0001$; $n = 24$) kanssa.

Hiilidioksidi

Hiilidioksivuo, jota N_2O -kaasun ja metaanin lisäksi mitattiin, kuvaa jälkikäsitelykentän eliöstön pimeähengityksessä muodostunutta hiilidioksidia. Hiilidioksidivuo oli luonnollisesti suurin kasvillisuusalueella (taulukko 11). Yläosan lammikossa hiilidioksidia syntyi noin puolet ja alaosan syvässä lammikossa vajaa viidesosa kasvillisuusalueen määrästä. Hiilidioksidiemissiolla ei ollut merkittäviä korrelaatioita typpipitoisuuden, TOC- ja DOC-pitoisuuksien tai sulfaatin kanssa. Veteen liunneen hiilidioksidin pitoisuuksissa ei ollut eroa talvella ja roudattomana kautena (taulukko 12). Redox-potentiaalin ja veteen liunneen hiilidioksidin pitoisuuden välillä oli positiivinen korrelaatio ($r_s = 0,750$; $p = 0,005$; $n = 12$). Redox-potentiaalin ollessa korkea ympäristö on hapellista, joten bakteerien happea vaativa hajotustoiminta on mahdollista. Tällöin muodostuu bakteerien hengityksessä hiilidioksidia.

Taulukko II. Metaanin (CH₄), hiilidioksidin (CO₂) ja dityppioksidin (N₂O) virtojen keskiarvot, veden korkeus ja ilman lämpötilat Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä roudattomana aikana ja talvella. Minimi- ja maksimiarvot ovat sulkeissa. Positiiviset vuot ilmaisevat päästöä ilmakehään.

	n ^a	CH ₄ -vuoto mg m ⁻² vrk ⁻¹	CO ₂ -vuoto mg m ⁻² vrk ⁻¹	N ₂ O-vuoto μg m ⁻² vrk ⁻¹	Veden korkeus cm	Ilman lämpötila °C
Roudaton aika						
yläosan lammikko	7–9	340 (4–1200)	12000 (2500–30000)	430 (–210–1800)	-	17,3 (5,7–23)
kasvillisuusalue	7–8	280 (52–1400)	22000 (6200–38000)	1100 (–72–5100)	23 (5–35)	18,3 (7,6–26)
alaosan lammikko	9	710 (15–5600)	4000 (2000–6800)	200 (–20–830)	-	16 (3,6–23)
Talvi						
yläosan lammikko	4	88 (0–340)	15000 (8700–18000)	–44 (–131–78)	-	–5,4 (–6,5––4,3)
kasvillisuusalue	11–12	63 (5–150)	4700 (42–14000)	–31 (–186–91)	-	–4,1 (–9,8––0,2)

^akammionmittausten lukumäärä (n)

Taulukko 12. Liienneiden kaasujen sekä eräiden vedenlaatuomtuuttujen pitoisuudet Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän eri osissa.

	n ^a	CH ₄ μM	CO ₂ μM	N ₂ O-N μg l ⁻¹	NH ₄ -N μg l ⁻¹	NO ₂ +NO ₃ -N μg l ⁻¹	BOD ₇ mg l ⁻¹	COD _{mn} mg l ⁻¹	TOC mg l ⁻¹	Veden lämpötilä °C	pH
Talvi											
yläosan lammikko	6	0,66 (0,53–0,89)	-	0,25 (0,21–0,30)	66000 (61000–71000)	20 (12–28)	12 (6,4–17)	16	21 (19–22)	5,8 (5,5–6,2)	7,29 (7,20–7,35)
kasvillisuusalue	1–4	11 (6,0–17)	4700	0,17 (0,19–0,24)	-	-	-	-	-	0,9 (0,6–1,3)	7,29
alaosan lammikko	8–15	10 (4,3–16)	3400 (64–4700)	0,22 (0,17–0,39)	-	-	-	-	-	0,1 (0–0,2)	7,45 (7,43–7,48)
purkupato	1–6	12 (9,1–16)	4800	0,21 (0,19–0,23)	51900 (30800–73000)	8 (7–9)	8,7 (4,3–13)	15	18 (16–19)	0,2 (0,1–0,2)	7,53
Roudaton aika											
yläosan lammikko	2–8	7,8 (0,98–43)	4100 (3700–4600)	2,8 (0,65–5,2)	65000 (64000–68000)	8 (0–17)	9,5	18 (16–21)	24 (21–28)	15,1 (10,7–19,8)	6,96 (6,35–7,23)
kasvillisuusalue	4–6	11 (1,7–36)	3500 (370–4700)	2,7 (1,2–6,9)	-	-	-	-	-	16,5	7,24 (7,20–7,30)
alaosan lammikko	6	3,7 (3,0–5,1)	4200 (4100–4500)	2,5 (1,1–4,9)	-	-	-	-	-	21,1 (19,8–25,2)	7,44 (7,36–7,55)
purkupato	4	4,1 (3,1–5,3)	4100 (4000–4200)	3,8 (1,1–7,5)	61000 (59000–65000)	50 (14–99)	7,6	17 (15–19)	19 (16–26)	19,3	7,40

^akammionmittausten lukumäärä (n)

4

Johtopäätökset

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykenttää ja sen toimintaan vaikuttavia tekijöitä tutkittiin PRIMROSE-projektissa vuosina 2001–2003. Tässä julkaisussa on vedetty yhteen projektin eri tutkimukset ja niiden antamat tulokset.

Jälkikäsitteilykenttä poisti kentälle tulleesta vedestä hyvin fosforia, kiintoainetta, orgaanista ainesta (BOD:ta) sekä ulosteperäiselle jätevedelle tyypillisiä *E. coli* -bakteereja. Näiden talven ja roudattoman ajan poistumisissa ei ollut suurta eroa. Kuitenkin kiintoaineen poistumat olivat talvella hieman suuremmat kuin kesällä, ja BOD:n poistumat hieman parempia roudattomana aikana, jolloin korkea lämpötila edisti mikrobitoimintaa.

Fosforia pidättyi paljon jälkikäsitteilykentän sedimenttiin kentälle tulleen saostuskemikaalin mukana, eikä sedimentin sisältämän fosforin ja alumiinin vapautuminen ole todennäköistä. Jälkikäsitteilykentän yläosan lammikon sedimentin mahdollista poistoa ja uudelleenkäyttöä ajatellen sedimentti ei sisältänyt haitallisia määriä raskasmetalleja tai muita haitta-aineita.

Kiintoainetta poistui jälkikäsitteilykentän vedestä sedimentoitumalla. Parhaiten jälkikäsitteilykenttä pidätti suuria (12–62 µm) partikkeleita. Pienille (0,45–12 µm) partikkeleille virtausnopeus kentällä oli partikkelikokojakauma-analyysin perusteella liian suuri. Kuitenkin hydrodynaamisella mallilla tehtyjen malliajojen mukaan suurimmassa osassa kenttää oli hyvin pieni riski kiintoaineen resuspensiolle kentän pohjalta. Vain pienillä alueilla kentän alkuosan ja kentän purkupaikan lähellä sekä välipadon aukoissa on resuspensio mahdollista suurilla virtaamilla.

Kiintoaineen sisältämästä orgaanisesta aineesta osa on hajonnut mikrobitoiminnan tuloksena hiilidioksidiksi ja metaaniksi. Happea kuluttava, helposti hajoava orgaaninen aine (BOD) on ehtinyt hajota pieneliöstön toimesta erityisesti kesällä, jolloin lämpötila on korkea. Kemiallisesti orgaanista ainesta hajottavien prosessien kannalta veden viipymä kentällä on kuitenkin liian lyhyt.

Koska Lakeuden keskuspuhdistamolla vettä ei ole hapetettu selkeytysaltaiden jälkeen, jälkikäsitteilykentälle tulevan veden happipitoisuus on ollut varsin alhainen. Jätevedessä tapahtuu myös paljon biologista ja kemiallista hapenkulutusta. Jälkikäsitteilykentän veden alhainen happipitoisuus ja viipymän lyhyys ovat todennäköisesti aiheuttaneet sen, että kentältä huuhtoutui rautaa. Koska partikkelimainen rauta ei ole ehtinyt veden viipymän aikana sedimentoitua pohjalle, on veden virtaus joissakin kosteikon osissa todennäköisesti liian suuri näille hiukkasille, kuten pienemmille kiintoainehiukkasillekin.

Typen poistuma oli Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentällä pieni. Nitriitti-nitraattityppeä poistui ajoittain hyvin kentältä, mutta NO₂+NO₃-typen osuus epäorgaanisesta tyyppistä oli kuitenkin hyvin pieni (1 %). Kentältä tapahtuneesta epäorgaanisesta typen poistumasta N₂O-tyyppi muodosti vain 0,2 %. Ammoniumtyppi, joka suurimmaksi osaksi muodosti typen, ei sen sijaan vähentynyt kentällä. Talven ja roudattoman ajan poistumisissa ei ole ollut suurta eroa. Kuitenkin nitriitti-nitraattitypen poistumat ovat olleet hieman parempia roudattomana aikana, jolloin korkea lämpötila on edistänyt mikrobitoimintaa.

Typen poistumaan vaikuttavat nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessit. Jälkikäsitteilykentällä nitrifikaation edellytykset (happi, alkaliniteetti, pH, lämpötila) eivät olleet hyviä hapen ja lämpötilan osalta. Tehokkaan denitrifikaation edellytykset (pH, hapettomat tai vähähappiset olosuhteet, lämpötila, orgaaninen aine,

nitraattityppi) eivät toteudu jälkikäsittelykentällä riittävästi ainakaan nitraattitypen ja lämpötilan osalta. Jos kentän veden happipitoisuutta saadaan nostettua esimerkiksi kentän kokoa kasvattamalla, voidaan hapen siirtymistä lisätä, jolloin ammoniumtyppi hapettuu nitrifikaatiossa nitraatiksi. Tämä jälkeen nitraatti voi edelleen denitrifikaation kautta poistua ilmakehään molekulaarisena typpinä (pysyvä typhen poisto).

Typhen poistoon osallistuvat bakteerit tarvitsevat kasvuunsa myös fosforia. Sen pitoisuus kentällä ei rajoittanut denitrifikaatiota, mutta kentälle sedimentoituneen lietteen biosaatavan fosforipitoisuuden määrittäminen kuitenkin tarkentaisi fosforin saatavuutta bakteerien kannalta. N₂-kaasun päästöjä tulisi myös mitata denitrifikaation merkityksen varmistamiseksi. Vaikka Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän kasvihuonekaasujen päästöt olivat suuria, niiden merkitys kansallisessa kasvihuonetaseessa on vähäinen, koska tällaisten jätevedenpuhdistamojen jälkikäsittelykenttien pinta-alat ovat pieniä Suomessa. Toisaalta tämä tutkimustieto on uutta ja siksi tärkeää, sillä tutkimuksia puhdistamokosteikoiden kasvihuonekaasuemissioista on julkaistu vain vähän.

Kokonaistyphen poistumaa jälkikäsittelykentällä ei ole arvioitu, sillä käytetyn analyysimenetelmän tuloksia ei pidetty riittävän luotettavina. Tämän vuoksi olisi vastaisuudessa hyvä määrittää typpi Kjeldahl-menetelmällä, jota yleensä käytetään runsaasti ammoniumtyppeä sisältävien jätevesien typhen analysoinnissa. Tällöin kokonaistyyppi saataisiin laskemalla yhteen Kjeldahlin typpi (orgaaninen typpi ja ammoniumtyppi) sekä nitriitti-nitraattityppi.

Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän laajentaminen parantaisi veden hapettumista, joka on edellytyksenä nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessisarjan tapahtumiselle. Kesällä hapen siirtymistä voisi luultavasti lisätä myös vuorotellulla. Jälkikäsittelykentän laajentamisella pidentyisi veden viipymä, joka oli jälkikäsittelykentällä lyhyempi kuin kirjallisuudessa annettu ohjeellinen viipymä asutuksen jätevesille. Veden viipymän pidentäminen parantaisi pienikokoisen kiintoaineen ja partikkelimaisen raudan sedimentoitumista sekä loisi enemmän mahdollisuuksia ravinteita ja orgaanista ainesta poistaville prosesseille. Poistumatulokset viittaavatkin siihen, että mitä suurempi oli kentälle tuleva hydraulinen kuorma (eli mitä lyhyempi veden viipymä kentällä oli), sitä pienempiä olivat näiden muuttujien poistumat. Viipymän pidentäminen on myös mahdollista, jos jälkikäsittelykentälle kohdistuvaa hydraulista kuormitusta vähennetään.

Kosteikon vesitilavuuden hyödyntämistä kuvataan hydraulisella tehokkuudella, joka oli Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä hyvä kesällä, mutta huono talvella. Talvella kenttä oli osittain jäänyt, ja siksi veden viipymäkin oli kentällä lyhyempi kuin kesällä. Jäätymisen estäminen parantaisi talvista virtaustilavuutta, mutta käytännössä se on mahdotonta nykyisellä kentällä toteuttaa.

5

Kiitokset

Kiitokset tutkimusta rahoittaneille Lakeuden keskuspuhdistamolle ja EU:n tutkimuksen 5. puiteohjelmalle (PRIMROSE-sopimusnumero EVK1-CT-2000-00065). Lisäksi lämpimät kiitokset Lakeuden keskuspuhdistamon henkilökunnalle avusta projektin eri vaiheissa. Kiitokset myös Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratoriolle näytteiden määrittämisestä ja kemisti Mika Sarkkiselle analyysimenetelmien selvittämisestä. Erityisesti kiitoksia säässä kuin säässä toimineille näytteenottajille Tommi Matelalle ja Juha Saloselle sekä edesmenneelle Pekka Sohlolle. Lisäksi kiitokset töiden eri vaiheissa mukana olleille Anu Kettuselle, Juha Riihimäelle, Sari Hallikaiselle, Minna Oinakselle, Jermi Tertsuselle, Päivi Ollille, Sara Remekselle, Anne Rautiainen-Holmille ja Sanna-Maria Paakille. Kiitokset myös professori Esko Laksolle asiantuntevista kommentteista sekä Seppo Hellstenille ideoita antaneesta keskustelusta.

Kirjallisuus

- Amundsen, C.E., Puustinen, M. & Koskiaho, J. 2003a: Chemical and physical composition of sediments and filter-media from constructed wetlands related to re-use and waste legislation. Kirjassa: Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale (toim. Mander, Ü., Vohla, C. & Poom, A.), Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 94, Tartu, Estonia, ss. 226–231.
- Amundsen, C.E., Sverdrup, L.E. & Linjordet, R. 2003b: Ecotoxicological and leaching properties of sediments and filter-media from constructed wetlands. Kirjassa: Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale (toim. Mander, Ü., Vohla, C. & Poom, A.), Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 94, Tartu, Estonia, ss. 59–64.
- Bavor, H.J., Roser, D.J. & McKersie, S. 1987: Nutrient removal using shallow lagoon-solid matrix macrophytes systems. Kirjassa: Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery (toim. Reddy, K.R. & Smith, W.H.), Magnolia Publishing Inc, ss. 227–235.
- Blackmer, A.M. & Bremner, J.M. 1978: Inhibitory effect of nitrate on reduction of N_2O to N_2 by soil microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 10, ss. 187–191.
- Blackmer, A.M. & Bremner, J.M. 1979: Stimulatory effect of nitrate on reduction of N_2O to N_2 by soil microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 11, ss. 313–315.
- Braskerud, B.C., Lundekvam, H. & Krogstad, T. 2000: The impact of hydraulic load and aggregation on sedimentation of soil particles in small constructed wetlands, *J. Environ. Qual.* 29, ss. 2013–2020.
- Brix, H., Sorrell, B.K. & Lorenzen, B. 2001: Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquat. Bot.* 69, ss. 313–324.
- Burford, J.R. & Bremner, J.M. 1975: Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 7, ss. 389–394.
- Catalan Saikairi, M.A., Yasuda, K. & Matsumura, M. 1996: Nitrogen removal in seawater using nitrifying and denitrifying bacteria immobilized in porous cellulose carrier. *Water Sci. Technol.* 34 (7–8), ss. 267–274.
- Chapra, S.C. 1997: Surface water-quality modeling. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, McGraw-Hill, New York, 844 s.
- Crill, P.M. 1991: Seasonal patterns of methane uptake and carbon dioxide release by a temperate woodland soil. *Global Biogeochem. Cycles* 5, ss. 319–334.
- Focht, D.D. & Verstraete, W. 1977: Biochemical ecology of nitrification and denitrification. *Adv. Microb. Ecol.* 1, ss. 135–214.
- Gilmour, C.C. 1992: Effects of acid deposition on microbial processes in natural waters. Kirjassa: Environmental Microbiology (toim. Mitchell, R.), John Wiley & Sons, Inc., New York, ss. 33–57.
- Hallikainen, S. 2003: Kosteikkokäsittely Rukan ja Kempeleen jälkikäsittelykentillä. Puhdistustehon vaihtelu ja kehitys. Diplomityö. Oulun yliopisto, Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto, 105 s.
- Hartikainen, H. 2002: Kasveille käyttökelpoiset fosforivarat maassa. Kirjassa: Tutkittu maa – turvalliset elintarvikkeet. Viljavuustutkimus 50 vuotta -juhlaseminaari, Jokioinen, 24.9.2002 (toim. Uusitalo, R. & Salo, R.), Maa- ja elintarviketalous 13, ss. 20–29.
- Heinimaa, S. & Heikkinen, K. 1998: Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän jätevesien puhdistustehokkuus ja eri aineiden pidättymiseen johtava prosessit. Raportti, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, 26 s.
- Hunter, R.G., Comps, D.L. & George, D.B. 2001: Nitrogen, phosphorus and organic carbon removal in simulated wetland treatment systems. *Arch. Environ. Con. Tox.* 41 (3), ss. 274–281.
- Huttunen, J.T., Hammar, T., Alm, J., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 2001a: Greenhouse gases in non-oxygenated and artificially oxygenated eutrophied lakes during winter stratification. *J. Environ. Qual.* 30, ss. 387–394.

- Huttunen, J.T., Lappalainen, K.M., Saarijärvi, E., Väisänen, T. & Martikainen, P.J. 2001b: A novel sediment gas sampler and a subsurface gas collector used for measurement of the ebullition of methane and carbon dioxide from a eutrophied lake. *Sci. Total Environ.* 266 (1–3), ss. 153–158.
- Huttunen, J.T., Väisänen, T.S., Hellsten, S.K., Heikkinen, M., Nykänen, H., Jungner, H., Niskanen, A., Virtanen, M.O., Lindqvist, O.V., Nenonen, O. & Martikainen, P.J. 2002: Fluxes of CH₄, CO₂, and N₂O in hydroelectric reservoirs Lokka and Porttipahta in the northern boreal zone in Finland. *Global Biogeochem. Cycles* 16 (1), doi:10.1029/2000GB001316, 17 s.
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. 1996: *Treatment Wetlands*. CRC Lewis Publishers. Boca Raton, New York. 837 s.
- Karjalainen, S.M., Huttunen, J.T., Liikanen, A., Väisänen, T.S., Kløve, B., Ylitolonen, A., Heikkinen, K. & Martikainen, P.J. 2005: Nitrous oxide emissions from two boreal wetlands purifying municipal wastewater. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29, ss. 612–617.
- Kløve, B. & Amundsen, C.E. 2003: Estimation of CEC and ammonium uptake in constructed wetland soils. *Käsikirjoitus*.
- Knowles, R. 1982: Denitrification. *Microb. Rev.* 46, ss. 43–70.
- Koskiahho, J., Hallikainen, S., Mikkonen, A-K., Röpelin, J., Pesälä, L. & Väisänen, T.S. 2003: Hydraulic load and sedimentation of suspended solids in a constructed wetland treating secondary waste water. Kirjassa: *Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale* (toim. Mander, Ü., Vohla, C. & Poom, A.), *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 94, Tartu, Estonia, ss. 255–256.
- Kuenen, J.G. & Robertson, L.A. 1987: Ecology of nitrification and denitrification. Kirjassa: *The Nitrogen and Sulphur Cycles*. (toim. Cole, J.A. & Ferguson, S.J.), Cambridge University Press, Cambridge, UK, ss. 162–218.
- Kuhrts, C., Fennel, W. & Seifert, T. 2004: Model studies of transport of sedimentary material in the western Baltic. *J. Mar. Syst.* 52, ss. 167–190.
- Laanbroek, H.J. 1990: Bacterial cycling of minerals that affect plant growth in waterlogged soils: a review. *Aquat. Bot.* 38, ss. 109–125.
- Lance, J.C. 1972: Nitrogen removal by soil mechanisms. *J. Water Poll. Contr. Fed.* July 1972.
- Larmola, T., Alm, J., Juutinen, S., Huttunen, J.T., Martikainen, P.J. & Silvola, J. 2004: Contribution of vegetated littoral zone to winter fluxes of carbon dioxide and methane from boreal lakes. *J. Geophys. Res.* 109, D19102, doi:10.1029/2004JD004875, 12 s.
- Maloszewski <maloszewski@gfsf.de> 4.4. 2002. Wetland (henkilökohtainen sähköpostiviesti). Saatavissa sähköpostitse: <anna-kaisa.ronkanen@oulu.fi>
- Markkola, J. 1985: Järviruo'on ekologiasta ja ruoikoitten niitosta Liminganlahdella. Pro gradu -tutkielma, Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos.
- Martikainen, P.J., Nykänen H., Crill P.M. & Silvola J. 1993: The effect of changing water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366, ss. 51–53.
- Martikainen, P.J., Regina, K., Syväsalu, E., Laurila, T., Lohila, A., Aurela, M., Silvola, J., Kettunen, R., Saarnio, S., Koponen, H., Jaakkola, T., Pärnä, A., Silvennoinen, H., Lehtonen, H., Peltola, J., Sinkkonen, M. & Esala, M. 2002: Agricultural soils as a sink and source of greenhouse gases: A research consortium, Kirjassa: *Understanding the Global System – The Finnish Perspective* (toim. Käyhkö, J. & Talve, L.), Finnish Global Change Research Programme FIGARE, Turku, Finland, ss. 55–68.
- Meuleman A.F.M., Beekman, J.H.Ph. & Verhoeven J.T.A. 2002: Nutrient retention in *Phragmites australis* stands. *Wetlands*, 22 (4), ss. 712–721.
- Persson, J., Somes, N.L.G. & Wong, T.H.F. 1999: Hydraulic efficiencies of constructed wetlands and ponds, *Water Sci. Technol.* 40 (3), ss. 291–300.
- Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 1997: Menetelmäohje, versio 1, 19.11.1997, Aluelaboratorio. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Reddy, K.R. & Patrick, W.H. 1984: Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* 13, ss. 273–309.

- Riihimäki, J., Kaasinen, E., Karjalainen, S.M. & Heikkinen, K. 2003: Phytomass and concentrations of phosphorous and nitrogen in three natural wetlands used for wastewater treatment in northern Finland. Kirjassa: *Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale* (toim. Mander, Ü., Vohla, C. & Poom, A.), *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 94, Tartu, ss. 313–316.
- Scorza Júnior, R.P., Smelt, J.H., Boesten, J.T.I., Hendriks, R.F.A. & vander Zee, S.E.A.T.M. 2004: Preferential flow of bromide, bentazon, and imidacloprid in a Dutch clay soil. *J. Environ. Qual.* 33, ss. 1473–1486.
- Shilton, A. N. & Prasad, J. N. 1996: Tracer studies of a gravel-bed wetland. *Water Sci. Technol.* 34 (3–4), ss. 421–425.
- Särkkä, J. 1996: *Järvet ja ympäristö. Limnologian perusteet. Gaudeamus. Tammer-Paino Oy, Tampere, s. 157.*
- Todar, K. 2004: *Procaryotes in the environment. University of Wisconsin-Madison, Department of Bacteriology. <http://textbookofbacteriology.net/environment.html>.*
- U.S Environmental Protection Agency Office of Research and Development 1988: *Design manual, Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. EPA/625/1-88/022, 83 s.*
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Haberl, R., Pefler, R. & Laber, J. 1998: Removal mechanisms and types of constructed wetlands. Kirjassa: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe* (toim. Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. & Haberl, R.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, ss. 17–66.
- Vymazal, J. 2001: Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal. Kirjassa: *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands* (toim. Vymazal, J.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, ss. 1–93.
- Vääräniemi, O. & Lakso, E. 2000: *Jätevesien puhdistustuloksen parantaminen Rukan ja Lakeuden jälkikäsitelykentillä. Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorion julkaisuja A16, 37 s.*
- Whitmer, S., Beker, L. & Wass, R. 2000: Loss of bromide in a wetland tracer experiment. *J. Environ. Qual.* 29, ss. 2043–2045.
- WPCF (Water Pollution Control Federation) 1983: *Nutrient control. Manual of Practice FD-7. Washington DC: WPCF.*

Satu Maaria Karjalainen, Anna-Kaisa Ronkanen,
Jari Huttunen, Ella Kilpeläinen, Tuuli Pohjola, Anu Liikanen,
Bjørn Kløve, Kaisa Heikkinen, Tero Väisänen ja Anneli Ylitolonen

Rukan puhdistamon
jälkikäsittelykentän toiminta
PRIMROSE-projektin tulokset

Sisällysluettelo

1 Johdanto	51
2 Jälkikäsittelykenttä	52
3 Mittaukset, tulokset ja niiden tarkastelu	54
3.1 Kosteikon hydrologia ja hydrauliikka	54
3.1.1 Kentän hydrologia	54
3.1.2 Kentän hydrauliset tutkimukset	56
3.1.2.1 Tulokset ja niiden tulkinta	60
3.2 Turpeen kyky pidättää fosforia	69
3.2.1 Näytteenotto ja menetelmät	70
3.2.2 Tulokset ja niiden tarkastelu	72
3.3 Kasvillisuus	74
3.4 Veden laatu ja poistumat	76
3.4.1 Lumen laatu	84
3.4.2 Nitrifikaatioprosessi	85
3.4.3 Kaasumittaukset	86
3.4.3.1 Näytteenotto	86
3.4.3.2 Tulokset ja niiden tulkinta	86
4 Johtopäätökset	92
5 Kiitokset	94
Kirjallisuus	95

Johdanto

Rukan puhdistamon jälkikäsittelykenttä on ollut EU:n tutkimuksen 5. puiteohjelmaan kuuluneen Primrose-projektin (EVK1-CT-2000-00065) tutkimuskohteena vuosina 2001–2003. Tavoitteena on ollut selvittää jälkikäsittelykentän puhdistustoimintaan vaikuttavia tekijöitä.

Jätevedenpuhdistamolta jälkikäsittelykentälle tuleva vesi sisältää mm. orgaanista ainesta, ravinteita sekä ulosteperäisiä bakteereita. Kentällä jätevedestä poistuu ravinteita, erityisesti fosforia (P) ja jonkin verran typpeä (N), kiintoainetta ja orgaanista ainesta (BOD) sekä ulosteperäisiä bakteereita. Se osa, mikä ei pidäty tai poistu kentällä, kulkeutuu Kesäjoen kautta Yli-Kitkan Kesälahteen.

Orgaanisesta aineesta osa pidättyy jälkikäsittelykentälle sedimentoitumalla ja sitoutumalla uuteen biomassaan. Osa orgaanisesta aineesta poistuu mikrobiotoininnan hajotuksen tuloksena ilmaan hiilidioksidina ja metaanina. Fosforista suuri osa pidättyy heti kentän alkuosassa laitoksella lisättävien, rautaa ja alumiinia sisältävien, saostuskemikaalien vaikutuksesta. Lisäksi fosforia pidättyy jälkikäsittelykentän turpeeseen ja osa sitoutuu mikro-organismeihin ja kasvillisuuteen. Jälkikäsittelykentälle tulevasta tyypestä osa pidättyy kentän turpeeseen, ja osa poistuu ilmakehään tai sitoutuu mikro-organismeihin ja kasveihin. Kiintoainetta pidättyy jälkikäsittelykentän turpeeseen. Myös partikkelimaista orgaanista fosforia ja typpeä pidättyy kiintoaineen mukana. Orgaanisesta aineesta vapautuu vesikerrokseen ravinteita mikrobien hajotuksen tuloksena. Mikro-organismien avulla tapahtuva denitrifikaatio poistaa kentältä ilmakehään typpeä dityppioksidina (N_2O , josta käytetään myös nimityksiä ilokaasu ja typpioksiduuli) tai typpi-kaasuna (N_2). Poistuvan tyypen muotoon vaikuttavat muun muassa kentän happipolosuhteet, pH, lämpötila sekä nitraatti- ja ammoniumtyypen suhde (Vymazal ym. 1998).

Tässä julkaisussa esitetään PRIMROSE-projektin tulokset Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä tehdyistä tutkimuksista. Projektissa tutkittiin veden kulkeutumista Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä muun muassa viipymämittauksella sekä isotooppitutkimuksella. Lisäksi tutkittiin kiintoaineen pidättymistä ja ravinnepoistumiin vaikuttavia tekijöitä. Jälkikäsittelykentän kasvilajisto määritettiin sekä kentän kasvibiomassa ja sen sisältämä ravinnemäärä arvioitiin. Lisäksi arvioitiin jälkikäsittelykentän turpeen kyky pidättää fosforia sekä kentän kasvihuonepäästöt. Jälkikäsittelykenttää on suunniteltu laajennettavan ole-massa olevan kosteikon jako-ojan yläpuolelle. Tässä tutkimuksessa arvioitiin myös tämän alueen fosforinpidättämiskykyä.

Tietoja ja kuvia Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän mitoitus-tuksesta ja rakenteesta sekä kentälle tulevan ja kentältä lähtevän veden määrästä ja laadusta on viety PRIMROSE-tietokantaan, joka on Internetin kautta tutkijoiden ja suunnittelijoiden käytettävissä kosteikkojen suunnittelua varten (http://www.jordforsk.no/fagnat/Primrose/primrose_databasewp1.htm).

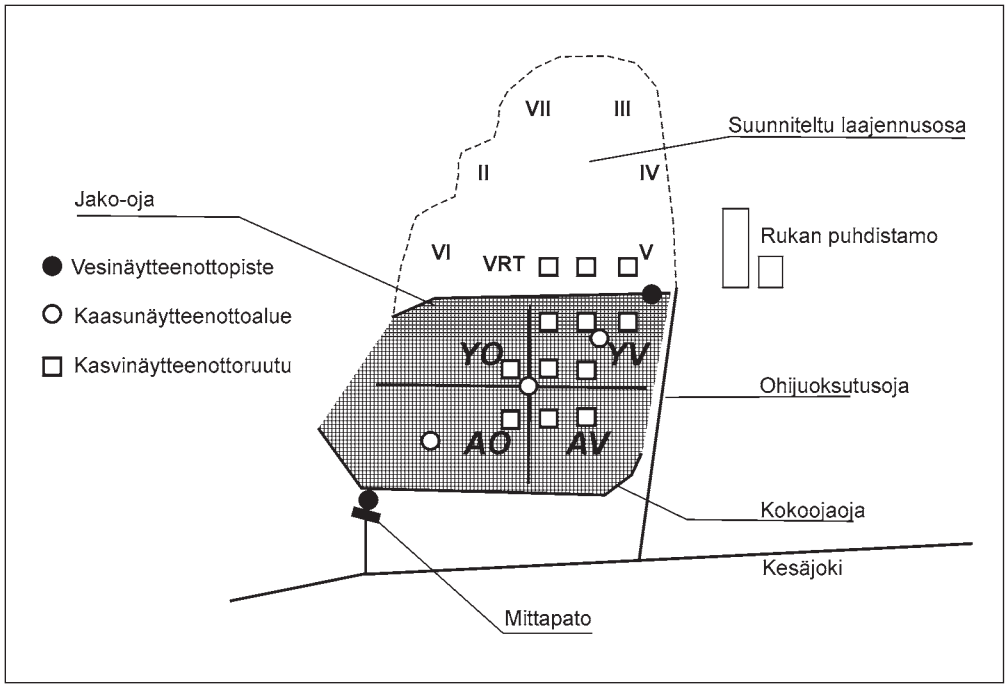
2

Jälkikäsitteilykenttä

Rukan puhdistamo on perustettu puhdistamaan Rukan matkailukeskuksen jätevesiä, joita tulee erityisen paljon talvella hiihtosesongin aikaan. Puhdistamolta lähtevä vesi ohjataan pintavalutuskentälle (kuva 1), joka on toiminut jälkikäsitteilykenttänä vuodesta 1995 lähtien (Pirttijoki 1996). Kenttä sijaitsee keskiboreaalissa vyöhykkeellä (66°10'10" N, 29°07'28" E), ja se on perustettu luonnontilaiselle rämeelle. Jälkikäsitteilykentän turvepaksuus on 0,5–1,5 m ja sen vallitseva turvetyyppi on sararauhaturve. Kentän turpeen maatuneisuusaste on H1–H6 von Postin asteikolla. Kentän pinta-ala on noin 0,8 ha ja se on mitoitettu 250 m³ vrk⁻¹ kuormalle. Teholliseksi pinta-alaksi on silmämääräisesti arvioitu 0,72 ha. Kuormituksen ylittäessä 600 m³ vrk⁻¹ puhdistamolta tuleva vesi johdetaan ohjuoksuosuojaan. Jälkikäsitteilykentän vasen, ohjuoksuosujan puoleinen, reuna on tiivistetty, joten kentälle tulevat vedet laskevat alapuolisen mittapadon kautta (kuva 2). Talvella 2002 kuitenkin havaittiin veden suotautumista kentältä ohjuoksuosuojaan. Kentän oikealle reunalle tulee jonkin verran ulkopuolisen valuma-alueen vesiä. Tämä lisää kentältä lähtevää virtaamaa (menovirtaamaa) sekä laimentaa menovirtaaman ainepitoisuuksia roudattomana kautena ja keväällä lumensulamisaikana.



Kuva 1. Rukan puhdistamo, jälkikäsitteilykenttä ja suunniteltu laajennusalue.



Kuva 2. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykenttä ja PRIMROSE-tutkimuksen näytteenotto-paikat.

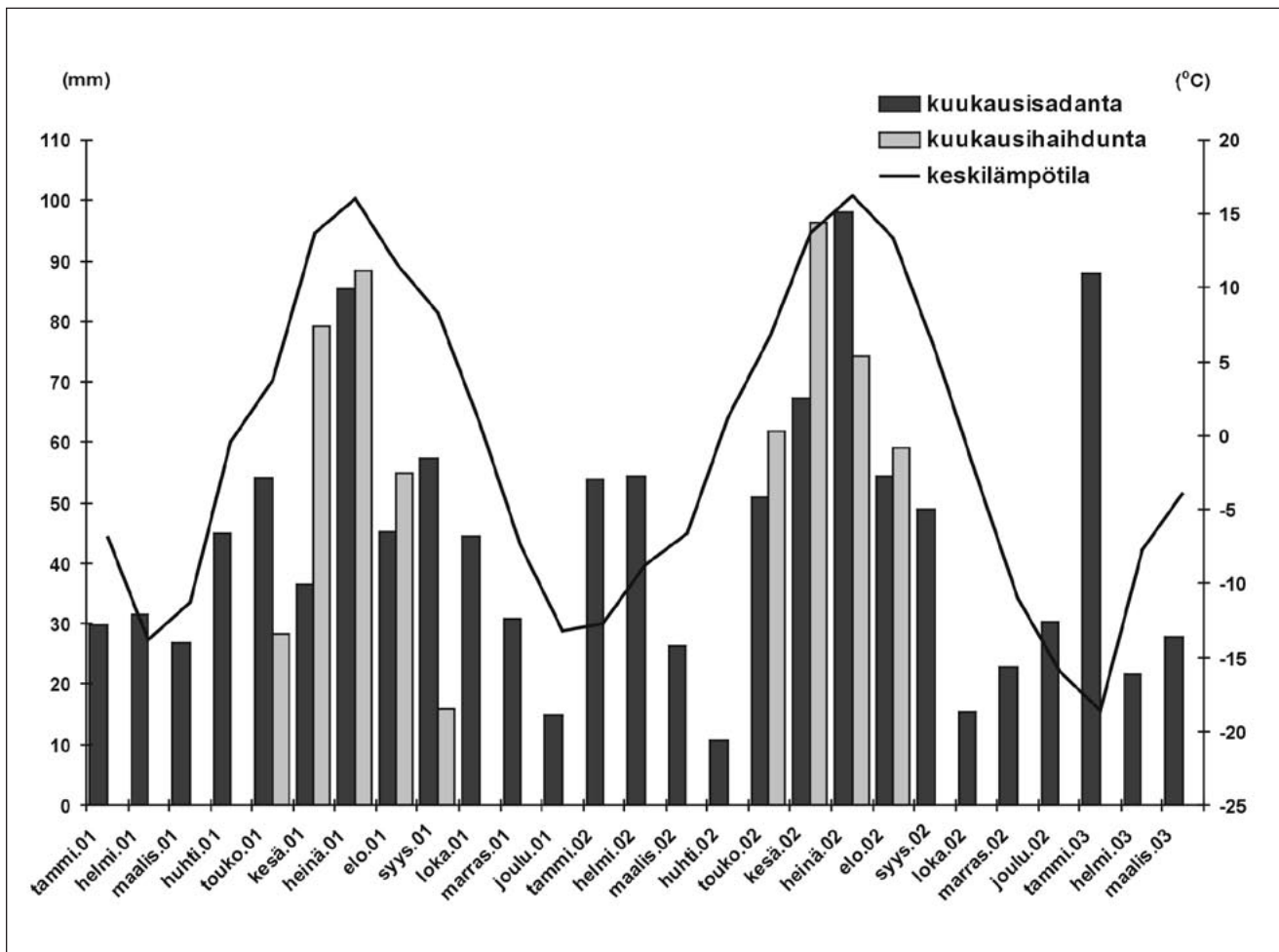
3

Mittaukset, tulokset ja niiden tarkastelu

3.1 Kosteikon hydrologia ja hydraulikka

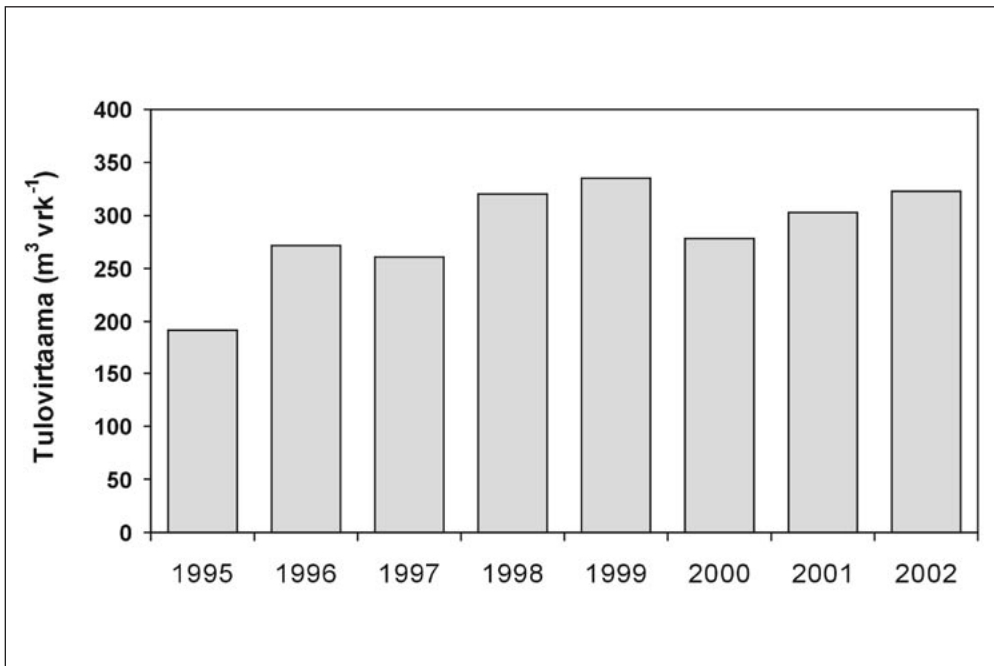
3.1.1 Kentän hydrologia

Rukan jätevedenpuhdistamon jälkikäsittelykentän sääolosuhteita kuvattaessa on käytetty Ilmatieteen laitoksen seuranta- asemilta maaliskuuhun 2003 asti mitattuja tietoja. Sademäärää on mitattu Kuusamon Toranginahan sadeasemalla, haihduntaa Kuusamon Kiutakönkällä ja lämpötilaa Kuusamon lentokentällä. Asemien etäisyys Rukan jätevedenpuhdistamosta on noin 20–30 km. Vuosien 2001–2003 kuukausittaiset sadesummat ja haihduntasummat sekä keskilämpötilat on esitetty kuvassa 3. Pakkasta on ollut marras–huhtikuun välisenä aikana, jolloin sadanta on tullut lumena eikä haihduntaa ole mitattu.



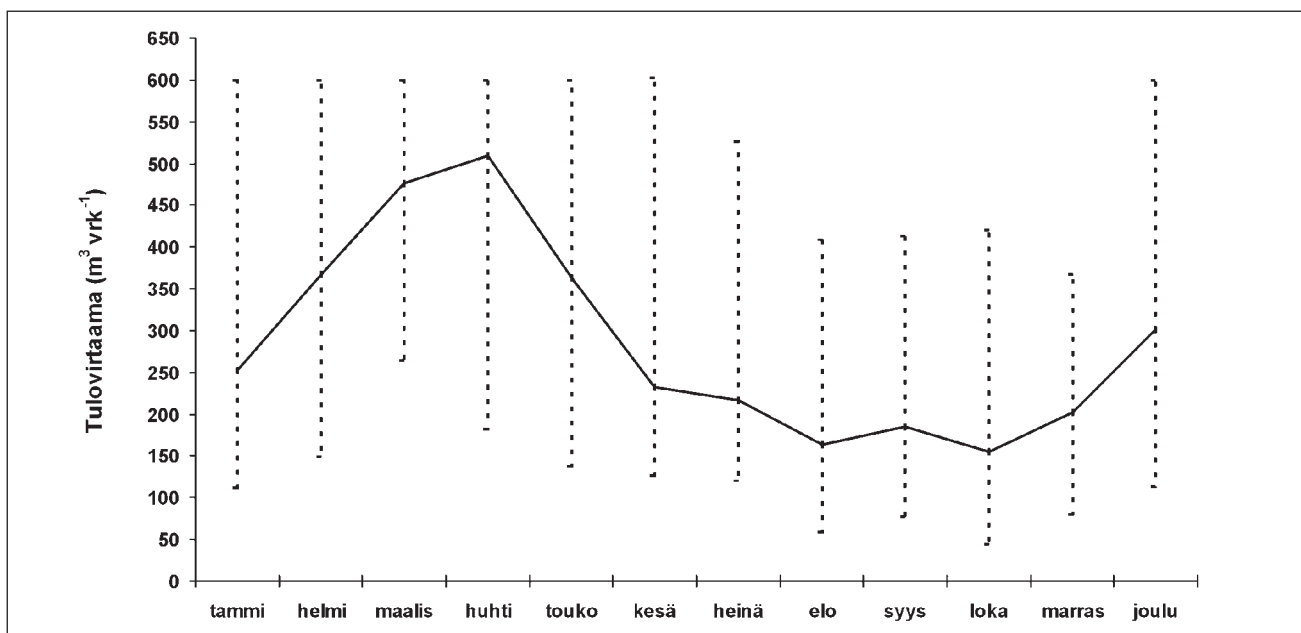
Kuva 3. Kuusamon alueen kuukausisadanta ja -haihdunta sekä kuukauden keskilämpötila vuosina 2001–2003.

Käyttövuosina 1995–2002 Rukan puhdistamolta on jälkikäsitellykentälle tullut vettä keskimäärin $290 \text{ m}^3 \text{ vrk}^{-1}$. Suurin virtaama on ollut $600 \text{ m}^3 \text{ vrk}^{-1}$. Tämän ylittävä määrä on ohjautunut ohijuoksuosojaan. Jälkikäsitellykentän keskimääräinen tulovirtaama on hieman kasvanut kentän käytön aikana (kuva 4).



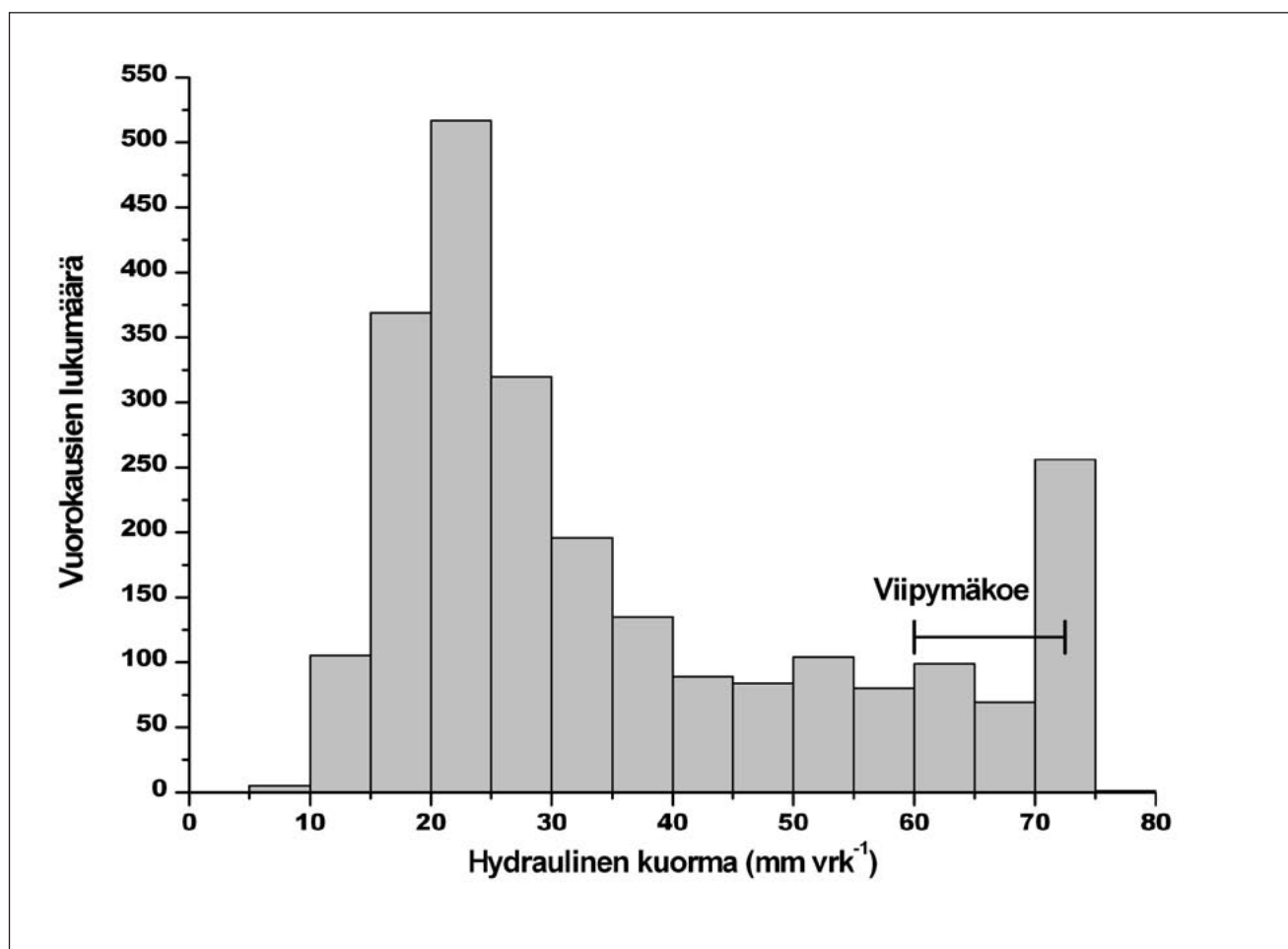
Kuva 4. Rukan puhdistamon jälkikäsitellykentän keskimääräinen tulovirtaama vuosina 1995–2002.

Jälkikäsitellykentälle tullut virtaama on ollut suurimmillaan maaliskuussa talvimatkojen sesonkiaikana (kuva 5). Tällöin vuotuisesta jätevesimäärästä on tullut jälkikäsitellykentälle noin 29 %. Virtaamat ovat olleet pienimpiä kesällä heinä-lokakuussa.



Kuva 5. Rukan puhdistamolta jälkikäsitellykentälle tulleen virtaaman kuukausittainen vaihtelu vuosina 1995–2002.

Hydraulinen kuorma Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentälle on vaihdellut 5–75 mm vrk⁻¹ ollen keskimäärin 36 mm vrk⁻¹. Tyypillisin hydraulinen kuorma on ollut 20–25 mm vrk⁻¹ (kuva 6). Maaliskuussa 2002 tehdyn jäteveden viipymämittauksen aikaan jälkikäsittelykentän hydraulinen kuorma oli kentän suurimpia (kuva 6).



Kuva 6. Histogrammi Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän hydraulisesta kuormasta vuosina 1995–2002.

3.1.2 Kentän hydrauliset tutkimukset

Hydraulinen johtavuus ja muut turpeen fysikaaliset ominaisuudet

Kesäkuussa 2002 Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä turpeen keskimääräinen hydraulinen johtavuus (K) mitattiin muuttuvapaineisella pietso-metrisellä menetelmällä seitsemässä mittauspisteessä (kuva 7). Lisäksi turpeen horisontaalinen ja vertikaalinen hydraulinen johtavuus mitattiin kolmesta jälkikäsittelykentän mittauspisteestä (kuva 7) otetuista turvenäytteistä Ejkelkampin sylintereillä ($\varnothing = 5$ cm) Jordforskin laboratoriossa Norjassa. Mittaukset tehtiin myös yhdestä kentän ulkopuolisesta vertailualueen pisteestä (kuva 7). Kenttämittaukset tehtiin 10 cm:n välein 70 cm syvyyteen asti ja laboratoriomittaukset syvyyksiltä 5, 20 ja 40 cm. Hydraulisen johtavuuden ja mittauspäivän vesikorkeuden avulla arvioitiin virtauskerroksen syvyyttä laskemalla virtaama (kaava 1),

virtausnopeus (kaava 2) ja teoreettinen viipymä (kaava 3) jokaisessa mittauskerroksessa (paksuus 10 cm).

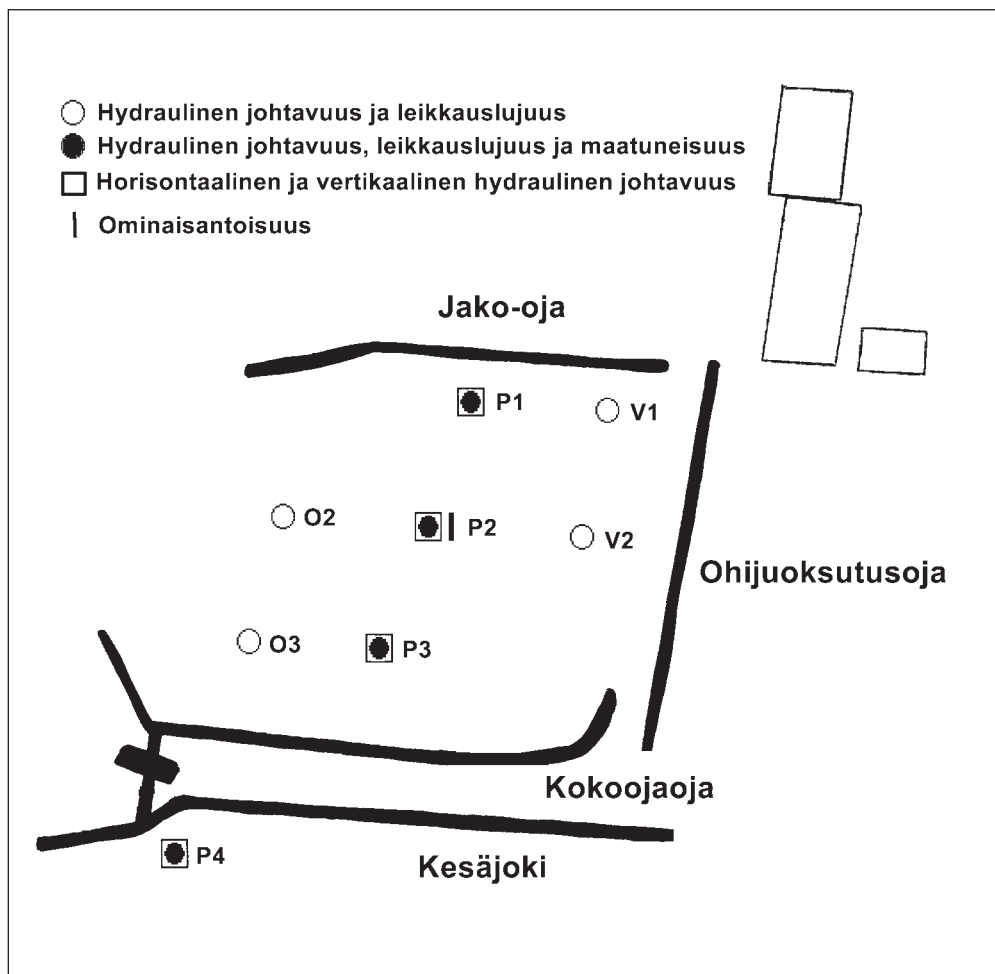
$$Q = K \frac{\partial H}{\partial x} A = qA \quad (1)$$

$$v = \frac{K}{n} \frac{\partial H}{\partial x} \quad (2)$$

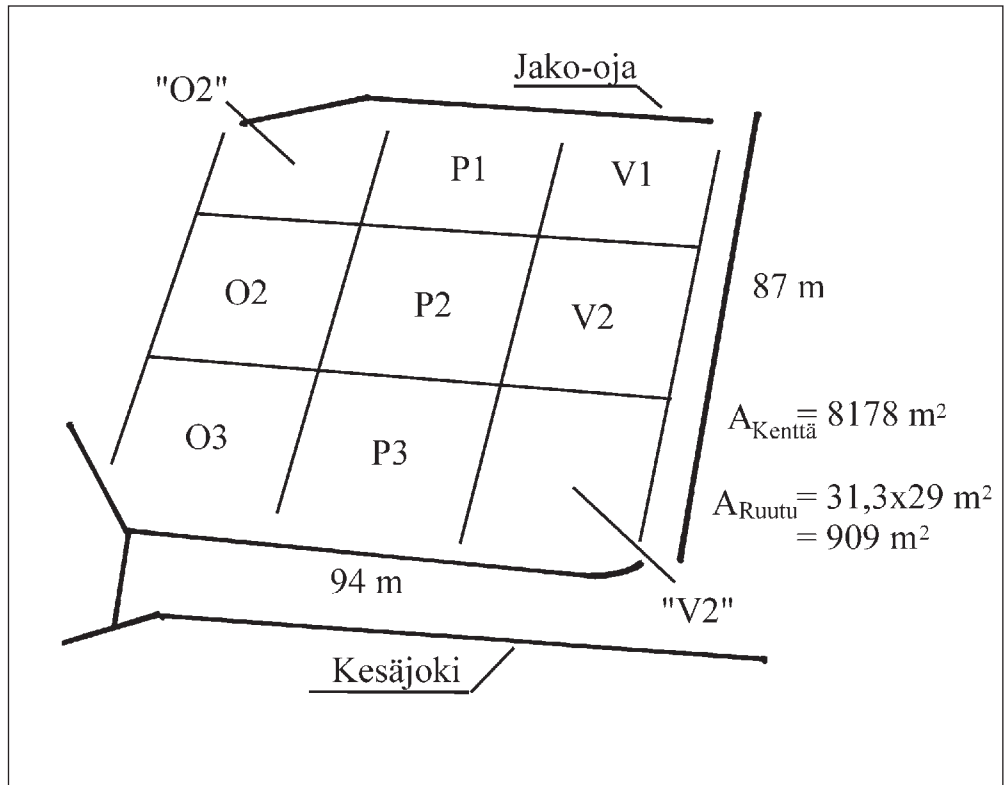
$$t_d = \frac{V}{Q} \quad (3)$$

jossa K = hydraulinen johtavuus ($m s^{-1}$), A = virtauspoikkipinta-ala (m^2), joka on virtauskerroksen paksuus kerrottuna kosteikon leveydellä, H = hydraulinen korkeus eli kentän ylä- ja alaosan vesipintojen korkeusero (m), x = virtausmatka (m), q = ominaisvirtaama ($m s^{-1}$), v = virtausnopeus ($m s^{-1}$), n = huokoisuus, t_d = veden teoreettinen viipymä (vrk) ja V = virtauskerroksen vesitilavuus (m^3).

Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän virtaustilavuus laskettiin hydraulisen johtavuuden mittauksista. Kenttä jaettiin hydraulisen johtavuuden mittaustaikojen perusteella 9 osaan, joiden pinta-alat olivat $909 m^2$ (kuva 8). Tehokkaaksi virtausvyvydeksi määritettiin syvyys, jossa K -arvo oli yli $0,001 cm s^{-1}$. Pinta-alan ja virtausvyvyden avulla laskettiin eri osien virtaustilavuudet. Mittauspaikkojen O2 ja V2 hydraulisen johtavuuden profiileja käytettiin "O2"- ja "V2"-alueiden virtaustilavuuksien määrittämisessä.



Kuva 7. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän hydraulisten mittausten mittauspisteet.



Kuva 8. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän jako virtaustilavuuden laskennassa.

Hydraulisen johtavuuden lisäksi Rukan jälkikäsittelykentällä määritettiin turpeen fysikaalisista ominaisuuksista leikkauslujuus, maatumaisuus, tiheys ja ominaisantoisuus (S). Ominaisantoisuus kuvaa vesimäärää, joka poistuu pohjavedenpinnan alentuessa yhden pituusyksikön verran eli se on suhdeluku, jolla pohjavedenpinnan aleneminen muutetaan vesimääräksi. Tavoitteena oli arvioida, voisiko joku näistä helposti mitattavista ominaisuuksista korreloida työläämmiin mitattavan hydraulisen johtavuuden kanssa siten, että kyseistä ominaisuutta voitaisiin käyttää turpeen hydraulisen johtavuuden muuttumisen seurantaan. Lisäksi leikkauslujuuden mittausten avulla haluttiin tarkastella turpeen ominaisuuksien vaihtelua jälkikäsittelykentän eri osissa. Mikäli puhdistamolta tuleva kuormitus muuttaisi turpeen ominaisuuksia, niin lähellä jako-ojaa olevan alueen turpeen leikkauslujuuden tulisi erota kentän alaosan mittauspisteiden leikkauslujuusarvoista. Tämän selvittämiseksi leikkauslujuus mitattiin hydraulisen johtavuuden mittauspisteistä 10 cm:n välein yhden metrin syvyyteen asti käsikäyttöiselle siipikairalla (GeoNor) käyttäen 20 x 40 mm kokoista siipettä.

Turpeen maatumaisuus määritettiin von Postin asteikon mukaan Metsäntutkimuslaitoksen Muhoksen tutkimusasemalla. Tiheys määritettiin punnitsemalla tietyn tilavuinen kuivattu turvenäyte. Ominaisantoisuus mitattiin valutuskokeella. Siinä kaksi 10 cm, kaksi 20 cm ja neljä 30 cm korkeata turvenäytettä valutettiin 13 päivän ajan ritilän päällä. Näytteet punnittiin valutuskokeen alussa ja lopussa, sekä 5 vuorokauden kuluttua kokeen aloittamisesta. Haihduntaa eliminoitiin pitämällä näytteet viileässä ja pimeässä. Lisäksi näytteet peitettiin muovipusseilla haihdunnan minimoimiseksi. Ominaisantoisuus laskettiin valuneen veden määrän suhteesta valutuskokeen turvenäytteen alkutilanteeseen (kaava 4).

$$S = 100 \% - \frac{m_{\text{lopussa}}}{m_{\text{alussa}}} \cdot 100 \% \quad (4)$$

missä m_{lopussa} = maanäytteen paino valutuksen jälkeen (g) ja m_{alussa} = maanäytteen paino ennen valutusta (g).

Veden viipymä

Rukan jätevedenpuhdistamon jälkikäsitteilykentällä määritettiin veden viipymä merkkiainemittauksin kaliumbromidilla (KBr) talvella 4.–15.3.2002. Merkkiaine (10 kg) lisättiin kentän jako-ojaan (tulovirtaamaan) ja kentältä lähteneen veden (menovirtaaman) bromidipitoisuutta seurattiin vesinäytteiden avulla. Näytteenottoväli vaihteli 15 minuutista yhteen vuorokauteen. Lisäksi ohijuoksutusojan keskivaiheilta otettiin 10 vesinäytettä näytteenottovälin vaihdellessa 10 minuutista vuorokauteen. Bromidi analysoitiin ionikromatografilla Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratoriossa. Kentän tulovirtaama saatiin puhdistamolta ja sitä käytettiin jälkikäsitteilykentän menovirtaamana. Talviolloissa tehdyn viipymäkokeen aikana haihduntaa ei huomioitu sen vähäisyyden vuoksi. Viipymäkokeen alussa menovirtaama mitattiin sangolla ja sekuntikellolla.

Merkkiainemittausten tuloksista laskettiin veden keskimääräinen viipymä, keskimääräinen tehokas virtausnopeus ja jälkikäsitteilykentän hydraulinen tehokkuus. Lisäksi merkkiainepitoisuuskäyrä analysoitiin PRIMROSE-projektissa kehitellyllä WETLAND-mallilla (Maloszewski 2002). Menetelmät ja laskenta on kuvattu tarkemmin Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän osuudessa (3.1.3 Veden viipymän mittaus). Lisäksi mittauksessa arvioitiin Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän teoreettinen viipymä, jossa virtauskerroksen paksuutena käytettiin hydraulisen johtavuuden kenttämittausten perusteella määritettyä virtaustilavuutta.

Veden virtausreitit

Rukan jätevedenpuhdistamon jälkikäsitteilykentältä kerättiin pintavesinäytteet kuvassa 8 esitetyiltä yhdeksältä ruudulta 24.6.2002. Lisäksi otettiin vesinäytteet kolmesta kohdasta (P1–P3) 20 ja 40 cm syvyyksiltä (kuva 8). Pintavesinäytteitä lukuun ottamatta näytteet (20 ml) kerättiin puristamalla turvetta. Näytteistä analysoitiin hapen ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) ja vedyn ($^2\text{H}/^1\text{H}$) isotooppijakaumat sekä veden kloridipitoisuus. Lisäksi määritettiin kloridi- ja isotooppi-pitoisuudet kentän tulo- ja menovirtaamasta. Isotooppijakaumat analysoitiin Puolan Krakovan yliopistossa ja kloridipitoisuudet ionikromatografilla Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratoriossa. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin vain happi-isotooppijakaumaa.

Isotooppi-pitoisuudet ovat laskettu poikkeamana standardiarvoista (kaava 5), jotka ^2H - ja ^{18}O -isotoopeille ovat VSMOW standardit (Vienna Standard Mean Ocean Water) (UNESCO/IAEA 2000).

$$\delta^{18}\text{O} = \left[\frac{(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{sample}} - (^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{SMOW}}}{(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{SMOW}}} \right] \cdot 10^3 \quad (5)$$

missä $\delta^{18}\text{O}$ = ^{18}O -isotooppi-pitoisuuden poikkeama standardista (‰), $(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{sample}}$ = näytteen isotooppi-pitoisuuksien suhde ja $(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{SMOW}}$ = standardin mukainen isotooppi-pitoisuuksien suhde.

Suuren haihdunnan aikaan määritetystä isotooppijakaumasta saadaan kuva veden erilaisista virtausalueista tarkastelualueella. Hitaasti virtaavien alueiden

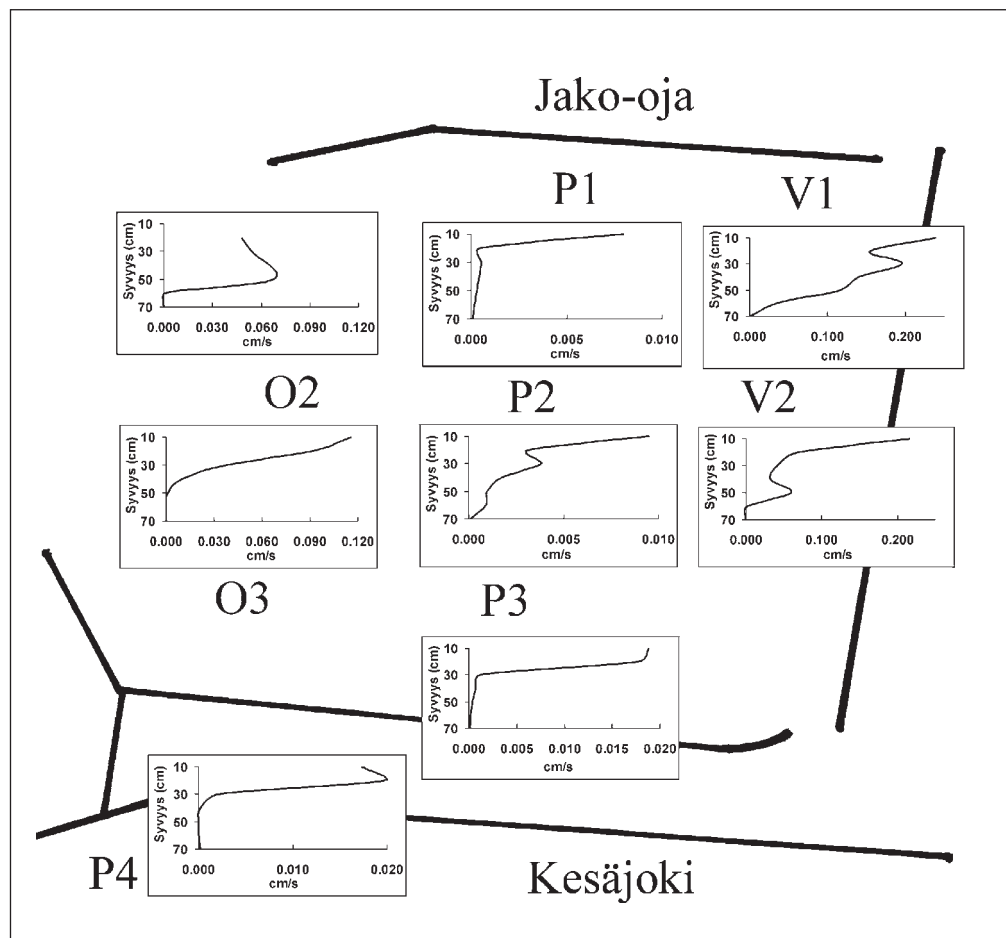
vedessä on enemmän raskaampia isotooppeja kuin nopeasti virtaavilla alueilla. Eron saa aikaan molekyylien erilainen käyttäytyminen haihduntaprosessissa.

Myös kloridipitoisuuden määrittämisen tavoitteena oli arvioida jäteveden vaikutusalueita jälkikäsitteilykentällä. Yleisesti jätevesien kloridipitoisuus on noin yhden kertaluvun suurempi kuin pohjavesien sisältämä pitoisuus. Tähän vaikuttaa jätevedelle ominaiset suolat sekä puhdistusprosesseissa käytettyjen kemikaalien pienet kloridijäämät. Koska kloridia ei esiinny luonnossa suurina pitoisuuksina, sen kohonnut pitoisuudet jälkikäsitteilykentällä kuvaavat puhdistamolta tulevan veden kulkeutumista.

3.1.2.1 Tulokset ja niiden tulkinta

Hydraulinen johtavuus ja muut turpeen fysikaaliset ominaisuudet

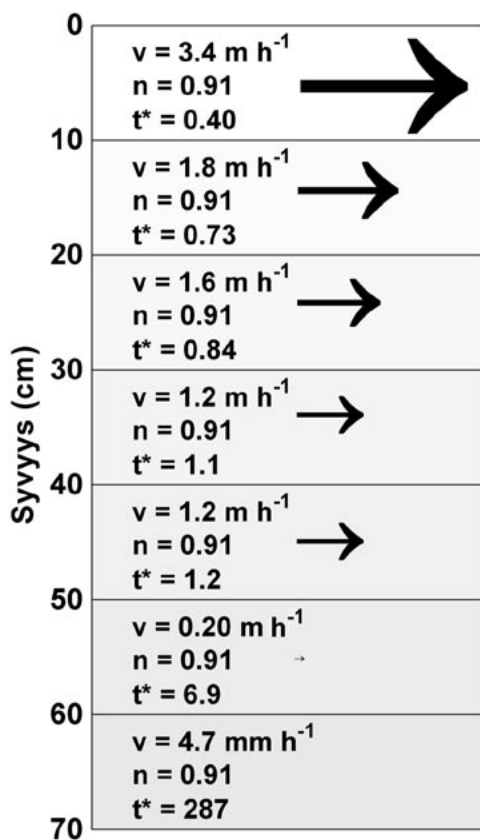
Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän turpeen hydraulinen johtavuus kenttämittauksissa vaihteli välillä 10^{-7} – $0,2 \text{ cm s}^{-1}$ (kuva 9). Yleensä pienimmät K-arvot olivat syvimmissä kerroksissa ja suurimmat K-arvot pinnassa (0–10 cm). Poikkeuksena oli kentän oikean reunan O2-piste (kuva 9), jossa korkein K-arvo oli 50 cm syvyydessä. Hydraulinen johtavuus laski jyrkästi 10–20 cm:n syvyyden jälkeen mittauspisteissä P1, P3 ja V2. Muissa pisteissä K-arvo pieneni yli yhden kertaluvun vasta 40–60 cm:n syvyyksissä.



Kuva 9. Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän ja vertailualueen (P4) hydrauliset johtavuudet.

Jälkikäsittelykentän vertailualueena käytetyllä mittapadon viereisellä alueella (P4 kuva 9) K-arvo vaihteli välillä $2,3 \cdot 10^{-5} - 2,0 \cdot 10^{-2} \text{ cm s}^{-1}$ ollen suurimmillaan 20 cm syvyydellä ja pienimmillään 60 cm:ssä. Sekä jälkikäsittelykentän että kentän ulkopuolisen alueen hydrauliset johtavuudet olivat samalla tasolla kuin Suomen soilta aikaisemmin mitatut turpeen K-arvot ($10^{-6} - 10^{-2} \text{ cm s}^{-1}$) (Päivänen 1973, Kløve 2000).

Hydraulisen johtavuuden, huokoisuuden ja hydraulisen gradientin avulla tehty arviointi osoittaa, että Rukan puhdistamolta jälkikäsittelykentälle tuleva vesi virtaa pääosin 0–30 cm syvyydessä, jossa veden viipymä on 20–60 % lyhyempi kuin 70 cm:n turvekerroksen keskimääräinen viipymä (kuva 10). Kuitenkin virtausta tapahtuu 50–60 cm:n syvyydelle asti. 70 cm syvyydessä virtaus on hyvin hidasta ja veden viipymä on lähes 300 kertaa pidempi kuin turvekerroksen keskimääräinen viipymä. Paikoitellen kuitenkin havaittiin jopa 10 cm syvyydellä yhtä pieniä hydraulisia johtavuuksia kuin 70 cm:ssä (P1 ja P2 kuvassa 9).



Kuva 10. Rukan jälkikäsittelykentän keskimääräinen virtausprofiili 70 cm:n turvekerroksessa. Nuolen pituus kuvaa virtaaman suhteellista suuruutta kullakin syvyydellä. t^* = kerroksen veden viipymä suhteutettuna koko turvekerroksen veden viipymään, v = virtausnopeus ja n = huokoisuus.

Potentiaalinen virtaustilavuus hydraulisen johtavuuden mittausten perusteella oli pienin jälkikäsittelykentän keskilinjän yläosassa. Suurimmillaan se oli oikean ja vasemman linjan yläosissa (taulukko 1). Kokonaisvirtaustilavuudeksi saatiin noin 3800 m³. Komsasuoan pohjoisen pintavalutuskentän (pinta-ala 2,4 ha) vastaava potentiaalinen kokonaisvirtaustilavuus oli noin 10800 m³, joka on melkein kolme kertaa Rukan jälkikäsittelykentän virtaustilavuus, mutta niin on myös Komsasuoan pintavalutuskentän pinta-alakin. Virtaussyvyyydet eivät merkittävästi eroa toisistaan. Komsasuoan pintavalutuskentän keskimääräinen virtaus-

syvyys oli 0,5 m ja Rukan 0,4 m. Todellisen tehokkaan virtaussyvyyden määrää kuitenkin kentälle kohdistuva hydraulinen kuorma. Mitä enemmän kenttä on hydraulisesti kuormitettu, sitä enemmän tapahtuu pintavirtausta, jolloin todellinen virtaussyvyys turpeessa jää pieneksi. Rukan keskimääräinen hydraulinen kuorma on kolme kertaa Kompsasuon pohjoiselle pintavalutuskentälle kohdistuvan keskimääräisen kuorman suuruinen.

Taulukko 1. Rukan jälkikäsitteilykentän virtaustilavuudet kentän eri osissa.

Alue	Virtaussyvyys (cm)	Pinta-ala (m ²)	Virtaustilavuus (m ³)
P1	10	909	91
P2	40	909	363
P3	40	909	363
V1	60	909	545
V2 + "V2"	50	1817	909
O2 + "O2"	60	1817	1090
O3	50	909	454
Yhteensä			3816

Jälkikäsitteilykentän vertikaalinen hydraulinen johtavuus (K_v) vaihteli välillä $3,1 \cdot 10^{-3}$ – $3,2 \text{ cm s}^{-1}$ (taulukko 2). Kentän horisontaalinen hydraulinen johtavuus (K_h) oli hiukan pienempi vaihdellen $6,1 \cdot 10^{-4}$ – $3,8 \text{ cm s}^{-1}$. Anisotrooppisuustekijä ($\log(K_h/K_v)$) (Chason & Siegel 1986), joka kuvaa K :n eri komponenttien keskinäistä suhdetta, poikkesi nolasta enemmän kuin 0,5 eli kenttä oli 0–40 cm syvyyksillä anisotrooppinen. Tämä tarkoittaa, että K_h ja K_v poikkesivat merkittävästi toisistaan. Lisäksi 60 %:ssa turvenäytteistä anisotrooppisuustekijä oli negatiivinen, minkä mukaan hydraulinen johtavuus oli kentän näissä kerroksissa pääosin vertikaalista. Chasonin & Siegelin (1986) mukaan turpeen vertikaalinen rakenne aiheutuu elävien kasvien pystysuuntaisesta asennosta, jolloin vesi voi virrata näiden kasvien muodostamia pystysuoria reittejä pitkin syvemmälle turpeeseen.

Jako-ojaa lähinnä olleen mittauspisteen 20 ja 40 cm syvyyksissä vertikaalinen ja horisontaalinen hydraulinen johtavuus olivat saman suuruisia ($\log(K_h/K_v) = 0$). Tämä saattaa viitata puhdistamolta tulleen kuormituksen aiheuttamaan muutokseen, mutta sen varmistaminen edellyttäisi lisätutkimuksia (useampia mittauspisteitä sekä jälkikäsitteilykentällä että vertailualueella).

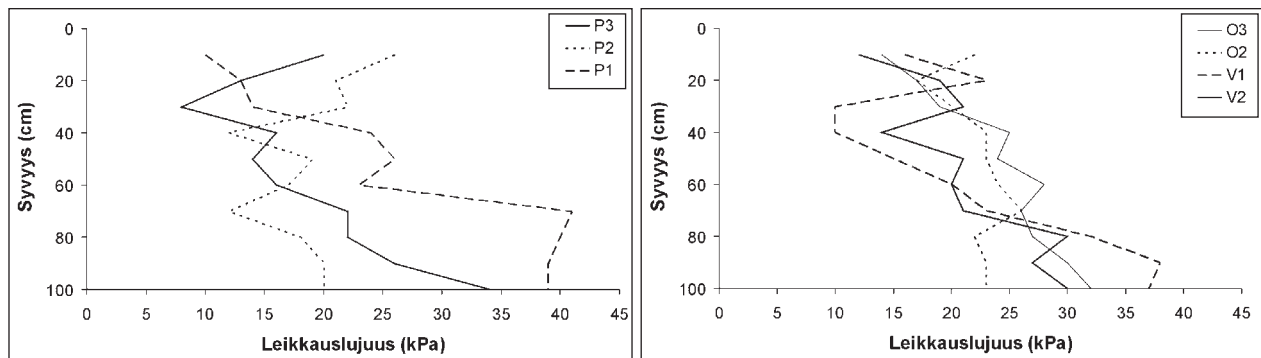
Horisontaalisen ja vertikaalisen hydraulisen johtavuuden mittausten mukaan jälkikäsitteilykentän yläosan pintakerroksessa (0–20 cm) vesi virtaa suhteessa enemmän horisontaalisesti kuin vertikaalisesti, mutta kokooajoojaa kohti mentäessä vertikaalinen virtaus voimistui ja horisontaalinen virtaus heikkeni suhteessa vertikaaliseen virtaukseen. Vertikaalisen hydraulisen johtavuuden voimistumisen seurauksena vesi voi virrata syvemmälle turpeeseen. Suurten hydraulisten kuormitusten aikana on kuitenkin epätodennäköistä, että vesi ehtisi kulkeutua syvempiin turvekerrokseen (> 40 cm), sillä näiden turvekerrosten pieni hydraulinen johtavuus lisää yläpuolisten kerrosten virtausta.

Taulukko 2. Turpeen hydraulisen johtavuuden laboratorio- (K_h ja K_v) ja kenttämittausten (K) tulokset (cm s^{-1}): K_h = horisontaalisen, K_v = vertikaalisen ja K = pietsometrillä mitatun hydraulisen johtavuuden arvo. P4 on vertailualueen mittauspiste.

	Syvyys	K_h (cm s^{-1})	K_v (cm s^{-1})	K (cm s^{-1})	$\log(K_h/K_v)$
P1	5 cm	2,3	1,2	-	0,3
	20 cm	2,3	2,1	$4,2 \cdot 10^{-4}$	0
	40 cm	$5,8 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$2,9 \cdot 10^{-4}$	0
P2	5 cm	$7,9 \cdot 10^{-2}$	2,6	-	-1,5
	20 cm	$2,9 \cdot 10^{-2}$	1,7	$3,1 \cdot 10^{-3}$	-1,8
	40 cm	$6,1 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	-0,7
P3	5 cm	$7,2 \cdot 10^{-1}$	2,2	-	-0,5
	20 cm	3,8	1,3	$1,8 \cdot 10^{-2}$	0,5
	40 cm	$2,5 \cdot 10^{-3}$	3,2	$6,7 \cdot 10^{-4}$	-3,1
P4	5 cm	$6,7 \cdot 10^{-1}$	$4,2 \cdot 10^{-1}$	-	0,2
	20 cm	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	-1,4
	40 cm	$7,9 \cdot 10^{-2}$	$4,2 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	-0,7
Keskiarvo		$8,3 \cdot 10^{-1}$	1,3	$5,5 \cdot 10^{-3}$	
Hajonta		1	1	0,1	
Vaihteluväli		3,8	3,2	$2,0 \cdot 10^{-2}$	

Hydraulisen johtavuuden laboratorio- ja kenttämittausten tulokset poikkeavat toisistaan (taulukko 2). Eroja selittää se, että a) laboratoriomittauksissa vesi voi virrata näytesylinterin seinää pitkin näytteen ohi, b) laboratoriomittausta varten otettu näyte (halkaisijaltaan ja korkeudeltaan 5 cm) edustaa vain hyvin pientä aluetta ja c) näytteiden ottaminen ja kuljettaminen laboratorioon muuttamatta turpeen rakennetta on vaikeaa (Boelter 1969, Päivänen 1973). Näistä virhelähteistä huolimatta laboratoriomittausten tulokset horisontaalisesta ja vertikaalisesta hydraulisesta johtavuudesta näyttävät keskenään vertailukelpoisilta ja niiden suhteen avulla voidaan tarkastella hydraulisen johtavuuden suuntaa jälkikäsitteilykentän eri osissa.

Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän turpeen leikkauslujuus oli 8–41 kPa. Suurimmat arvot mitattiin 100 cm syvyydeltä ja pienimmät 30 cm syvyydeltä (kuva 11). Mitatut leikkauslujuudet ovat samaa suuruusluokkaa mitä on mitattu rahkaturpeista kanadalaisessa tutkimuksessa (15–38 kPa) (Landva 1980). Galvin (1976) on mitannut Irlannin turpeista hiukan isompia arvoja (20–100 kPa). Rukan puhdistamon vertailualueen ja jälkikäsitteilykentän eri mittauspisteiden leikkauslujuuksissa ei ollut merkittävää vaihtelua, joten Rukan puhdistamolta tullut kuormitus ei näyttäisi oleellisesti vaikuttaneen turpeen fysikaalisiin ominaisuuksiin.



Kuva 11. Turpeen leikkauslujuus Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentällä.

Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä mitatut turpeen ominaisantoi-
suudet ovat vähän pienempiä kuin aikaisemmissa suomalaisissa tutkimuksissa
(0,18–0,60), mutta huokoisuus on samaa suuruusluokkaa (0,85–0,97) (Päivänen
1973) (taulukko 3). Eroa ominaisantoi-suudessa selittävät erilaiset määrittymene-
telmät. Aikaisemmissa tutkimuksissa ominaisantoi-suus on laskettu vastaamaan
yhden metrin pohjavedenpinnan alenemaa (Boelter 1969, Päivänen 1973). Tässä
tutkimuksessa oltiin kiinnostuneita ainoastaan turpeen pintakerroksessa (0–30
cm) tapahtuvasta pohjavedenpinnan korkeuden muutoksesta.

Taulukko 3. Rukan jälkikäsittelykentän turpeen fysikaalisia ominaisuuksia.

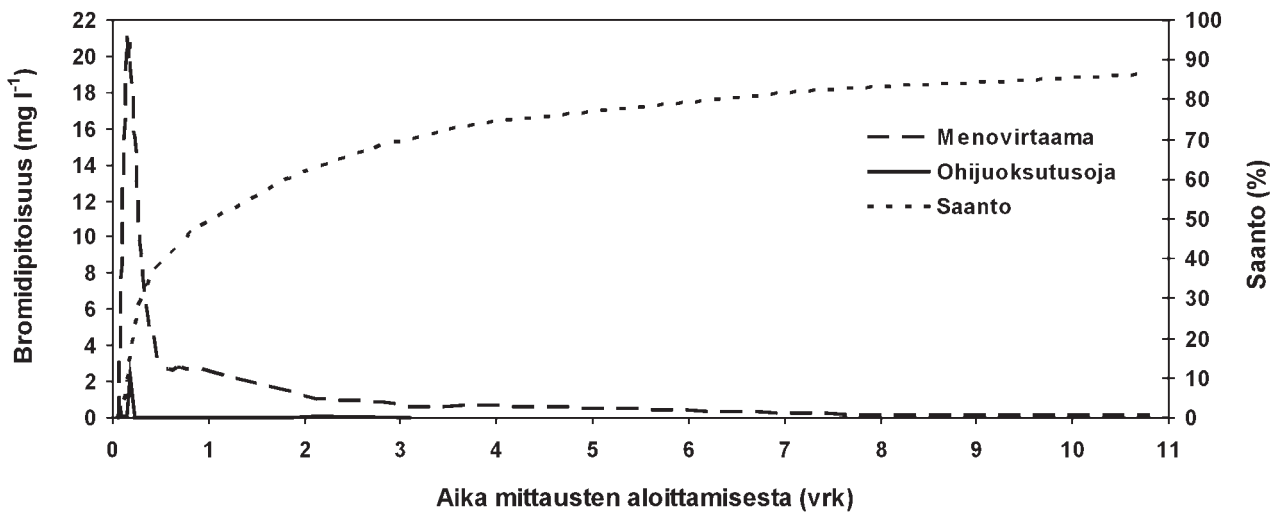
	Tiheys (g cm ⁻³)	Huokoisuus (%)	Ominaisantoi-suus	Maatuneisuus (von Post)
Keskiarvo	1,3	92	0,14	H5
Minimi	1,2	88	0,07	H1
Maksimi	1,4	94	0,23	H6

Jälkikäsittelykentän turpeen hydraulisen johtavuuden ja maatuneisuuden välillä
oli merkitsevä negatiivinen korrelaatio ($r_s = -0,54$; $p = 0,01$; $n = 25$). Mitä maatu-
neempaa turve oli, sitä pienempi oli sen hydraulinen johtavuus. Tämä on yleis-
esti tunnettu ilmiö turpeessa (Huikari 1959, Päivänen 1973). Myös turpeen leik-
kauslujuus ja K-arvo korreloivat negatiivisesti ($r_s = -0,40$; $p = 0,01$; $n = 51$), mutta
heikommin kuin turvetuotannon valumavesiä puhdistavalla Kompsasuo:n poh-
joisella pintavalutuskentällä (Ronkanen & Kløve 2005), jossa korrelaatio oli $-0,67$
($p = 0,01$; $n = 78$). Turpeen hydraulisen johtavuuden arvioiminen leikkauslujuu-
den mittausten avulla vaatii lisätutkimuksia.

Veden viipymä

Rukan jälkikäsittelykentällä tehdyssä merkkiainemittauksessa havaittiin kentän
alapuolisen mittapadon menovirtaamassa ensimmäisen kerran bromidia reilun
tunnin kuluttua mittausten alkamisesta. Tätä voidaan pitää kentän lyhimmän
virtausreitit veden viipymänä (kuva 12). Merkkiainepitoisuus oli menovirtaa-
massa korkeimmillaan (21 mg l⁻¹) 3,5 tunnin kuluttua ja laski 11 päivän aikana
0,14 mg l⁻¹ pitoisuuteen. Jo ensimmäisen vuorokauden aikana merkkiaineesta oli
noin 45 %, ja kolmen vuorokauden kuluttua noin 50 % kulkeutunut jälkikäsittely-
kentän alapuoliselle mittapadolle. Kaiken kaikkiaan noin 86 % jälkikäsittelyken-
tälle johdetusta merkkiaineesta havaittiin kentän menovirtaamassa, joten veden
viipymän mittausta voidaan pitää luotettavana. Osa lopusta merkkiaineesta valui
jälkikäsittelykentän vieressä olevaan ohijuoksutusojaan ja osa jäi havaitsematta
menovirtaamasta vesinäytteenoton loputtua.

Ohijuoksutusojan bromidipitoisuus oli korkeimmillaan 4,5 tunnin kuluttua
mittausten alkamisesta ja 5,5 h kuluttua siellä ei enää havaittu bromidia. Ojan
bromidipitoisuus nousi hivenen uudelleen 2,1 vuorokauden kuluttua kokeen
aloittamisesta. Puhdistamolta johdettiin jätevesiä ohijuoksutusojaan merkkiaine-
mittauksen ensimmäisen vuorokauden aikana yhteensä 31,5 m³. Tästä noin 5 m³
johdettiin merkkiainemittauksen aloituksen aikana ja noin 26 m³, kun mittauk-
sen aloituksesta oli kulunut 7–10 h. Näin ollen 7 tunnin jälkeen otettujen näyt-
teiden pitoisuuksia on laimentanut jälkikäsittelykentän ohi johdetut vedet. Puh-
distamalla mitatun kentän tulovirtaaman, ja sangolla ja sekuntikellolla mitatun
menovirtaaman ero oli 6 ensimmäisen tunnin aikana 2,8 l s⁻¹. Jos tämän vesimää-
rän oletettaisiin valuneen ohijuoksutusojaan, niin se selittäisi puuttuvasta merk-
kiainesaannosta alle 1 %:a. Laskennassa ei ole huomioitu kentän ohi johdettujen
vesien aiheuttamaa bromidipitoisuuksien laimenemistä.



Kuva 12. Bromidipitoisuus Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän menovirtaamassa ja ohijuoksutusojassa.

Merkkiainemittauksista laskettu keskimääräinen veden viipymä Rukan jälkikäsittelykentälle on 1,9 vrk. Viipymä on huomattavasti lyhyempi kuin U.S EPA:n (1988) kosteikoille suosittelema 6–7 vuorokauden viipymä. Erityisesti typen puhdistusprosessit tarvitsevat riittävän pitkän viipymän (Farahbakhshazad 2000, Brasckerud 2002). Esimerkiksi Yhdysvaltojen Tennesseeen osavaltiossa Hunter ym. (2001) ovat havainneet sorapohjaisessa kosteikossa ammoniumtypestä ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) poistuvan 6 vuorokauden viipymällä 80 %, mutta 2 päivän viipymällä vain 53 %.

Viipymämittauksen aikana Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän keskimääräinen hydraulinen kuorma oli 71 mm vrk^{-1} vaihdellen $60\text{--}75 \text{ mm vrk}^{-1}$ välillä. Virtaamana vastaavat luvut ovat $570 \text{ m}^3 \text{ vrk}^{-1}$ ja $476\text{--}600 \text{ m}^3 \text{ vrk}^{-1}$. Keskimääräisellä virtaamalla jälkikäsittelykentän teoreettiseksi viipymäksi saadaan 6 vuorokautta. Teoreettinen arvo on 68 % suurempi kuin merkkiainemittauksissa saatu viipymä (1,9 vrk). Tämä voi johtua siitä, että todellinen aktiivinen vesitilavuus kentällä on pienempi kuin teoreettisesti arvioitu mahdollinen vesitilavuus. Merkkiainemittauksen perusteella saatu hydraulisen tehokkuuden arvo (0,03) selittää vesitilavuuksien eroa. Mitä lähempänä arvo on yhtä sitä paremmin kosteikko on hyödynnetty. Koska mittaukset tehtiin talvella, osa kentästä on todennäköisesti ollut jäässä ja siten sen puhdistamolta tulevaa vettä puhdistava tilavuus on ollut pienempi kuin arvioitu tilavuus.

Hydraulisen tehokkuuden käsite on alkujaan otettu käyttöön vapaan vesipinnan kosteikoissa, joissa on vain pintavirtausta. Turvepohjaisella kosteikolla on pintavirtauksen lisäksi kuitenkin turpeen sisäistä virtausta. Koska vesi ei kulje samalla nopeudella eri syvyyksillä, teoreettisen viipymän laskentaan tulee virhettä ja siten hydraulisen tehokkuuden käsite ei sovi hyvin tällaiseen kosteikkoon. Tästä lievistä epätarkkuudesta huolimatta, laskettu hydraulinen tehokkuus antaa viitettä kentän käyttöasteesta.

Merkkiainekäyrän terävä huippu ja pitkä ”häntä” (kuva 12) kertovat, että jälkikäsittelykentällä on selkeä päävirtausalue. Tämän sivuun jää virtausnopeudeltaan selvästi pienempiä alueita, joilta merkkiainetta virtaa hiljalleen alapuoliselle mittapadolle. Lisäksi merkkiainekäyrässä on havaittavissa lievää kaksihuipuisuutta. Matala, heti päähuipun jälkeinen pitoisuuksien nousu on aiheutunut toisesta päävirtausalueesta. WETLAND-mallilla (kuvattu Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän osuudessa) analysoitu Br-pitoisuuskäyrän ensimmäinen huippu (alue 1) on syntynyt alueesta, jonka viipymä on 0,23 vrk ja toinen huippu (alue 2) on syntynyt alueesta, jonka viipymä on noin 1 vrk (taulukko 4).

Lisäksi jälkikäsitteilykentälle jää iso tilavuus (noin 890 m³), josta kulkeutuu hiljalleen merkkiainetta menovirtaamaan. Koko virtaustilavuus merkkiainekokeen perusteella on noin 1200 m³, joka on 30 % hydraulisen johtavuuden mittausten perusteella lasketusta jälkikäsitteilykentän virtaustilavuudesta.

Taulukko 4. WETLAND-mallilla arvioidut virtausnopeudet, viipymät ja liikkuvan veden tilavuudet Rukan jälkikäsitteilykosteikolla maaliskuussa 2002.

	Liikkuvan veden tilavuus (m ³)	Nopeus (m vrk ⁻¹)	Viipymä (vrk)
Alue 1	249	415	0,23
Alue 2	57	95	1,0

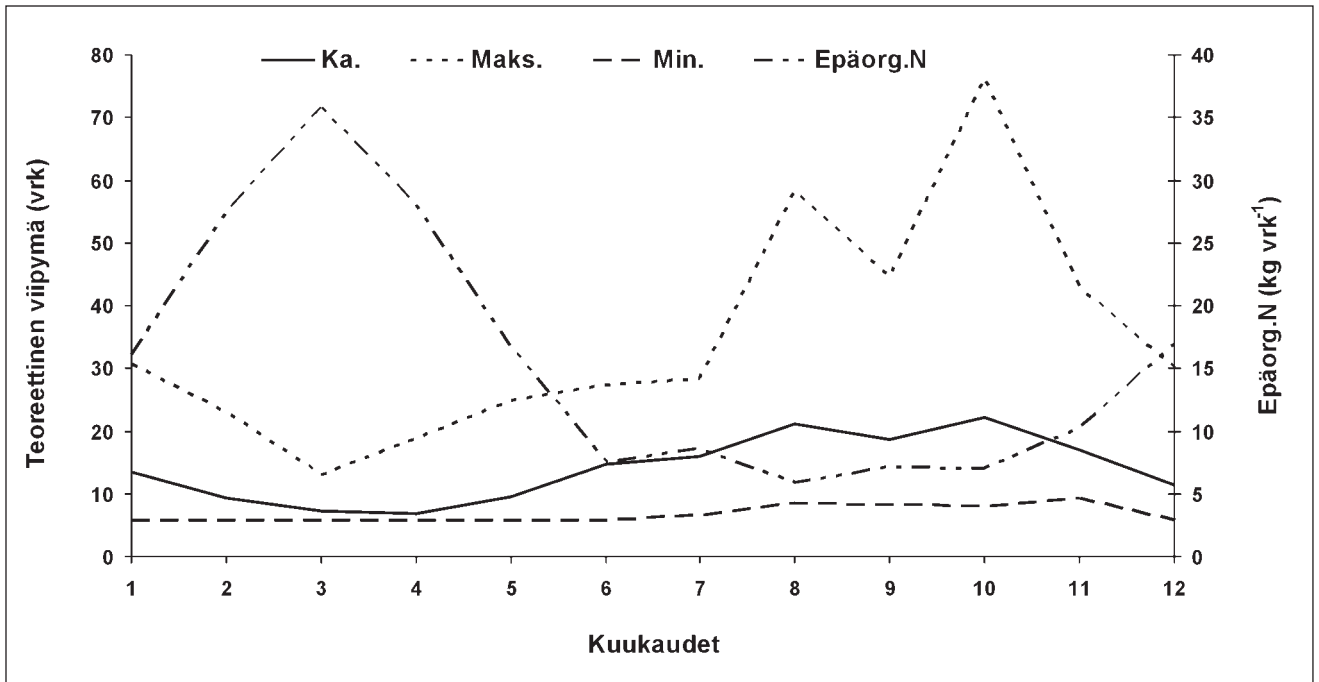
Merkkiainemittausten mukaan veden keskimääräinen virtausnopeus jälkikäsitteilykentällä oli 0,8 cm s⁻¹, mikä on halkaisijaltaan noin 80 µm olevien partikkelien laskeutumisenopeus (Mohamedelhassan & Shang 2001). Suurimmillaan veden virtausnopeus oli noin 2 cm s⁻¹, missä yli 0,1 mm olevat partikkelit laskeutuvat (Mohamedelhassan & Shang 2001). Pienemmät partikkelit laskeutuvat näitä nopeuksia hitaammissa virtausnopeuksissa. Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentälle tulleen veden partikkeleista suurin osa oli halkaisijaltaan 12–62 µm tai pienempiä (Hallikainen 2003).

Viipymämittaukset antavat kuvan pintavalutuskentän hydrauliikasta ja selittävät mahdollisten puhdistusongelmien syitä. Kokonaisvaltainen kuva jälkikäsitteilykentän hydrauliikasta vaatii kuitenkin myös viipymän määrittämistä eri vuodenaikoina erilaisissa virtausolosuhteissa. Rukan jälkikäsitteilykentällä tehty viipymämittaus pyrittiin ajoittamaan jaksolle, jolloin kentälle kohdistuva kuormitus olisi suurimmillaan. Tavoitteena oli saada mahdollisimman luotettava tieto kentän pinta-alan mitoitukselle. Jälkikäsitteilykentän koko tuli suunnitella eniten kuormitetun ajanjakson perusteella.

Tässä tutkimuksessa veden viipymää jälkikäsitteilykentällä eri vuodenaikoina arvioitiin teoreettisesti. Teoreettinen viipymä laskettiin vuosien 1995–2003 virtaama-aineistosta kuukausittaisten ali-, yli- ja keskivirtaamatietojen perusteella. Arvion mukaan veden teoreettinen viipymä kentälle on keskimäärin 13–22 vrk, mutta yksittäisenä alivirtaamakautena se voi olla jopa 76 vrk.

Veden viipymä kentällä vaikuttaa mm. ravinteiden ja kiintoaineen poistumistehokkuuteen. Parhaat puhdistustulokset saadaan silloin, kun vesi viipyy kentällä riittävän kauan. Kentän käytössä ongelmana on se, että kentälle kohdistuva puhdistettavien aineiden kuormitus kasvaa kentälle johdettavan vesimäärän lisääntyessä. Tämä tapahtuu samalla, kun veden viipymä kentällä lisääntyvän vesimäärän takia pienenee. Esimerkiksi kun Rukan jälkikäsitteilykentän epäorgaanisen tyyppien kuorma (ja vastaavasti virtaama) on suurimmillaan, niin viipymä kentällä on lyhyimmillään (kuva 13).

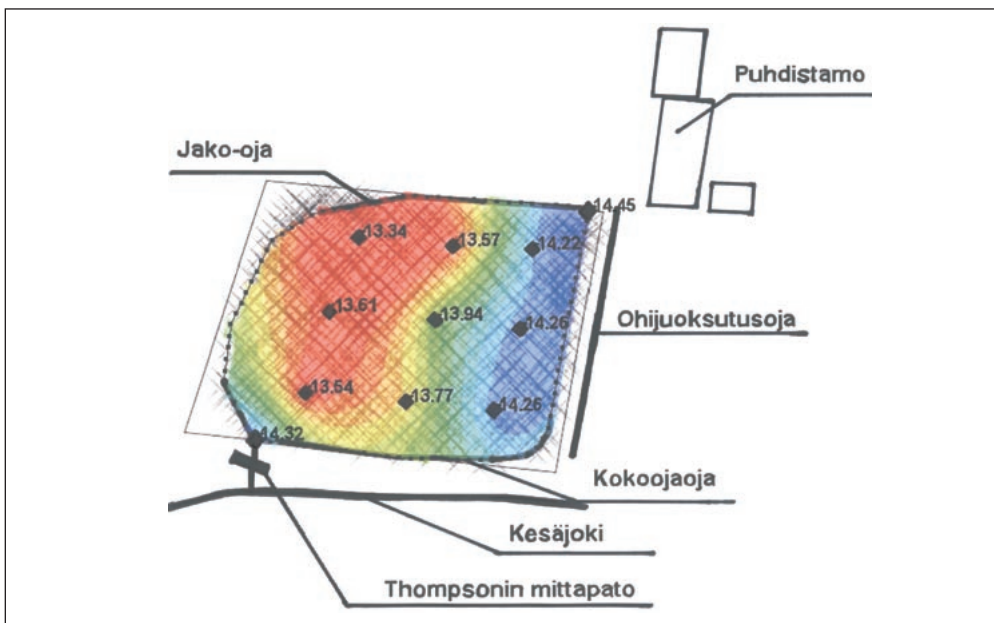
Yksi keino kentällä saatavan puhdistustuloksen parantamiseksi onkin veden viipymän pidentäminen. Tämä voidaan tehdä joko pienentämällä kentälle kohdistuvaa hydraulista kuormitusta tai kasvattamalla jälkikäsitteilykentän kokoa. Lisäksi kentän toimintaa voidaan tehostaa hyödyntämällä jälkikäsitteilykentälle varattu alue tämänhetkistä paremmin. Esimerkiksi jako-ojan rakenteen muutoksilla jätevesi voitaisiin saada levittäytymään tasaisemmin koko kosteikon alueelle.



Kuva 13. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän teoreettisen veden viipymän keskiarvo, maksimi ja minimi sekä kentälle tullut keskimääräinen epäorgaanisen typen kuorma vuosina 1995–2002.

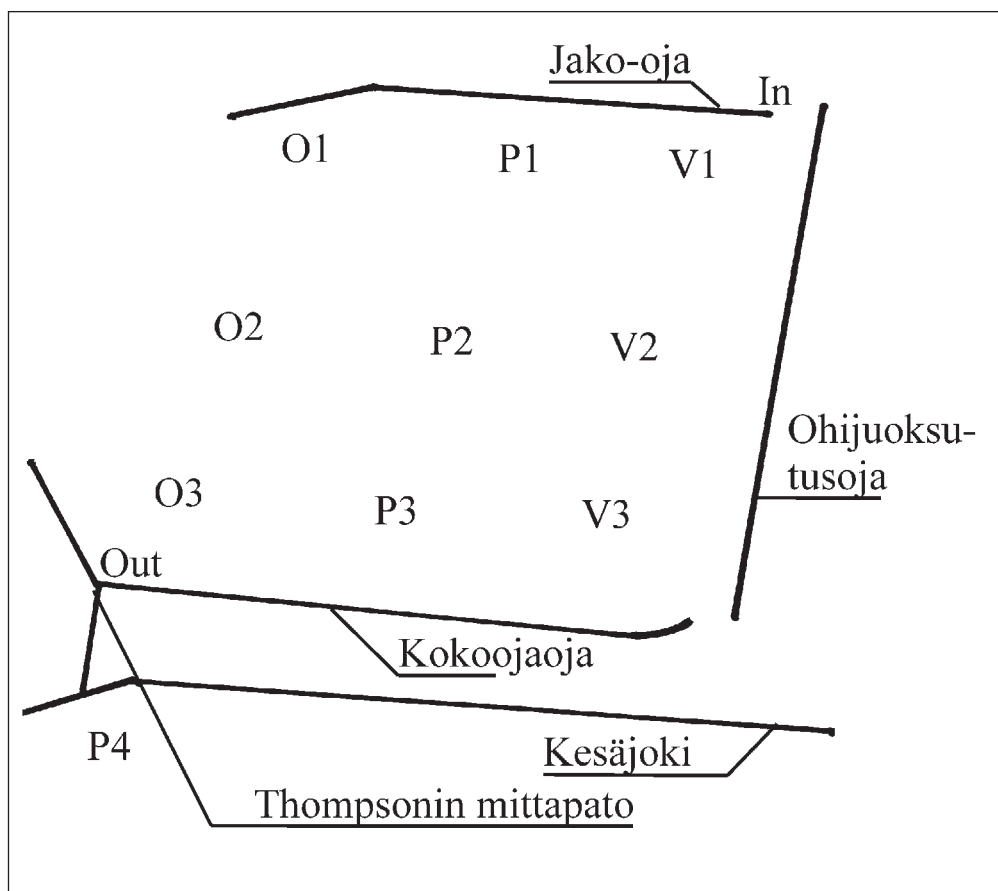
Virtausreitit

Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän päävirtausreitti kulkee happi-isotooppimittausten perusteella kentän keskilinjan vasemmalla puolella (kuva 14). Hitaimmin vesi virtaa jälkikäsittelykentän oikealla puolella. Nykyinen jakuoja ohjaa kentälle tulevat vedet pääosin kosteikon vasemmalle puolelle, jolloin kentän oikea puoli on tullut heikommin hyödynnetyksi (kuva 14). Isotooppimittausten perusteella kentän tehollinen pinta-ala näytteenottoajankohtana 24.6.2002 oli noin 40 % pienempi kuin kentän koko pinta-ala, eli kentän tehollinen pinta-ala oli noin 60 %.



Kuva 14. Rukan jälkikäsittelykentän ¹⁸O-pitoisuuden poikkeama VSMOW-standardista. Punaisella alueella vesi virtaa hitaimmin ja sinisellä alueella nopeimmin.

Jäteveden virtausaluetta jälkikäsittelykentällä arvioitiin myös veden kloridimittausten perusteella (kuva 15). Veden kloridipitoisuudet vaihtelivat vertailualueen 2,8 mg l⁻¹:sta jälkikäsittelykentän 61 mg l⁻¹:n pitoisuuteen. Jälkikäsittelykentältä mitatut kloridipitoisuudet (taulukko 5) olivat selvästi suuremmat kuin Suomen ja Kuusamon pohjavesistä mitatut kloridipitoisuudet (Soveri 1985). Suomen pohjavesien kloridipitoisuus vaihtelee maa-aineksen ja paikan mukaan välillä < 0,4–9,7 mg l⁻¹ keskiarvon ollessa 2,1 mg l⁻¹ (Soveri 1985). Kuusamon alueella pohjaveden kloridipitoisuuden keskiarvo on Soverin mukaan 0,7 mg l⁻¹. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän vertailualueella pintaveden kloridipitoisuus (6,5 mg l⁻¹) oli Kuusamon alueelle esitettyä keskiarvoa suurempi, mutta 20 cm syvyydellä kuitenkin jo samaa suuruusluokkaa kuin yleisesti pohjaveden kloridipitoisuudet Suomessa.



Kuva 15. Kloridin mittauspisteet Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä. Piste P4 on vertailualueen piste.

Taulukko 5. Kloridipitoisuudet Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän eri osissa 24.6.2002.

	Syvyys (cm)	Cl ⁻ (mg l ⁻¹)
Tulovirtaama (in)	-	46
Menovirtaama (out)	-	42
Kentän oikean puoleinen linja		
O1	0	29
O2	0	35
O3	0	35
Kentän keskilinja		
P1	0	61
	20	42
	40	55
P2	0	46
	20	48
	40	52
P3	0	44
	20	57
	40	58
Kentän vasemman puoleinen linja		
V1	0	43
V2	0	42
V3	0	42
Vertailualue (P4)	0	6,5
	20	2,8

Myös kloridin pitoisuusmittauksista saadut tulokset viittaavat siihen, että jälkikäsittelykentällä vettä virtaa enemmän ja nopeammin kentän vasemmalla kuin oikealla puolella. Kentän keskilinjalla vasemmalla puolella pintaveden kloridipitoisuus oli lähes vakio (42 mg l⁻¹). Lisäksi se oli saman suuruinen kuin menovirtaaman kloridipitoisuus ja lähes saman suuruinen kuin tulovirtaaman pitoisuus.

Veden kloridipitoisuudet olivat pienimmät kentän oikeassa reunassa ja suurimmat keskilinjalla. Kentän oikeaan reunaan tulee jonkin verran ulkopuolisen valuma-alueen vesiä. Tämä on todennäköisesti aiheuttanut kloridipitoisuuksien laimentumista.

Keskilinjalla jako-ojaa lähimpänä olevassa näytteenottopisteessä (P1) kloridipitoisuus oli korkein pintavedessä, mutta kentän alaosaan kohti siirryttäessä suurimmat pitoisuudet olivat 40 cm syvyydessä. Tulokset viittaavat siihen, että puhdistamolta tuleva vesi painuu jälkikäsittelykenttää alaspäin virratessa vähitellen syvemmälle turvekerrokseen. Tätä tukevat myös hydraulisen johtavuuden mitaukset.

3.2 Turpeen kyky pidättää fosforia

Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän eri osista sekä suunnitellulta laajennusalueelta otettiin PRIMROSE-projektissa turvenäytteet, joista määritettiin adsorptioisotermien avulla turpeen kyky pidättää fosforia.

Adsorptio tarkoittaa vieraiden aineiden kiinnittymistä toisen aineen rajapintaan. Kiinnittyminen voi tapahtua kemiallisin sidoksien tai fysikaalisesti eli heikkojen vuorovaikutusvoimien ansiosta (Atkins 2002). Adsorption on yleisesti todettu noudattavan kaavaa

$$q = f(c) \quad (5)$$

eli adsorboituneen aineen määrä q on tasapainotilassa olevan liuoskonsentraation c funktio. Tästä on johdettu Freundlichin isotermi (Freundlich 1926) (kaava 6), jota on käytetty turpeen ja fosfaattiliuoksen välisen tasapainon tarkasteluun (Heikkinen ym. 1995).

$$q = k \cdot c^n \quad (6)$$

jossa q on pidättyneen fosforin pitoisuus kuiva-ainetta kohti (mg kg^{-1} kuiva-ainetta), k viittaa sitoutumisenergiaan, c on tasapainotilan fosfaattifosforikoncentraatio nesteessä (mg l^{-1}) ja n on vakio.

Jälkikäsitteilykentän turve voi kentän käytön aikana vähitellen kyllästyä fosforilla, jolloin kenttä ei enää pidätä fosforia. Ilmiö on selitettävissä energeettisesti: adsorboituminen on spontaani, eksoterminen (= energiaa vapauttava) prosessi. Tällöin molekyylien poistaminen pinnasta vaatii energiaa, joten se ei ole luonnossa suotuisaa. Jos kaikki adsorptiopaikat turpeessa ovat täyttyneet, tämä tila todennäköisesti säilyy (Atkins 2002). Mikäli kentän turpeen happiolot kuitenkin heikkenevät niin paljon, että rautaa liukenee, myös rautaan sitoutunutta fosforia vapautuu kentällä virtaavaan veteen. Tällöin fosforia voi myös huuhtoutua kentältä.

3.2.1 Näytteenotto ja menetelmät

Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykenttä jaettiin turvenäytteiden ottoa varten neljään osaan (kuva 2). Jokaisesta osasta otettiin kolme rinnakkaista turvenäytettä (0–30 cm syvyydeltä), jotka yhdistettiin yhdeksi kokoomanäytteeksi fosforin pidättymiskokeita varten. Myös jälkikäsitteilykentän läheltä jako-ojan toiselta puolelta (VRT) otettiin kolme rinnakkaista turvenäytettä, jotka yhdistettiin vertailualueen kokoomanäytteeksi. Jälkikäsitteilykentän turvenäytteistä määritettiin Jordforskin laboratorioissa Norjassa myös turpeen pH ja kokonaisfosforipitoisuus sekä fosforin pidättymiseen vaikuttavat kalsium-, alumiini- ja rautapitoisuudet. Happamissa maissa rauta ja alumiini, erityisesti alumiinin ja raudan amorfiset muodot, pidättävät parhaiten fosforia (Richardson 1999). Amorfiset muodot määritettiin oksalaattiuutolla (Niskanen 1989). Lisäksi jälkikäsitteilykentän näytteistä analysoitiin Egnér ym. (1960) menetelmän mukaan helposti liikkeelle lähtevän, ammoniumlaktaattiuutoksen fosforin pitoisuus (P_{AL}).

Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän suunniteltu laajennusalue sijaitsee tämänhetkisen jälkikäsitteilykentän yläpuolella jätevedenpuhdistamon vieressä (kuvat 1 ja 2). Sieltä otettiin turvenäytteet kuudesta eri kohdasta (0–30 cm syvyydeltä) P-adsorptiomääritystä varten (kuva 2). Näytteenotto tehtiin kesäkuussa 2002 ja näytteenottopaikat merkittiin maastoon.

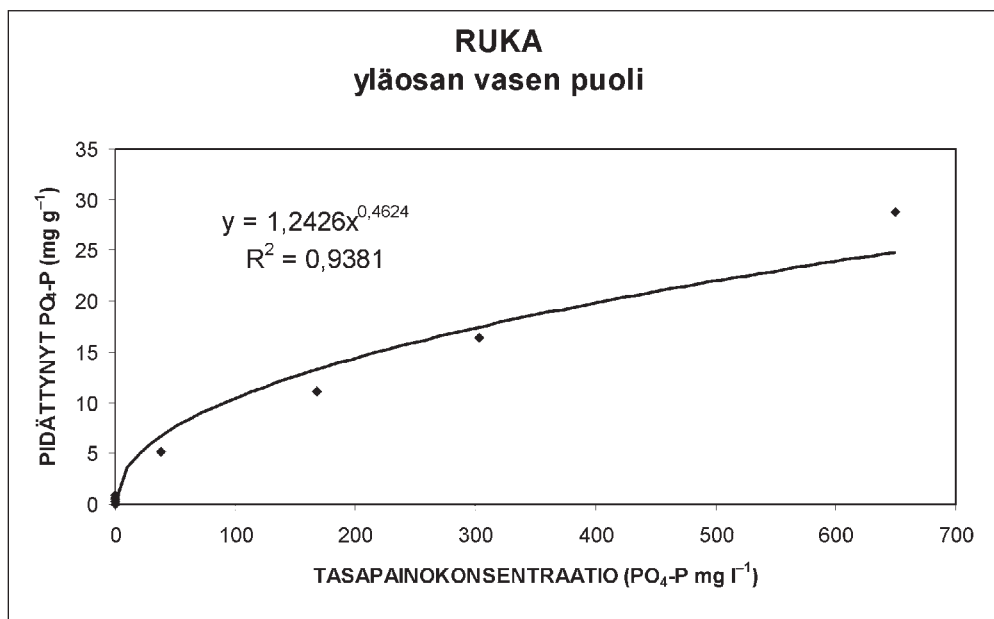
Fosforin pidättymiskokeet tehtiin Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen ja Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorioissa. Turvenäytteistä määritettiin P-adsorptioisotermi KH_2PO_4 -liuoksilla, joiden fosfaattifosforipitoisuudet olivat 0; 0,5; 2; 4,25; 6 ja 8 mg P l^{-1} . Turpeen alumiinipitoisuuden (taulukko 6) mukaan arvioitiin, että kentän kuormittunein osa sijaitsee jako-ojan alapuolella lähellä puhdistamolta tulevan veden purkupaikkaa (YV). Tämän osan P-adsorptioisotermin määrittämisessä käytettiin suurempia fosfaattifosforipitoisuuksia (0; 0,5; 2; 4,25; 6; 8; 100; 300; 500 ja 1000 mg P l^{-1}), jotta isotermitä saataisiin luotettavampi. Vertailualueesta ja suunnitellusta laajennusalueesta otettujen turvenäytteiden P-adsorptioisotermit määritettiin liuoksilla, joiden fosfaattifosforipitoisuudet olivat 0; 2; 4; 6; 8; 10 ja 12 mg P l^{-1} .

Kokoomanäytteistä otettiin P-adsorptiomittauksia varten noin 5 g tuoretta turvetta mahdollisimman tasaisesti turvenäytteen eri kohdista polyeteeni-muovipulloon (3 rinnakkaisnäytettä). Kuormittuneimman osan (YV) P-adsorptioisotermitä tehtiin pakastetusta ja sulatetusta näytteestä. Näytepulloihin lisättiin 40 ml haluttua fosfaattifosforiliuosta huoneenlämpöisenä. Pulloja sekoitettiin ravistelijassa 1 h, jonka jälkeen niiden annettiin seistä vetokaapissa 23 tuntia. Seuraavana päivänä pulloja ravisteltiin 10 minuuttia ja seisotettiin vielä puoli tuntia, jotta suurin osa turpeesta laskeutuisi pohjalle. Tämän jälkeen näyte suodatettiin kahdesti käyttäen ensin lasikuitusuodatinpaperia (Schleicher & Schuell GF52) ja sitten Nucleopore-suodatinta (PC MB), jonka huokoskoko oli 0,2 µm. Suodoksen fosfaattifosforipitoisuus mitattiin fotometrisesti askorbiinihappomenetelmällä (Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 2000). Tätä määrittystä varten suodos laimennettiin 50 ml:ksi ja kestävästi 0,5 ml:lla 0,5 molaarista rikkihappoa. Lisäksi jokaiselle turvenäytteelle määritettiin prosentuaalinen kuiva-ainepitoisuus pitämällä noin 5 g turvenäytettä 105 asteisessa uunissa kolme tuntia ja punnitsemalla tuore sekä kuivunut turve.

Suodoksesta mitattu fosforipitoisuus on adsorptioisotermin tasapainokonsentraatio (c). Adsorboituneen fosforin määrä kuivaa turvegrammaa kohti (mg g⁻¹) saatiin laskemalla turpeen sitoma pitoisuus (lisätyn fosfaattifosforikonsentraation ja adsorptiokokeella saadun tasapainokonsentraation erotus) liuostilavuutta kohti, ja jakamalla se turvenäytteen kuivapainolla.

Fosforiadsorptiota kuvaava isotermit voidaan piirtää eri fosfaattifosforin tasapainokonsentraatioiden (x) ja turpeeseen pidättyneiden fosforipitoisuuksien (y) avulla (kuva 16). Isotermistä voidaan nähdä, että aluksi molekyylejä adsorboituu suhteellisen paljon turvepartikkeleihin (isotermit kohoaa jyrkästi), mutta vapaiden paikkojen vähetessä adsorboituminen hidastuu lähten lopulta raja-arvoa, joka on teoreettinen adsorptiomaksimi. Isotermien kaavan avulla voidaan arvioida kentän turpeeseen pidättyvän fosforin määrä kentälle tulevan veden fosfaattifosforipitoisuuden perusteella.

Jälkikäsitteilykentälle pidättyvän fosforin määrä arvioitiin kentän yläosan ohjuokсутusojan puoleisen osan fosforiadsorptioisotermin sekä kentälle tulleen keskimääräisen fosfaattifosforipitoisuuden avulla.



Kuva 16. Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän yläosan ohjuokсутusojan puoleisen osan fosforiadsorptioisotermit. Kaaviossa näkyy isotermin kaava sekä selityskaste (R²).

3.2.2 Tulokset ja niiden tarkastelu

Rukan puhdistamolla jälkikäsitteilykentälle tulevaan veteen lisätään saostuskemikaalia, joka sisältää alumiinia ja rautaa. Jälkikäsitteilykentän turpeen rauta- ja alumiinipitoisuuden perusteella (taulukko 6) kentälle puhdistamolta tulevan veden purkupisteen puoleinen yläosa (YV) oli kentän kuormittunein osa. Jälkikäsitteilykentälle vuosina 1995–2003 tulleen veden keskimääräisen fosfaattifosforipitoisuuden ($c = 0,32 \text{ mg l}^{-1}$) ja turpeelle määritetyn adsorptioisotermin (jossa $k = 1,2426$ ja $n = 0,4624$) perusteella tämä kentän kuormittunein osa voisi pidättää $0,734 \text{ mg}$ fosforia grammaa kuivaa turvetta kohti (q).

Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän kyky pidättää fosforia oli selvästi suurempi kuin muiden PRIMROSE-projektin tutkimuskosteikkojen. Tasapainokonsentraatiossa 2 mg l^{-1} fosforia pidättyi Rukan jälkikäsitteilykentän turpeeseen $1,712 \text{ mg P g}^{-1}$, mutta muihin tutkittujen Primrose-kosteikkojen maaperään keskimäärin vain $0,157 \text{ mg P g}^{-1}$ (vaihteluväli $1,712\text{--}0,003 \text{ mg P g}^{-1}$) (Karjalainen ym. 2005). Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän turpeen kykyä pidättää fosforia lisää laitokselta kentälle tullut saostuskemikaali, jonka vaikutuksesta turpeessa on runsaasti fosforia saostavaa alumiinia. Jälkikäsitteilykentällä vähiten fosforia ($0,106 \text{ mg P grammaa kuivaa turvetta kohti}$, kun $c = 0,32 \text{ mg l}^{-1}$ ja adsorptioisotermissä $k = 0,2034$ ja $n = 0,5739$) pidätti kentän alaosan (AV) ohijuoksuosojan puoleinen alue, jossa myös turpeen alumiini- ja rautapitoisuudet olivat pienimmät (taulukko 6). Kentän oikean puolen turvenäytteille ei käytetyillä fosfaattifosforipitoisuuksilla saatu määritetyksi fosforin korkeinta pidättymistasoa (vrt. kuva 16), joten kyseiset isotermit eivät ole luotettavia. Saatu tulos antaa kuitenkin viitteitä siitä, että alueen turpeen fosforinpidätyskyky on suuri. Esimerkiksi turpeen rautapitoisuus oli suurin juuri kentän oikeassa reunassa (taulukko 6).

Jälkikäsitteilykentälle tulleen veden keskimääräisen PO_4 -fosforipitoisuuden ($0,32 \text{ mg l}^{-1}$) perusteella voidaan arvioida, että koko kentän turpeeseen 30 cm syvyyteen asti oli pidättynyt kentän seitsemän käyttövuoden aikana noin 2060 kg fosforia (YV-osan P-adsorptiokyvyn mukaan laskettuna). Tämä on huomattavasti enemmän kuin esimerkiksi Kompsasuon turvetuotantoalueen valumavesiä käsittelevällä pintavalutuskentällä. Vuonna 1992, jolloin Kompsasuon pintavalutuskenttä (pinta-ala $2,4 \text{ ha}$) oli ollut kuusi vuotta käytössä, kenttä oli pidättänyt $0\text{--}25 \text{ cm}$ kerrokseen noin $6,9 \text{ kg}$ fosforia (tasapainokonsentraation $0,1 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$ mukaan arvioituna) (Heikkinen ym. 1995).

Vertailualueen turpeelle määritetyn adsorptioisotermin (jossa $k = 0,7549$ ja $n = 0,5152$) ja jälkikäsitteilykentälle vuosina 1995–2003 tulleen veden keskimääräisen fosfaattifosforipitoisuuden ($0,32 \text{ mg l}^{-1}$) perusteella vertailualueen turve voi pidättää $0,420 \text{ mg}$ fosforia grammaa kuivaa turvetta kohti. Siten vertailualueella turpeen fosforin pidätyskyky oli suurempi kuin osassa jälkikäsitteilykenttää. Tähän on todennäköisesti vaikuttanut vertailualueen näytteenottopaikan sijainti lähellä jako-ojaa, jolloin puhdistamolta lähtevään veteen sekoitetut saostuskemikaalit ovat todennäköisesti ajoittain kulkeutuneet myös vertailualueelle.

Turpeen pH vaihteli vain vähän kentän eri osissa (taulukko 6). Turpeen mineraalipitoisuudet sen sijaan vaihtelivat paljon näytteenottokohdan sijainnin mukaan. Kentän yläosassa lähinnä puhdistamolta tulevien vesien purkupistettä (YV) turpeessa oli suurin oksalaattiuuttoisen alumiinin (Al_{ox}) pitoisuus ($24700 \text{ mg Al}_{\text{ox}} \text{ kg}^{-1}$). Tämän alueen turve oli siten luonnollisesti sitonut myös eniten fosforia ($3420 \text{ mg P kg}^{-1}$). Tämän näytteenottokohdan turpeessa oli myös tutkituista näytteistä suurin pitoisuus helposti liikkeelle lähtevää fosforia (P_{AL}), joka kuitenkin muodosti vain 4% näytteenottokohdan kokonaisfosforipitoisuudesta. Kentän muissa osissa P_{AL} muodosti $2\text{--}7 \%$ kokonaisfosforista. Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentällä helposti liikkeelle lähtevän fosforin osuus kokonaisfosforista oli selvästi pienempi kuin muissa PRIMROSE-projektin tutkimuskosteikoissa, joissa sen osuuden kes-

kiarvo oli 20 %. Kentän alaosassa lähellä purkupatoa (AO) oli fosforia myös pidätynyt paljon (1060 mg kg⁻¹). Täällä fosforin pidättymiseen vaikutti todennäköisesti myös runsas oksalaattiuuttoisen raudan (Fe_{ox}) pitoisuus turpeessa (61200 mg kg⁻¹). Muihin PRIMROSE-tutkimuskosteikkoihin verrattuna Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän yläosan puhdistamon puoleisessa osassa (YV) oli korkein oksalaattiuuttoisen alumiinin pitoisuus sekä lisäksi kentän yläosan ja alaosan mittapadon puoleisella alueilla (YO ja AO) oli korkein oksalaattiuuttoisen raudan pitoisuus. Nämä pitoisuudet viittaavat siihen, että Rukan jälkikäsittelykentän turpeeseen sitoutuneen fosforin vapautuminen ei ole todennäköistä.

Taulukko 6. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän turpeen laatu. Kentän osat selitetty kuvassa 1.

Kentän osa	pH	P mg kg ⁻¹	P _{AL} mg kg ⁻¹	Ca mg kg ⁻¹	Fe _{ox} mg kg ⁻¹	Al _{ox} mg kg ⁻¹
YV	5.9	3420	120	9540	14700	24700
YO	5.7	336	13	2530	50200	7300
AV	5.9	604	44	11200	6400	1300
AO	6.2	1060	18	9930	61200	4300

Kun turpeen Fe_{ox}- ja Al_{ox}-tuloksia verrataan veden virtausreititettä kuvaavaan kuvaan (kuva 14), niin rautaa oli eniten jälkikäsittelykentän oikealla puolella (YO, AO) juurisilla alueella, jossa vesi virtaa hitaimmin ja jonne tulee jälkikäsittelykentän ulkopuolisia vesiä. Sen sijaan alumiini oli pidätynyt jälkikäsittelykentän yläosaan, erityisesti puhdistamolta tulevan purkuputken puoleiseen osaan (YV). Kentän alaosan keskilinjan vasemmalla puolella (AV) oli pienin rauta- ja alumiinipitoisuus.

Todennäköisesti alumiini oli sakkautunut heti, mutta rauta oli kulkeutunut kentällä liuenneessa muodossa (Fe⁺⁺) ja vasta kentän alaosassa hapettunut partikkelimaiseksi kolmenarvoiseksi ferriraudaksi (Fe⁺⁺⁺) ja sedimentoitunut. Tähän on saattanut vaikuttaa kentän alaosan muita osia korkeammat redoxpotentiaaliarvot (kts. Dityppioksidi ja denitrifikaatioon vaikuttavat tekijät -osa). Särkän (1996) mukaan ferrirauta hapettuu ferriraudaksi redoxpotentiaalissa ollessa +300–+200 mV. Mikäli kentän niissä osissa, joissa rauta on sitonut fosforin, redoxpotentiaaliarvo alenee esimerkiksi pohjaveden nousun myötä, fosforin huuhtoutuminen kentältä on mahdollista.

Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän suunnitellulla laajennusalueella turpeen fosforinpidätyskyky vaihteli välillä 0,198–1,220 mg P g⁻¹ kuivattua turvetta. P-pidätyskyky oli siten samalla tasolla tai paikoin korkeampikin kuin jälkikäsittelykentällä. Tämän alueen turpeella on siis varsin hyvät edellytykset fosforin pidättämiselle. Tulokseen todennäköisesti vaikuttivat laajennusalueen jako-ojan puoleisessa reunassa puhdistamolta korkean hydraulisen kuormituksen aikana jako-ojan kautta tulleet fosforia pidättävät saostuskemikaalit. P-adsorptiokyky vaihteli suunnitellun laajennusalueen eri osissa, mutta eniten fosforia pidättyi niillä näytteenottoaikoilla, joissa oli hiekatonta turvetta. Parhaiten fosforia pidätäneessä paikassa (IV) oli rautaan viittaavaa punaista väriä.

Taulukko 7. Suunnitellulta laajennusalueelta otettujen turvenäytteiden fosforin pidättämisikyky (q) (mg P g⁻¹ kuivattua turvetta) jälkikäsittelykentälle vuosina 1995–2003 tulleen veden keskimääräisen fosfaattifosforipitoisuuden (0,32 mg l⁻¹) perusteella sekä adsorptioisotermien vakiot (k ja n) ja selityssaste (R²).

Paikka	q	k	n	R ²
II	0,198	0,2611	0,2445	0,87
III	0,383	0,5313	0,2863	0,83
IV	1,220	2,0616	0,4605	0,81
VI	0,500	0,6959	0,2906	0,93
VII	0,461	0,6162	0,2549	0,91

3.3 Kasvillisuus

Kasvilajisto, kasvibiomassa ja kasviin sitoutunut ravinnemäärä määritettiin yhdeksästä kasvillisuusruudusta Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentältä sekä kolmesta vertailualueen ruudusta (kuva 2). Elokuun 12. päivänä 2002 arvioitiin ruuduilla olevien kasvilajien peittävyysprosentit ja esiintymistiheydet sekä otettiin näytteet biomassan ja ravinnemäärien analysointia varten. Peittävyysprosentit arvioitiin 1 m² ruuduilta, joilta otettiin näytteet maanpäällisen biomassan määrittystä varten 20 x 20 cm alalta. Näiltä ruuduilta otettiin myös maanalaisen biomassan määrittystä varten näytteet maakairalla (pinta-ala 8,4 x 8,4 cm). Näytteet käsiteltiin Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratoriossa. Tuorenäytteet punnittiin, ja niistä eroteltiin juuret. Juurista otettiin mukaan käsittelyyn elävät, halkaisijaltaan yli 1 mm:ä olevat juuret. Näytteet kuivattiin 40 asteisessa kuivurissa (noin kaksi vuorokautta), jonka jälkeen maanpäällisten kasvinosien ja juurten kuivapainot määritettiin. Ravinnemäärittystä varten näytteet jauhettiin ja märkäpoltettiin Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen (1997) menetelmäohjeen mukaan.

Kasvillisuuden peittävyys on esitelty taulukossa 8. Sen mukaan jälkikäsitteilykentän kasvillisuus muodostui valtaosin saroista ja heinistä, joista vallitsevina esiintyivät pullosara (*Carex rostrata*) ja jouhisara (*Carex lasiocarpa*). Vertailualueen vallitsevia kasviryhmiä olivat sammaleet, puut, pensaat ja varvut. Valtalajeina olivat rahkasammal, mänty, jouhisara ja hilla. Jälkikäsitteilykentän kasvillisuus oli välipinta-rimpipintavaltaista, mutta vertailualueella esiintyi enemmän mätäspintakasvillisuutta. Kentän kasvillisuuden perusteella jälkikäsitteilykenttä oli vuonna 2002 pääosin sara- ja ruoholuhtaa, vain kentän yläosassa oli enää kentän alkuperäistä (Pirttijoki 1996) suotyyppejä rämettä. Karuimpien kasvupaikkojen kasvilajeja esiintyi lähinnä vertailualueella.

Kentällä kasvibiomassaa oli 8116 kg, josta maanpäällinen kasvusto muodosti 63 % (5075 kg) ja juuristo 37 % (3041 kg). Tyypeä kentän kasvillisuus oli sitonut kaikkiaan 127 kg ja fosforia 8 kg. Tyyppien kokonaismäärästä maanpäälliset osat olivat sitoneet 73 % (93 kg) ja maanalaiset osat 27 % (34 kg). Fosforista suurin osa (7 kg) oli sitoutunut maanpäällisiin osiin ja maanalaiset osat olivat sitoneet vain 13 %:a (1 kg).

Jälkikäsitteilykentällä maanpäällisten ja maanalaisen kasvinosien ravinnepitoisuudet olivat hieman vertailualueeseen verrattuna nousseet, lukuun ottamatta juurten fosforipitoisuutta. Tästä huolimatta kasvillisuuden sitoma ravinnemäärä oli vähentynyt huomattavasti kasvibiomassan vähenemisen myötä (taulukko 9). Vuonna 2002 kasvillisuusbiomassa vaihteli suuresti ruuduittain ja oli paikoitellen samaa suuruusluokkaa kuin vuonna 1999 (Vääräniemi & Lakso 2000). Kuitenkin juuribiomassat olivat selvästi pienempiä vuonna 2002 kuin 1999.

Ravinneköyhässä ympäristössä kasvit lisäävät ravinteiden ottoaan kasvattamalla maanalaisia osiaan (pieni verso/juuri-suhde). Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentällä kasvibiomassa oli vähentynyt vuodesta 1999 vuoteen 2002, mutta verso/juuri-suhde oli kuitenkin kasvanut eli puhdistamolta kolmen vuoden aikana tulleita ravinteita kentän kasvillisuus oli hyödyntänyt erityisesti versojen kasvattamisessa.

Vuonna 2002 jälkikäsitteilykentän kasvibiomassa oli suurempi kuin vertailualueella (taulukko 9). Ravinnepitoisuudet olivat myös suurempia kentällä kuin vertailualueella, ja siten myös biomassojen sitomat ravinnemäärät olivat kentällä suurempia kuin vertailualueella. Maanpäällinen kasvillisuus olikin sitonut merkittävästi enemmän tyyppiä ja fosforia kuin vertailualueen kasvillisuus (Riihimäki ym. 2003). Myös juurten typpipitoisuus oli merkittävästi suurempi jälkikäsitteilykentällä kuin vertailualueella (Riihimäki ym. 2003). Tämä kertoo, että kasvit ovat käyttäneet kasvuunsa erityisesti puhdistamolta jälkikäsitteilykentälle tullutta tyyppiä.

Kasvien maanpäällisissä ja maanalaisissa biomassoissa sekä kasvien ravinnepitoisuuksissa oli vaihtelua jälkikäsitteilykentän eri osissa. Virtaussuuntaan nähden kentän alaosassa oli eniten maanpäällistä kasvillisuutta, mutta vähiten juuria.

Kentän yläosassa oli eniten juuribiomassaa, mutta vain neljäsosa kentän alaosan maanpäällisen kasvillisuuden biomassasta. Kentän eri osien verso /juuri-suhdetta ei voi kuitenkaan vertailla, koska kasvilajisto vaihtelee kentän eri osissa ja eri lajeilla on erityyppiset juuret.

Jälkikäsitellykentän alaosan tutkimusruutujen peittävyudet muodostuivat pääosin pullosarasta (*Carex rostrata*), jouhisarasta (*C. lasiocarpa*) ja nurmilauhasta (*Deschampsia cespitosa*). Kentän yläosan ohijuoksutusojan puolen kasvillisuudessa vallitsevimpiä olivat pullosara (*Carex rostrata*), korpikastikka (*Calamagrostis purpurea*) ja suokorte (*Equisetum palustre*). Nämä kasvit esiintyvät yleensä keskikiravinteillä soilla, joten kasvilajiston mukaan kentän eri osissa ei ole eroa.

Taulukko 8. Rukan puhdistamon jälkikäsitellykentän ja vertailualueen kasvilajit, niiden dominanssit (keskimääräinen peittävyys kasvuruuduilla %) ja konstanssit (esiintymistiheys kasvuruuduilla %) vuonna 2002. + merkitsee < 1 % peittävyyttä. Lyhennykset trofiatasoille: 1 = ombrotrofia, 2 = oligotrofia, 3 = mesotrofia, 4 = eutrofia. Lyhennykset pinnoille: m = mätäspinta, v = välipinta, r = rimpipinta; L ilmentää pinta- ja tulvavesivaikutusta (luhtaisuutta). Indikaattoriarvot Eurolan ym. (1995) mukaan.

	Trofia	Indikaattori		Jälkikäsitellykenttä		Vertailualue	
		Pinta	Luhtaisuus	Dominanssi	Konstanssi	Dominanssi	Konstanssi
Varvut, pensaat ja puut				5	33	24	100
<i>Andromeda polifolia</i>	1–2	m–v	-	+	11	+	100
<i>Betula nana</i>	1–2	m–v	-	1	11	4	100
<i>Betula pubescens</i>	(1)2–3	m–v	(L)	+	11	+	33
<i>Calluna vulgaris</i>	1–2	m	-	-	-	+	33
<i>Empetrum nigrum</i>	1–2	m	-	+	11	1	100
<i>Ledum palustre</i>	1–2	m	-	-	-	+	33
<i>Pinus sylvestris</i>	1–2	m	-	-	-	8	33
<i>Salix glauca</i>	3	v	L	+	11	-	-
<i>Salix myrtilloides</i>	2–3	m–v	L	+	22	-	-
<i>Salix lapponum</i>	(2–)3	m–v	(L)	-	-	+	33
<i>Salix phyllificifolia</i>	3	m–v	(L)	+	11	3	33
<i>Vaccinium myrtillus</i>	(1)2–3	m	-	+	11	+	33
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	1–3	v–r	(L)	+	11	+	100
<i>Vaccinium uliginosum</i>	1–2	m	-	+	11	+	100
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1–2	m	-	+	11	2	66
Sarat ja heinät				75	100	10	100
<i>Calamagrostis canescens</i>	3	v–r	L	3	22	-	-
<i>Calamagrostis purpurea</i>	(2–)3	v	L	10	33	-	-
<i>Carex chordorrhiza</i>	2–3	(v–)r	-	-	-	1	66
<i>Carex lasiocarpa</i>	2(–)3	v–r	(L)	14	44	7	100
<i>Carex limosa</i>	1–2	r	-	-	-	+	66
<i>Carex nigra ssp. juncella</i>	2–3	v–r	L	3	11	-	-
<i>Carex rostrata</i>	2–3	v–r	(L)	37	77	1	66
<i>Carex vesicaria</i>	3	r	L	7	33	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	3	v	L	+	11	-	-
<i>Molinia caerulea</i>	3(–)4	v	(L)	-	-	+	33
Ruohot				14	100	9	100
<i>Caltha palustris</i>	3	v–r	L	+	11	-	-
<i>Drosera rotundifolia</i>	1–2	m–v	-	-	-	+	33
<i>Epilobium palustre</i>	3	v–r	L	+	44	-	-
<i>Equisetum fluviatile</i>	2–3	v–r	L	5	100	+	66
<i>Equisetum palustre</i>	3–4	(m)v(r)	L	7	44	1	66
<i>Potentilla erecta</i>	3–4	(m–)v	-	-	-	1	33
<i>Rubus chamaemorus</i>	1–2	m	-	+	11	6	100
<i>Trientalis europaea</i>	3	m–v	-	-	-	+	33
Sammalet				2	33	49	100
<i>Bryidae</i> -sammalet	1–4	m–r	-	+	33	3	100
<i>Sphagnum</i> -sammalet	1–4	m–r	-	+	11	46	100

Taulukko 9. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän ja sen vertailualueen maanpäällinen ja maanalainen kasvubiomassa, niiden sitomat ravinnemäärät sekä ravinnepitoisuudet. Vuoden 1999 biomassatulokset ovat Vääräniemen & Lakson (2000) julkaisusta. Muut vuoden 1999 tulokset on laskettu kyseisen julkaisun tietojen pohjalta. (n = näyteruutujen lukumäärä)

	Verso/juuri-suhde	Biomassa g m ⁻²	Typpi g m ⁻²	Fosfori g m ⁻²	Typpi- pitoisuus %	Fosfori- pitoisuus %	n
KENTTÄ 2002	1,67						
Maanpäällinen kasvusto		619	11,4	0,83	2,02	0,14	9
Maanalainen kasvusto		371	4,2	0,18	1,31	0,06	9
Yhteensä		990	15,6	1,01			
KENTTÄ 1999	0,29						
Maanpäällinen kasvusto		1596	23,1	1,54	1,50	0,11	3
Maanalainen kasvusto		5504	56,4	8,75	1,18	0,28	3
Yhteensä		7100	79,5	10,29			
VERTAILUALUE 2002	0,94						
Maanpäällinen kasvusto		217	1,7	0,07	0,89	0,04	3
Maanalainen kasvusto		230	1,1	0,08	0,54	0,05	3
Yhteensä		447	2,8	0,15			
VERTAILUALUE 1999	0,04						
Maanpäällinen kasvusto		1147	6,9	0,41	0,60	0,04	1
Maanalainen kasvusto		28065	477,1	19,36	1,70	0,07	1
Yhteensä		29212	484,0	19,77			

3.4 Veden laatu ja poistumat

Rukan puhdistamolta jälkikäsittelykentälle tulleen ja kentältä lähteneen veden laatua seurattiin PRIMROSE-projektissa noin kahden vuoden ajan kesästä 2001 talveen 2003. Roudattomaksi ajaksi on määritelty touko–lokakuun ja talviajaksi marras–huhtikuun välinen aika. Talven 2002–2003 jakso päättyi kuitenkin jo maaliskuun loppuun. Tästä ajasta on Sari Hallikaisen diplomityössä (2003) tarkasteltu jälkikäsittelykentän toimintaa vuodesta 2001 vuoden 2002 elokuuhun. Diplomityössä olevia tietoja täydennettiin PRIMROSE-tutkimuksen tuloksilla (analysoitu Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksessa) vuoden 2003 maaliskuun loppuun asti. *E. coli* -näytteitä on otettu toukokuuhun 2003 asti.

Päivittäiset virtaamatiedot ja laitokselta jälkikäsittelykentälle lähteneen veden lämpötilatiedot on saatu Rukan puhdistamolta. Vesinäytteenotto poistumien laskeutukseksi tehtiin jakokammalta ja jälkikäsittelykentän alapuoliselta mittapadolta. Näytteistä analysoitiin kiintoaine, epäorgaaninen kiintoaine, orgaaninen kiintoaine, kemiallinen hapenkulutus (COD_{Cr} ja COD_{Mn}), suodatettu COD_{Mn}, biologinen hapenkulutus (BOD₇), orgaaninen kokonaishiili (TOC), liuennut orgaaninen hiili (DOC), väri, rauta, liuennut rauta, kokonaisfosfori, liuennut fosfori, PO₄-P, liuennut fosfaattifosfori, kokonaistyyppi, NH₄-N, NO₂+NO₃-N, happi, sähkönjohtavuus ja pH. Kentällä mitattuja veden lämpötiloja, redox-potentiaalia ja happipitoisuutta käsitellään tarkemmin myöhemmin denitrifikaatio-osassa. Tuloksia on vertailtu Spearmannin järjestyskorrelaatiolla (r_s).

Ainekuormat on laskettu jokaiselle päivälle käyttämällä kunkin päivän virtaamaa ja lähimmän näytteenottopäivän analyysitulosta. Tarkasteltavan ajanjakson päivittäisestä kentälle tulleesta ja kentältä lähteneestä ainekuormasta on laskettu keskiarvot, joista on edelleen laskettu ainepoistuma.

Kokonaistypen tuloksia ei ole ilmoitettu, sillä havaittiin, että ajoittain kokonaistyyppipitoisuus oli pienempi kuin epäorgaanisen typen pitoisuus. Tämä on todennäköisesti aiheutunut analyysivaiheessa, jossa runsaasti ammoniumtyyppiä sisältävästä näytteestä osa tyyppiä on haihtunut ilmaan ammoniakkinä. Tämän vuoksi Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentälle tulevasta ja kentältä lähtevästä vedestä olisi hyvä määrittää tyyppi Kjeldahl-menetelmällä, jossa kokonaistyyppi (TKN) sisältää orgaanisen typen sekä ammoniumtypen (Kadlec & Knight 1996). Tätä käytetään erityisesti runsaasti ammoniumtyyppiä sisältävien jätevesien kokonaistypen analysoinnissa. Kokonaistyyppi saadaan laskemalla yhteen Kjeldahlin kokonaistyyppi (orgaaninen tyyppi ja ammoniumtyppi) sekä nitriitti-nitraattityppi.

pH

Vuosina 1995–2003 Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentälle tulleen veden keskimääräinen pH on ollut 6,6 ja kentältä lähteneen veden pH 7,2.

Kiintoaine

Kiintoaineen poistuma on ollut keskimäärin varsin hyvä (80 %) vuosina 1995–2003. Ajoittain poistumat ovat olleet jopa yli 94 %. Jälkikäsittelykenttä on pidättänyt kiintoainetta tehokkaasti sekä talvella että kesällä, mutta talvella 2002–2003 poistuma oli poikkeuksellisen huono (taulukko 13). Tämä saattoi aiheutua kylmästä ja vähälumisesta talvesta, joka todennäköisesti jäädytti kentän pinnan. Tällöin vesi on todennäköisesti osittain virrannut jään päällä, jolloin edellytykset kiintoaineen pidättymiselle ovat olleet heikot. Tämä saattaa selittää myös muiden aineiden huonoja poistumia kyseisenä ajankohtana. Kentälle tulleen veden keskimääräinen kiintoainepitoisuus on vuosina 1995–2003 ollut 12,9 mg l⁻¹ ja kentältä lähteneen veden 2,3 mg l⁻¹. Kentälle tulleen veden kiintoainepitoisuudesta suurin osa on ollut orgaanista ainesta (taulukko 10), ja sen osuus on kasvanut kentältä lähteneessä vedessä.

Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän kiintoaineen partikkelikokojakauma määritettiin kentälle tulleesta ja kentältä lähteneestä vedestä (Hallikainen 2003). Kentälle tulleessa vedessä on ollut enemmän kokoluokan 12–62 µm kiintoainetta kuin kokoluokkien > 74 µm ja 0,45–12 µm kiintoainetta. Partikkelikoot vastaavat yleisesti tunnettuja hienon hiekan ja siltin kokoluokkia. Raja siltin ja hienon hiekan välillä vaihtelee 0,02–0,06 mm riippuen luokitussysteemistä (Hillel 1982).

Poistumat ovat olleet suurimpia partikkelikokoluokassa 12–62 µm (Hallikainen 2003). Tähän on saattanut vaikuttaa kokoluokan 12–62 µm partikkelien hajoaminen pienemmiksi mikrobien toiminnan vaikutuksesta ja/tai pienempien hiukkasten resuspendoitumisesta. Jälkikäsittelykentälle tullut kiintoaineen orgaaninen osa hajoaa mikrobien toimesta, ja sen vuoksi orgaanisen aineen hiukkaskoko on yleensä pienempi kentältä lähtevässä kuin kentälle tulevassa vedessä. Toisaalta partikkeleita voi myös resuspendoitua jälkikäsittelykentän pinnasta veteen, mikäli veden virtaus ylittää niiden resuspensiokynnyksen. Merkkiainemittausten perusteella veden virtausnopeus voi jälkikäsittelykentällä olla jopa 2 cm s⁻¹, mikä on suurempi kuin Kuhrtsin ym:n (2004) sedimentaatio- ja resuspensioteorian pohjalta arvioima hienon hiekan kriittinen nopeus partikkelien resuspensioitumiselle (1,4 cm s⁻¹). Tämän vuoksi on todennäköistä, että Rukan jälkikäsittelykentällä paikoitellen tapahtuu orgaanisen aineksen resuspendoitumista.

Orgaaninen hiili ja hapenkulutus

Orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuus on jälkikäsittelykentälle tulleessa vedessä ollut keskimäärin 17 mg l⁻¹. Siitä suurin osa on ollut liukoisessa muodossa

(DOC). Kentällä on orgaanisesta kokonaishiilestä poistunut 35 %, joka on todennäköisesti sedimentoitunut ja / tai kulunut biologisissa prosesseissa, jota kuvastaa myös biologinen hapenkulutus.

Biologinen hapenkulutus (BOD_7) on ollut keskimäärin 6,3 mg l⁻¹ kentälle tulleessa vedessä. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentälle tulleen veden keskimääräiseen biologiseen hapenkulutukseen verrattuna se on puolet vähemmän. Kemiallista hapenkulutusta kuvaavat COD_{Mn} ja COD_{Cr} (taulukko 10) ovat olleet suurempia kuin biologinen hapenkulutus (taulukko 11). Kemiallisesta hapenkulutuksesta (COD_{Mn}) suurin osa on ollut liukoisen aineksen muodostamaa: suodatetun COD_{Mn} osuus veden kemiallisen hapenkulutuksen kokonaisarvosta oli kentälle tulleessa vedessä 79 % ja kentältä lähteneessä vedessä 95 %. Tähän on vaikuttanut liukoisen orgaanisen aineksen suuri osuus orgaanisesta aineksesta kentälle tulleessa vedessä. Vuosina 1995–2003 kemiallista hapenkulutusta kuvaavat arvot vähentyivät kentällä (COD_{Mn} keskimäärin 33 %, liukoisen aineksen COD_{Mn} 20 % ja COD_{Cr} 29 %), mutta eivät yhtä paljon kuin BOD_7 (63 %).

Suurin osa happea kuluttavasta, helposti hajoavasta orgaanisesta aineesta on siten ehtinyt hajota pieneliöstön toimesta kentällä. Orgaanisen aineen hajoamista on Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä tapahtunut sekä kesällä että talvella (taulukko 13) toisin kuin Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä, jossa biologinen hapenkulutus on ollut suurempaa kesällä kuin talvella. Tähän on vaikuttanut veden lämpeneminen lammikossa kesällä (kts. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän osa). Rukan jälkikäsittelykentälle tulleet vedet ovat olleet pari astetta lämpimämpiä kuin Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentälle tulleet vedet. Tähän on vaikuttanut mm. jätevesien siirtoputkien pituudet sekä kenttien etäisyydet puhdistamosta. Lakeuden puhdistamolle tulevat siirtoputket ovat pitkiä ja kenttä on kauempana puhdistamosta kuin Rukalla. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän keskiosan avovesialueella turpeen lämpötilan havaittiin vaihtelevan helmikuun lopulla +1–+2 °C välillä 13 cm syvyyteen asti ilman lämpötilan ollessa –7 °C.

Jälkikäsittelykentälle tulleen veden happipitoisuutta on mitattu vain kahdesti (loka-marraskuussa 2002), jolloin se on ollut keskimäärin 6,6 mg l⁻¹. Tällöin kuitenkin kentältä lähteneen veden happipitoisuus on ollut hieman pienempi (taulukko 10). Jälkikäsittelykentän runsaasti hiiltä sisältävä turve on todennäköisesti edistänyt kentän mikrobieliöstön kasvumahdollisuuksia ja siten myös kentällä tapahtuvaa biologista hajoamistoimintaa. Tällöin aktiivinen mikrobieliöstö on todennäköisesti vaikuttanut myös happipitoisuuden pienenemiseen.

Rauta

Raudasta 54 % on pidättynyt jälkikäsittelykentälle. Kentälle tulleesta raudasta pääosa (85 %) on ollut partikkelimaisessa muodossa puhdistamolla veteen lisättävän rautapitoisen saostuskemikaalin takia. Niinpä kentälle puhdistamolta tulleessa vedessä raudasta vain 15 % on ollut liuenneessa muodossa, mutta koska partikkelimainen rauta on pidättynyt kentälle (63 %) paremmin kuin liuennut rauta (1 %), on liukoisen raudan osuus kokonaisraudasta kentällä lisääntynyt. Kentältä lähteneestä raudasta liunneen muodon osuus on ollut 32 %. Rautaa on todennäköisesti saostunut kentän hapellisissa osissa, ja sen seurauksena turvekerroksen pintaan on pidättynyt partikkelimaista rautaa. Tästä on osoituksena myös kentän pinnan ruskeanpunainen väri. Veden virtausnopeus kentällä ei siten ole ollut liian suuri partikkelimaisen raudan sedimentoitumiselle.

Fosfori

Fosforia on kentällä poistunut varsin tehokkaasti, vuosina 1995–2003 keskimäärin 86 %. Fosfaattifosforin poistumalla on ollut tässä suuri merkitys, sillä se on pidätynyt kentälle lähes kokonaan (taulukot 11 ja 13).

Kokonaisfosforipitoisuus kentälle tullessa vedessä on ollut vuosina 1995–2003 keskimäärin 0,45 mg l⁻¹, josta 70 % on ollut fosfaattifosforia (0,32 mg l⁻¹). Kokonaisfosforista suurin osa oli partikkelimaisessa muodossa. Kokonaisfosforista 83 % oli partikkelimaisessa muodossa kentälle tullessa vedessä ja 59 % kentältä lähteneessä vedessä. Toisin sanoen liukoisen fosforin osuus kasvoi veden virratessa jälkikäsitteilykentän läpi, sillä partikkelimainen fosfori todennäköisesti sedimentoitui tai hajosi kentällä. Myös fosfaattifosforista liukoisen aineksen osuus kasvoi veden virrattua jälkikäsitteilykentän läpi (10 %:sta 38 %:in). Liukoisesta fosforista yli puolet oli orgaanista ja siten liukoisen fosfaattifosforin osuus oli 45 % (taulukko 10).

Typpi

Vuosina 1995–2003 jälkikäsitteilykentälle tulleesta epäorgaanisesta tyypestä suurin osa (80 %) on ollut ammoniumtyypeä (NH₄-N). Sen pitoisuudet kentälle tullessa vedessä ovat talvella olleet korkeammat kuin kesällä (taulukko 11). Tämä näkyi myös kentälle tulleen ammoniumtyypen kuorman määrässä (taulukko 12). Kesällä ammoniumtyypeä poistui hyvin jälkikäsitteilykentältä (43 %), mutta talvella selvästi vähemmän (14 %).

Tyypeä poistuu jälkikäsitteilykentällä kesällä tehokkaammin kuin talvella, koska edellytykset tyypeä vedestä pidättäville ja poistaville biologisille prosesseille (tyypen sitoutuminen kasvillisuuteen ja bakteerien suorittama nitrifikaati-denitrifikaatioprosessi) ovat tällöin paremmat. Kasvillisuutta esiintyi kuitenkin kentän sulapaikoissa talvellakin, mutta selvästi vähemmän kuin kesällä. Myöskään nitrifikaatioprosessi, jossa ammonium muuttuu nitraatiksi, ei todennäköisesti ole toiminut talvella yhtä hyvin kuin kesällä alhaisempien lämpötilojen ja kentällä virtaavan veden lyhyemmän viipymän takia. Lisäksi kentän lumikansi talvella on todennäköisesti heikentänyt hapen liukenemistä ilmasta kentän pintaveteen ja näin osaltaan heikentänyt nitrifikaatioprosessin edellytyksiä.

Talvella 2001–2002, jolloin jälkikäsitteilykentän veden viipymää mitattiin, kentälle tuli nitriitti-nitraattityypeä 379 kg (527 kg ha⁻¹) ja kentältä siirtyi alapuoliseen vesistöön 552 kg (767 kg ha⁻¹). Tällöin kentälle tullut määrä (2,9 kg ha⁻¹ vrk⁻¹) oli hieman vuosien 1995–2003 talvikeskiarvon (2,6 kg ha⁻¹ vrk⁻¹) yläpuolella (taulukko 12). Jälkikäsitteilykentälle tulleen veden nitriitti-nitraattityypen pitoisuus oli tänä aikana keskimäärin 6,7 mg l⁻¹ ja kentältä lähteneen veden 8,4 mg l⁻¹. Ammoniumtyypeä tuli tällöin kentälle yli kymmenkertainen määrä 4298 kg (5970 kg ha⁻¹), josta kentällä poistui vain 643 kg (893 kg ha⁻¹), ja siten poistuma oli 15 %. NH₄-N pitoisuus oli kentälle tullessa vedessä 61,2 mg l⁻¹ ja kentältä lähteneessä vedessä 53,2 mg l⁻¹. Epäorgaanista tyypeä poistui siten kentältä yhteensä 470 kg (653 kg ha⁻¹) eli 10 %.

Roudattomana aikana vuonna 2002 kentälle tuli nitriitti-nitraattityypeä 3,7 kg ha⁻¹ vrk⁻¹ eli vain hieman enemmän kuin talvella. Ammoniumtyypeä tuli tällöin vain 12 kg ha⁻¹ vrk⁻¹ eli noin kolmannes talven kuormasta. Roudattomana aikana nitriitti-nitraattityypeä poistui, toisin kuin talvella, 0,7 kg ha⁻¹ vrk⁻¹ (21 %). Myös ammoniumtyypeä poistui tällöin määrällisesti vain hieman enemmän kuin talvella (5,7 kg ha⁻¹ vrk⁻¹), mutta prosentuaalisesti poistuma oli varsin hyvä (46 %).

Koska epäorgaaninen typpi muodostuu pääosin ammoniumtyypestä, NH₄-tyypen hyvä poistuma vaikutti myös epäorgaanisen tyypen poistumaan (21 %),

vaikka nitriitti-nitraattitypen poistuma kentältä oli negatiivinen sekä kesällä että talvella (taulukko 13). NO₂+NO₃-typen huono poistuma saattoi aiheutua veden viipymän lyhydestä, jolloin denitrifikaatioprosessilla ei ollut aikaa muuttaa nitraattityppeä typpikaasuiksi. Kuitenkin joinakin kesinä NO₂+NO₃-typen poistuma on ollut noin 20 % (taulukko 12). Nitriitti-nitraattityppipitoisuus korreloi positiivisesti sekä nitriitti-nitraattitypen poistuman ($r_s = 0,842$; $p < 0,0001$; $n = 15$) että N₂O-virtojen ($r_s = 0,409$; $p = 0,047$; $n = 24$) kanssa. Toisaalta mitä enemmän kentälle tullessa vedessä oli ammoniumtyppeä, sitä pienempi oli nitriitti-nitraattitypen poistuma ($r_s = -0,519$; $p = 0,039$; $n = 16$). Niinpä mitä enemmän jälkikäsitteilykentälle tullessa vedessä oli NO₂+NO₃-typpeä, sitä paremmin nitraattia poistui kentällä. Poistuminen tapahtui todennäköisesti denitrifikaation kautta.

Ammoniumtypen poistuman suuruuteen vaikutti erityisesti hydraulinen kuorma ($r_s = -0,822$; $p < 0,0001$; $n = 16$). Niinpä mitä suurempi oli kentälle tullut hydraulinen kuorma (eli mitä lyhyempi veden viipymä oli kentällä), sitä pienempi oli ammoniumtypen poistuma, koska sen kontakti turpeeseen ja eliöstön lyheni. Myös Hunter ym. (2001) havaitsivat, että viipymän lyhentyessä 6 vuorokaudesta 2 vuorokauteen ammoniumtypen poistumat pienenivät selvästi. Suurten hydraulisten kuormien aikana kentälle tulleet ammoniumtypen ja epäorgaanisen typen pitoisuudet olivat suuria ($r_s = 0,915$; $p < 0,0001$; $n = 16$ ja $r_s = 0,821$; $p < 0,0001$; $n = 15$). Tällöin myös kentältä lähteneen veden biologisen hapenkulutuksen, ammoniumtypen ja epäorgaanisen typen pitoisuudet olivat suuria (BOD $r_s = 0,555$; $p = 0,026$; $n = 16$, NH₄-N $r_s = 0,871$; $p < 0,0001$; $n = 16$, epäorgaaninen typpi $r_s = 0,857$; $p < 0,0001$; $n = 15$).

Taulukko 10. Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentälle tulleen ja sieltä lähteneen veden keskimääräinen laatu, sen vaihteluväli ja näytemäärä vuosina 1995–2003.

Muuttuja	Keskiarvo		Vaihteluväli		n
	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	
Veden lämpötila (T °C)	9,3	12,6	4,2–15,3	2,8–19,8	3–438
Happi (mg l ⁻¹)	6,6	5,7	4,7–8,4	5,0–6,4	2
pH	6,8	6,6	5,3–7,2	4,5–7,3	18
Väri (mg Pt l ⁻¹)	47	33	35–70	10–50	17
Sähkönjohtavuus (μS cm ⁻¹)	864	772	420–1180	270–1130	17
Org. P (mg l ⁻¹)	0,13	0,03	0–0,68	0–0,22	120–122
Liukoinen kok.P (mg l ⁻¹)	0,07	0,03	0,02–0,15	0,01–0,07	13
Liukoinen PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	0,03	0,01	0,003–0,09	0,002–0,04	16
Liukoinen org. P (mg l ⁻¹)	0,04	0,02	0,02–0,06	0,01–0,04	13
Partikkelimainen P (mg l ⁻¹)	0,33	0,04	0,02–0,56	0,01–0,17	13
Epäorg. kiintoaine (mg l ⁻¹)	5,5	1,1	0,8–10	0,1–8,1	16
Org. kiintoaine (mg l ⁻¹)	9,3	2,7	1,8–19	0,2–13	16
COD _{Cr} (mg l ⁻¹)	46	33	30–79	17–60	16
COD _{Mn} (mg l ⁻¹)	13	11	5,1–33	2–31	111–112
Liukoinen COD _{Mn} (mg l ⁻¹)	11	8,7	8,6–15	5–15	13–14
TOC (mg l ⁻¹)	17	11	12–22	5,5–20	17
DOC (mg l ⁻¹)	14	13	12–17	9,1–17	3
Fe (mg l ⁻¹)	0,5	0,4	0–4,9	0,04–1,7	68–69
Suodatettu Fe (mg l ⁻¹)	0,1	0,1	0,03–0,6	0,06–0,4	14
Partikkelimainen Fe (μg l ⁻¹)	692	253	60–4790	11–940	14

Taulukko II. Rukan puhdistamon jälkikäsitellyntulleen ja kentältä lähteneen veden keskimääräiset pitoisuudet (mg l⁻¹) ja näyttenäyrät.

Aika	Kok. P		PO ₄ -P		NO ₂ +NO ₃ -N		NH ₄ -N		Epäorg. N		BOD ₇		Kiintoaine		n
	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	
K 95	0,59	0,03	0,47	0,02	16,5	13,1	12,3	8,3	28,8	21,4	6,0	2,6	-	-	14-16
T 95-96	0,74	0,15	0,60	0,10	6,8	8,3	49,2	37,3	56,1	45,6	5,6	2,3	-	-	6-7
K 96	0,34	0,05	0,24	0,01	5,5	4,5	22,3	11,3	27,7	15,9	3,5	1,9	-	-	13-14
T 96-97	0,34	0,10	0,24	0,05	4,2	6,3	51,3	43,3	54,7	47,6	6,6	3,7	-	-	3-4
K 97	0,51	0,05	0,35	0,02	8,5	7,9	26,3	11,4	33,4	19,0	5,6	2,2	-	-	11-12
T 97-98	0,49	0,10	0,32	0,04	2,4	6,1	64,3	54,2	66,6	60,3	10,8	3,8	-	-	4
K 98	0,70	0,02	0,62	0,01	-	-	26,7	5,9	-	-	2,7	1,0	-	-	1
T 98-99	0,37	0,04	0,18	0,02	5,8	7,2	47,8	46,0	46,8	47,9	7,7	1,6	-	-	4-5
K 99	0,34	0,02	0,25	0,01	0,5	4,9	29,7	15,4	23,6	18,2	3,3	1,0	10,6	0,5	4-19
T 99-00	0,61	0,06	0,46	0,03	1,9	3,8	60,6	50,3	72,2	68,7	12,1	2,6	19,1	1,8	1-6
K 00	0,41	0,05	0,24	0,02	5,4	7,0	23,8	14,1	29,3	21,1	3,7	1,6	11,9	1,8	10
T 00-01	0,36	0,03	0,21	0,02	0,3	4,3	70,8	65,3	71,1	69,6	4,4	2,6	10,7	0,8	2
K 01	0,21	0,02	0,12	0,01	10,7	10,7	28,2	14,5	38,8	25,2	6,4	2,0	9,3	1,7	6-7
T 01-02	0,48	0,07	0,3	0,03	6,7	8,4	61,2	53,2	67,9	61,6	8,6	2,9	16,9	1,5	8
K 02	0,37	0,03	0,2	0,01	13,7	11,9	35,6	18,6	49,3	32,9	5,8	1,5	13,9	3,5	6-7
T 02-03	0,33	0,09	0,2	0,04	7,5	8,4	63,3	58,3	70,8	66,7	8,5	2,9	11,2	6,9	2-4
Keskiarvo	0,45	0,06	0,32	0,03	6,4	7,5	42,1	31,7	49,1	41,4	6,3	2,3	12,9	2,3	

Taulukko 12. Rukan puhdistamon jätkäkäsitelykentälle tullut ja kentältä lähtenyt keskimääräinen kuormitus eri vuosien roudattomana aikana (K) ja talvella (T). Kokonaisfosforin ja PO_4 -P:n kuormitukset on ilmoitettu $g\ ha^{-1}\ vrk^{-1}$. Nitraatti-, ammonium- ja epäorgaanisen typen sekä BOD_7 -n ja kiintoaineen kuormitukset on ilmoitettu $kg\ ha^{-1}\ vrk^{-1}$. Kesän 1998 $NO_2 + NO_3$ -typen ja epäorgaanisen typen kuormat on arvioitu maaliskuun ja joulukuun pitoisuuksien avulla.

Aika	Kok. P		PO_4 -P		$NO_2 + NO_3$ -N		NH_4 -N		Epäorg.-N		BOD_7		Kiintoaine	
	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä	Tuleva	Lähtevä
K 95	130	6	104	0,02	3,9	3,1	3	2	7	5	1,4	0,7	-	-
T 95–96	296	88	241	0,09	2,5	2,9	25	21	27	24	2,5	1,3	-	-
K 96	98	14	69	0,02	1,7	1,4	7	4	8	5	1,0	0,5	-	-
T 96–97	149	47	100	0,04	1,6	2,5	19	15	20	18	2,5	1,5	-	-
K 97	161	15	115	0,04	1,3	1,7	8	3	10	5	1,7	0,5	-	-
T 97–98	238	48	152	0,06	1,1	2,8	30	26	31	29	5,5	1,9	-	-
K 98	209	16	154	0,04	1,5	2,1	15	10	16	12	2,4	1,0	-	-
T 98–99	176	14	100	0,04	6,8	7,9	25	23	32	30	3,1	0,8	-	-
K 99	96	6	69	0,02	0,2	1,6	9	6	9	7	1,0	0,3	3,4	0,2
T 99–00	239	25	174	0,06	1,0	1,8	27	23	28	25	5,4	1,3	8,4	0,8
K 00	118	17	64	0,01	1,6	2,1	6	4	8	6	1,2	0,5	3,7	0,6
T 00–01	207	14	129	0,06	1,0	2,9	34	30	35	33	3,2	1,0	7,1	0,4
K 01	65	6	39	0,01	2,1	2,3	9	4	11	6	2,0	0,6	2,6	0,6
T 01–02	270	35	182	0,08	2,9	4,2	33	28	36	32	4,9	1,5	9,0	0,7
K 02	130	11	83	0,02	3,7	2,9	12	7	16	10	2,2	0,5	4,9	1,2
T 02–03	175	50	113	0,05	3,8	4,1	36	33	40	37	5,1	1,6	5,8	4,0
Keskiarvo	172	26	118	0,04	2,3	2,9	19	15	21	18	2,8	1,0	5,6	1,1

Osaltaan ammoniumtypen poistuman suuruuteen vaikuttaa myös ilman lämpötila, sillä nitrifikaatiota tapahtuu enemmän korkeassa kuin matalassa lämpötilassa. Sen sijaan mitä suurempi oli kentälle tulleen veden ammoniumtyypipitoisuus sitä pienempi oli ammoniumtypen prosentuaalinen poistuma ($r_s = -0,755$; $p = 0,001$; $n = 16$). Siten nitrifikaatioprosessin avulla vain osa kentälle tulleesta ammoniumista on muuttunut nitraatiksi.

Vuoden 2001–2002 aikana ammoniumtypen poistuma oli noin 1402 kg v^{-1} ja fosfaattifosforin poistuma 35 kg v^{-1} . Kasvillisuus ottaa tarvitsemansa typen epäorgaanisena typpinä, erityisesti ammoniumina (Kadlec & Knight 1996). Kasvinäytteenottoon mennessä tapahtuneesta ammoniumtypen poistumasta kasvillisuuteen oli sitoutunut 11 % ja kesäkauden poistumasta 21 %. Kentällä poistuneesta fosfaattifosforista 23 % oli pidättynyt kasvillisuuteen kasvinäytteenottoon mennessä tapahtuneesta fosfaattifosforin poistumasta, ja roudattoman kauden poistumasta 81 %. Osa ravinteista kuitenkin poistuu kasvillisuudesta ennen kasvien lakastumista syksyllä. Tässä työssä ei ole arvioitu mikrobien biomassan ja N_2 -kaasun osuutta typen poistumasta.

Taulukko 13. Roudattoman ajan (K) ja talven (T) poistumat Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentällä vuosina 1995–2003.

Aika	Keskimääräinen poistuma (%)						
	Kok. P	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	Epäorg. N	BOD_7	Kiintoaine
K 95	95	100	21	34	26	49	-
T 95–96	70	100	-17	15	12	50	-
K 96	86	100	19	46	41	45	-
T 96–97	69	100	-57	19	13	39	-
K 97	90	100	-32	65	52	70	-
T 97–98	80	100	-164	14	8	65	-
K 98	92	100	-39	34	27	58	-
T 98–99	92	100	-16	11	5	73	-
K 99	94	100	-636	36	20	70	94
T 99–00	89	100	-92	15	11	76	91
K 00	86	100	-29	34	22	60	83
T 00–01	93	100	-180	13	7	70	94
K 01	91	100	-14	52	39	70	77
T 01–02	87	100	-46	15	10	70	92
K 02	91	100	21	46	40	79	75
T 02–03	72	100	-8	8	6	67	32
Keskiarvo K	91	100	-86	43	33	63	82
Keskiarvo T	82	100	-73	14	9	64	77
Keskiarvo 95–03	86	100	-79	29	21	63	80

Ulosteperäiset bakteerit

Escherichia coli näytteitä (250 ml) otettiin kentälle tulleesta ja kentältä lähteneestä vedestä kuukausittain ja määritettiin Colilert-menetelmällä Oulun kaupungin elintarvike- ja ympäristölaboratoriossa. Jälkikäsitteilykenttä pidatti hyvin ulosteperäiselle vedelle tyypillisiä *E. coli* -bakteereja (taulukko 14). Niiden poistuma oli 98 % sekä roudattomana kautena että talvella pitoisuuksista laskettuna.

Taulukko 14. *E. coli* (pmy 100 ml⁻¹) pitoisuudet Rukan puhdistamon jälkikäsitellykentälle tullessa ja kentältä lähteneessä vedessä. (pmy = pesäkettä muodostavaa yksikköä)

Ajankohta	Tuleva vesi	Lähtevä vesi
26.6.2002	9500	10
23.7.2002	17000	11
21.8.2002	150	10
23.9.2002	90	29
2.10.2002	2900	450
29.10.2002	1700	5
27.11.2002	460	370
20.2.2003	26000	240
12.3.2003	6900	190
27.3.2003	15000	190
13.5.2003	63	23

3.4.1 Lumen laatu

Lumen laadun tutkimiseksi otettiin 28.1.2002 lumipuntarin avulla luminäytteet jälkikäsitellykentän ylä-, keski- ja alaosaan sekä yksi näyte vertailualueelta. Näytteistä määritettiin kokonaisfosfori, fosfaattifosfori, kokonaistyyppi, ammoniumtyppi, nitriitti-nitraattityppi, sähkönjohtavuus, pH ja orgaaninen kokonaishiili (TOC) Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratoriossa.

Lumen fosforipitoisuuksissa ja sähkönjohtavuudessa ei ollut eroa kentän ja vertailualueen välillä. Kentän lumen pH oli hieman korkeampi (keskimäärin pH 5,5) kuin vertailualueen lumessa (pH 5,1). Kokonaistyyppiä oli kentän lumessa enemmän kuin vertailualueen lumessa (taulukko 15). Kokonaistyyppi muodostui suurimmaksi osaksi epäorgaanisesta tyypestä, sillä ammoniumtyppi muodosti kokonaistyyppien pitoisuudesta 56 %, nitriitti-nitraattityppi 35 % ja orgaaninen typpi 14 %. Kentän nitriitti-nitraattityypin pitoisuus oli samaa suuruusluokkaa kuin vertailualueella, mutta NH₄-typpiä oli lähes 4 kertaa enemmän kuin vertailualueella (taulukko 15). Orgaanista tyyppiä oli kentällä hieman enemmän kuin vertailualueella (taulukko 15).

Tulokset viittaavat siihen, että erityisesti ammoniumtyppiä ja orgaanista tyyppiä siirtyi kapillaarisesti kentän pinnalla virranneesta vedestä kentän päällä olleeseen lumeen. Lumen ravinnepitoisuudet olivat kuitenkin kentälle tulleen veden keskimääräiseen ravinnepitoisuuteen verrattuna pieniä. Esimerkiksi lumen epäorgaanisen tyyppien ja fosfaattifosforin pitoisuudet olivat näytteenottoajankohtana vain 0,5 % kentälle tulleen veden keskimääräisistä pitoisuuksista. Keväällä lumen sulaessa huuhtoutuu kentältä pois lumeen siirtyneet ravinteet ja näin osaltaan vaikuttavat kentän prosesseihin. Tämän merkitys lienee kuitenkin pieni, sillä esimerkiksi ammoniumtyppiä poistui Rukan puhdistamon jälkikäsitellykentällä talvelakin.

Taulukko 15. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän päällä olleen lumen keskimääräinen laatu ja vertailualueen päällä olleen lumen laatu 28.1.2002.

	Jälkikäsittelykenttä	Vertailualue
Sähkönjohtavuus (mS m^{-1})	0,1	0,1
pH	5,5	5,1
Kokonaistyyppi (mg l^{-1})	0,370	0,220
Ammoniumtyppi (mg l^{-1})	0,207	0,055
Nitriitti-nitraattityppi (mg l^{-1})	0,130	0,140
Epäorgaaninen tyyppi (mg l^{-1})	0,337	0,195
Orgaaninen tyyppi (mg l^{-1})	0,033	0,025
Kokonaisfosfori (mg l^{-1})	0,003	< 0,003
Fosfaattifosfori (mg l^{-1})	< 0,002	< 0,002
TOC (mg l^{-1})	0,9	0,6

3.4.2 Nitrifikaatioprosessi

Nitrifikaatiossa ammoniumtyppi hapettuu bakteerien toimesta nitriitiksi ja edelleen nitraatiksi. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentästä kertovassa osassa on tarkemmin selitetty nitrifikaatioprosessiin vaikuttavat tekijät. Tapahuma edellyttää happea, jota tarvitaan 4,3 g ammoniumtyppigrammaa kohti. Rukan jälkikäsittelykentälle tulleen veden happipitoisuutta on mitattu vain kaksi kertaa loka-marraskuussa 2002. Tällöin veden happipitoisuus vaihteli 4,7–8,4 mg l^{-1} . Jälkikäsittelykentällä veden happipitoisuus väheni selvästi. Kaasunäytteenoton yhteydessä mitatut happipitoisuudet olivat pienimmät kentän keskiosan (0,54–1,02 $\text{O}_2 \text{ l}^{-1}$) ja yläosan (1,51–2,79 $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) vedessä. Korkeimmat happipitoisuudet mitattiin kentän alaosan vedestä (2,79–3,52 $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$). Ammoniumtyypeä tuli kentälle vuosina 1995–2003 keskimäärin 42,1 mg l^{-1} , joten kentälle tulleen veden happipitoisuus ei riitä hapettamaan ammoniumtyypeä, vaan veden pitää hapettua kentällä.

Nitrifikaatioprosessissa alkaliniteetista kuluu noin 7,14 mg l^{-1} hapettua $\text{NH}_4\text{-N}$ mg l^{-1} kohti. Prosessissa muodostuu nitraatin lisäksi uutta bakteeribiomassaa, vettä ja hiilihappoa. Hiilihapon vaikutuksesta nitrifikaatio alentaa veden pH:ta. WPCF (1983) suosittelee pH:ta pidettävän yli 7,2 nitrifikaation edellyttämän ympäristön takaamiseksi. Kentälle tulleen veden pH vaihteli välillä 5,3–7,2, joten vesi oli hieman liian hapanta. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentälle tulleen veden alkaliniteetti on vaihdellut 0,2–4,4 mmol l^{-1} (12–264 mg l^{-1}) ja siten se riittäisi enimmillään 37 mg l^{-1} hapettuneen ammoniumtyypen nitrifioitumiseen. Alkaliniteetti ei siten riittäisi kaiken kentälle tulleen ammoniumtyypen (keskimäärin 42,1 mg l^{-1}) nitrifikaatioon, eikä kentälle jäisi myöskään alkaliniteettia puskuvoimaan pH:n muutoksia.

Lämpötilalla on merkittävä vaikutus bakteerien toimintaan nitrifikaatiossa. Optimilämpötilaksi on puhtasviljelmillä havaittu 25–35 °C (Kadlec & Knight 1996) ja alle 15 °C on havaittu alentavan bakteerien kasvunopeutta huomattavasti (Reddy & Patrick 1984). Koska Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentälle tulee vettä ympäri vuoden, ei veden lämpötila voi olla optimaalinen kuin enintään kesällä.

3.4.3 Kaasumittaukset

Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentällä mitattiin dityppioksidin (N_2O), metaanin (CH_4) ja hiilidioksidin (CO_2) kaasuvirtoja eri vuodenaikoina vuonna 2002. Mittausten avulla haluttiin selvittää, miten paljon puhdistamolta jälkikäsitteilykentälle tulevasta tyyppistä poistuu jälkikäsitteilykentältä ilmakehään N_2O -tyyppinä. Mittaamalla metaania ja hiilidioksidia voitiin myös tarkastella orgaanisen aineen hajotustoimintaa ja eliöstön pimeähengitystä kentän eri osissa. Kaasumittausten avulla selvitettiin samalla, miten paljon luontaiselle turvemaalle rakennetusta jälkikäsitteilykentästä pääsee ilmakehään ilmaston lämpenemistä aiheuttavia kasvihuonekaasuja.

3.4.3.1 Näytteenotto

Typpioksiduulin (N_2O), metaanin (CH_4) ja hiilidioksidin (CO_2) kaasuvuota mitattiin Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän eri osien ja ilmakehän välillä staattisella pimeäkammiotekniikalla (Crill 1991, Martikainen ym. 1993). Jälkikäsitteilykentällä näytteenotot tehtiin kerran talvella (helmikuussa) ja kolme kertaa roudattomana aikana (kesä-, heinä- ja lokakuussa) vuonna 2002.

Jälkikäsitteilykentän kolme näytealuetta sijaitsivat kentän ylä-, keski- ja alaosassa (kuva 2). Kullakin näytealueella oli kolme mittauspistettä. Näytteenotoissa käytettiin kolmea kiinteää alumiinikaulusta (60 x 60 cm), jotka asetettiin turpeen sisään. Kaasumittaus aloitettiin laittamalla alumiininen kammio kauluksen uran päälle. Kammion kaasutiiviys oli varmistettu täyttämällä kauluksen ura vedellä. Talvella kammiot asetettiin suoraan turpeeseen ja ne peitettiin lumella kaasutiiviuden varmistamiseksi. Kaasuvuot määritettiin ottamalla kaasunäytteet kammiosta roudattomana aikana 7 minuutin välein 28 minuuttia kestäneen mittauksen aikana ja talvella 15 minuutin välein 60 minuutin aikana polypropyleeniruiskuihin (Terumo Europe), joissa oli 3-tiehanat (Codan Steritex).

Mittauspaikkojen ympäriltä otettiin myös 30 ml vesinäytteet veteen liuenneiden N_2O -, CH_4 - ja CO_2 -kaasujen määrittämiseksi. Kaasu- ja vesinäytteiden CH_4 -, CO_2 - ja N_2O -pitoisuudet määritettiin Kuopion yliopiston ympäristötieteiden laitoksella biogeokemian laboratoriossa. Vesinäytteet ravinnemäärityksiin (500 ml) kerättiin alumiinikehysten sisältä. Näytteistä määritettiin kokonaistyyppi, ammoniumtyppi, nitriitti-nitraattityppi, sulfaatti, orgaaninen kokonaishiili (TOC) ja liuennot orgaaninen hiili (DOC). Lisäksi otettiin kaasumittauspaikkojen läheltä kolmelta eri paikalta turvenäytteet, jotka kukin jaettiin edelleen syvyyden mukaan 0–2 cm, 2–10 cm ja 10–20 cm näytteiksi. Näytteistä määritettiin Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratoriossa hiilen ja typen pitoisuudet kuivaainetta kohti C/N-suhteen laskemiseksi. Vertailualueelta vastaavat näytteet otettiin kahdelta paikalta.

3.4.3.2 Tulokset ja niiden tulkinta

C/N-suhde

Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän eri osissa turpeen hiilipitoisuus oli keskimäärin 458 g kg^{-1} (vaihteluväli $313\text{--}550 \text{ g kg}^{-1}$). Typpipitoisuus oli turpeessa keskimäärin 18 g kg^{-1} (vaihteluväli $7\text{--}28 \text{ g kg}^{-1}$). Turpeen C/N-suhde oli keskimäärin 32 (vaihteluväli $10\text{--}67$). Koska jälkikäsitteilykenttä on rakennettu orgaaniselle turvesuolle, on luonnollista, että siellä on paljon hiiltä. Mutta jälkikäsitteilykentällä oli myös paljon tyyppiä verrattuna esimerkiksi Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykenttään (kts. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän osa).

Toisaalta Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän typpipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin turvetuotannon valumavesiä puhdistavalla Kompsasuon pohjoisella pintavalutuskentällä (Karjalainen, julkaisematon aineisto).

Jälkikäsitteilykentällä pintakerroksen ja syvempien kerrosten pitoisuuksissa ja siten myös C/N-suhteessa oli keskimäärin vain vähän eroa. Kuitenkin kentän eri osien pintakerroksien välillä oli eroa: kentän yläosassa oli pienin C/N-suhde (16), joka kasvoi kentän keskiosaa (28) ja alaosa (63) kohti. C/N-suhteen muutokseen vaikutti typpipitoisuuden väheneminen kentän pintakerroksessa siirryttäessä kentän yläosasta alaosaan päin sekä päinvastoin hiilipitoisuuden kasvu kentän yläosasta kentän alaosaan päin siirryttäessä (taulukko 16). Vertailualueen turpeen hiili- ja typpipitoisuudet olivat samaa suuruusluokkaa kuin jälkikäsitteilykentällä. Tähän saattaa vaikuttaa vertailualueen läheisyys jako-ojan yläpuolella.

Taulukko 16. Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän eri osien keskimääräinen C/N-suhde, sen keskihajonta sekä typen ja hiilen keskimääräiset pitoisuudet. (n=näyttemäärä)

	C/N	C/N keskihajonta	N g kg ⁻¹	N %	C g kg ⁻¹	C %	n
Kentän yläosa							
0–2 cm	16	11	22	2,2	313	31	3
2–10 cm	24	17	18	1,8	360	36	3
10–20 cm	23	4,2	22	2,2	487	49	3
Kentän keskiosa							
0–2 cm	28	8,1	16	1,6	433	43	3
2–10 cm	43	20	12	1,2	463	46	3
10–20 cm	37	26	19	1,9	513	51	3
Kentän alaosa							
0–2 cm	63	0,88	8,0	0,8	505	51	2
2–10 cm	35	17	16	1,6	497	50	3
10–20 cm	21	2,3	26	2,6	550	55	3
Vertailualue							
0–2 cm	38	-	13	1,3	490	49	1
2–10 cm	24	4,6	11	1,1	270	27	2
10–20 cm	21	2,6	26	2,6	525	53	2

Dityppioksidi ja denitrifikaatioon vaikuttavat tekijät

Talven 2002 näytteenotossa Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän alaosa oli lumipeitteinen eikä vapaasti virtaavaa vettä esiintynyt. Sen sijaan kentän ylä- ja keskiosassa pohjavesi oli korkealla (taulukko 17). Talvella N₂O-kaasua muodostui yhtä suuret määrät kentän eri osissa (220–370 μg m⁻² vrk⁻¹). Roudattomana aikana kentän alaosassa vapautui keskimäärin neljä kertaa enemmän N₂O-kaasua kuin kentän ylä- ja keskiosassa. Tällöin pohjaveden korkeus oli alimmillaan kentän alaosassa (taulukko 17). Pohjaveden korkeus ja N₂O-päästöt eivät kuitenkaan korreloineet keskenään. Rukan jälkikäsitteilykentän keskimääräiset N₂O-vuot (3600–16000 μg N₂O m⁻² vrk⁻¹) olivat kymmenkertaisia Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykenttään verrattuna (kts. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykenttä osa).

Rukan jälkikäsitteilykentän N₂O-virrat olivat myös huomattavasti korkeampia kuin luonnontilaisissa turvekosteikoissa. Suomalaisissa luonnontilaisissa turve-
maissa keskimääräinen kesäajan N₂O-vuot ovat yleensä vaihdelleet –30 ja 230 μg N₂O m⁻² vrk⁻¹ välillä (Regina ym. 1996, Huttunen ym. 2002). Korkeimmillaan

($940 \mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{vrk}^{-1}$) ne ovat olleet korpisuolla, jossa pohjavesi on ollut matalalla (Huttunen ym. 2002). Ojitetuilla turvemaidilla turpeen hapettuminen on lisännyt typen mineralisaatiota ja siten vaikuttanut hieman suurempiin N_2O -emissioihin (keskimääräinen vuodenaikainen vaihtelu välillä $-5,3$ ja $900 \mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{vrk}^{-1}$, Regina ym. 1996). Roudattoman ajan N_2O -virrat Rukan jälkikäsittelykentällä ylittivät jopa maanviljelyksessä käytettyjen ja metsitettyjen orgaanisten maiden keskimääräiset N_2O -virrat ($260\text{--}4700 \mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{vrk}^{-1}$, Maljanen ym. 2001, Regina ym. 2001). Tulokset viittaavat siihen, että pohjoiset jäteveden puhdistamojen jälkikäsittelykentät voivat muodostaa varsin paljon kasvihuonekaasunakin tunnettu dityppioksidia.

Korkeisiin typpioksiduulivirtoihin vaikutti todennäköisesti Rukan jälkikäsittelykentälle tulleen veden korkea nitraattityypipitoisuus ($r_s = 0,545$; $p = 0,005$; $n = 25$), joka oli keskimäärin lähes kertaluokkaa suurempi kuin Lakeuden jälkikäsittelykentälle tulleen veden pitoisuus. Toisaalta korkea ammoniumtyypipitoisuus korreloi negatiivisesti typpioksiduulipäästöihin ($r_s = -0,544$; $p = 0,013$; $n = 20$). Mitä enemmän veden epäorgaanisesta tyyppistä on ammoniumtyyppiä, sitä vähemmän on vedessä todennäköisesti tapahtunut nitrifikaatiota eli nitraatin muodostusta, joka on edellytyksenä denitrifikaatiolle. Tämän vuoksi ammoniumtyypin pitoisuus korreloi negatiivisesti N_2O -kaasun virran kanssa. N_2O -virta korreloi nitraatin kanssa positiivisesti, koska denitrifikaatiossa muodostuu nitraatista N_2O -kaasua.

Denitrifikaatioprosessiin vaikuttavista tekijöistä denitrifioivien bakteerien esiintymistä ei ole tutkittu PRIMROSE-projektissa. Lämpötila kuitenkin vaikuttaa denitrifikaatioprosessissa mukana olevien bakteerien toimintaan, joka on vähäistä lämpötilan ollessa alle $+5 \text{ }^\circ\text{C}$ (Vymazal ym. 1998). Kentälle tulleen veden lämpötila oli keskimäärin $9,3 \text{ }^\circ\text{C}$. Kentältä lähteneen veden lämpötilaa ei ole kuitenkaan mitattu säännöllisesti.

Happamuus oli Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä tullessa vedessä hieman optimaalista pH arvoa $7\text{--}8$ matalammalla tasolla (keskimäärin pH $6,6$). Turpeen pH $5,7\text{--}6,2$ oli sen sijaan turvemaille tyypillisesti hapan.

Denitrifikaatiossa maaperän kosteudella on merkitystä happiolosuhteiden takia. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä oli havaittavissa pohjaveden korkeudessa eroja kentän eri osissa (taulukko 17). Kentän yläosan keskiosa oli vaikeakulkuisempaa kuin muut kentän osat korkean pohjavesipinnan takia. Sen sijaan kentän alaosassa pohjavesi oli hieman alempana. Redox-potentiaaliarvot vaihtelivatkin jälkikäsittelykentän eri osissa. Kentän alaosassa, jossa N_2O -vuot olivat suurimpia, redox-potentiaaliarvot olivat korkeimmat ($+170\text{--}+213 \text{ mV}$). Keski-osassa ($-150\text{--}+61 \text{ mV}$) ja yläosassa ($-70\text{--}-13 \text{ mV}$) ne olivat pienimmät. Vain kentän alaosan arvot vastasivat denitrifikaation edellyttämiä arvoja ($+100\text{--}+350 \text{ mV}$, Vymazal ym. 1998). Redox-potentiaaliarvot olivat sitä pienempiä, mitä korkeampia olivat pohjaveden korkeus, ammoniumtyypipitoisuus ja sulfaattipitoisuus. Sen sijaan hapellisissa olosuhteissa esiintyvä nitraattityppi korreloi positiivisesti redox-potentiaaliarvon kanssa ($r_s = 0,725$; $p = 0,001$; $n = 17$).

Orgaanista ainesta tarvitaan hiilen lähteeksi denitrifikaatioprosessin bakteereille. Kadlec & Knight (1996) mukaan 1 g nitraattityypin denitrifioitumiseen tarvitaan $2,47 \text{ g}$ metanolia tai samankaltaista hiililähdettä. Tämä vastaa $0,962 \text{ g}$ orgaanista kokonaihiiltä. Kentälle tulleen veden orgaanisen kokonaihiilen (TOC) pitoisuus ($12\text{--}22 \text{ mg l}^{-1}$) riittäisi 17 mg l^{-1} nitraattityypipitoisuuden denitrifioitumiseen. Kentälle tulleen keskimääräiseen nitraattityypipitoisuuden (8 mg l^{-1}) denitrifioimisprosessiin se siis riittäisi hyvin. Jos kaikki kentälle tullessa vedessä oleva ammonium kuitenkin hapettuisi nitraatiksi, niin nitraattia olisi tyyppinä yhteensä keskimäärin 43 mg l^{-1} . Tällöin kentälle vuosina 1995–2003 tulleen veden hiilipitoisuus ei riittäisi kaiken nitraatin denitrifioitumiseen, koska orgaanisen kokonaihiilen tarve olisi 41 mg l^{-1} . Toisaalta turvepohjaisella kosteikolla hiilen riittävyys ei ole ongelma, kuten on edellä mainittu kappaleessa C/N-suhde.

Catalan ym. (1996) mukaan denitrifikaatiossa $P(g)/NO_3-N(g)$ -suhteen tulee olla 0,03. Kentälle tulleen veden keskimääräinen fosforipitoisuus ($0,05 \text{ mg l}^{-1}$) riittäisi siten $1,65 \text{ mg l}^{-1}$ nitraattityppipitoisuuden denitrifioimiseen. Koska Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentälle tulleen veden keskimääräinen nitraattityppipitoisuus oli 8 mg l^{-1} , niin fosfori rajoittaisi tämän mukaan denitrifikaatiota kentällä. Kentälle pitäisi tulla fosforia $0,24 \text{ mg}^{-1}$, jotta kentälle tullut keskimääräinen nitraattityppipitoisuus voisi poistua denitrifikaatioprosessissa. Jos kentälle tulleen veden ammonium hapettuisi kentällä nitraatiksi, niin fosforin tarve olisi entistä suurempi ($1,3 \text{ mg l}^{-1}$).

Blackmer & Bremner (1978, 1979) havaitsivat, että NO_3 -konsentraatiolla on kahdenlainen vaikutus maaperän mikro-organismien N_2O -reduktoon: se voi joko edistää N_2O -reduktaasin tuotantoa tai se voi inhiboida tämän entsyymien toimintaa sitä enemmän mitä enemmän maa-aineksessa on nitraattityppeä ja mitä alhaisempi maa-aineksen pH on. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän turpeen pH oli keskimäärin 5,9. Turpeen nitraattityppipitoisuutta ei ole määritetty, mutta se on todennäköisesti korkea, koska kentältä huuhtoutuu nitraattityppeä. Siten on mahdollista, että N_2O :n muuttuminen typpikaasuksi kentällä on vähäistä.

Vuosittainen N_2O -virta tyypinä oli Rukan jälkikäsittelykentällä $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ v}^{-1}$, ja se oli yhdeksän kertaa suurempi kuin vastaava N_2O -virta Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentällä. Tulokset olivat samansuuntaisia kaikkina mittausaikoina. Talviset päästöt muodostivat Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä kuitenkin vain 4 % koko vuoden emissiosta, joten talviaikaisilla päästöillä oli varsin pieni merkitys. Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä roudattoman ajan N_2O -virta tyypinä oli 8 % roudattoman ajan NO_2+NO_3 -tyypen poistumasta. Tämä oli kuitenkin selkeästi enemmän kuin mitä Freeman ym. (1997) ovat raportoineet muista kosteikoista (0,53 %). Rukalla N_2O -vuot vastasivat kuitenkin vain 0,6 % vuotuisesta epäorgaanisen tyypin poistumasta

Vaikka Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentän N_2O -päästöt olivat suhteellisen korkeita, vastaavanlaisten kenttien merkitys Suomen kansallisessa kasvihuonekaasutaseessa on pieni niiden pienen pinta-alan vuoksi.

Metaani

Kesällä metaanipäästöt olivat suurempia kuin talvella (taulukko 17). Talvella suurimmat metaanivuot havaittiin kentän yläosassa, kun taas kentän keski- ja alaosasta metaanivirrat olivat pienempiä (taulukko 17). Sen sijaan roudattomana aikana metaanivuo kasvoi siirryttäessä kentän yläosasta alaosaan. Tähän todennäköisesti vaikutti kentän kasvillisuuden sijoittuminen. Kasvillisuuden juuristo muodostaa maaperään kulkuväyliä metaanin siirtymiselle maaperästä ilmakehään (Bubier & Moore 1994). Kentän yläosassa oli enemmän kasvittomia, vetisiä alueita kuin kentän alaosassa. Jälkikäsittelykentän turpeessa muodostunut metaani ei ole siellä ehkä siirtynyt suoraan ilmakehään vaan on jäänyt turpeen huokosveteen. Veteen liunneen metaanin pitoisuus olikin korkein kentän yläosassa (taulukko 18). Kesällä veteen liunneen metaanin pitoisuus oli pienin joko kokoojaojassa. Sen sijaan talvella veteen liunneen metaanin pitoisuudessa ei ollut juurikaan vaihtelua kentän eri osien ja ojien välillä. Metaanipäästöt kasvoivat sään lämmitessä ja positiivinen korrelaatio havaittiin metaanivirran ja ilman lämpötilan välillä ($r_s = 0,435$; $p = 0,011$; $n = 33$).

Hiilidioksidi

Hiilidioksidivuot, jota N_2O -kaasun ja metaanin lisäksi mitattiin, kuvaa jälkikäsittelykentän eliöstön pimeähengityksessä muodostunutta hiilidioksidia. Hiilidioksidivuot olivat suurempia kentän ylä- ja keskiosissa kuin kentän alaosassa

(taulukko 17). Veteen liuenneen hiilidioksidin pitoisuus oli roudattomana aikana suurin kentän jako-rajassa, ja sen jälkeen sen pitoisuus väheni kentällä ollen pienin kentän alaosa (taulukko 18). Talven CO₂-virrat olivat noin puolet kentän ylä- ja keskiosan, ja vain kymmenesosa kentän alaosaan kesäisistä mittaustuloksista. Veden hiilidioksidipitoisuus, joka oli roudattomana aikana suurempi kuin talvella (taulukko 18), ei sen sijaan vaihdellut suuresti jako- ja kokooajassa ja kentällä.

Hiilidioksidiemissiolla ei ollut merkitseviä korrelaatioita TOC- ja DOC-pitoisuuksien kanssa. Ilman korkea lämpötila edisti hiilidioksidiemissiota ($r_s = 0,815$; $p < 0,0001$; $n = 33$), sillä mikrobiologinen hajotustoiminta luonnollisesti kiihtyy lämpötilan kasvaessa.

Taulukko 17. Metaanin (CH₄), hiilidioksidin (CO₂) ja typpioksiduulin (N₂O) virtojen keskiarvot, veden korkeus ja ilman lämpötilat Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentällä roudattomana aikana ja talvella. Minimi- ja maksimi-arvot ovat sulkeissa. Positiiviset vuot ilmaisevat päästöä ilmakehään. Kentän yläosa = 13 m jako-rajasta, kentän keskiosa = 45 m jako-rajasta ja kentän alaosa = 73 m jako-rajasta. n = kammiomittausten lukumäärä.

	n	CH ₄ -vuoto mg m ⁻² vrk ⁻¹	CO ₂ -vuoto mg m ⁻² vrk ⁻¹	N ₂ O-vuoto μg m ⁻² vrk ⁻¹	Veden korkeus cm	Ilman lämpötila °C
Roudaton aika						
Kentän yläosa	9	8,9 (-1,2–16)	10000 (3500–16000)	4100 (1700–6300)	2 (0–2)	9,0 (2,9–16)
Kentän keskiosa	8–9	150 (30–750)	17000 (8000–28000)	3600 (1800–9100)	5 (2–7)	11 (4,4–18)
Kentän alaosa	9	480 (3,9–2800)	8900 (2200–22000)	16000 (530–31000)	-5 (-16–5)	10 (4,0–20)
Talvi						
Kentän yläosa	2	200 (5,1–400)	5800 (5700–5800)	310 (290–330)	10	-6,8
Kentän keskiosa	2	2,9 (2,0–3,9)	7600 (5200–10000)	370 (300–440)	3 (0–6)	-7,2
Kentän alaosa	2	2,0 (1,9–2,0)	820 (530–1100)	220 (79–360)	0	-7,4

Taulukko 18. Livenneiden kaasujen sekä eräiden vedenlaatuomuuksien pitoisuudet Rukan puhdistamon jälkikäsitelykentän eri osissa. n = kammiomittausten lukumäärä.

	n	CH ₄ μM	CO ₂ μM	N ₂ O-N μg l ⁻¹	NH ₄ -N μg l ⁻¹	NO ₂ + NO ₃ -N μg l ⁻¹	BOD ₇ mg l ⁻¹	COD _{5h} mg l ⁻¹	TOC mg l ⁻¹	Veden lämpötilä °C	pH
Roudaton aika											
Jako-oja	1-6	0,60 (0,32-0,87)	3100 (2700-3600)	11 (2,7-19)	46000 (44000-50000)	5300 (570-8100)	5,6 (3,9-7,0)	12 (12-13)	15 (12-16)	10,4	7,00
Kentän yläosa	5-8	5,4 (0,38-30)	2400 (14-3800)	21 (2,4-71)	19000 (3100-32000)	3100 (34-15000)	-	-	18 (6,7-38)	9,5 (2,1-14,6)	6,20 (4,18-6,94)
Kentän keskiosa	6-8	2,0 (0,39-4,3)	2200 (51-3200)	5,6 (2,0-8,9)	32000 (24000-37000)	2200 (130-5800)	-	-	19 (8,6-38)	10,3 (2,6-15,6)	6,53 (5,95-7,01)
Kentän alaosa	8-9	2,3 (0,12-6,4)	760 (72-1900)	6,3 (2,8-18)	5200 (390-16000)	13000 (6000-24000)	-	-	11 (7,6-17)	10,7 (4,7-15,5)	6,23 (4,98-7,05)
Alapuolen mittapato	1-6	0,52 (0,35-0,86)	1400 (650-2000)	12 (3,3-27)	25000 (21000-31000)	6100 (4000-9100)	2,0 (1,1-2,5)	9,3 (9,2-9,3)	10 (8,6-11)	3,5 (2,8-4,2)	6,13
Talvi											
Jako-oja	1-3	0,42 (0,36-0,49)	4000 (3700-4400)	4,1 (3,2-4,8)	74000	380	9,4	16	20	2,2	-
Kentän yläosa	3	0,64 (0,59-0,69)	4200 (4200-4300)	4,5 (4,3-4,7)	-	-	-	-	-	2,2	-
Kentän keskiosa	3-4	0,52 (0,39-0,58)	3200 (580-4500)	4,4 (1,8-6,8)	-	-	-	-	-	2,3	-
Alapuolen mittapato	1-3	0,81 (0,77-0,86)	3400 (3100-3700)	5,5 (5,4-5,8)	65000	2800	3,2	11	14	-	-

4

Johtopäätökset

Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän kesäajan teholliseksi pinta-alaksi arvioitiin hydraulisten mittausten perusteella 60–70 % kosteikon pinta-alasta. Tämä on pienempi kuin silmämääräisesti arvioitu jälkikäsitteilykentän tehollinen pinta-ala. Tehollisen pinta-alan pienuudesta huolimatta poistumat Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentällä ovat olleet hyviä. Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykenttä on pidättänyt fosfaattifosforin lähes kokonaan ja varsin hyvin kiintoainetta, fosforia ja ulosteperäisiä bakteereja. Kenttä on vähentänyt myös veden biologista hapenkulutusta sekä ammoniumtyyppiä. Talvella 2002–2003 poistumat olivat kuitenkin poikkeuksellisen huonoja. Tähän on saattanut vaikuttaa kylmä ja vähäluminen alkutalvi, joka todennäköisesti on aiheuttanut kentän pinnan jäätyminen, jolloin vesi on osittain virrannut jään päällä ja siten heikentänyt kiintoaineen ja ravinteiden pidättymistä turpeeseen. Kentällä saatujen hyvien poistumien perusteella kosteikon tehollisen pinta-alan sijasta tulisikin arvioida kosteikon tehollinen virtaustilavuus.

Rukan puhdistamolta jälkikäsitteilykentälle tullut vesi virtasi pääosin 0–40 cm syvyydessä. Virtaustilavuus oli pienin jälkikäsitteilykentän keskilinjan yläosassa ja suurin oikean ja vasemman linjan yläosissa. Koko virtaustilavuus ei kuitenkaan tule hyödynnettyä Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentällä erityisesti talvimatkailun sesonkiaikaan. Tällöin keskimääräinen veden viipymä on ollut noin 2 vrk, mutta lyhimmillään ainoastaan reilun tunnin. Tämä kuvaa jälkikäsitteilykentän eniten kuormitettua ajanjaksoa, jonka perusteella jälkikäsitteilykentän koko tulisi suunnitella mahdollisen jälkikäsitteilykentän laajennuksen yhteydessä. Tällöin myös kentän mahdollisen jäätyminen aiheuttama veden viipymän lyhentymisen ei välttämättä pienentäisi poistumia merkittävästi.

Talviaikaisen viipymän pidentäminen on mahdollista, jos hydraulista kuormaa pienennetään ja/tai jälkikäsitteilykentän kokoa kasvatetaan. Lisäksi jako-ojan rakenteen parantamisella voitaisiin saada vesi tasaisemmin levittäytymään koko kosteikon alueelle, jolloin potentiaalinen virtaustilavuus tulisi hyödynnettyä. Nykyinen jako-oja ohjaa kentälle tulevat vedet pääosin kosteikon vasemmalle puolelle, jolloin kentän oikea puoli tulee hyödynnettyä heikommin.

Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentällä ja Kompassuon pohjoisella pintavalutuskentällä tehtyjen mittausten perusteella leikkauslujuuden mittaamisella on mahdollista arvioida virtausvyöryä ja siten tehollista virtaustilavuutta sekä kuormituksen vaikutusta turpeessa tapahtuvaan virtaukseen. Tässä tutkimuksessa Rukan puhdistamolta tulleen orgaanisen aineksen kuormituksen ei havaittu oleellisesti vaikuttaneen jälkikäsitteilykentän turpeen fysikaalisiin ominaisuuksiin.

Kentälle tulleesta kiintoaineesta suurin osa oli orgaanista, jota mikrobitointi hajottaa mm. metaaniksi ja hiilidioksidiksi kentällä. Happea kuluttava, helposti hajoava orgaaninen aine väheni kentällä yhtä hyvin sekä talvella että kesällä. Tähän on todennäköisesti vaikuttanut kentän läheinen sijainti puhdistamoon nähden, jolloin kentälle tulleet vedet eivät ole ehtineet jäähtyä siirtoputkessa. Vaikka kiintoainepoistuma on ollut hyvä, on pienimpiä partikkeleita voinut resuspendoitua kentän pinnasta, sillä merkkiainemittauksen perusteella veden virtausnopeus on ajoittain ollut riittävän suuri resuspensionkynnyksen ylittämiseksi.

Jälkikäsitteilykentän kasvillisuus muodostui pääosin saroista ja heinistä. Kentän kasvillisuus oli välipinta-rimpipintavaltaisempaa kuin vertailualueen mätäs-

pinnoilla kasvava kasvillisuus. Kentälle johdettu vesi oli siten muuttanut kasvillisuutta enemmän sara- ja ruoholuhtatyypiksi. Vaikka kentän kasvibiomassa oli vähentynyt vuodesta 1999 vuoteen 2002, niin kasvillisuuden tyypipitoisuus oli kuitenkin kasvanut. Kasvillisuus on siten hyödyntänyt kentälle tullutta typpi-kuormaa, verso/juuri-suhteen mukaan erityisesti versojen kasvattamisessa. Sen sijaan fosforin pidättymisen osalta kasvillisuudella ei ole ollut niin paljon merkitystä kuin turpeella ja sedimentoitumisella saostuskemikaalien vaikutuksesta.

Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän turpeen fosforin pidättämiskyky oli muihin PRIMROSE-tutkimuskosteikkoihin verrattuna suuri. Tähän vaikutti puhdistamolla veteen lisätyt saostuskemikaalit, jotka sisältävät rautaa ja alumiinia. Rauta oli saostanut fosforia erityisesti jälkikäsitteilykentän oikeassa laidassa, kentän mittapadon puoleisessa osassa. Mikäli tämän alueen happiolosuhteet heikkenevät esimerkiksi veden pinnan nousun myötä, riskinä voi olla fosforin huuhtoutuminen kentältä. Myös suunnitellun laajennusalueen turve pidätti hyvin fosforia.

Nitrifikaatioprosessin edellytyksiä ovat sopivan korkea lämpötila nitrifikaatiobakteereille sekä riittävä happipitoisuus, jotta ammonium hapettuu nitraattiksi. Ammoniumtyypen poistuman suuruutta edistikin lämpötila, mutta kentän happipitoisuus ei riittänyt hapettamaan kentälle tullutta ammoniumkuormaa. Siten kuormituksen painottuminen talvisesonkiaikaan, jolloin ilman lämpötila on matala, on huono ammoniumtyypen hapettumiselle nitrifikaatioprosessissa. Laskelmien mukaan kentälle tulleen veden happipitoisuus ei riitä kaiken ammoniumtyypipitoisuuden hapettamiseen, joten veden tulisi ehtiä hapettua myös kentällä. Tätä edistäisi pidempi veden viipymä kentällä. Nitrifikaatioprosessi alentaa myös veden pH:ta, joten mikäli hapettumisprosessit tehostuisivat niin paljon, että lähes kaikki ammoniumtyppi nitrifioituisi, olisi huolehdittava myös pH:n pysymisestä neutraalina.

Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentällä tapahtunut nitrifikaatio näkyi kohonneena nitraattityypen kuormana kentältä lähteneessä vedessä. Tämä viittaa myös siihen, että kentällä tapahtuvassa denitrifikaatioprosessissa nitraatti ei ole ehtinyt muuttua typpikaasuiksi todennäköisesti veden lyhyen viipymän takia. Kentän laajentaminen todennäköisesti edesauttaisi typen poistumista. Toisaalta silloin kun nitriitti-nitraattityppeä poistui, sen poistuman suuruuteen vaikutti nitriitti-nitraattityypen pitoisuus kentälle tullessa vedessä. Mikäli pitoisuus oli suuri, oli myös poistuma tehokasta mm. denitrifikaation avulla. Erityisen suuret N_2O -virrat olivat kentän alaosassa, jossa veden pinta oli matalimmillaan verrattuna muihin kaasunmittauspaikkoihin. Roudattomana aikana N_2O -virta muodosti 8 %:a nitriitti-nitraattityypen poistumasta. Tämä oli huomattavasti enemmän kuin mitä muista kosteikoista on raportoitu (Freeman ym. 1997). N_2O -virrat olivat Rukan jälkikäsitteilykentällä myös huomattavasti suuremmat kuin luonnontilaisien soiden ja maanviljelyksessä käytettyjen ja metsitettyjen orgaanisten maiden päästöt. Kentän turpeen happamuuden ja mahdollisesti runsaan nitraattityypipitoisuuden merkitystä N_2O -virran suuruuteen kannattaisi selvittää. Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän suurista N_2O -virroista huolimatta on tämän tyyppisten kosteikoiden merkitys kasvihuonetaseessa todennäköisesti vähäinen kosteikoiden pienen pinta-alan takia.

5

Kiitokset

Kiitokset tutkimusta rahoittaneille Kuusamon energia- ja vesiosuuskunnalle, Kuusamon kaupungille sekä EU:n tutkimuksen 5. puiteohjelmalle (PRIMROSE-sopimusnumero EVK1-CT-2000-00065). Rukan puhdistamon henkilökunnalle ja erityisesti Esko Jumiskolle lämpimät kiitokset projektin eri vaiheissa annetusta avusta. Kiitokset myös Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen laboratoriolle näytteiden määrittämisestä ja kemisti Mika Sarkkiselle analyysimenetelmien selvittämisestä. Lisäksi kiitokset myös näytteenottajille Tommi Matelalle ja Juha Saloselle sekä edesmenneelle Pekka Sohlolle sekä töiden eri vaiheissa mukana olleille Anu Kettuselle, Juha Riihimäelle, Sari Hallikaiselle, Minna Oinakselle, Anne Rautiainen-Holmille ja Sara Remekselle.

Kirjallisuus

- Atkins P.W. 2002: Physical Chemistry. 7th Edition . Oxford University Press, Italy, ss. 988–993.
- Blackmer, A.M. & Bremner, J.M. 1978: Inhibitory effect of nitrate on reduction of N₂O to N₂ by soil microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 10, ss. 187–191.
- Blackmer, A.M. & Bremner, J.M. 1979: Stimulatory effect of nitrate on reduction of N₂O to N₂ by soil microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 11, ss. 313–315.
- Boelter, D.H. 1969. Physical properties of peat as related to degree of decomposition. *Soil Sci.* 33, ss. 606–609.
- Braskerud, B.C. 2002: Factor affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol. Eng.* 18, ss. 351–370.
- Bubier, J.L. & Moore T.R. 1994: An ecological perspective on methane emissions from northern wetlands. *Trends Ecol. Evol.* 9, ss. 460–464.
- Catalan Saikairi, M.A., Yasuda, K. & Matsumura, M. 1996: Nitrogen removal in seawater using nitrifying and denitrifying bacteria immobilized in porous cellulose carrier. *Water Sci. Technol.* 34, ss. 267–274.
- Chason, D.B. & Siegel, D.I. 1986: Hydraulic conductivity and related physical properties of peat, Lost River Peatland, Northern Minnesota. *Soil Sci.* 142, ss. 91–99.
- Crill, P.M. 1991: Seasonal patterns of methane uptake and carbon dioxide release by a temperate woodland soil. *Global Biogeochem. Cy.* 5, ss. 319–334.
- Egnér, H., Riehm, H. & Domingo, W.R. 1960: Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmungen. *Ann. Royal Agricult. Coll. Sweden* 26, ss. 199–215.
- Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1995: Suokasvillisuusopas. Oulanka reports 14, 85 s.
- Farahbakhshazad, N. 2000: Constructed vertical flow wetland technology for the recycling of nutrients. Ph.D. thesis, Gutenberg's University, 40 s.
- Freeman, C., Lock, M.A., Hughes, S. & Reynolds, B. 1997: Nitrous oxide emissions and the use of wetlands for water quality amelioration. – *Environ. Sci. Technol.* 31, ss. 2438–2440.
- Freundlich, H. 1926: Colloid and capillary chemistry. Methuen, London.
- Galvin, L. 1976: Physical properties of Irish peats. *Ir. J. Agric. Res.* 15, ss. 207–221.
- Hallikainen, S. 2003: Kosteikkokäsittely Rukan ja Kempeleen jätevedenpuhdistamoilla – Puhdistustehon vaihtelu ja kehitys. Diplomityö, Oulun yliopiston Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto, 98 s.
- Heikkinen, K., Ihme, R., Osma, A-M. & Hartikainen, H. 1995: Phosphate removal by peat from peat mining drainage water during overland flow wetland treatment. *J. Environ. Qual.* 24, ss. 597–602.
- Hillel, D. 1982. Introduction to soils physics. Department of Plant and Soil Sciences, University of Massachusetts, Amherst, Massachusetts, 364 s.
- Huikari, O. 1959: Kenttämittaustuloksia turpeiden vedenläpäisevyydestä. *Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja* 51.1, 26 s.
- Hunter, R.G., Comps, D.L. & George, D.B. 2001: Nitrogen, phosphorus and organic carbon removal in simulated wetland treatment systems. *Arch. Environ. Con. Tox.* 41, ss. 274–281.
- Huttunen, J.T., Nykänen, H., Turunen, J., Nenonen, O. & Martikainen, P.J., 2002: Fluxes of nitrous oxide on natural peatlands in Vuotos, an area projected for a hydroelectric reservoir in northern Finland. *Suo* 53, ss. 87–96.
- IAEA 2000: Environmental isotopes in the hydrological cycle: Principles and applications, Technical documents in hydrology. Unesco, Paris, No. 39, 271 s.
- Kadlec, R.H. & Knight, R. L. 1996: Treatment Wetlands. CRC Lewis Publishers. Boca Raton, New York, 837 s.
- Karjalainen, S.M., Kløve, B., Heikkinen, K. & Amundsen C.E. 2005: Phosphate sorption properties of northern wetland soils. (Käsikirjoitus)
- Kløve, B. 2000: Effect of peat harvesting on peat hydraulics properties and runoff generation. *Suo* 51, ss. 121–129.
- Kuhrts, C., Fennel, W. & Seifert, T. 2004: Model studies of transport of sedimentary material in the western Baltic. *J. Marine Syst.* 52, ss. 167–190.

- Landva, A.O. 1980: Vane testing in peat. *Can. Geotech. J.* 17, ss. 2–19.
- Maljanen, M., Hytönen, J. & Martikainen, P.J. 2001: Fluxes of N₂O, CH₄ and CO₂ on afforested boreal agricultural soils. *Plant Soil* 231, ss. 113–121.
- Maloszewski <maloszewski@gsf.de> 4.4. 2002. Wetland (henkilökohtainen sähköpostiviesti). Saatavissa sähköpostitse: <anna-kaisa.ronkanen@oulu.fi>
- Martikainen, P.J., Nykänen H., Crill P.M. & Silvola J. 1993: The effect of changing water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366, ss. 51–53.
- Mohamedelhassan, E. & Shang, J.Q. 2001: Analysis of electrokinetic sedimentation of dredged Wellnad River sediment. *J. Hazard. Mater.* 85, ss. 91–109.
- Niskanen, R. 1989: Extractable aluminium, iron and manganese in mineral soils: II. Extractability by oxalate and pyrophosphate. *J. Agric. Sci. Finl.* 61, ss. 79–87.
- Pirttijoki, J. 1996: Pintavalutus Kuusamon Rukan jätevesien jälkikäsittelymenetelmänä. Diplomityö, Oulun yliopisto, 85 s.
- Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 1997: Menetelmäohje, versio 1, 19.11.1997, Aluelaboratorio, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 2000: Fosfaatin määräitys luonnon- ja talousvesissä sekä vähäisessä määrin likaantuneissa vesissä. Perustuu Lachat Instruments QuickChem Method 10-115-01-1-Q menetelmään, 29.6.2000, 6 s.
- Päivänen, J. 1973: Hydraulic conductivity and water retention in peat soils. *Acta Forest. Fenn.* 129, 70 s.
- Reddy, K.R. & Patrick, W.H. 1984: Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit. Rev. Environ. Contr.* 13, ss. 273–309.
- Regina, K., Nykänen, H., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 1996: Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry* 35, ss. 401–418.
- Regina, K., Syväsalu, E. & Esala, M., 2001: Maatalousmaiden typpioksiduulipäästöt. Abstract. FIGARE Annual Meeting 2001: Integrated Global Change Research, September 17–18, 2001, Aulanko, Hämeenlinna, Finland.
- Richardson, C.J. 1999: The role of wetlands in storage, release, and cycling of phosphorous on the landscape: a 25-year retrospective. Kirjassa: Phosphorous biogeochemistry in subtropical ecosystems (toim. Reddy, K.R., O'Connor, G.A. & Schelske, C.L.), CRC Press, Boca Raton, Florida, ss. 47–68.
- Riihimäki, J., Kaasinen, E., Karjalainen, S.M. & Heikkinen, K. 2003: Phytomass and concentrations of phosphorous and nitrogen in three natural wetlands used for wastewater treatment in northern Finland. Kirjassa: Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale (toim. Mander, Ü., Vohla, C. & Poom, A.), Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 94, Tartu, ss. 313–316.
- Ronkanen, A-K. & Kløve, B. 2005: Hydraulic soil properties of peatlands treating municipal wastewater and peat harvesting runoff. *Suo* 56, ss. 43–56.
- Soveri, J. 1985: Influence of meltwater on the amount and composition of groundwater in quaternary deposit in Finland. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 63. Vesihallitus, 92 s.
- Särkkä, J. 1996: Järvet ja ympäristö. *Limnologian perusteet*. Gaudeamus, Tammer-Paino Oy, Tampere, 157 s.
- U.S Environmental Protection Agency Office of Research and Development (EPA)1988. Design manual, Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. EPA/62511-88/022, 83 s.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Haberl, R., Pefler, R. & Laber, J. 1998: Removal mechanisms and types of constructed wetlands. Kirjassa: Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. (toim. Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. & Haberl, R.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, ss. 17–66.
- Vääräniemi, O. & Lakso, E. 2000: Jätevesien puhdistustuloksen parantaminen Rukan ja Lakeuden jälkikäsittelykentillä. Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorion julkaisuja A16, 37 s.
- WPCF (Water Pollution Control Federation) 1983: Nutrient control. Manual of Practice FD-7. Washington DC: WPFC.

Kuvailulehti

Julkaisija	Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus	Julkaisu-aika	30.11.2005
Tekijä(t)	Satu Maaria Karjalainen ja Anna-Kaisa Ronkanen (toim.)		
Julkaisun nimi	Kosteikot Lakeuden keskuspuhdistamolta ja Rukan puhdistamolta tulevien vesien jälkikäsittelyssä – PRIMROSE-projektin (2001–2003) tulokset		
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut			
Tiivistelmä	<p>Lakeuden keskuspuhdistamon ja Rukan puhdistamon jälkikäsittelykenttien toimintaa tutkittiin PRIMROSE-projektissa vuosina 2001–2003. Tutkimuksessa keskityttiin kosteikoissa tapahtuvien erilaisten vedenpuhdistukseen liittyvien prosessien ja niiden tehokkuuteen vaikuttavien tekijöiden tutkimiseen.</p> <p>Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykenttä pidatti kentälle tulleesta vedestä hyvin fosforia, kiintoainetta, orgaanista ainesta (BOD:ta) sekä bakteereja. Typen poistuma kentällä jäi pieneksi, koska nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessin edellytykset eivät toteutuneet etenkin hapen osalta. Kentän veden hapettumista tulisi parantaa esimerkiksi kenttää laajentamalla, jolloin veden viipymän pidentyminen myös edistäisi vedestä orgaanista ainesta ja ravinteita poistavia prosesseja.</p> <p>Rukan jätevedenpuhdistamon jälkikäsittelykenttä pidatti hyvin fosforia, kiintoainetta ja bakteereja sekä vähensi veden biologista hapenkulutusta. Lisäksi kentällä tapahtuvassa nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessissa ammoniumtyyppiä hapetettiin nitraatiksi, mutta vain pieni osa siitä ehti muuttua kentällä typpikaasuiksi veden lyhyen viipymän takia. Kentän laajentaminen todennäköisesti lisäisi typen poistumista.</p> <p>Jälkikäsittelykenttien suurista typpioksiduulivirroista (N₂O) huolimatta jätevedenpuhdistamojen jälkikäsittelyssä käytettävien kosteikoiden merkitys kasvihuonetaseessa on vähäinen kosteikoiden pienen pinta-alan takia.</p>		
Asiasanat	kosteikot, jätevedenpuhdistamot, vesiensuojelu, ravinteet, typpi, fosfori, kasvihuonekaasut, kasvillisuus, vedenlaatu, hydraulikka		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Alueelliset ympäristöjulkaisut 401		
Julkaisun teema			
Projektihankkeen nimi ja projektinumero	PRIMROSE K4830		
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Lakeuden keskuspuhdistamo, Kuusamon energia- ja vesiosuuskunta, Kuusamon kaupunki, EU:n 5. tutkimuksen puiteohjelma		
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorio, Kuopion yliopisto, Suomen ympäristökeskus		
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-2070-3	ISBN 952-11-2071-1
	Sivuja 98	Kieli Suomi	
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 15 EUR (sis. alv 8 %)	
Julkaisun myynti/ jakaja	Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus Puh. (08) 315 8300, faksi (08) 315 8305 Edita Oyj, Asiakaspalvelu Puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380		
Julkaisun kustantaja	Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus		
Painopaikka ja -aika	Painotupa Ky, Oulu 2005		

Documentation page

Publisher	North Ostrobothnia Regional Environment Centre	Date	30.11.2005
Author(s)	Satu Maaria Karjalainen ja Anna-Kaisa Ronkanen (eds.)		
Title of publication	Wetlands polishing water from Central municipal treatment plant of Lakeus and Wastewater treatment plant of Ruka – Results from PRIMROSE project (2001–2003)		
Parts of publication/ other project publications			
Abstract	<p>The functioning of wetlands constructed for polishing waters from the Central treatment plant of Lakeus and the Wastewater treatment plant of Ruka were studied in the PRIMROSE project in 2001–2003. The study focused on the processes of water purification and on the factors affecting process efficiencies.</p> <p>The wetland of the Central treatment plant of Lakeus retained well phosphorus, suspended solids, organic matter (i.e. BOD) and bacteria. The removal of nitrogen in the wetland was weak, mainly because of the low oxygen content of water. The oxidation of water should be improved e.g. by increasing the surface area of the wetland. This would prolong the detention time of water in the wetland which in turn would enhance the processes removing organic matter and nutrients from water.</p> <p>The wetland of the Wastewater treatment plant of Ruka retained well phosphorus, suspended solids and bacteria, and also decreased the biological oxygen demand of the water purified. In addition, ammonia was partly nitrified in the wetland, but only a bit of nitrate was denitrified probably mainly due to the short detention time of water in the wetland. Thus the removal of nitrogen could probably be increased by extending the wetland.</p> <p>In spite of the relatively high N₂O emissions measured in these wetlands polishing waters from the sewage treatment plants, their significance in the Finnish national emissions contributing to global warming is low, mainly due to their small surface areas.</p>		
Keywords	wetlands, wastewater treatment plants, water protection, nutrients, nitrogen, phosphorus, greenhouse gases, vegetation, water quality, hydraulics		
Publication series and number	Regional Environmental Publications 401		
Theme of publication			
Project name and number, if any	PRIMROSE K4830		
Financier/ commissioner	North Ostrobothnia Regional Environment Centre, Lakeuden keskuspuhdistamo, Kuusamon energia- ja vesiosuuskunta, City of Kuusamo, 5th framework programme of the European Community for research		
Project organization	North Ostrobothnia Regional Environment Centre, Universities of Oulu and Kuopio, Finnish Environment Institute		
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-2070-3	ISBN 952-11-2071-1
	No. of pages 98	Language Finnish	
	Restrictions Public	Price 15 EUR (incl. vat 8 %)	
For sale at/ distributor	North Ostrobothnia Regional Environment Centre tel. +358 8 315 8300, telefax +358 8 315 8305 Edita Plc tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380		
Financier of publication	North Ostrobothnia Regional Environment Centre		
Printing place and year	Painotupa Ky, Oulu 2005		

Kosteikot Lakeuden keskuspuhdistamolta ja Rukan puhdistamolta tulevien vesien jälkikäsittelyssä

Lakeuden keskuspuhdistamon ja Rukan jätevedenpuhdistamon jälkikäsittelykenttien hydrologiaa ja hydraulikkaa tutkittiin PRIMROSE-projektissa vuosina 2001–2003 viipymämittauksilla, isotooppitutkimuksella sekä mallintamalla veden kulkeutumista kentällä. Lisäksi tutkittiin kiintoaineen ja patogeenisten bakteerien pidättymistä kentille sekä typen ja fosforin poistumiin vaikuttavia tekijöitä. Tutkimuksessa arvioitiin myös jälkikäsittelykenttien kasvilajisto, kasvibiomassat ja niiden sisältämät ravinnemäärät sekä mitattiin jälkikäsittelykenttien kasvihuonekaasupäästöjä. Lisäksi selvitettiin Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsittelykentän sedimentin haitta-ainemääriä.

Tutkimuksessa käytettyjä menetelmiä ja tuloksia voidaan hyödyntää suunniteltaessa kosteikkoja jätevedenpuhdistamojen tai muiden kuormituslähteiden vesiensuojelun parantamiseksi sekä tutkittaessa olemassa olevien kosteikkojen toimintaa ja puhdistuskykyä.

Julkaisu on saatavissa myös Internetissä:

www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 952-11-2070-3 (nid.)

ISBN 952-11-2071-1 (PDF)

ISSN 1238-8610

Myynti:
Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus
Puh. (08) 315 8300, faksi (08) 315 8305

Edita Oyj, Asiakaspalvelu
Puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380