

KOSTEIKOT
VESISTÖKUORMITUKSEN PIENENTÄJÄNÄ

Case Niihaman erityisratsastuskeskus, Tampere



Ammattikorkeakoulututkinnon opinnäytetyö

Maisemasuunnittelun koulutusohjelma

Lepaan yksikkö, 15.4.2010

Maarit Eskola

Maisemasuunnittelun koulutusohjelma
Lepaa

Työn nimi Kosteikot vesistökuormituksen pienentäjänä

Tekijä Maarit Eskola

Ohjaava opettaja Teo Kanninen

Hyväksytty _____._____.20____

Hyväksyjä

Lepaa
Maisemasuunnittelun koulutusohjelma

Tekijä Maarit Eskola **Vuosi** 2010

Työn nimi Kosteikot vesistökuormituksen pienentäjänä

TIIVISTELMÄ

Opinnäytetyön tarkoituksena oli selvittää vesiensuojelukosteikkojen tehokkuutta valumavesistä vesistöihin kohdistuvan kuormituksen pienentäjänä. Työssä on käsitelty niitä mekanismeja, joihin kosteikon valumavesiä puhdistava vaikutus perustuu ja edelleen sitä, miten kosteikko tulisi suunnitella ja toteuttaa, jotta nämä mekanismit toimisivat parhaalla mahdollisella tavalla. Työhön on lisäksi koottu tutkimustuloksia lähinnä pohjoismaissa toteutettujen kosteikkojen puhdistustehokkuudesta.

Kirjallisuuden perusteella oikein suunnitellulla ja toteutetulla kosteikolla voidaan suuri osa valumaveden sisältämästä kiintoaineesta ja ravinteista pidättää kosteikkoon. Kiintoaineen ja fosforin poistossa 40 % ja typenpoistossa 20 % poistumat ovat realistisia tavoitteita, mikäli kosteikkojen suunnittelulle annetusta ohjeistuksesta ei jouduta tinkimään. Kosteikot pidättävät myös hulevesissä esiintyviä haitallisia aineita, esimerkiksi raskasmetalleja. Kirjallisuustarkastelun perusteella tärkeimmät tehokkaan kosteikon ominaisuudet ovat pitkä viipymä, korkea tulevan veden ainepiitoisuus, niukkafosforinen maaperä ja vakiintunut kasvillisuus.

Yleisin syy mitattuihin huonoihin puhdistustuloksiin on ollut kosteikon liian pieni pinta-ala suhteessa valuma-alueen pinta-alaan, jolloin viipymä jää liian lyhyeksi. Myös vasta valmistuneissa kosteikoissa puhdistusteho on usein jäänyt vaatimattomaksi. Kosteikon toiminnan vakiintuminen vie aikaa useita vuosia.

Työn suunnitteluosiossa laadittiin esiselvitys Tampereen kaupungin Niihaman kaupunginosaan suunnitteilla olevan erityisratsastuskeskuksen hulevesien käsittelyä ja kosteikon käyttömahdollisuudesta. Työn toimeksiantajana oli Tampereen kaupunki/kaupunkiympäristön kehittäminen. Selvityksessä kävi ilmeiseksi, että juuri tässä tapauksessa kemikalointiin perustuva menetelmä on kosteikkokäsittelyä tehokkaampi.

Avainsanat kosteikko, hulevesi, valumavesi, vedenlaatu

Sivut 55 s. + liitteet 12 s.

Lepaa
Degree Programme in Landscape Design

Author

Maarit Eskola

Year 2010

Subject of Bachelor's thesis

Constructed Wetlands as a Way of Decreasing Loading to Water Systems

ABSTRACT

The aim of this thesis was to examine the efficiency of wetland treatment in decreasing the loading of nutrients and solids to water systems. This thesis deals with the mechanisms of purification of storm water in wetlands. It also studies how to design and construct a wetland in which these mechanisms could work as efficiently as possible. The study also presents a summary of research results gained mainly in cold climate conditions.

In a carefully designed and constructed wetland a great amount of the solids and nutrients can be removed from storm water. 40 % decrease of solids and phosphor and 20 % decrease of nitrogen may well be possible. Wetlands also absorb pollutants, for example heavy metals. The most important things in constructed wetlands are that the detention is long enough, the concentration of solids and nutrients in incoming water is as high as possible, the sediment of the wetland is poor in phosphor and the vegetation is well established.

The most common reason for poor purification results in wetland treatment has been too low a ratio of wetland area/watershed area. As a result, detention has been too short. Also in newly constructed wetlands the purification of water has often been modest. It may take several years before the conditions in wetland treatment are established.

The empirical part of the thesis was to study the possibility of wetland treatment of storm water of a riding stable, located in Niihama, in the city of Tampere. This study was commissioned by the city of Tampere. In this particular case chemical treatment turned out to be more efficient than wetland treatment.

Keywords wetland, storm water, runoff water, quality of water

Pages 55 p. + appendices 12 p.

SISÄLLYS

TIIVISTELMÄ ABSTRACT

1. JOHDANTO	1
2. KOSTEIKOT VESIENKÄSITTELYMENETELMÄNÄ	2
2.1 Maatalouden valumavedet	2
2.2 Hulevedet	3
2.3 Turvetuotannon valumavedet	4
2.4 Yhdyskuntajätevedet	4
3. VESISTÖIHIN KOHDISTUVA KUORMITUS	4
3.1 Maatalouden vesistökuormitus	4
3.2 Hulevedet	5
3.2.1 Valumavesien määrä	5
3.2.2 Valumavesien laatu	6
3.2.3 Kuormitus	8
3.3 Kokonaiskuormitus	8
3.4 Kuormituksen vesistövaikutuksista	9
4. VESIENSUOJELUKOSTEIKKOJEN PUHDISTUSMEKANISMIT	10
4.1 Kiintoaine	10
4.2 Fosfori	11
4.3 Typpi	11
4.4 Ravinteiden kerääntyminen kasvillisuuteen	12
5. KOSTEIKON OMINAISUUDET VEDEN PUHDISTUMISPROSESSIEN KANNALTA	12
5.1 Maaperä	12
5.2 Kasvillisuus ja mikrobitoiminta	14
5.3 Veden lämpötila	14
5.4 Tulevan veden määrä ja pitoisuudet	14
5.5 Valuma-alueen ominaisuudet	16
6. TALVIOLOSUHTEIDEN VAIKUTUS KOSTEIKON TOIMINTAAN	16
7. KOSTEIKON SUUNNITTELU	16
7.1 Käytävissä olevaa ohjeistusta	16
7.2 Taustatietojen selvittäminen	17
7.3 Kosteikon sijoittaminen	18
7.4 Mitoitus	19
7.4.1 Maatalouden vesiensuojelukosteikot	19
7.4.2 Hulevesikosteikot	21
7.5 Kosteikon hydraulinen tehokkuus	24
7.6 Kosteikon rakenne	25
7.7 Kasvillisuus	27

8. KOSTEIKON HOITO JA SEURANTA	28
8.1 Rakenteiden tarkistus ja kunnossapito	28
8.2 Lietteen poisto	29
8.3 Kasvillisuuden hoito	29
8.4 Roskien poisto	30
8.5 Seuranta	30
9. KUSTANNUKSISTA	30
10. TULOKSIA TOTEUTETUISTA KOSTEIKKOHANKKEISTA.....	31
11. YHTEENVETO.....	36
12. ESISELVITYS NIIHAMAN ERITYISRATSASTUSKESKUKSEN HULEVESIEN KÄSITTELYSTÄ	38
12.1 Tehtävä ja toimeksianto.....	38
12.2 Hankkeen kuvaus ja käytettävissä olleet lähtötiedot.....	38
12.2.1 Hankkeen kuvaus.....	38
12.2.2 Suunnittelualueen kuvaus	40
12.2.3 Kaavoitustilanne	41
12.2.4 Laaditut erillisselvitykset.....	42
12.3 Esiselvitys Niihaman erityisratsastuskeskuksen hulevesien käsittelystä	42
12.3.1 Purkuvesistön kuvaus	42
12.3.2 Kuormitus	43
12.3.3 Kosteikkojen sijoitusvaihtoehtojen tarkastelu	44
12.3.4 Valumavesien kemiallinen puhdistus	48
12.3.5 Kustannukset.....	50
12.3.6 Vaihtoehtojen vertailu ja johtopäätökset	51
12.4 Jatkosuunnittelu.....	52
LÄHTEET	52
LIITE 1	Valokuvia suunnittelualueelta
LIITE 2	Suunnittelualue vaihtoehdolla VE1
LIITE 3	Suunnittelualue vaihtoehdolla VE2
LIITE 4	Suunnittelualue vaihtoehdolla VE3
LIITE 5	Maaperätiedot suunnitellun kosteikon (VE1) alueelta ja sen läheisyydestä
LIITE 6	Maaperätiedot suunnitellun kosteikon (VE2 ja VE3) alueelta ja sen läheisyydestä

1. JOHDANTO

Kosteikkoja on jo pitkään käytetty maatalouden ja turvetuotannon vesien-suojelussa sekä mm. taajamajätevesien jälkikäsitelyssä. Kosteikkojen käyttö myös rakennetuilla alueilla muodostuvien valumavesien eli hulevesien puhdistukseen on yleistymässä. Tässä työssä on tarkasteltu vesien-suojelukosteikkojen tehokkuutta valumavesien puhdistuksessa keskittyen lähinnä maatalouden valumavesien ja hulevesien kosteikkokäsittelyyn.

Maatalous on suhteellisesti merkittävin vesistöjemme ravinnekuormittaja. Maatalouden osuus vesistöihin kohdistuvasta kokonaiskuormituksesta on fosforilla runsaat 60 % ja typellä runsaat 50 %. Rakennetuilla alueilla muodostuvien hulevesien aiheuttama ravinnekuormitus vesistöihin on vain noin 1,5 – 2 % kokonaiskuormituksesta, mutta se kohdistuu pieneen osaan vesistöjä ja tyypillisesti rantavesiin asutuksen keskelle. Näin ollen hulevesikuormituksen vaikutukset vesistöjen tilan ja niiden käytön kannalta ovat merkittävämmät, kuin mitä kuormitusosuuden perusteella voisi päätellä.

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin tavoitteena on maamme kaikkien vesien hyvä tai erinomainen tila vuoteen 2015 mennessä. Vesistön hyvä tila tarkoittaa lähes luonnontilaista vesistöä, joten tavoite on haastava ja vaatii tehokkaita toimenpiteitä vesistöihin kohdistuvan kuormituksen pienentämiseksi. Maatalouden osalta valtioneuvoston periaatepäätöksessä vesien-suojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 keskeinen tavoite on maatalouden kuormituksen vähentäminen kolmanneksella vuoteen 2015 mennessä.

Hulevesien käsittelyä suunniteltaessa on meillä edelleen pitkälti keskitytty hulevesien määrälliseen hallintaan, mutta vesistökuormituksen pienentämiseksi tulisi yhä enenevässä määrin kiinnittää huomiota myös valumavesien laadulliseen parantamiseen, kuten esimerkiksi USA:ssa ja monissa Euroopan maissa on jo tehty.

Tässä työssä tarkastellaan vesiensuojelukosteikkojen roolia nimenomaan valumavesien laadullisessa parantamisessa. Työssä käsitellään niitä mekanismeja, joihin kosteikon valumavesiä puhdistava vaikutus perustuu ja edelleen sitä, miten kosteikko tulisi suunnitella ja toteuttaa, jotta nämä mekanismit toimisivat parhaalla mahdollisella tavalla. Työssä tarkastellaan lisäksi tutkimustuloksia pohjoisissa ilmasto-oloissa toteutettujen kosteikkojen puhdistustehokkuudesta. Yhteenvedossa esitetään olennaisimmat kosteikkojen tehokkuuteen vaikuttavat tekijät ja tarkastellaan näiden tekijöiden toteutumista käytännön hankkeissa.

Tämän työn käytännön suunnitteluosiossa tuli selvittää mahdollisuutta Tampereella Niihaman kaupunginosaan suunnitteilla olevan erityisratsastuskeskuksen valumavesien käsittelemiseen kosteikossa ennen johtamista alapuoliseen vesistöön. Työn toimeksiantaja oli Tampereen kaupunki/kaupunkiympäristön kehittäminen. Toimeksianto sisälsi myös mahdollisen kosteikon suunnittelun.

Kosteikkojen puhdistustehokkuuden selvittäminen tarkentui opinnäytetyöni pääaiheeksi Niihaman erityisratsastuskeskuksen hulevesien kosteikkokäsittelyn mahdollisuutta selvittäessäni. Kosteikko ei aina välttämättä ole paras mahdollinen ratkaisu valumavesien puhdistukseen, kuten kävi ilmeiseksi myös Niihaman kohdalla. Suhteellisen pieneltä pinta-alalta varhain keväällä muodostuvien väkevien valumavesien puhdistamiseen soveltui kemikalointiin perustuva puhdistusmenetelmä kosteikkoa paremmin. Näin ollen tässä työssä ei ole alkuperäisestä suunnitelmasta poiketen esitetty kosteikkosuunnitelmaa, vaan ainoastaan esiselvitys kosteikkokäsittelyn mahdollisuudesta.

2. KOSTEIKOT VESIENKÄSITTELYMENETELMÄNÄ

Kosteikolla tarkoitetaan luonnontilaista tai rakennettua aluetta, joka on ainakin runsaan veden aikana osittain tai kokonaan veden peittämä ja jonka kautta vesi johdetaan siten, että virtausnopeus hidastuu. Yleensä kosteikossa kasvaa luonnonvaraisia tai istutettuja kostean paikan kasveja, mutta kosteikkoon liittyvillä tulva-alueilla voi kasvaa puita ja pensaita. Vesiensuojelukosteikon tarkoituksena on pidättää kosteikkoon tulevassa vedessä olevia kiintoaineita, ravinteita ja jossain määrin myös muita ympäristölle haitallisia aineita, eli parantaa valumavesien laatua (Kannala 2001; Puustinen ym. 2001).

Kosteikko on yksi monista valumavesien puhdistuksessa käytetyistä luonnonmukaisista menetelmistä. Seuraavassa on tarkasteltu kosteikkojen käyttöä erilaisten valuma- ja jätevesien käsittelyssä.

2.1 Maatalouden valumavedet

Maatalouden aiheuttamaa vesistökuormitusta on EU:in liittymisen (v. 1995) jälkeen alennettu toteuttamalla maatalouden ympäristötukiohjelman sisältämiä vaihtoehtoisia ympäristötoimenpiteitä. Ympäristötukijärjestelmä käsittää hyvin laajan joukon erilaisia käytännön toimenpiteitä. Varsinaisia vesienkäsittelymenetelmiä ovat kosteikot, laskeutusaltaat, säätösalaajitus, säätökastelu ja kuivatusvesien kierrätys (Puustinen ym. 2001).

Uudessa ympäristötukiohjelmassa (tukikaudelle 2007-2013) maataloudessa toteutettavien kosteikkojen asema ympäristötukitoimenpiteenä korostuu aiempiin tukikausiin verrattuna. Lähivuosina kosteikkojen määrän odotetaan lisääntyvän merkittävästi uuden tukimuodon (ei-tuotannolliset investoinnit) houkuttelemana (Puustinen ym. 2007).

Puustinen ym. (1994) ovat arvioineet, että Suomessa on noin 650 000 ha peltoa, joiden valumavedet voitaisiin käsitellä kosteikoissa. Arvion mukaan maahamme voitaisiin perustaa kaikkiaan n. 45 000 maatalouskosteikkoa (Puustinen ym. 2007). Em. kosteikkojen määrä edellyttäisi patoamalla tehtävien kosteikkojen lisäksi myös massiivikaivuna toteutettavien kosteikkojen huomattavaa määrää.

2.2 Hulevedet

Hulevesillä tarkoitetaan taajamien ja muun rakennetun ympäristön pinta-valuntavettä. Perinteisesti hulevedet on johdettu sadevesiviemäriin ja edelleen mahdollisimman nopeasti lähimpään vesistöön. Kaupunkirakenteen tiivistyminen ja ilmastonmuutoksen aiheuttama sadeolojen äärevöityminen rankkasateineen ovat kasvattaneet ja kasvattavat edelleen valumia rakennetuilta alueilta. Ajoittain viemäriverkoston kapasiteetti on ylittynyt, ja seurauksena on ollut kaupunkitulvia, esim. Porissa v. 2007.

Hulevesien luonnonmukaisissa käsittelymenetelmissä käytetään hyväksi luonnon omia prosesseja. Hulevesien käsittelyllä pyritään vähentämään hulevesien määrää, tasaamaan virtaamahuippuja ja parantamaan hulevesien laatua ennen niiden johtamista vesistöön. Luonnonmukaisten käsittelymenetelmien avulla voidaan samalla ylläpitää pohja- ja pintavesivarastoja sekä maan kosteustasapainoa. Lisäksi niiden avulla voidaan luoda ekologisempaa ja viihtyisämpää kaupunkiympäristöä, jossa vesi on mukana näkyvänä elementtinä.

Hulevesien luonnonmukainen käsittely on Suomessa alkanut kokeiluhankkeissa jo 1980-luvulla. Nykyisin kunnissa on jo laajemmin alettu varautua tuleviin hulevesiongelmien ja kehittää periaatteita hulevesien hallintaan. Esimerkiksi Helsingissä ja Vantaalla on jo laadittu oma pienvesiohjelma sekä hulevesistrategia, jossa sovitaan hulevesien hallintaan liittyvistä toimintamalleista.

Lönngrenin (2001) mukaan luonnonmukaiset hulevesien käsittelymenetelmät voidaan jakaa hulevesien johtamis-, imeyttämisen- ja viivyttämismenetelmiin sekä kosteikkokäsittelyyn (Ahponen 2005). Kaikissa hulevesien käsittelymenetelmissä yhdistyy useampia huleveden käsittelyn tavoitteista. Kosteikot tasaavat virtaamahuippuja, viivyttävät hulevesiä ja parantavat niiden laatua.

Luonnonmukainen hulevesien hallinta on Suomeen verrattuna pitkällä useissa Euroopan maissa sekä Yhdysvalloissa. Vielä 1980-luvulla painopiste oli hulevesien viivyttämisen ja hulevesiverkostoon menevän hulevesimäärän vähentämisessä. Nykyään painotetaan luonnon monimuotoisuuden ylläpitämistä ja huleveden käsittelyä biologisten menetelmien, mm. kosteikkojen avulla (Ahponen 2003).

Ruotsissa hulevesien hallinnassa on 1970-80 -luvulta lähtien vallinnut suuntaus, jossa pyritään soveltamaan avoimia ratkaisuja, eli käytännössä luonnonmukaisia huleveden käsittelymenetelmiä tavanomaisten putkien ja viemärien sijaan (Ahponen 2003). Näin pyritään yleisesti keskittymään hulevesien laatuun ja sen parantamiseen menetelmillä, jotka palvelevat myös hulevesien määrän hallintaa.

Yhdysvalloissa hulevesien käsittelyssä keskitytään yleisesti enemmän hulevesien laadun kuin määrän hallintaan, ja siksi hulevedet pyritään hoitamaan vaihtoehtoisilla tekniikoilla (Best Management Practices, BMP). Koko maata tiukasti koskevat hulevesiin liittyvät määräykset liittyvät ensi-

sijaisesti huleveden laatuun. Suunnittelu- ja mitoitusohjeiden perustana ovat yleensä osavaltiokohtaiset ohje- tai käsikirjat, joiden tarkoitus on yhtenäistää vaaditut tekniset standardit hulevesien hallinnalle (Tiihonen 2007).

Maa- ja metsätalousministeriön ja Ympäristöministeriön rahoittamaan Rankkasateet ja taajamatulvat (RATU) –hankkeeseen liittyvässä raportissa 'Hulevesijärjestelmät Suomessa ja kansainvälisesti – nykytila ja kehitystarpeet' (Tiihonen 2007) suositellaan hulevesijärjestelmien suunnittelussa kiinnittämään yhä enemmän huomiota hulevesien määrän hallinnan lisäksi myös hulevesien laadun hallintaan

2.3 Turvetuotannon valumavedet

Turvetuotannon valumavesien käsittelemiseksi on jo pitkään käytetty laskeutusaltaita ja pintavalutuskenttiä, ja myös erilaisia kosteikkoratkaisuja on ollut käytössä.

Vuoden 2009 alusta on käynnistynyt 'Turvetuotannon valumavesien ympärivuotinen käsittely' –projekti, jossa kehitetään turvetuotannolle uusia valumavesien käsittelymenetelmiä. Alkaneessa projektissa selvitetään mm., miten ojitetulle suoalueelle voidaan rakentaa turvetuotannon kuormitusta tehokkaasti vähentävä vesiensuojelukosteikko. Projekti toteutetaan Oulun yliopiston vesi- ja ympäristötekniikan laboratorion ja Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä (Turvetuotannon valumavesien käsittelyä kehitetään kosteikkojen avulla 2009).

2.4 Yhdyskuntajätevedet

Kosteikkoa on käytetty myös yhdyskuntajätevesien jälkikäsitteilyyn, esim. Lakeuden keskuspuhdistamolla ja Rukan jätevedenpuhdistamolla (Karjalainen ym. 2005).

3. VESISTÖIHIN KOHDISTUVA KUORMITUS

Kosteikkojen tarkastelussa on jatkossa keskitytty lähinnä maatalouden vesiensuojelukosteikoihin sekä hulevesikosteikoihin, joten seuraavassa on tarkasteltu lähinnä näistä lähteistä aiheutuvaa vesistökuormitusta.

3.1 Maatalouden vesistökuormitus

Maatalous on suhteellisesti merkittävin vesistöjemme kuormittaja. Maataloudessa vesistökuormitusta aiheutuu peltoviljelystä ja kotieläintuotannosta.

Peltoviljelyssä kuormituksen määrään vaikuttavat mm. peltojen määrä valuma-alueella, sijainti vesistöihin nähden, pellon kaltevuus, maalaji, pellon käyttö, viljelytekniikka, lannoitteiden käyttömäärä ja levitystapa sekä pel-

lon vesitalous. Ravinteista fosfori on vesistöjen kuormittajana merkittävin. (Maatalouden vesistökuormitus 2009).

Erosion seurauksena pelloilta vesistöihin on arvioitu hehtaaria kohden huuhtoutuvan vuosittain 600 kg kiintoainetta, 0,73 kg kiintoaineeseen sitoutunutta fosforia ja 0,44 kg liukoista fosforia. Kokonaistyyppihuuhtouman on arvioitu olevan 18,3 kg ja nitraattityypihuuhtouman 12,6 kg hehtaarilta vuodessa (Puustinen ym. 2007). Pääosa viljelyalueiden kiintoaine- ja ravinnekuormituksesta ajoittuu valunnan vuotuisen jakautumisen mukaan kevääseen ja syksyyn, jolloin peltojen kasvipeitteisyys on vähäisintä ja pellot ovat eroosioherkkiä. Tulevaisuudessa tulee kiinnittää huomiota myös ilmastonmuutoksen aiheuttamiin leutoihin talviin.

Valtioneuvoston periaatepäätöksessä vesiensuojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 (2007) keskeinen tavoite on maatalouden kuormituksen vähentäminen kolmanneksella vuoteen 2015 mennessä verrattuna vuosien 2001-2005 kuormitukseen. Pitemmän aikavälin tavoite on puolittaa maatalouden kuormitus vesiin. Maatalouden ravinnekuormituksen vähentämiseen pyritään periaatepäätöksen mukaan eroosiota vähentävillä toimilla ja viljelytapoja kehittämällä sekä vähentämällä lannoitteiden käyttöä ja lisäämällä viljelyalueiden kasvipeitteisyyttä sekä suojavaöhykkeiden ja kosteikkojen määrää.

3.2 Hulevedet

3.2.1 Valumavesien määrä

Rakentamattomien alueiden kaupungistuessa päällystettyjen ja vettä läpäisemättömien pintojen osuus kasvaa. Lisääntynyt läpäisemätön pinta-ala yhdessä virtausta nopeuttavien rakenteiden, kuten ojien ja sadevesiviemäreiden kanssa lisää pintavalunnan määrää ja nopeuttaa veden virtausta. Rakennetuilla ja päällystetyillä alueilla pintavalunnan määrä ja virtaamahuiput ovat suurempia, sade- ja sulamisvedet muodostavat pintavaluntaa nopeammin, ja pintavalunnan ajalliset vaihtelut ovat voimakkaampia kuin luonnontilaisilla alueilla. Pintavalunnan kasvu on voimakkainta kesäisin, sekä erityisesti pienten, usein toistuvien sateiden yhteydessä (Jormola & Kotola 2003).

Rakentamattomilla ja väljästi rakennetuilla alueilla suurimmat vuorokausivalunnat esiintyvät sulamiskaudella ja syksyllä. Tiiviisti rakennetuilla alueilla vuorokausivalunnat voivat voimakkaiden kesäsateiden yhteydessä olla yhtä suuria kuin syksyllä ja sulamiskaudella. Suurimmat hetkelliset valunnat ja tuntivalunnat esiintyvät rakentamattomilla alueilla sulantakaudella ja kaupunkialueilla kesä- ja syyssateiden yhteydessä (Kotola & Nurminen 2005).

3.2.2 Valumavesien laatu

Hulevesien mukana rakennetuilta alueilta huuhtoutuvat lika- ja haitta-aineet ovat peräisin mm. ajoneuvoista ja pakokaasuista, rakennuksien materiaalien korroosiosta, asfaltin kulumistuotteista, teollisuusalueilta ja huoltoasemilta, vuotavista viemäreistä ja jätteen käsittelystä, eläinten jätöksistä, kemikaalien käytöstä sekä kaukolaskeumasta (Jormola & Kotola 2003). Päästölähteiden lisäksi rakennetuilta alueilta huuhtoutuvien vesien laatua heikentää myös se, että kaupunkialueilla on vähän pintavettä puhdistavia elementtejä, kuten avo-ojia, lammikoita ja kosteikkoja.

Taulukossa 1 on esitetty eri päästölähteiden merkitystä hulevesien likaajana Ruotsissa (Svensson & Malmqvist 1995) tehdyn tutkimuksen mukaan (Ahponen 2003). Suurimpia hulevesiä likaavia päästölähteitä on liikenne. Teollisuuslaitokset likaavat hulevesiä laskeuman kautta. Ravinteiden lähteitä ovat mm. puutarhoissa käytettävät lannoitteet ja lemmikkieläinten ulosteet.

TAULUKKO 1 Päästölähteiden suhteellinen merkitys huleveden sisältämille tekijöille (Svensson & Malmqvist 1995) Ahponen 2003 mukaan.

Päästölähde/ tekijä	KHK	Typpi	Fosfori	Lyjy	Sinkki	Kupari
Liikenne	D	JV	P	D	JV	JV
Korroosio, eroosio	JV	P	JV	P	S	S
Sade, laskeuma	JV	S	JV	JV	S	JV
Lemmikkieläinten jätökset	P	JV	S	P	P	P

P = pieni, JV = jonkin verran, S = suuri, D = dominoiva

Rakennettujen alueiden hule- ja kuivatusvesien ainepitoisuudet ovat Snodgrass ym. (1999) mukaan yleisesti 1 – 2 kertaluokkaa suurempia kuin metsäisten valuma-alueiden vesien ainepitoisuudet (Jormola & Kotola 2003). Hulevedet voivat sisältää vesistöjä rehevöittävien ravinteiden, happea kuluttavan aineksen ja kiintoaineen lisäksi myös ympäristölle vaarallisia kemikaaleja, kuten raskasmetalleja, PAH-yhdisteitä (polyaromaattisia hiilivetyjä) ja dioksiineja. Suomalaisissa tutkimuksissa hulevesistä mitattuja ainepitoisuuksia on esitetty taulukossa 2.

Kotolan ja Nurmisen (2005) mukaan suomalaisten kaupunkialueiden hulevesien kemiallinen hapenkulutus, kokonaistyyppi-, kokonaisfosfori- ja kiintoainepitoisuus vaihtelevat voimakkaasti. Eniten vaihtelee kiintoainepitoisuus – jopa 1000-kertaisesti. Yleensä keskimääräiset ainepitoisuudet ovat sitä korkeampia, mitä suurempi osa valuma-alueesta on päällystetty. Rakennetun alueen valumaveden fosforista yli puolet on sitoutuneena kiintoaineeseen, tyypestä ja kemiallisesta hapenkulutuksesta vain noin 10 – 30 %. Kemiallinen hapenkulutus kuvastaa kemiallisesti hapettuvan orgaanisen aineksen määrää vedessä.

Suurimmat ainepitoisuudet rakennetuilla alueilla havaitaan Kotolan & Nurminen (2005) mukaan sulan kauden sateiden yhteydessä. Usein huleveden laatu on huonoimmillaan sateen alussa, jolloin hulevesi huuhtoo mukaansa läpäisemättömille pinnoille kertyneen lian (Jormola & Kotola 2003).

Rakentamisen aikana ainepitoisuudet voivat olla moninkertaisia valmiiksi rakennettuihin alueisiin verrattuna.

TAULUKKO 2 Rakennetuilta alueilta mitattuja huleveden ainepitoisuuksia (Jormola & Kotola 2003).

RYVE-projektin (Kotola & Nurminen 2003b) ja valtakunnallisen hulevesitutkimuksen 1977 - 1979 (Melanen 1982) keskimääräisiä, virtaamalla painotettuja huleveden pitoisuuksia.				
	Kotola & Nurminen 2003b		Melanen 1982	
	Kerrostaloalue	Pientaloalue	Sula kausi	Sulamiskausi
COD _{Mn} (mg/l O ₂)	9	8	15 - 26	
COD _{Cr} (mg/l O ₂)	54	57	93 - 200	59 - 260
Kokonaistyyppi (mg/l N)	2,1	1,4	1,1 - 2,2	1,9 - 5,5
Kokonaisfosfori (mg/l P)	0,10	0,08	0,25 - 0,52	0,22 - 1,2
Kiintoaine (mg/l)	53	34	89 - 490	50 - 750
Sähkönjohtokyky (mS/m)	18	35	3,3 - 12	22 - 110
BOD (mg/l O ₂)			9 - 28	10 - 34
Pb (mg/l)			0,092 - 0,43	0,046 - 0,65
Zn (mg/l)			0,14 - 0,50	0,20 - 0,37
Cu (mg/l)			0,013 - 0,19	0,028 - 0,31
Cd (mg/l)			0,001 - 0,004	0,001 - 0,003

Hulevesien keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus on sulana kautena samaa tasoa ja sulantakaudella korkeampi kuin kaupunkipuroissa keskimäärin. Kiintoainetta ja kokonaisfosforia hulevesissä on enemmän kuin kaupunkipuroissa, kiintoainetta voi olla jopa kymmenkertainen määrä kaupunkipuroihin verrattuna. Hulevesien keskimääräiset kokonaisravinnepitoisuudet ovat yleensä selvästi suuremmat kuin jokivesissä keskimäärin. Maanviljelysaluilla virtaavien jokien keskimääräiset kokonaistyyppipitoisuudet ovat kuitenkin samaa suuruusluokkaa valumavesien pitoisuuksien kanssa (Kotola & Nurminen 2005).

Rakennettujen alueiden valumavesien keskimääräiset kiintoaine- ja kokonaisravinnepitoisuudet ovat pienemmät kuin peltojen valumavesissä. Puhdistetun jäteveden keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus on noin 10-kertainen sulan kauden huleveden kokonaistyyppipitoisuuteen verrattuna, mutta kokonaisfosforipitoisuus on hulevesissä lähes samaa tasoa kuin puhdistetussa jätevedessä (Kotola & Nurminen 2005).

Lumen sulamisvesien mukana vesistöihin kulkeutuu myös suolaa. Lumen sulamisen aikaan kaupunkipuroissa on todettu voimakkaita suolapitoisuuspiikkejä. Ruthin (2003) mukaan suolapitoisuus on suurimmillaan sulamisen alkuvaiheessa ja laimenee sulamisen edetessä (Jormola 2003).

3.2.3 Kuormitus

Hulevesien aiheuttamaan kuormitukseen vaikuttavat sekä hulevesien määrä että laatu. Kotola & Nurminen (2005) ovat suomalaisten kaupunkialueiden hydrologiaa käsitelleessä tutkimuksessaan todenneet kemiallisen hapenkulutuksen, kokonaistypen, kokonaisfosforin ja kiintoaineen huuhtoumien vaihtelevan kaupunkialueilla suuresti. Suurimmat kuukausihuuhtoumat muodostuvat sulantakaudella etenkin tyypellä ja sulan kauden sateisina kuukausina. Ainehuuhtouma on sitä suurempi, mitä enemmän alueella on päällystettyä pintaa.

Peltoalueiden valumavesien ravinnehuuhtoumat ovat etenkin tyypellä tavallisesti suurempia kuin rakennettujen alueiden valumavesien huuhtoumat.

Peltola-Thies (2005) on arvioinut taajama-alueiden ja muun rakennetun ympäristön aiheuttamaa hulevesikuormitusta Suomessa (taulukko 3).

TAULUKKO 3 *Hulevesien aiheuttama kuormitus Suomessa (Peltola-Thies 2005).*

	Kokonaisfosfori kg/a*	Kokonaistyyppi kg/a*	Kiintoaine kg/a	COD _{Cr} kg/a	BOD ₇ kg/a
Pientaloalueet	50367	897671	26937	30665	4182
Kerrostaloalueet	4265	95193	2929	2253	259
Keskusta-alueet	19363	78787	6439	5350	973
Teollisuus- ja varastoalueet	10621	14415	10544	2536	467
Liikennealueet (yli 20 m leveät)	2906	9814	3114	2356	236
Rakennusalueet	3976	29415	4810	-	-

Yhteensä 92324 1141195 54773 43161 6117
*tyypen ja fosforin kokonaiskuormituksesta on poistettu luonnonhuuhtouma

Taajama-alueiden maankäyttömuodoista pientaloalueet aiheuttavat eniten hulevesikuormitusta kaikkien viiden, taulukossa 3 esitetyn kuormitteen osalta. Tämä johtuu niiden varaamasta suuresta pinta-alasta, joka on kerta- luokkaa suurempi kuin yhdenkään muun taajaman käyttötavan varaama pinta-ala. Hulevesien yhteenlaskettu fosforikuormitus on noin 92 000 kg ja typpikuormitus 114 000 kg vuodessa.

Rakentamisen aikainen huuhtouma on useilla vedenlaatumuuttujilla mitatuna suurempi kuin valmiilta alueilta tuleva huuhtouma. Juuri valmistuneiden alueiden ainehuuhtouman voi odottaa olevan myös reilusti korkeampi kuin vanhempien alueiden, koska kasvillisuus joko puuttuu tai on nuorta (Kotola & Nurminen 2005, Peltola-Thies 2005).

3.3 Kokonaiskuormitus

Maatalouden ja hulevesien aiheuttaman ravinnekuormituksen osuutta kokonaiskuormituksesta voidaan tarkastella taulukossa 4 esitettyjen kuormituslukujen perusteella. Taulukossa 4 esitetyt arvot, hulevesikuormitusta

lukuun ottamatta, perustuvat Suomen ympäristökeskuksen (2009) esittämiin arvoihin.

Maatalous on noussut suhteellisesti merkittävimmäksi vesistöjemme kuormittajaksi yhdyskuntien ja teollisuuden jätevedenpuhdistuksen tehostumisen myötä. Maatalouden osuus kokonaiskuormituksesta on fosforilla 63 % ja typellä 53 %. Maatalouden kuormitus on voimakkainta Etelä- ja Lounais-Suomessa.

Hulevesikuormituksen osuus kokonaiskuormituksesta on fosforilla 2,2 % ja typellä 1,5 %. Hulevesikuormituksen osuus kokonaiskuormituksesta on jokseenkin pieni, mutta se muodostuu alalla, joka Ristimäen ym. (2003) mukaan oli vuonna 2000 alle 2 % koko maan pinta-alasta (Peltola-Thies 2005). Näin ollen se kohdistuu suhteellisen pieneen määrään vesistöjä ja korostuu näillä alueilla muihin, kansallisella tasolla merkittävämpiin kuormittajiin verrattuna.

TAULUKKO 4 *Eri kuormituslähteiden aiheuttama fosfori- ja typpikuormitus Suomen vesistöihin. (Suomen ympäristökeskus 2009, *Peltola-Thies 2005)*

	Kokonaisfosfori		Kokonaistyyppi	
	t/a	%	t/a	%
Yhdyskunnat	196	4,8	11118	14,8
Massa- ja paperiteollisuus	177	4,3	2697	3,6
Muu teollisuus	29	0,7	796	1,1
Kalankasvatus	87	2,1	706	0,9
Turkistarhaus	45	1,1	430	0,6
Turvetuotanto	20	0,5	560	0,7
Maatalous	2600	63,1	39500	52,6
Haja-asutus	355	8,6	2500	3,3
Metsätalous	320	7,8	4100	5,5
Laskeuma suoraan vesistöihin	200	4,9	11500	15,3
Rakennetun ympäristön hulevedet*	92	2,2	1141	1,5
Yhteensä	4121	100	75048	100

3.4 Kuormituksen vesistövaikutuksista

Fergusonin (1988) tekemän yhteenvedon mukaan eri komponenttien lisääntyneet pitoisuudet aiheuttavat vesistöissä seuraavanlaisia haittavaikutuksia: Kiintoainepitoisuuden kasvu lisää veden sameutta vähentäen biologista tuotantoa ja luonnon monimuotoisuutta, orgaanisten yhdisteiden lisääntyneen määrän hajoaminen kuluttaa happea, suuret ravinnepitoisuudet haittaavat ekosysteemin toimintaa ja johtavat leväkukintoihin, metallipitoisuuksien ylimäärä vähentää vastustus- ja lisääntymiskykyä sekä aiheuttaa käytöshäiriöitä, isot öljykonsentraatiot kuluttavat happea, ja lisääntynyt bakteerien määrä aiheuttaa tautivaaraa (Kotola & Nurminen 2005).

Suolan on todettu lisäävän raskasmetallien, mm. sinkin ja raudan liukene- mista, mikä lisää hulevesien myrkyllisyyttä vesieliöstölle (Jormola 2003).

Peltola-Thies (2005) pitää hulevesien kiintoainekuormitusta jopa merkittävämpänä vesien tilaa taajamissa heikentävänä tekijänä kuin ravinnekuormitusta. Uuden kiintoaineen laskeutuessa jatkuvasti pohjaan pohjan ekosysteemin elinolosuhteet heikkenevät. Kiihtynyt mataloituminen nopeuttaa myös rehevöitymistä. Lisäksi kiintoaine kuljettaa mukanaan haitallisia aineita, jotka ovat osin eliöstön saatavilla.

Hulevesikuormituksen vesistövaikutuksia tarkasteltaessa on vesien purkupaikoilla keskeinen merkitys. Käsitellyt jätevedet johdetaan etäälle rantaviivasta, kun taas hule- ja kuivatusvedet johdetaan tyypillisesti rantaviivalle asutuksen keskelle. Tällöin hulevesien kiintoaine aiheuttaa veden samentumista, ja raskasmetallit sitoutuvat pohjasedimenttiin. Lisäksi hulevesien sisältämien ravinteiden liukoiset (kasveille helposti käyttökelpoiset) pitoisuudet ovat oletettavasti suhteellisesti korkeammat kuin käsitellyn jäteveden liukoiset pitoisuudet. Näin ollen hulevesien rehevöittävä vaikutus on todennäköisesti suurempi kuin mitä kokonaispitoisuusarvioista voisi suoraan päätellä (Sario ym. 2005).

4. VESIENSUOJELUKOSTEIKKOJEN PUHDISTUSMEKANISMIT

Vesiensuojelukosteikkojen puhdistusmekanismit ovat hyvin monimuotoisia ja perustuvat mekaanisiin, kemiallisiin ja mikrobiologisiin prosesseihin. Seuraavassa on esitetty kosteikon puhdistusmekanismien pääperiaatteita.

4.1 Kiintoaine

Kiintoainetta poistuu kosteikkoon tulevasta vedestä laskeutumalla (sedimentoitumalla) kosteikon pohjalle. Kiintoaineen sedimentoituminen riippuu vedessä olevan kiintoaineen määrästä ja ominaisuuksista sekä veden viipymästä kosteikossa. Lyhyellä viipymällä vain karkeimmat maahiukkaset ehtivät laskeutua. Savimailla, jossa hiukkaskoko on pieni, merkittävää laskeutumista ei välttämättä ehdi tapahtua pidemmällä viipymillä (taulukko 5).

Sedimentoitumiselle vastakkainen ilmiö on resuspensio, jossa kosteikon pohjalle sedimentoitunut kiintoaine lähtee uudelleen liikkeelle. Lyhyillä viipymillä, esim. ylivirtaamatilanteissa, resuspension riski on suurin.

Kiintoaineen mukana kosteikkoon pidättyy myös haitallisia aineita kuten esimerkiksi raskasmetalleja (Jormola ym. 2003, Ahponen 2005).

Kosteikkojen kasvillisuus edistää kiintoaineen laskeutumista hidastamalla virtaamaa ja toimimalla kiintoaineen tarttumispintoina. Kiintoaineen tarttuessa kasvien pintaan siitä muodostuu suurempia murusia, jotka painavampina painuvat kosteikon pohjaan (Puustinen ym. 2001).

TAULUKKO 5 Maahiukkasten laskeutumisnopeus (Ruohtula 1996).

Laji	Hiukkasen		Laskeutumis- nopeus mm/s	Laskeutumis- aika 1 m kohden
	Halkaisija mm			
Hiekka (2-0,2 mm)	0,6		85	11 s
	0,2		25	40 s
Hieta (0,2-0,02 mm)	0,06		3	5 min
	0,02		0,28	60 min
Hiesu (0,02-0,002)	0,006		0,065	4 h
	0,002		0,0062	45 h
Savi (<0,002)	0,0015		0,0035	3 vrk
	0,0001		0,000015	750 vrk

4.2 Fosfori

Kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin pidättymisessä kiintoaineen laskeutuminen on merkittävä mekanismi. Kiintoaineeseen sitoutunut fosfori ei kuitenkaan ole suoraan leville käyttökelpoista, joten sen poistuma ei ole suoraan verrannollinen rehevöitymisen vähenemiseen.

Liukoista, leville käyttökelpoista, fosforia poistuu vedestä kemiallisesti sitoutumalla (adsorptio) kosteikossa oleviin maahiukkasiin. Fosforin sitoutuminen toimii sitä tehokkaammin, mitä enemmän maaperässä on fosforilla kyllästymätöntä rautaa ja alumiinia. Koska raudan ja alumiinin määrä on rajallinen, heikkenee kosteikon fosforinpidätyskyky käyttöiän kasvaessa. Fosforin kemiallinen sitoutuminen vaatii lisäksi hapelliset olosuhteet - hapettomissa olosuhteissa maaperästä alkaa vapautua fosforia. Kun olosuhteet kosteikossa ovat fosforin pidättymiselle suotuisat, pidättyy kosteikkoon fosforia sitä enemmän, mitä pidempi on kosteikon viipymä (Puustinen ym. 2001 ja 2007).

4.3 Typpi

Typhen poistossa merkittävin prosessi on denitrifikaatio eli mikrobitoiminnan myötä tapahtuva nitraattitypen pelkistyminen kaasumaiseen muotoon ja poistuminen ilmakehään. Denitrifikaatiota säätelevät lämpötila, orgaanisen aineksen määrä kosteikossa, tulevan veden nitraattipitoisuus, happiolot, pH, lämpötila ja veden viipymä kosteikossa. Mitä enemmän orgaanista ainetta, mitä korkeampi nitraattipitoisuus ja lämpötila sekä mitä pidempi viipymä kosteikossa, sitä tehokkaammin typpeä poistuu. Viipymän merkitys korostuu Suomen oloissa, koska valumavesien lämpötila on alhainen silloin kun kuormitus on suurimmillaan. Toimiakseen denitrifikaatio tarvitsee osittain hapettomat olosuhteet.

Myös orgaanisen aineksen sedimentoitumisella on oma roolinsa typen poistossa, joskin esim. pelloilta tulevissa valumavesissä typpi on pääasias-
sa epäorgaanisessa muodossa (Puustinen ym. 2001).

Kasvillisuus vaikuttaa typen pidättymiseen kosteikossa monin tavoin. Vir-
taaman hidastuminen ja siitä seuraava viipymän kasvu, mikroympäristöjen
muodostuminen kasvien pinnoille ja pohjaan sekä juuriston pohjaa hapet-
tava vaikutus tehostavat typen poistumista denitrifikaation kautta. Toisaal-
ta kilpailu epäorgaanisesta tyyppistä ja liiallinen hajoava orgaaninen aines
pohjassa hidastavat typen poistumista kosteikosta (Puustinen ym. 2001).

4.4 Ravinteiden kerääntyminen kasvillisuuteen

Kasvillisuus voi kasvukauden aikana sitoa melko paljon ravinteita, mutta
vuositasolla kasvillisuuden tehokkuutta ravinteiden poistajana vähentää
ravinteiden vapautuminen takaisin veteen kasvillisuuden lakastuessa ja ha-
jotessa. Kasvillisuuden kautta tapahtuvaa ravinteiden poistoa voidaan te-
hostaa niittämällä ja poistamalla kasvimassa säännöllisesti. Juuristoon ja
puumaiseen ainekseen sitoutuneet ravinteet eivät lähde vuosittain liikkeel-
le, mikä merkitsee ravinteiden pidättymistä. Erityisesti pajujen on todettu
olevan tehokkaita ravinteiden sitoja. Kosteikon käynnistysvaiheessa, jol-
loin kasvillisuus leviää kosteikkoon, ravinteiden sitoutuminen kasveihin
voi olla huomattavaa (Puustinen ym. 2001).

Kaupunkialueilla kosteikkoon tulevat vedet sisältävät ravinteiden ja kiin-
toaineen lisäksi raskasmetalleja ja esimerkiksi PAH-yhdisteitä. Nämä ai-
neet saattavat aiheuttaa kosteikoissa ongelmia, sillä mm. raskasmetallien
kerääntyminen kosteikkoon ja sen kasveihin voi aiheuttaa haittaa kos-
teikon kasveille ja mikrobeille. Tällöin myös kosteikon toiminta ja teho
huleveden puhdistamisessa saattaa laskea (Ahponen 2003).

5. KOSTEIKON OMINAISUUDET VEDEN PUHDISTUMISPROSES- SIEN KANNALTA

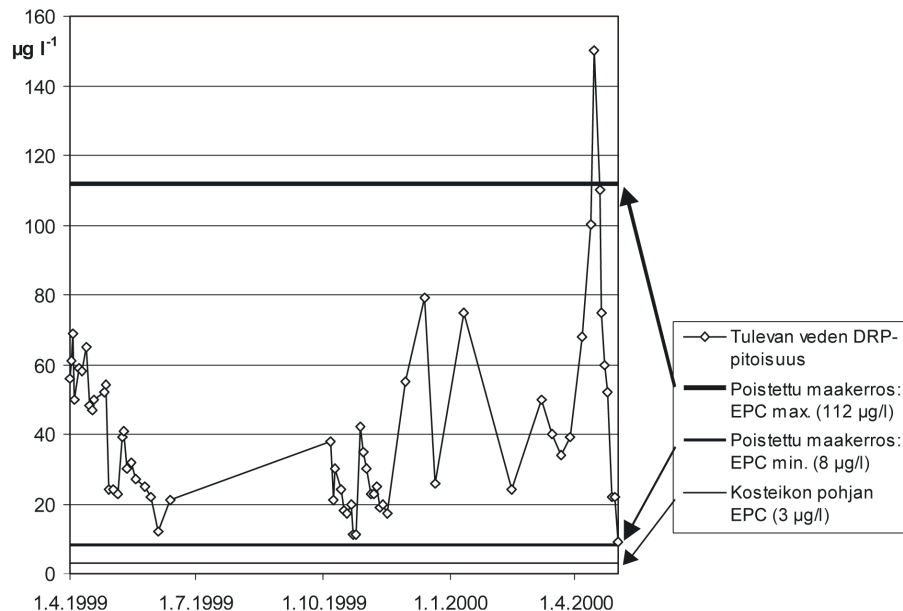
Seuraavassa on tarkasteltu kosteikon, siihen tulevan veden sekä yläpuoli-
sen valuma-alueen ominaisuuksia kosteikossa tapahtuvien veden puhdis-
tumisprosessien kannalta. Tarkoituksena on tarkentaa sitä, miten suunnit-
telu- ja rakennusvaiheessa tehtävät ratkaisut vaikuttavat kappaleessa 4 esi-
tettyihin puhdistumisprosesseihin. Teksti perustuu pääasiassa Puustisen
ym. (2001) esittämään, maatalouden vesiensuojelukosteikoita koskevaan
kirjallisuusreferaattiin. Samat pääperiaatteet koskevat myös hulevesikos-
teikoita – paikoittain tekstiä on täydennetty vastaamaan myös hulevesikos-
teikkojen ominaisuuksia.

5.1 Maaperä

Fosforin sitoutuminen maaperään vaatii hapellisia olosuhteita. Hapelliset
olosuhteet saavutetaan yleensä kosteikon matalilla alueilla. Kasvillisuus

edesauttaa sedimentin pysymistä hapellisena, koska kasvien juuristosta vapautuu happea sedimentin huokosveteen.

Sedimentin fosforipitoisuudella on olennainen vaikutus kosteikon fosforinpoistotehoon. Veden fosforilla ja maa-ainekseen sitoutuneella fosforilla on tietty tasapainotila. Fosforin kemiallinen sitoutuminen maahiukkasiin on sitä tehokkaampaa, mitä suurempi tulevan veden liukoisen fosforin (DRP) pitoisuus on verrattuna kosteikon maa-ainekselle ominaiseen fosforin tasapainopitoisuuteen (EPC). Mikäli kosteikon maa-aineksessa fosforin pitoisuus on suurempi kuin tulevassa vedessä, kosteikosta vapautuu fosforia. Kuvassa 1 on esitetty Vihdissä sijaitsevan Hovin kosteikon sedimentin EPC-pitoisuus ja kosteikkoon tulevan veden DRP-pitoisuus. Hovin kosteikosta fosforirikas pintamaa poistettiin ja kosteikon pohjaksi jäi niukka-fosforinen pohjamaa. Nykyisellään Hovin kosteikko poistaa vedestä tehokkaasti fosforia. Mikäli pintamaata ei olisi poistettu, olisi kosteikosta todennäköisesti vapautunut fosforia veteen (Puustinen ym. 2001).



KUVA 1 Tulevan veden DRP-pitoisuus Hovin kosteikon maaperän fosforin tasapainopitoisuuteen (EPC) verrattuna (Puustinen ym. 2001).

Sedimentin orgaaninen hiili on tarpeen energian lähteenä typen denitrifikaatioprosessissa. Mikäli kosteikko perustetaan mineraalimaalle, voi orgaanisen aineksen määrä olla alkuvaiheessa vähäinen. Kasvillisuuden määrän lisääntyessä kosteikossa tilannetta parantaa kuolleen kasvimassan kertyminen pohjaan. Denitrifikaatio vaatii hapettomat olosuhteet, joten kosteikon sedimentissä tulee typen poistoa varten olla myös hapettomia alueita.

Fosforin- ja typenpoisto vaativat sedimentiltä vastakkaisia ominaisuuksia. Typenpoistoon tarvittava hapettomuus lisää riskiä fosforin vapautumisesta sedimenttiin, ja typenpoistolle edulliset orgaaniset maalajit sisältävät

yleensä vähän fosforinpoistolle tärkeitä rautaa ja alumiinia (Puustinen ym. 2001).

5.2 Kasvillisuus ja mikrobitoiminta

Kasvillisuus hidastaa kosteikossa veden virtausnopeutta, mikä on edullista kiintoaineen laskeutumisen kannalta, ja lisäksi kiintoainetta poistuu myös kasvillisuuteen suodattumalla. Kasvillisuus vähentää myös kosteikon pohjan eroosio- ja resuspensioriskiä. Talvehtiva kasvillisuus yhdessä lumipeitteen kanssa muodostavat kosteikon pohjan jäätymistä ehkäisevän eristyskerroksen.

Kasvillisuus käyttää vedestä ravinteita ja tarjoaa mikrobeille kasvualustan, mikä edistää denitrifikaatiota. Kasvien juuriston sedimenttiin vapauttama happi on tärkeää fosforin pidättymiselle, mutta myös typen denitrifikaatiolle, koska tällöin sedimenttiin muodostuu denitrifikaatiolle edullisia hapettoman ja hapellisen vyöhykkeen rajapintoja. Typenpoistolle on edullista, jos kosteikossa esiintyy sekä uposkasveja että vedenpinnan yläpuolelle ulottuvaa makrofyyttikasvillisuutta (Puustinen ym. (2001).

5.3 Veden lämpötila

Veden lämpötilan noustessa typpeä poistavien denitrifikaatiobakteerien aktiivisuus kasvaa. 0 - 30°C:n lämpötilassa 10°C:n nousu kiihdyttää denitrifikaatiota 1,5 – 3 –kertaiseksi. Lämpötilan nousu edistää myös liuenneen fosforin pidättymistä. Veden kylmetessä reaktiot siis hidastuvat, mutta mikäli kosteikko ei jäädy pohjaan saakka, puhdistumisprosessit voivat kuitenkin jatkua jään alla. Kiintoaineen ja hiukkasmaisen fosforin poistoon lämpötila ei vaikuta veden jäätymistä lukuun ottamatta (Puustinen ym. 2001).

5.4 Tulevan veden määrä ja pitoisuudet

Maatalouden vesiensuojelukosteikoihin valtaosa vuotuisesta valunnasta ja myös kuormituksesta tulee lyhyinä tulvahuippukausina, joten kosteikon tulva-aikainen toiminta on tärkeää. Hulevesikosteikoihin suurimmat valumahuiput tulevat kesän ja syksyn rankkasateiden aikana (Kotola & Nurminen 2005). Mikäli kosteikko on mitoitettu liian pieneksi, kosteikon viipymä jää lyhyeksi ja puhdistusprosessien vaikutukset vähäiseksi. Lisäksi liian suuri hydrologinen kuorma lisää sedimentin resuspension riskiä.

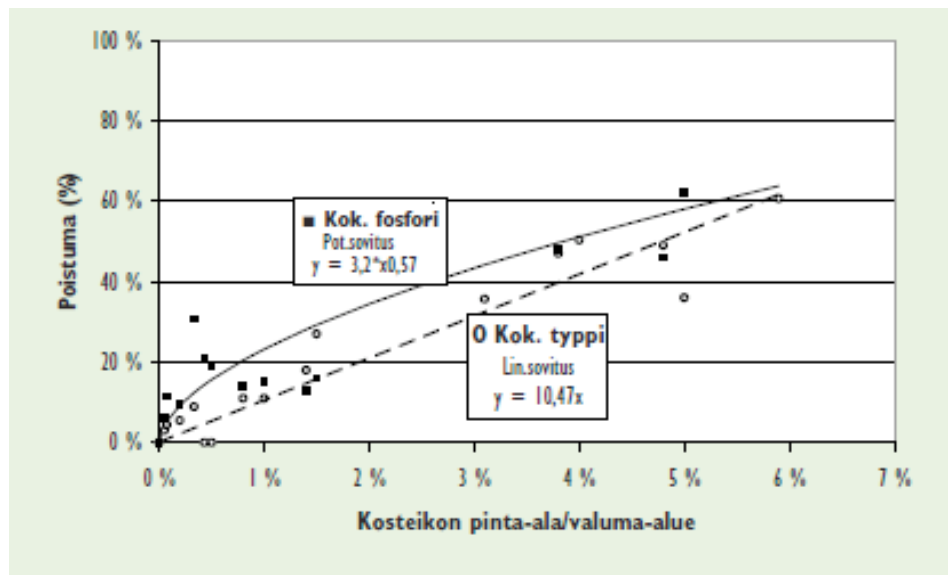
Valuma-alueen ominaisuuksista pellon osuus ja kaltevuussuhteet sekä valuma-alueen koko, muoto, maanpeitteen karkeus, tiiviys ja kasvipeitteisyys vaikuttavat valuntojen äärevyyteen. Rakentaminen kasvattaa valumia maanpeitteen tiiviiden lisääntymisen ja kasvipeitteisyyden vähentymisen johdosta.

Kosteikkojen varastotilavuuden lisääminen syventämällä tai pinta-alaa kasvattamalla pidentää viipymää. Johtuen mm. kustannussyistä kosteikon

syvyyttä voidaan lisätä kaivamalla vain rajoitetusti, joten kosteikolle tulee varata valuma-alueeseen nähden riittävän suuri pinta-ala (Puustinen ym. 2001).

Puustinen ym. (2007) ovat koonneet Pohjoismaisissa ja USA:laisissa, eri tavoin mitoitetuissa kosteikoissa enimmäkseen mitattuja kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppiä suhteessa kosteikkojen pinta-ala/valuma-alue -suhteisiin. Koottujen tulosten perusteella fosforin poistuma nousee suhteellisen nopeasti valuma-aluesuhteen kasvaessa 0,5 %:in, mutta tasaantuu sen jälkeen. Typen poistuma kasvaa fosforiin verrattuna tasaisemmin ja hitaammin (kuva 2).

On todennäköistä, että hydrologisesti suotuisina vuosina jo 0,5 % valuma-aluesuhteen omaavilla kosteikoilla voidaan päästä fosforin ja kiintoaineen osalta kohtuullisen hyviin puhdistustuloksiin, etenkin jos valuma-alueen maalaji on karkea (Puustinen ym. 2007). Niukasti mitoitetuilla kosteikoilla fosforin- ja kiintoaineenpoistotulokset voivat siis vaihdella erilaisina hydrologisina vuosina.



KUVA 2 Pohjoismaisissa ja USA:laisissa kosteikoissa mitattuja kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppiä suhteessa kosteikkojen pinta-ala/valuma-alue -suhteisiin (Puustinen ym. 2007).

Kiintoaineen pidättymiseen kosteikossa vaikuttaa ratkaisevasti kiintoaineen raekokojakauma. Mitä pienempi kiintoaineen raekoko on, sen hitaampaa sen sedimentoituminen kosteikossa on ja sitä pidemmän viipymän kiintoaineen sedimentoituminen vaatii. Typen ja fosforin pidättymisen kosteikossa on sitä tehokkaampaa, mitä korkeampia ovat näiden aineiden pitoisuudet. Tämä tulisi ottaa huomioon kosteikon sijoittamisessa. Kosteikkoon tulevista valumavesistä mahdollisimman suuri osuus tulisi olla peräisin varsinaisilta kuormittavilta alueilta (pellot, rakennetut alueet), ja muilta alueilta tulevien vesien osuus tulisi minimoida (Puustinen ym. 2001).

5.5 Valuma-alueen ominaisuudet

Valuma-alueen ominaisuudet vaikuttavat paitsi kosteikkoon tulevien vesien laatuun (kappale 5.4) myös valumavesien määrään ja edelleen mitoitukseen. Maatalouden vesiensuojelukosteikkojen mitoitukseen vaikuttavat mm. valuma-alueen koko, peltoisuus ja puuston määrä (Puustinen ym. 2007).

Hulevesikosteikkojen mitoitukseen vaikuttavia valuma-alueen ominaisuuksia ovat mm. valuma-alueen koko ja keskimääräinen valumiskerroin (Suunnittelukeskus Oy 2007a). Valumiskerroin osoittaa valuma-alueelta pintavaluntana poistuvan veden osuuden alueelle satavasta kokonaisvesimäärästä. Valumiskerroin on pienin luonnontilaisilla alueilla, joilla on runsaasti kasvillisuutta ja suurin tiiviillä, rakennetuilla pinnoilla kuten betoni- ja asfalttipinnoilla.

6. TALVIOLOSUHTEIDEN VAIKUTUS KOSTEIKON TOIMINTAAN

Veden kylmeneminen hidastaa mikrobitoimintaa, mikä vaikuttaa selvästi kosteikon puhdistustehoon (kappaleet 4.3 ja 5.3). Mikrobitoiminta vähennee noin 50 % kun lämpötila laskee 10 °C, mikä vaikuttaa kosteikossa denitrifikaation kautta tapahtuvaan typenpoistoon sekä fosforin pidättymis- ja vapautumisreaktioihin. Kosteikkojen biologinen aktiivisuus on suurimmillaan kesällä, mutta sulamisvesien aiheuttamat kuormituspiikit ajoittuvat keväälle (Wittegren 1994, Ahposen 2003 mukaan).

Jormolan & Kotolan (2003) mukaan kosteikkojen ongelmana on myös jäätyminen, jonka seurauksena hulevesi voi virrata sulamis- ja sadetilanteessa jään päällä. Tällöin laskeutunut kiintoaine ei pääse laskeutumaan pohjalle vaan huuhtoutuu seuraavan virtaamapiikin mukana pois. Paksun jään alla virratessaan vedet voivat aiheuttaa pohjasedimentin liikkeelle lähtöä. Matkalassa olevat hulevesiputket voivat myös jäätyä. Jäätymisestä aiheutuvia ongelmatilanteita voidaan estää riittävän suurilla vesisyvyyksillä, putkien lämpöeristyksellä ja vedenpoistojärjestelyillä, joilla kosteikko voidaan tarvittaessa tyhjentää ennen jäätymistään.

Katujen talvisen suolauksen takia etenkin ensimmäisten sulamisvesien mukana kosteikkoon voi tulla erittäin suolapitoisia vesiä. Niiden kerrostuminen kosteikossa voi haitata hulevesikosteikon toimintaa. Mitoituksen ja rakenteen avulla voidaan edistää hulevesien sekoittumista ja laimeneamista, mikä pienentää vesieliöstölle mahdollisesti aiheutuvaa shokkivaikutusta (Jormola & Kotola 2003).

7. KOSTEIKON SUUNNITTELU

7.1 Käytettävissä olevaa ohjeistusta

Maatalouden vesiensuojelukosteikkojen suunnittelusta on esitetty ohjeistusta Puustisen ym. (2007) julkaisussa 'Maatalouden monivaikutteisten

kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus'. Em. julkaisu perustuu kotimaisiin kosteikkotutkimuksiin ja kokemuksiin, ja vaikka se käsitteleeekin pelkääntään maatalouden vesiensuojelukosteikoita, voidaan siinä esitettyjä periaatteita soveltaa myös taajama-alueiden kosteikoihin (Puustinen ym. 2007). Hyvin havainnollinen ja käytännönläheinen opas maatalouden vesiensuojelukosteikon suunnitteluun on Hagbergin ym. (2009) julkaisu 'Käytännön kosteikkosuunnittelu'. Maatalouden vesiensuojelukosteikkojen yleissuunnittelusta on laadittu opas 'Maatalousalueiden monivaikutteisten kosteikkojen yleissuunnitteluopas - ohjeita suunnittelijalle' (Karhunen 2007).

Luonnonmukaisia hulevesienkäsittelymenetelmiä ja niiden suunnittelua on käsitelty mm. julkaisuissa 'Kohti luonnonmukaisempaa taajamahydrologiaa' (Ahponen 2003) ja 'Luonnonmukaisten hulevedenkäsittelymenetelmien ja aluesuunnittelun keinoin kohti parempaa taajamahydrologiaa' (Ahponen 2005). Yksityiskohtaisempaa kotimaista ohjeistusta luonnonmukaisten hulevesienkäsittelymenetelmien suunnittelusta on laadittu osana Kuopion kaupungin toteuttamaa 'Hulevesien hallinta Kuopion Saaristokaupungissa' -nimistä EU-hanketta. Suunnitteluohjeiston on laatinut Suunnittelukeskus Oy (2007a), ja se perustuu ulkomaisiin suunnitteluohjeisiin ja käsikirjoihin sovellettuna Suomen oloihin sekä Suunnittelukeskus Oy:n eri selvityksissä keräämään materiaaliin.

Ulkomaista ohjeistusta hulevesien käsittelystä on runsaasti saatavilla. Esimerkiksi USA:ssa hulevesien luonnonmukaisten käsittelymenetelmien suunnittelusta on laadittu hyvinkin yksityiskohtaista ohjeistusta osavaltioittain (esim. New York State Stormwater Management Design Manual 2003). Eri osavaltioiden/alueiden hulevesien hallintaa käsitteleviä ohjekirjoja on koottu EPA:n (U.S. Environmental Protection Agency) internetsivuille osoitteeseen:

<http://www.epa.gov/waterscience/guide/construction/links.html>

Erilaisista ympäristöolosuhteista johtuen ulkomaista ohjeistusta ei etenkään mitoituksen osalta voi sellaisenaan soveltaa Suomessa. Suomen kylmien ilmasto-olojen takia lähinnä vain Yhdysvaltain pohjoisimmissa osavaltioissa laaditut ohjeistukset ovat käyttökelpoisia.

Maatalouden vesiensuojelukosteikon ja hulevesikosteikon suunnittelun pääperiaatteet ja ohjeistukset ovat pitkälti samat ja seuraavassa onkin käsitelty vesiensuojelukosteikon suunnittelua yhtenä kokonaisuutena. Maatalouden vesiensuojelukosteikoita ja hulevesikosteikoita on tarkasteltu erikseen vain siinä tapauksessa, että suunnitteluohjeet poikkeavat selvästi toisistaan.

7.2 Taustatietojen selvittäminen

Ennen kosteikon suunnittelua tulee selvittää mm. suunniteltavan kosteikkoalueen valuma-alueen rajat, maanomistusolot, suojelevarvot ja rakentamiseen mahdollisesti tarvittavat luvat. Perustamispaikan kenttätutkimuksessa tarkennetaan mm. maaston muodot, säilytettävä kasvillisuus ja ra-

kenteet, joihin kosteikolla voi olla vaikutusta (esim. rakennukset, kaivot, salaojat jne.) (Puustinen ym. 2007). Kosteikot edellyttävät vähintään neljän hehtaarin yläpuolista valuma-aluetta, jotta pysyvä vesipinta ja kosteikkokasvillisuuden menestyminen voidaan taata (Puustinen ym. 2007; Ahponen 2005).

Suunnittelun yhteydessä tulee selvittää myös kosteikkopaikan maaperän ominaisuudet, kuten geotekniset ominaisuudet ja vedenläpäisevyys. Geoteknisten ominaisuuksien perusteella voidaan määrittää maaperän stabiilius ja tarvittavat luiskankaltevuudet (Majoinen 2005). Mikäli kosteikkoon halutaan pysyvä vesipinta, tulee maaperän vedenläpäisykyvyn olla huono.

Maaperän fosforinpidätyskyvyn selvittämiseksi voidaan määrittää maaperän EPC-arvo, jonka perusteella voidaan arvioida kosteikon fosforinpidätyskykyä ja tarvetta ravinteikkaan pintamaan poistoon (Majoinen 2005). Puustisen ym. 2007 mukaan ravinteikas peltomaa tulee kuitenkin aina poistaa kosteikkoa rakennettaessa, mutta esim. karuimmilla metsämailla ohutta pintakerrosta ei ole syytä poistaa.

7.3 Kosteikon sijoittaminen

Vesiensuojelukosteikko on hyvä sijoittaa alavalle alueelle, jossa maaperä on kosteaa ja huonosti vettä läpäisevää. Tällöin kosteikkomaiset olosuhteet on helpointa ylläpitää. Mahdollisia sijoituspaikkoja ovat mm. alueet, joilla on joskus ollut kosteikko sekä kuivatetut tulvaniityt ja painanteet, joen tai puron haarat, purolaaksot jne. (Ruohtula 1996).

Yksinkertainen tapa perustaa kosteikko on palauttaa se alkuperäiselle paikalleen patoamalla oja- ja puronotkoja. Padotus tulee toteuttaa siten, että siitä ei aiheudu merkittävää haittaa ympäröiville alueille. Kosteikko voidaan toteuttaa myös lopettamalla pumppaaminen alueelta, joka on kuivattu pengertämällä (Ruohtula 1996). Purovesiä padottaessa kalojen ja muiden eliöiden esteetön kulku voidaan turvata rakentamalla padoksi luonnonmukainen pohjapato tai rakentamalla padon ohi ohitusuoma (Harjula ja Sarvlinna 2003).

Valuma-alueelle sijoitetut useat pienemmät kosteikot ovat helpommin rakennettavissa ja hoidettavissa kuin vesistöalueen alaosalalle rakennettu yksi suuri kosteikko. Ne myös leikkaavat tulvapiikkejä yhtä suurta kosteikkoa paremmin. Valuma-alueelle hajautettujen kosteikkojen etuna on myös se, että ne voidaan sijoittaa niin, että tulevan veden ainepitoisuudet ovat mahdollisimman korkeat ja kuormittamattomilta alueilta tulevien valumavesien määrä on mahdollisimman pieni (Puustinen ym. 2007). Tällöin vesien puhdistuminen kosteikossa on mahdollisimman tehokasta. Puustisen ym. 2007 mukaan maatalouden vesiensuojelukosteikon yläpuolisen valuma-alueen peltoprosentti tulisi olla vähintään 30 %.

Hulevesikosteikot kuten muutkin luonnonmukaiset hulevesienkäsittelymenetelmät vaativat runsaasti tilaa, ja jo rakennetulla alueella kosteikon sijoittaminen voi olla haasteellista. Uusilla kaavoitettavilla alueilla on

mahdollista laatia kokonaisvaltainen hulevesien hallintasuunnitelma, missä määritetään hulevesien hallinnan periaatteet, hulevesivalunnan reitit, menetelmien tilantarve ja sopivin sijoituspaikka (Suunnittelukeskus Oy, 2007b). Taajamien hulevesikosteikot sijoittuvat yleensä virkistysalueille, olemassa olevien ojien ja purojen yhteyteen tai läheisyyteen, mihin hulevedet on helppo johtaa (Suunnittelukeskus Oy 2007a).

Kaupunkipuroja luonnonmukaistettaessa puron yhteyteen voidaan rakentaa kosteikkomaisia osia. Mikäli kosteikko otetaan osaksi luonnonpuroa tai jokea, on niiden maisema-arvot ja ekologia otettava huomioon (Ahponen 2003).

7.4 Mitoitus

Kosteikon pinta-alan mitoituskriteerinä voidaan käyttää riittävän suurta kosteikkopinta-alan suhdetta sen valuma-alueen pinta-alaan. Kosteikon pinta-alan tulee Ruohtulan (1996) mukaan olla vähintään 1 – 2 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta. Mikäli kosteikolle asetetaan erityisiä vesiensuojellisia tavoitteita, tulisi sen olla vähintään 2 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta (Puustinen ym. 2001). Mikäli kosteikko joudutaan mitoittamaan oleellisesti em. pienemmäksi, tulisi se Puustisen ym. (2001) mukaan varustaa ohijuoksutuksella resuspension ehkäisemiseksi. Kosteikosta tapahtuva ohijuoksutus heikentää puhdistustulosta, mutta haitta on kuitenkin pienempi, kuin mitä resuspensio voi pahimmillaan aiheuttaa.

Kosteikkoon tarvittavan varastotilavuuden mitoitus on yksi tärkeimmistä vaiheista vesiensuojelukosteikon suunnittelussa, ja se on aina tapauskohtaista. Mikäli kosteikon varastotilavuus mitoitetaan liian pieneksi, jää veden viipymä kosteikossa lyhyeksi ja suurilla virtaamilla kosteikon pohjasta lähtee helposti liikkeelle sinne jo sedimentoitunutta ainesta. Tämä on omiaan heikentämään kosteikon puhdistustulosta. Kosteikon viipymän tulisi olla 3-5 vrk (Ruohtula 1996; Ahponen 2005; Suunnittelukeskus Oy 2007a).

Kosteikkoon maksimiviesimääriä varten tarvittava varastotilavuus lasketaan suurilla valuma-alueilla ja haja-asutusalueilla yleensä lumen kevätsumlamisen perusteella. Pienillä valuma-alueilla ja rakennetuilla alueilla hulevesikosteikkoon tarvittava varastotilavuus lasketaan sulan kauden rankkasateen perusteella. Maatalouden vesiensuojelukosteikoilla ja hulevesikosteikoilla laskentaperusteet poikkeavat siis toisistaan, ja seuraavassa varastotilavuuden mitoitusperusteita on tarkasteltu erikseen.

7.4.1 Maatalouden vesiensuojelukosteikot

Rakentamattomilla alueilla suurimmat ylivirtaamat esiintyvät keväällä lumen sulamisen seurauksena. Puustisen ym. (2007) mukaan kosteikko tulee mitoittaa 10-20 vuoden keskiylivirtaaman (MHQ) perusteella. Keskiylivirtaama on suurimpien vuosittaisten vuorokausivirtaamien keskiarvo. Kosteikon kriittiset rakenteet, kuten padot ja penkereet tulee mitoittaa ker-

ran 20 vuodessa toistuvan ylivirtaaman ($HQ_{1/20}$) perusteella. Poikkeuksellisen suuret virtaamat voidaan ohjata myös kosteikon ohi tulvauomassa, millä varaudutaan myös ilmastomuutoksen aiheuttamiin, mahdollisesti hyvin ääreviin sääilmiöihin (Puustinen ym. 2007).

Mitoitusvirtaaman määrittämiseen kannattaa käyttää lähtökohtaisesti alueella tehtyjä virtaamamittauksia ja seurantatietoa. Aina tällaista tietoa ei kuitenkaan ole saatavissa. Tällöin MHQ ja $HQ_{1/20}$ voidaan määrittää esim. Seunan (1983) esittämien kaavojen (1) ja (2) avulla (Puustinen ym. 2007):

$$MHQ = A \cdot [0,018 \cdot (C+I_S)^2 - 1,2 \cdot (C+I_S) + 0,29 \cdot E_0 - 0,50 \cdot F_S + 126] \quad (1)$$

$$HQ_{1/20} = A \cdot [48A^{-1/2} + 0,39 \cdot E_0 - 1,8 \cdot F_S + 257] \quad (2)$$

missä A = valuma-alueen ala (km^2)

C = peltojen osuus valuma-alueesta (%)

I_S = päällystetyn maan tai avokallion osuus valuma-alueesta (%)

E_0 = valuma-alueen purkautumiskohdan korkeus merenpinnasta (m)

F_S = kasvava puusto koko valuma-alueelle jaettuna ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)

Pato- ja pengerrakenteiden mitoitusvirtaamat saadaan joko kaavalla (2) tai kertomalla MHQ valittua toistumisaikaa vastaavalla kertoimella (taulukko 6). Suunnittelussa tulee huomioida, että pato, jonka korkeus on 3 m tai yli, on patoturvallisuuslain alainen.

TAULUKKO 6 *Kertoimet eri toistumisaikojaa vastaavien kevytylivalumien (Hq) määrittämiseksi kevään keskiylivaluman (MHq) perusteella (Seuna 1983) Ruohtulan (1996) mukaan.*

	Toistumisaika (v)				
	5	10	20	50	100
Kerroin	1,4	1,6	1,9	2,2	2,5

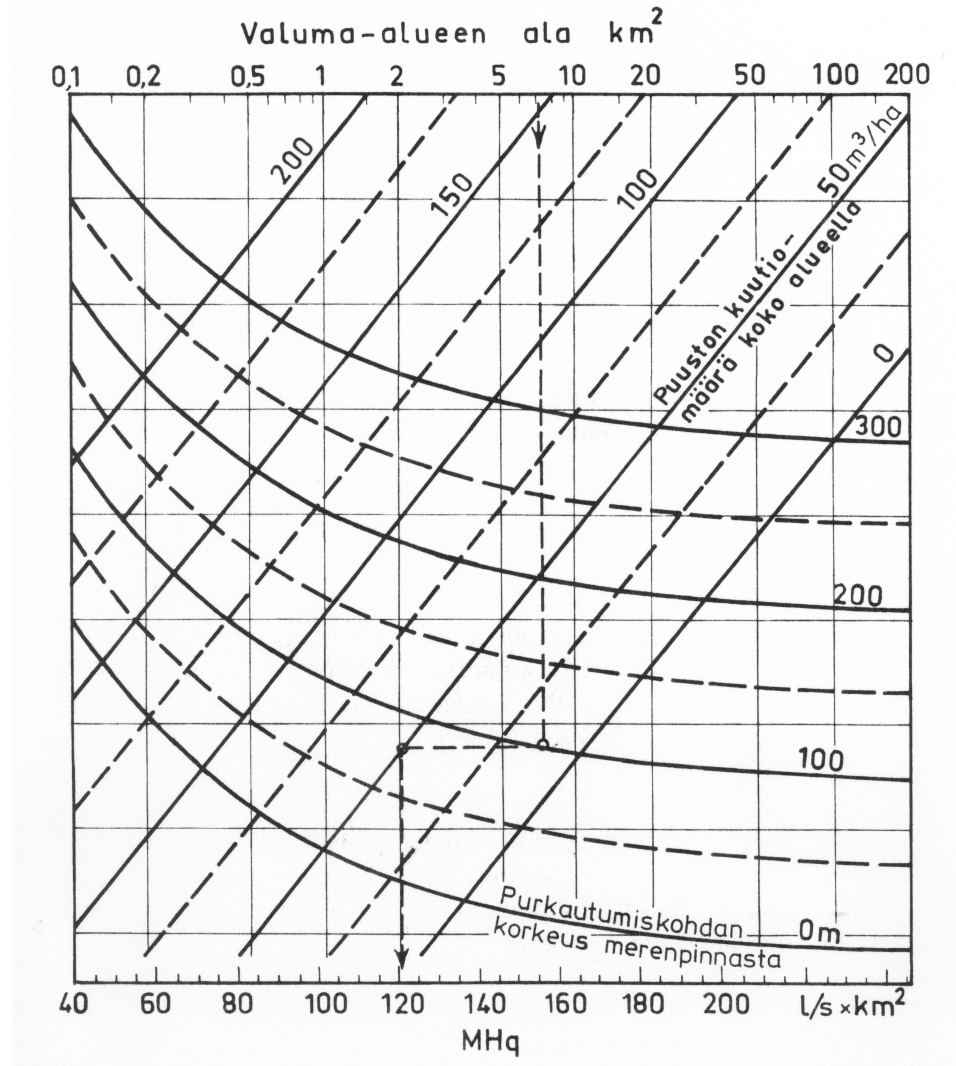
Mitoitusvirtaaman määrittämiseen tarvittavat tiedot kosteikon valuma-alueen maankäytöstä saadaan esim. alueen peruskartoista ja ilmakuvista.

Kun tiedetään mitoitusvirtaama (Q) ja kosteikolta haluttava nimellisviipymä (t_n), saadaan kosteikolta vaadittava varastotilavuus (V) kaavalla:

$$V = t_n \cdot Q$$

Kuvassa 3 määritetty keskiylivaluma on 120 l/s km^2 , jolloin keskiylivirtaama (mitoitusvirtaama) on $120 \text{ l/s km}^2 \cdot 7,1 \text{ km}^2 = 852 \text{ l/s} = 73\,600 \text{ m}^3/\text{d}$. Mikäli kuvassa 3 esitetyn esimerkin mukaiselle kosteikolle halutaan nimellisviipymäksi 1 vrk, saadaan kosteikkoon tarvittavaksi varastotilavuudeksi $1 \text{ d} \cdot 73\,600 \text{ m}^3/\text{d} = 73\,600 \text{ m}^3$. Mikäli kosteikon keskisyvyys on tulva-aikana 0,6 m, on kosteikon vaatima pinta-ala $122\,700 \text{ m}^2$, mikä on 1,7 % valuma-alueen pinta-alasta.

Kosteikon mitoitusvirtaama (MHQ) voidaan määrittää myös Seunan (1983) esittämästä nomogrammista (kuva 3).



Esimerkki: Valuma-alueen ala 7,1 km², korkeus merenpinnasta 102 m, puuston kuutiomäärä koko alueelle jaettuna 50 m³/ha -> keskiylivaluma 120 l/s km²

KUVA 3 Kevätkauden keskiylivaluman (MHq) määrittäminen järvettömillä valuma-alueilla (Seuna 1983) Ruohutulan (1996) mukaan.

7.4.2 Hulevesikosteikot

Rakennetuilla alueilla suurimmat hetkelliset valumat esiintyvät sulan kauden rankkasateiden aikana. Hulevesien hallintamenetelmien mitoitusvirtaaman ja mitoitusvesimäärän laskentaperusteena onkin pääsääntöisesti sulan kauden rankkasade. Mitoitussade määritetään perustuen kolmeen tekijään, joita ovat sateen kesto aika, toistuvuus ja rankkuus (Suunnittelukeskus Oy 2007a).

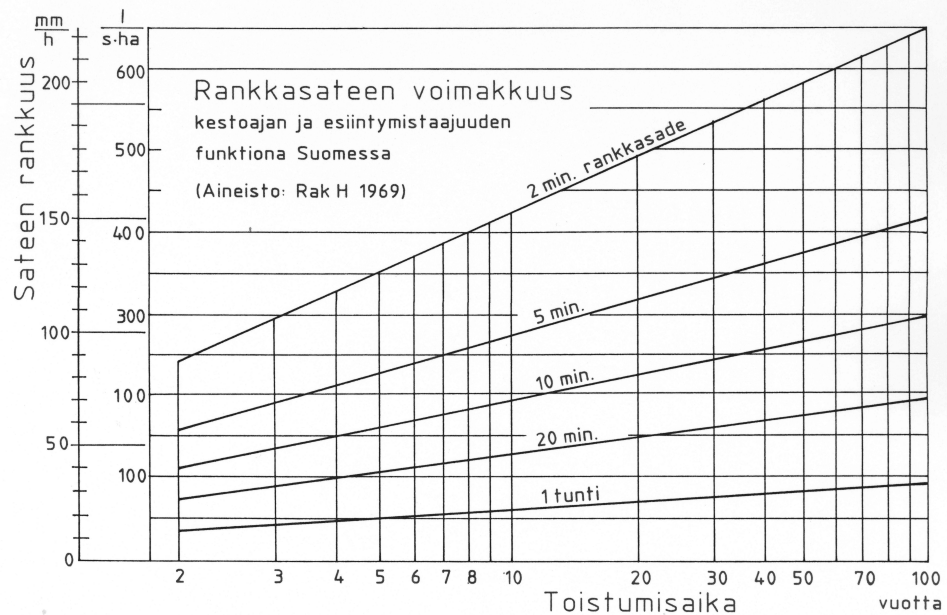
Mitoitussateen kesto riippuu valuma-alueen koosta. Yleensä suurin virtaama saadaan silloin kun mitoitussateen kestoksi valitaan se aika, jonka

veden kulkeutuminen valuma-alueen äärilaidalta kosteikkoon vie. Veden virtausajat voidaan arvioida keskimääräisten virtausnopeuksien avulla, joita on esitetty mm. maastolle, ojille, putkille jne. (Betoniviemärit 2003). Rakennusinsinöörien liitto (1998) on esittänyt mitoitussateen kestolle eri kokoisilla valuma-alueilla seuraavia arvoja (Suunnittelukeskus Oy 2007a):

Valuma-alueen pinta-ala (ha)	Mitoitussateen kesto (min)
<2	5
2-5	10
5-20	20
20-60	60

Mitoitussateen toistuvuus valitaan käyttökohteen mukaan. Nykyisellään hulevesien hallinnassa alueilla, joissa tulvimisesta koituu huomattavaa haittaa, mitoitussateena käytetään harvoin (esim. kerran kymmenessä vuodessa) toistuvaa sadetta. Alueilla, joissa tulviminen ei aiheuta ongelmia, toistumisaika voi olla lyhyt (esim. 2-3 vuotta, Suunnittelukeskus Oy 2007a). Esimerkiksi Tampereen kaupungin Vuoreskeskuksen länsipuiston hulevesien hallintasuunnitelmassa (FCG Planeko Oy 2008) ja Hervantajärven osayleiskaavan hulevesien hallintasuunnitelmassa (Tampereen kaupunki 2007) kosteikkojen mitoitussateena on käytetty kerran viidessä vuodessa toistuvaa rankkasadetta.

Mitoitussateen rankkuus määräytyy valitun kestoajan ja toistumistiheyden perusteella ja on katsottavissa sadetilastojen perusteella tehdyistä nomogrammeista (kuva 4).



KUVA 4 Rankkasateen voimakkuuksia Suomessa (Suomen kunnallisteknillinen yhdistys 1991).

Rakennettujen alueiden sisälle tulevien hulevesien luonnonmukaisten hallintamenetelmien mitoituksessa esitetään käytettäväksi kerran viidessä vuodessa toistuvaa 10 minuutin rankkasadetta voimakkuudeltaan 160 l/s ha (Suunnittelukeskus Oy 2007a).

Jotta mitoitussateen perusteella voitaisiin laskea kosteikkoon tuleva vesimäärä, tulee kosteikon valuma-alueelta määrittää erilaisten pintojen osuus ja niiden valumakerroin ja edelleen koko valuma-alueen keskimääräinen valumakerroin. Valumakerroin määrittää sen, mikä osa valuma-alueelle tulevasta sateesta poistuu valuma-alueelta pintavaluntana. Luonnonmukaisilla alueilla suuri osa sadannasta mm. imeytyy, haihtuu ja varastoituu kun taas tiiviiksi rakennetuilla pinnoilla (esim. asfaltti, kiveys) suurin osa sadannasta muodostuu valunnaksi (taulukko 7).

TAULUKKO 7 *Erilaisten pintojen valumakertoimia (Suomen kunnallisteknillinen yhdistys 1991).*

Pinnan laatu	Valumakerroin
Katto	0,90
Betoni ja asfaltti	0,80
Tiivissaumainen kiveys	0,80
Kiveys hiekkasaumoin	0,70
Hyväkuntoinen soratie	0,50
Nurmetettu luiska	0,50
Paljas laakeahko kallio	0,40
Sorakenttä ja -käytävä	0,30
Puistomainen piha	0,20
Puisto, runsaasti kasvillisuutta	0,15
Kallioinen metsä	0,15
Niitty, pelto, puutarha	0,10
Tasainen tiheäkasvuinen metsä	0,05

Mitoitussateen, valuma-alueen pinta-alan ja keskimääräisen valumiskertoimen perusteella hulevesivirtaama ja hulevesimäärä lasketaan seuraavilla kaavoilla:

$$Q_{mit} = \varphi \cdot A \cdot i$$

$$V_{mit} = \frac{\varphi \cdot A \cdot i \cdot t}{1000}$$

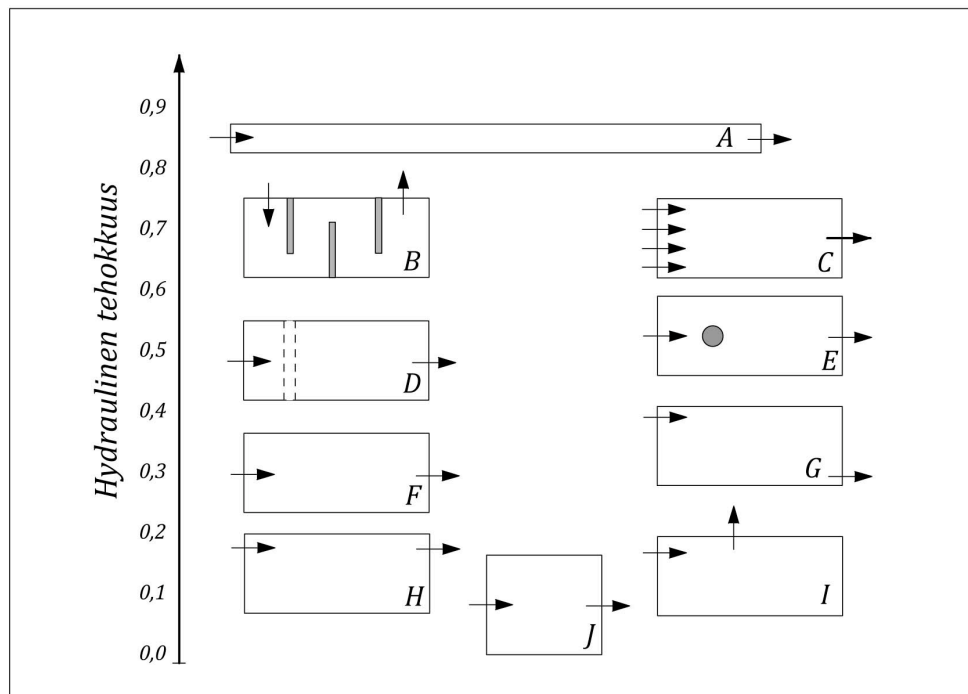
- missä Q_{mit} = mitoitusvirtaama (l/s)
 V_{mit} = mitoitusvesimäärä (m³)
 φ = valumakerroin
 A = valuma-alueen pinta-ala (ha)
 i = sateen rankkuus (l/s ha)
 t = sateen kesto (s)

Mitoitussadetta suurempien sateiden aiheuttamien vesimäärien hallitsemiseksi kosteikot tulee rakennetuilla alueilla aina varustaa tulvareitillä. Tulvareitin suunnitteluun tulee kiinnittää erityistä huomiota, koska vesimäärät ovat suuria (Suunnittelukeskus Oy 2007a).

7.5 Kosteikon hydraulinen tehokkuus

Kuten kappaleessa 5.4 todettiin, kosteikon puhdistustehokkuuden kannalta ratkaisevan tärkeä kriteeri on veden viipymä kosteikossa. Jakamalla kosteikon tilavuus sinne aikayksikössä tulevalla vesimäärällä, saadaan kosteikon nimellisviipymä. Nimellisviipymä kuvastaa tilannetta, jossa kaikki kosteikkoon tuleva vesi kulkee tasaisesti samalla nopeudella kosteikon läpi. Käytännössä kuitenkin vesi virtaa eri nopeuksilla kosteikon eri osissa (oikovirtaukset, seisovan veden alueet). Kosteikon puhdistuskyvyn kannalta kosteikko tulisi suunnitella hydraulisesti tehokkaaksi niin, että vesi virtaa kosteikossa tasaisesti ja todellinen viipymä on mahdollisimman lähellä nimellisviipymää (Ahponen 2005; Puustinen ym. 2007).

Kosteikon hydraulinen tehokkuus kasvaa sen mukaan, mitä pitkänomaisempi on veden virtausreitti. Kun myös maisemalliset näkökohdat huomioidaan, sopiva pituuden ja leveyden suhde on 3:1 – 5:1 (Puustinen ym. 2007). Erilaisilla muotoilu- sekä tulo- ja poistoaukkoratkaisuilla voidaan vaikuttaa huomattavasti kosteikon hydrauliseen tehokkuuteen (kuva 5).



A: pitkänomainen muoto, B: kannakset, C: tulevan veden jakaminen laajemmalle alueelle, D: poikittaiset vedenalaiset tasanteet ja kasvillisuusvyöhykkeet, E: saarekkeet

KUVA 5 Erilaisten kaavamaisien muotoiluratkaisujen (pituus/leveys) likimääräisiä hydraulisen tehokkuuden arvoja (Persson & Wittgren 2003) Puustisen ym. 2007 mukaan.

7.6 Kosteikon rakenne

Kosteikon toteuttamistapa ja tyyppi määräytyvät kosteikon perustamispaikan ominaisuuksien mukaan. Kosteikko voidaan muodostaa joko patoamalla sopivaan maastonkohtaan, kaivamalla tai näiden yhdistelmänä. Kosteikon toteuttamistavalla ei ole vaikutusta sen tehokkuuteen, mutta perustamiskustannukset jäävät patoamalla toteutettavissa kosteikoissa huomattavasti alhaisemmiksi (Puustinen ym. 2007).

Yksityiskohtaisia ohjeita kosteikon muodon suunnittelusta ei voida antaa, koska sen lopullinen muoto riippuu mm. maaston korkeussuhteista ja muodoista sekä käytettävissä olevasta alueesta. Kaivamalla toteutettavien kosteikkojen muoto voidaan luonnollisesti suunnitella tarkemmin kuin patoamalla toteutettavien kosteikkojen muoto.

Kuvassa 6 on esitetty pelkistetysti kosteikon muotoilua ja poikkileikkausta. Seuraavassa esitetty numerointi viittaa kuvaan 6. Kosteikko on hyvä suunnitella ns. yhdistelmä-kosteikoksi niin, että se sisältää sekä syvemmän avoimen allasosan (1) että matalan veden alueen (2). Kosteikon syvillä alueilla virtaama hidastuu mahdollistaen kiintoaineen laskeutumisen, ja syvät alueet edesauttavat myös typenpoistoa. Puustisen ym. (2007) mukaan syvämpi (kuivanakin aikana > 1 m) allasalue on hyvä sijoittaa kosteikon alkupäähän, jolloin virtaama hidastuu ja kiintoainetta laskeutuu jo ennen varsinaista kosteikkoaluetta. Suunnittelukeskus Oy:n (2007a) ohjeistuksen mukaan alkupään syväneosan tilavuuden tulee olla 10 – 15 % kosteikon mitoitustilavuudesta.

Matalilla alueilla virratessaan vesi pääsee hyvin kosketuksiin maan ja kasvillisuuden kanssa, mikä edistää ravinteiden (etenkin fosfori) ja kiintoaineen poistoa. Laajempi matala alue suositellaan tehtäväksi kosteikon loppupäähän, jolloin kosteikosta lähtevä vesi ehtii hapettua ja mahdollisesti hapettomasta syväneosasta liikkeelle lähtenyt fosfori ehtii sitoutua. Mikäli myös kosteikon loppupäähän tehdään syväne kiintoaineen pidättämistä varten, tulee sen kunnossapitotoimilla varmistaa, ettei fosforia pääse vapautumaan syvänteiden pohjasta.

Syväneosien kaivumassoista kosteikkoon voidaan muotoilla niemekkeitä ja saaria (3). Matalat, poikittaiset, vedenalaiset tasanteet (4) varmistavat veden tasaista virtausta kosteikossa. Tasanteilla, niemekkeillä ja saarilla lisätään kosteikon hydraulista tehokkuutta (kappale 7.5) ja samalla parannetaan kosteikon puhdistuskykyä. Ne parantavat myös kosteikon biologista monimuotoisuutta lisäämällä veden ja maan vaihtumisvyöhykkeitä.

Kosteikon ranta-alueet ja saaret tulee muotoilla loiviksi. Näin helpotetaan kasvillisuuden juurtumista ja ehkäistään eroosiota.

Kosteikon toimintaa parantaa merkittävästi se, että sen vesitilavuus lisääntyy merkittävästi tulvan alkuvaiheessa, jolloin valumavesien aiheuttama kuormitus on suurimmillaan. Loivaksi muotoillut rantavyöhykkeet toimivat tulva-alueina (5), jotka ovat veden peitossa ehkä vain muutamina päivinä tai viikkoina vuodessa mutta vesiensuojelun kannalta erittäin tärkeitä

ajankohtina. Tulva-alueiden huokoinen ja hapekas maaperä toimii tehokkaasti vedenpuhdistusprosesseissa kevättulvan aikaan, jolloin kasvillisuus ei vielä ole kehittynyt. Suorat pintavalunnat ympäröiviltä pelloilta tulevat kosteikkoon yleensä kuivillaan olevan tulva-alueen kautta, joten tulva-alue toimii myös kosteikon suojavyöhykkeenä.



KUVA 6 *Esimerkki kosteikon rakenteesta ja poikkileikkauksesta (1 = syvän veden alue, 2 = matalan veden alue, 3 = niemekkeet ja saaret, 4 = vedenalainen tasanne, 5 = tulva-alue, 6 = pohjapato).*

Ruohtulan (1996) mukaan sopiva vesisyvyys kosteikossa on noin 0,5 – 0,7 m melko suurella osalla kosteikkoa kuivimpana aikana niin, että muulla osalla maanpinta on enintään 0,3 m vedenpintaa ylempänä.

Kosteikon keskeinen rakenne on pato (6), ja siinä oleva juoksutuskyynnys tai ylivirtausaukko. Ylivirtausaukon muoto vaikuttaa siihen, miten paljon vesi nousee kosteikossa tulvavirtaamilla. Mitä kapeampi ylivirtausaukko on, sitä enemmän kosteikon vedenpinta vaihtelee ja sitä suurempi on tulvavesien säätely- ja viivytykskapasiteetti. Vedet voidaan johtaa kosteikosta myös purkutupkella padon lävitse, jolloin tulvavirtaamia varten tarvitaan erillinen ylivirtauskyynnys (Puustinen ym. 2007). Hule-

vesikosteikkojen suunnitteluohjeen mukaan (Suunnittelukeskus Oy 2007a) purkuputki tulee mitoittaa niin, että kosteikon viivytystilavuus tyhjenee viimeistään 3-5 vrk:n kuluttua täyttymisestä.

Etenkin rakennetun alueen sisälle sijoittuvien rakenteiden suunnittelussa on kiinnitettävä erityistä huomiota esteettisyyteen ja yhteensopivuuteen muun rakentamisen kanssa.

7.7 Kasvillisuus

Kosteikon kasvillisuus muodostetaan yhdistämällä kylvöjä, istutuksia ja luontaista leviämistä. Parhaiten menestyvät alueella jo luontaisesti esiintyvät lajit ja niiden kannat. Tarvittava kasvimateriaali voidaan hankkia kohdealueelta tai lähialueelta ja sitä voidaan täydentää kylvämällä ja osto-
taimilla. Ostosiemenien ja -taimien tulisi olla kotimaisia 'maatiaislajeita' (Puustinen ym. 2007). Taulukkoon 8 on koottu tavanomaisia kosteikossa viihtyviä kasvilajeja.

Parhaiten hulevesiä käsittelevässä kosteikossa menestyvät kasvit, jotka tulevat toimeen vaihtelevassa ympäristössä, sillä kosteikon veden laatu vaihtelee hyvin nopeasti sadepiikkien mukaan. Paras puhdistusteho saadaan aikaan monilajisella kasvillisuudella, jossa yksi laji on sopeutunut elämään paremmin virtapaikassa, toinen taas suvantokohdassa. Alueen luontaisten kasvien mahdollisuudet elää kosteikoilla ovat paremmat kuin muualta tuotujen lajien (Ferguson 1998, Ahposen 2003 mukaan).

Kosteikon reuna-alueilla viihtyviä puuvartisia lajeja ovat mm. erilaiset pajulajit ja tervaleppä. Pensaiden, erityisesti pajun, on todettu olevan erittäin tehokas ravinteiden pidättämisessä (Ahponen 2003). Lehtipuita, kuten tervaleppä, voidaan istuttaa kosteikon rannoille tuomaan kosteikkoon vaihtelevuutta. Puut myös varjostavat kosteikkoa hilliten vesikasvien liiallista kasvua. (Ruohtula 1996).

Suora siemenkylvö on kannattavaa lajeilla, joiden kasvusyvyys on vesirajassa tai sen yläpuolella. Vedenpinnan alapuolella kasvavilla lajeilla kasvillisuutta lisätään siirtämällä kasveja tuppaina, pottitaimina ja paljasjuurisina taimina tai niiden osina (Puustinen ym. 2007).

Mitä rakennetummassa ympäristössä kosteikko sijaitsee, sitä enemmän yleensä kiinnitetään huomiota kasvilajistoon ja sen visuaaliseen ilmeeseen.

Veden puhdistustuloksen kannalta on olennaista, että kasvillisuus on peittävää ja elinvoimaista. Kasvillisuus toimii sekä veden puhdistusprosesseissa että eroosion ehkäisemisessä.

TAULUKKO 8 Tavanomaisia kosteikossa viihtyviä kasvilajeja ja niiden kasvupaikka-vaatimukset suhteessa rantaviivaan ja vedenpinnan tasoon (Puustinen ym. 2007). Kasvupaikan rehevyystaso: i=ei merkitystä, m=keskirehevä, me=keskirehevä-rehevä, e=rehevä.

Tieteellinen nimi	Suomenkielinen nimi	Rehevyystaso	Kasvusyvyyks (cm)
<i>Alisma plantago aquatica</i>	Ratamosarpio	me	0 - -25
<i>Schoenoplectus lagustris</i>	Järvikaisla	i	-10 - -50
<i>Typha latifolia</i>	Leveäosmankäämi	me	0 - -50
<i>Phragmites australis</i>	Järviruoko	i	0 - -120
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Karvalehti	e	-20 - -100
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Ahvenvita	i	-30 - -100
<i>Potamogeton natans</i>	Uistinvita	i	-30 - -100
<i>Butomus umbellatus</i>	Sarjarimpi	e	-20 - -120
<i>Nuphar lutea</i>	Ulpukka	i	-25 - -150
<i>Nymphaea alba</i>	Lumme	i	-25 - -150
<i>Iris pseudacorus</i>	Kurjenmiekka	me	+10 - -10
<i>Lythrum salicaria</i>	Rantakukka		+30 - -10
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Ranta-alpi		+40 - -10
<i>Juncus conglomeratus</i>	Keräpäävihvilä		+50 - -5
<i>Carex sp.</i>	Sarat		+40 - -25
<i>Calla palustris</i>	Vehka	m	+10 - -10
<i>Ranunculus lingua</i>	Jokileinikki	me	+30 - -5
<i>Eleocharis mamillata</i>	Mutaluikka	i	+5 - -10

8. KOSTEIKON HOITO JA SEURANTA

Toimiakseen hyvin vesiensuojelukosteikot vaativat säännöllistä hoitoa ja kunnossapitoa. Kosteikon hoitovastuussa on tavallisesti maanomistaja. EU:n ympäristötuen piiriin kuuluvat viljelijät voivat hakea kosteikon hoitoon maatalouden ympäristötukea. Hoitovastuu voidaan halutessa siirtää myös esim. kunnalle, osakaskunnalle tai järven suojeluyhdistykselle. Kosteikon hoidon rahoittamista varten voidaan myös perustaa erityinen hoitorahasto. Rahaston hallinnoijana voivat toimia esim. yhteisen vesialueen osakaskunnat, jolloin hallinnointiin ei tarvita erillistä organisaatiota (Simola & Jutila 2006).

Seuraavassa on tarkasteltu kosteikon toiminnan ylläpitämiseksi tarvittavia toimenpiteitä. Maatalouden vesiensuojelukosteikkojen ja hulevesikosteikkojen vaatimat hoitotoimenpiteet ovat pitkälti samankaltaiset.

8.1 Rakenteiden tarkistus ja kunnossapito

Kosteikon rakenteet tulee tarkastaa aina runsaan virtaaman jälkeen keväällä lumen sulettua ja myös voimakkaiden sateiden jälkeen. Ensimmäisinä vuosina maarakenteet painuvat ja tarkastus on välttämätöntä. Huomiota tu-

lee kiinnittää kertyneen lietteen määrään, altaan ja patojen luiskien kuntoon sekä juoksutusrakenteisiin (Ruohtula 1996). Havaitut vauriot tulee korjata välittömästi, sillä jo lievästi erodoituneet penkereet ovat vaarassa vaurioitua lisää nousevan virtaaman tilanteessa. Hulevesikosteikkojen seuranta ja huoltotoimia tulee tehdä ainakin kaksi kertaa vuodessa (Suunnittelukeskus Oy 2007).

8.2 Lietteen poisto

Kosteikon syväneosiin kertyvää lietettä poistetaan tarpeen mukaan (5-15 vuoden välein). Suositeltava tyhjennysväli voi vaihdella huomattavastikin eri kohteissa. Liette poistetaan kaivinkoneella tai lietepumpulla aliveden aikaan, jolloin kiintoainesta lähtee liikkeelle virtaavan veden mukana mahdollisimman vähän (Puustinen ym. 2007, Suunnittelukeskus Oy 2007). Poistettu liete tulee sijoittaa niin, ettei se pääse valumaan takaisin veteen.

Lisäksi lietteen poisto voi olla tarpeen kosteikoihin laskevien ojien suista jopa vuosittain (Harjula & Sarvilinna 2003).

Maatalouden vesiensuojelukosteikoista ruopattu liete voidaan sijoittaa pelloille (Ruohtula 1996). Mikäli poistettu liete sijoitetaan maastoon, voidaan tasoitettun lietekerroksen päälle kylvää esim. heinänsiementä sitomaan lietettä paikalleen (Puustinen ym. 2007).

8.3 Kasvillisuuden hoito

Hulevesikosteikoille laaditun suunnitteluohjeen mukaan kosteikon pinta-alasta tulisi 85 % olla kasvillisuuden peittämää (Suunnittelukeskus Oy 2007a). Tarvittaessa kasvittumista tulee tehostaa lisäästutuksin tai kylvöin.

Jos kasvillisuus on alueelle ominaista, se menestyy hyvin ja kasvillisuuden hoidolla pyritäänkin yleensä pitämään yllä monipuolista kasvillisuutta ja ehkäisemään liiallista kasvua (Puustinen ym. 2007). Hoitamattomaan kosteikkoon kehittyä yleensä yksipuolinen, yhden tai muutaman kasvilajin muodostama kasvusto. Aggressiivisimmat kasvit ovat leveäosmankäämi (*Typha latifolia*), järviruoko (*Phragmites australis*) ja karvalehti (*Ceratophyllum demersum*).

Kasvillisuutta voidaan hoitaa niittämällä sitä mosaiikkimaisesti osaluonteisesti. Kasvinjätteet tulee aina kerätä pois, jolloin kasvimassan sisältämät ravinteet eivät vapaudu veteen. Kosteikon niitto tulee tehdä loppukesällä kasvukauden päättyessä (aikaisintaan elokuussa), jolloin ravinteet ovat pääosin kasvin vihreissä osissa ja mahdollisimman suuri määrä ravinteita saadaan samalla poistettua kierrosta. Tällöin myös alueella mahdollisesti pesivät linnut ovat lopettaneet pesintänsä (Puustinen ym. 2007).

Kasvillisuuden hoitoon voi sisältyä myös kosteikon ranta-alueiden puuston ja pensaiden raivaaminen näkymien avaamiseksi ja varjostuksen vähentämiseksi (Ruohtula 1996, Puustinen ym. 2007).

Edellä esitetyt ohjeet kasvillisuuden hoidosta tähtäävät lähinnä kosteikon toimintaan veden puhdistuksessa. Esim. lintuvedeksi tarkoitettun kosteikon kasvillisuuden hoito-ohjeet poikkeavat edellä esitetyistä, ja niitä on esitetty mm. Metsähallituksen julkaisussa ”Lintuvesien kunnostus ja hoito” (Mikkola-Roos 1995).

Mitä rakennetummassa ympäristössä kosteikko sijaitsee, sitä enemmän kosteikon kasvillisuuden hoidossa voi painottua myös halutun visuaalisen ilmeen ylläpito.

8.4 Roskien poisto

Etenkin taajama-alueella sijaitsevien kosteikkojen ongelmana voi olla roskaaminen. Kosteikko tulee siivota roskista, ja etenkin purkurakenteiden kohdalta roskat ja kiintoaines tulee poistaa aina, kun tukkeutumisen vaara on olemassa (Suunnittelukeskus Oy 2007a).

8.5 Seuranta

Jotta kosteikkojen toiminnasta ja tehokkuudesta saataisiin tietoa, on toteutettujen kosteikkojen seuranta tärkeää. Virtaavissa vesissä ongelmana on vedenlaadun nopea ja voimakas vaihtelu, jolloin yksittäiset näytteet kertovat vain hetkellisen tilanteen. Simolan ja Jutilan (2006) mukaan luotettavien tulosten saamiseksi tarvitaankin jatkuvatoimista mittausta 1-2 kuukauden jaksoissa kaikkina vuodenaikoina. Koska vesiolot vaihtelevat huomattavasti vuosittain, tulisi seurantaa jatkaa useampia vuosia. Seuranta tulisi aloittaa vasta muutamien vuosien kuluttua kosteikon rakentamisesta toiminnan vakiinnuttua. Jatkuvatoiminen mittaus ja tulosten analysointi on kuitenkin hyvin kallista ja aikaa vievää, joten siihen tarvittaisiin erillistä rahoitusta ja resursseja.

Seurantamenetelmien yhdenmukaistaminen olisi tärkeää, jotta eri kohteilta voitaisiin saada vertailukelpoista tietoa. Vedenlaadun seurannan lisäksi tulisi selvittää myös luonnon monimuotoisuus-, virkistyskäyttö- ja maisema-arvoja (Simola & Jutila 2006).

9. KUSTANNUKSISTA

Kosteikon rakentamisen kokonaiskustannukset muodostuvat monesta eri tekijästä, mm. suunnittelusta, puuston poistosta, rakennustyöstä, työmaa- ja valvojen kuluista ja viimeistelytyöistä. Suunnittelukustannukset muodostuvat mm. suunnittelijan palkasta, maa- ja vesinäytteiden analysoinnista, karttojen tilaamisesta, korkeusmittausten suorittamisesta, maastokäynneistä jne. Hankkeen kokonaiskustannukset voivat helposti muodostua ennalta arvioitua suuremmiksi (Simola & Jutila 2006).

Merkittävin kustannuserä on maan kaivuu ja maa-ainesten käyttö kosteikkorakenteiden materiaalina. Suurimmat maansiirrot muodostuvat ravinteikkaan maakerroksen poistosta, syväneosan kaivusta ja padon sekä

penkereiden rakentamisesta. Maamassojen siirrosta aiheutuvat kustannukset minimoidaan käyttämällä kaivetut massat kosteikon patojen ja penkereiden rakentamiseen. Merkittävä kustannuserä muodostuu myös kosteikon viimeistelystä ja erillisten kosteikkorakenteiden ja luiskien kaltevuuden muotoilusta. (Puustinen ym. 2007.)

Patoamalla ja kokonaan kaivamalla tehdyn kosteikon kaivumassojen erot ovat merkittäviä, ja siten kosteikon perustamiskustannukset voivat vaihdella huomattavasti. Patoamalla tehtävän kosteikon kustannuksista pääosa muodostuu patorakenteesta sekä lisäksi pintamateriaalin mahdollisesta poistosta ja syväosien kaivusta. Jos kosteikko tehdään kokonaan kaivamalla, kaivettavien maamassojen tilavuus on moninkertainen verrattuna patoamalla toteutettuun kosteikkoon. (Puustinen 2007.)

Taulukkoon 9 on koottu Puustisen ym. (2007) esittämiä ohjeellisia kaivumassojen määriä pinta-alaltaan eri kokoisissa, kaivamalla ja patoamalla tehdyissä kosteikoissa.

TAULUKKO 9 *Ohjeellisia kaivumassan määriä pinta-alaltaan eri kokoisissa patoamalla ja kaivamalla tehdyissä kosteikoissa. Laskelmassa kosteikon keskimääräinen kaivussyvyys pienenee pinta-alan kasvaessa. Käytännössä kaivumäärä täytyy arvioida kaikissa suunnitelmissa erikseen kokonaiskustannusten laskemiseksi (Puustinen ym. 2007).*

Kosteikon pinta-ala	Patoamalla rakennettava kosteikko				Massiivikaivuna rakennettava kosteikko	
	Kosteikon syväosa		Pintamaan poisto		Syvyys	Tilavuus
m ²	Pinta-ala m ²	Tilavuus m ³	Syvyys m	Tilavuus m ³	m	m ³
200	20	12	0,15	42	1,21	242
500	50	30	0,15	105	1,14	570
1000	100	60	0,15	210	1,04	1040
2000	100	60	0,15	360	0,94	1880
4000	100	60	0,15	660	0,77	3080
6000	100	60	0,15	960	0,64	3840
8000	100	60	0,15	1260	0,55	4400
10000	100	60	0,15	1560	0,50	5000
12000	100	60	0,15	1860	0,48	5760
16000	100	60	0,15	2460	0,44	7040
20000	100	60	0,15	3060	0,40	8000

10. TULOKSIA TOTEUTETUISTA KOSTEIKKOHANKKEISTA

Koska ilmasto-olot vaikuttavat olennaisesti vesiensuojelukosteikon toimintaan, on seuraavassa tarkasteltu lähinnä pohjoismaalaisista hankkeista saatuja tutkimustuloksia. Kosteikkojen rakentaminen on Suomessa vielä jokseenkin uutta, minkä vuoksi kotimaisia seurantatuloksia kosteikkojen toiminnasta on vielä jokseenkin vähän käytävissä. Kotimaisia tutkimustuloksia on koottu taulukkoon 10. Tutkituilla vesiensuojelukosteikoilla on saatu aikaan hyvin erilaisia ainepitoisuuksien alenemisiä.

Puustinen ym. (2001) ovat tutkineet kolmen maatalouden valumavesien puhdistamiseksi rakennetun kosteikon (Hovi, Alastaro, Flytträsk) vaikutusta valumavesien laatuun. Hovin kosteikon valuma-alue on kokonaan viljelykäytössä, Alastaron kosteikon valuma-alueen peltoprosentti on 90 % ja Flytträskin kosteikon 35 %. Tämä selittää osaltaan eroja tulevan veden ainepitoisuuksissa.

Hovin kosteikossa mitatut kiintoainepoistumat olivat korkeita johtuen kosteikon pitkästä viipymästä, mikä puolestaan johtui kosteikon suuresta pinta-alasta suhteessa valuma-alueen pinta-alaan (5 %). Sekä Alastaron että Flytträskin kosteikoissa oli kasvillisuutta runsaammin kuin Hovin kosteikossa, mutta kiintoainepoistumat jäivät selvästi pienemmiksi, mikä Puustisen ym. (2001) mukaan viittaa viipymän olevan kasvillisuutta tärkeämpi tekijä kosteikon kiintoainepoistossa. Alastaron kosteikossa tapahtui usein kiintoaineen resuspensiota johtuen kosteikon lyhyestä viipymästä.

Valtaosa kosteikoihin tulleesta fosforista oli kiintoainemuodossa, ja fosforipoistumat olivat saman suuntaiset kuin kiintoainepoistumat. Liukoisen fosforin poistuma oli Hovin kosteikossa suuri johtuen kosteikon pohjan alhaisesta fosforipitoisuudesta ja korkeasta fosforia sitovan raudan ja alumiinin pitoisuudesta (Puustinen ym. 2001). Myös voimakkaassa kasvussa olleeseen kasvillisuuteen sitoutui liuennutta fosforia. Kosteikoihin tulleesta typestä valtaosa oli epäorgaanista. Typen poisto toimi parhaiten Hovin kosteikossa, minkä Puustinen ym. (2001) arvioivat johtuneen kosteikon pitkästä viipymästä.

Lakeuden keskuspuhdistamon ja Rukan puhdistamon jälkikäsittelykentät poistivat kentille tulleesta, puhdistamalla puhdistetusta jätevedestä hyvin fosforia, kiintoainetta, orgaanista ainesta sekä jäteveden *E. coli* -bakteereja (Karjalainen ym. 2005). Fosforin poistumaa edesauttoi puhdistamalla veteen lisätty saostuskemikaali. Epäorgaanisen typen poistumaa jätevesissä heikensi se, että jälkikäsittelykentälle tullut typpi oli pääosin ammonium-muodossa eikä vedessä ollut riittävästi happea, jotta ammoniumtyppi olisi nitrifikaatioprosessin kautta hapettunut tehokkaasti nitraatiksi. Jotta typpi voi poistua vedestä denitrifikaation kautta, tulee typen olla nitraatti-muodossa.

Taulukossa 10 esitetyt hulevesikosteikoista saadut tutkimustulokset on saatu EU-projektissa 'Hulevesien hallinta Kuopion Saaristokaupungissa'. Kyseiseen projektiin sisältyi viiden Kuopion Saaristokaupungissa sijaitsevan hulevesikosteikon seuranta. Pölläkänlahden ja Savolanniemen kosteikoihin tuleva vesi oli tyypillistä pientaloalueen hulevettä ja Pölläkänpohjukan kosteikkoon tuleva vesi hieman sitä parempaa. Tervaniityn kosteikon vesi oli laadultaan rakenteilla olevan alueen vettä. Kolmisopen kosteikkoon tuli vesiä pysäköintialueelta sekä luonnontilaiselta valuma-alueelta, minkä vuoksi vesi oli laadultaan parempaa kuin muihin kosteikoihin tuleva vesi (Pulkkinen & Rissanen 2008).

TAULUKKO 10 Havaittuja kiintoaine- ja ravinnepoistumia toteutetuissa kotimaisissa kosteikkohankkeissa.

Kosteikko	Kuormituslähde	Kosteikon p-ala/ valuma-alueen p-ala	Havaintojakso	Kiintoaine		Kokonaisfosfori		Kokonaistyyppi		Lähde
				Tuleva pitoisuus	Poistuma	Tuleva pitoisuus	Poistuma	Tuleva pitoisuus	Poistuma	
		%	a	mg/l	%	ug/l	%	ug/l	%	
Hovi	HK	5	1,1	500	60-71	520	62-72	8700	39-48	a
Alastaro	HK	0,5	2	64	22	140	8	7000	-7	a
Flytträsk	HK	3	2	33	12	72	14	2800	8	a
Pölläkänlahti	HV	0,6	3	51	-15	83	-4	1609	-4	b
Savolanniemi	HV	0,7	3	108	57	140	51	1596	30	b
Kolmisoppi	HV	0,2	2	7	23	24	1	640	-4	b
Tervaniitty	HV	0,1	2	222	-60	254	-22	1932	5	b
Pölläkän pohjukka	HV	0,3	2	17	-14	39	-94	1593	16	b
Lakeuden jäkik.kenttä	JV		6,5	10,5	63 (T) 42 (K)	560	57 (T) 57 (K)	53700(1)	1 (T) ⁽¹⁾ 2 (K) ⁽¹⁾	c
Rukan jälkik.kenttä	JV		8	12,9	77 (T) 82 (K)	450	82 (T) 91 (K)	49100(1)	9 (T) ⁽¹⁾ 33 (K) ⁽¹⁾	d

HK=hajakuormitus, HV=hulevesikuormitus, JV=jätevesien jälkikäsitteily

T=talvi, K=roudaton aika

1) Epäorgaaninen tyyppi

a) Puustinen ym. (2001)

b) Viitasalo (2008)

c) Karjalainen ym. (2005)

d) Karjalainen ym. (2005)

Fosforin todettiin olleen sitoutuneena kiintoaineeseen, jolloin se pidättyi kosteikoihin kiintoaineen mukana. Typen pidättymistä havaittiin lämpimänä aikoina, mikä viittasi typen denitrifikaation kasvaneen korkeamman lämpötilan ja kasvillisuuden tarjoaman reaktiopinnan takia (Pulkinen & Rissanen 2008).

Pölläkänlahden kosteikko ei parantanut veden laatua johtuen sen pienestä koosta, savisesta maaperästä ja vähäisestä kasvillisuudesta. Kosteikkoa myös muokattiin seurannan aikana (Pulkinen & Rissanen 2008). Pienestä pinta-alastaan (0,7 % valuma-alueen pinta-alasta) huolimatta Savolanniemen kosteikko pienensi kiintoaine- ja kokonaisravinnepitoisuuksia joka vuosi. Kosteikon pohjana oli niukkaravinteinen moreenimaa, ja kasvillisuus oli hyvin kehittyntä.

Tervaniityn kosteikon tulokset kuvastavat pelkästään kosteikon yläosalla olevan laskeutusaltaan puhdistustehoa. Huono puhdistustulos voi johtua tarkkailun aikana tehdyistä kosteikon muokkaustöistä. Pölläkänpohjukan

kosteikko oli vastarakennettu, eikä sen toiminta ollut vielä vakiintunut. Myös pieni pinta-ala suhteessa valuma-alueen pinta-alaan (0,3 %) oli omiaan huonontamaan puhdistustuloksia (Pulkkinen & Rissanen 2008).

Fekaalisten koliformisten bakteerien tiheydet vaihtelivat voimakkaasti Kuopiossa tehdyssä tutkimuksessa kosteikkoihin tulevassa ja niistä lähtevässä vedessä (taulukko 11).

TAULUKKO 11 *Havaittuja bakteeritiheyksiä kosteikkoon tulevassa ja sieltä lähtevässä vedessä sekä niiden perusteella laskettuja poistumia (Viitasalo 2008).*

Kosteikko	v. 2005			v. 2006			v. 2007		
	Tuleva kpl/100 ml	Lähtevä kpl/100 ml	Poist. %	Tuleva kpl/100 ml	Lähtevä kpl/100 ml	Poist. %	Tuleva kpl/100 ml	Lähtevä kpl/100 ml	Poist. %
Pölläkänlahti	169	334	-98	290	675	-133	972	2789	-187
Savolanniemi	1562	364	77	146	260	-78	371	310	16
Kolmisoppi				97	19	80	74	119	-62
Tervaniitty				1074	284	74	1813	1286	29
Pölläkän poh- jukka				252	185	26	364	434	-19

Kuopiossa toteutettujen hulevesikosteikkojen puhdistustulos jäi yhtä kosteikkoa lukuun ottamatta vaatimattomaksi johtuen pääasiassa niiden pienestä koosta ja siitä, ettei niiden toiminta ollut tarkkailuajankohtana vielä vakiintunut. Kosteikkojen todetaan kuitenkin olevan viihtyisiä alueita, jotka kytkeytyvät asuntoalueiden muihin rakenteisiin. Vuosien myötä alueiden lopulliset ilmeet kehittyvät aktiivisen kunnossapidon myötä (Pulkkinen & Rissanen 2008). Myös kosteikkojen toiminta ja tehokkuus hulevesien laadun parantamisessa vakiintuvat ajan myötä.

Kanta-Hämeen järvet kestäväan kehitykseen -hankkeessa (JÄRKI -hanke) rakennettiin yhteensä 19 laskeutusallasta tai laskeutusaltaan ja kosteikon yhdistelmää (Simola & Jutila 2006). Kaikissa rakennetuissa altaissa pyrittiin luomaan matalampi loppuosa, joka toimisi kosteikkona. Hankkeen laskeutusaltaat ja kosteikot rakennettiin vuosien 2003 ja 2005 välisenä aikana. Altaiden osuus valuma-alueesta on pieni, ja se vaihtelee välillä 0,004–0,36 %, keskiarvon ollessa 0,14 %. Altaiden viipymä mitoitustuloksilla on keskimäärin 2,5 tuntia, ja se vaihtelee 0,6 ja 5,2 tunnin välillä (Simola & Jutila 2006). Tarkkailutuloksia em. laskeutusaltaista tai kosteikoista on käytettävissä vuosilta 2004 – 2005. Yhdestä kohteesta oli käytettävissä tuloksia myös vuodelta 2006 ja yhdestä vuodelta 2007 (Kiirikki & Huttunen 2006, Jutila & Kiirikki 2008). Kaikki altaat olivat tarkkailuajankohtana vielä hyvin nuoria.

Edellä mainitussa hankkeessa toteutettujen altaiden toimivuudesta on saatu vaihtelevia tuloksia (Simola & Jutila 2006). Kesällä 2004 varsin moni allas tuntui toimivan vähentäen kiintoainetta ja poistaen fosforia sekä vähentäen muitakin ravinteita. Keväällä 2005 tulokset eivät kuitenkaan ole olleet kesän 2004 veroisia. Kesän ja alkusyksyn 2005 tulokset ovat vaihtelevuudesta huolimatta olleet parempia kuin keväällä 2005. Rakentamisesta johtuvan kaivuun vaikutus on näkynyt monissa altaissa selvästi heti rakentamisen jälkeisenä aikana (Simola & Jutila 2006). Vuosien 2006 ja 2007 tulosten

perusteella altaisiin pidättyi lähinnä kiintoainetta, mutta muiden muuttujien osalta ainepitoisuudet saattoivat ajoittain olla jopa suurempia altaan alapuolella kuin yläpuolella (Kiirikki & Huttunen 2006, Jutila & Kiirikki 2008).

Yleisesti ottaen JÄRKI-hankkeessa toteutettujen altaiden tuloksiin vaikuttaa se, että ne ovat varsin nuoria. Allas-kosteikon käynnistysvaihe voi kestää jopa 5-10 vuotta, jonka jälkeen tulokset alkavat vasta näkyä (Simola & Jutila 2006). Hyvin kasvittuneet altaat vaikuttivat kuitenkin toimivan hyvin, vaikka aina niiden pinta-ala ei ollut varsinaisesti kosteikkojen vaatimusten mukainen (Simola & Jutila 2006).

Etelä-Ruotsisa Malmön kunnassa perustettuun Toftanäsin hulevesikosteikkoon (pinta-ala 1,3 % valuma-alueen pinta-alasta) tulee hulevesiä asuin- ja teollisuusalueelta. Ensimmäisenä vuonna rakentamisen jälkeen kosteikosta poistui enemmän ravinteita kuin se otti vastaan, mutta seuraavien kolmen vuoden aikana kokonaisfosforin poistoteho vaihteli 20 – 50 % välillä ja kokonaistypen 22 – 29 % välillä. Seuraavina kolmena vuonna ravinteiden poistoteho laski niin, että oli fosforilla jälleen negatiivinen. Larsson ja Kärppä (1999) arvioivat tämän johtuneen sedimentin kerääntymisestä kosteikon pohjalle, sillä sedimenttiä ei tänä aikana oltu poistettu (Ahponen 2003). Ensimmäisen vuoden huonon puhdistustuloksen arvioitiin johtuneen siitä, että kosteikko vaatii aikaa käynnistyäkseen ja toimiakseen kunnolla.

Etelä-Ruotsissa Växjön kuntaan rakennettu hulevesikosteikko (pinta-ala 2,2 % valuma-alueen pinta-alasta) ja sen yhteydessä oleva tekoallas ovat tehokkaasti vähentäneet teollisuus- ja katualueilta tulevien hulevesien kiintoaine-, ravinne- ja raskasmetallipitoisuuksia. Gustaffsonin (1995) mukaan syyskuussa 1995 pidemmän kuivan jakson jälkeen sattuneen sateen jälkeen mitatut vähenemät olivat kokonaistypellä 68 %, kokonaisfosforilla 96 %, kemiallisella hapenkulutuksella 83 %, lyijyllä 92 %, sinkillä 84 %, ja kiintoaineella 99 % (Ahponen 2003).

Raskasmetallien poistumia kosteikossa on tutkittu myös mm. Englannissa Dagenhamin kosteikossa, johon tulee asuinalueen ja teollisuusalueen hulevesiä sekä Brentwoodin kosteikossa, johon tulee asuinalueen hulevesiä (taulukko 12). Scholes ym. (1999) arvioivat Dagenhamin kosteikon paremman puhdistustuloksen johtuvan tulevan veden suuremmista pitoisuuksista ja kosteikon suuremmasta pinta-alasta (Ahponen 2003).

TAULUKKO 12 Keskimääräiset metallien poistotehot prosentteina Brentwoodin ja Dagenhamin kosteikoissa sadetapahtumien aikana (Scholes ym. 1999) Ahposen 2003 mukaan.

Kosteikko	Poistoteho (%)					
	Sinkki	Kadmium	Lyijy	Kupari	Nikkeli	Kromi
Dagenham	71/39	72/38	69/19	66/38	34/4	81/21
Brentwood	-36/108	20/47	40/22	36/52	34/70	38/27

(kauttaviivan oikealla puolella keskihajonta)

11. YHTEENVETO

Hyvin suunnitelluilla ja toteutetuilla vesiensuojelukosteikoilla pystytään vähentämään suuri osa kosteikon valuma-alueelta muutoin valumavesien mukana vesistöön huuhtoutuvasta ravinne- ja kiintoainekuormituksesta.

Hyvän puhdistustuloksen kannalta olennaisimpia kosteikon ominaisuuksia ovat:

- pitkä viipymä
 - suuri pinta-ala suhteessa valuma-alueen pinta-alaan (min. 2 %)
 - hyvä hydraulinen tehokkuus
- korkea tulevan veden ainepitoisuus
 - 'puhtaat' vedet rajataan pois kosteikon valuma-alueelta -> kuormittavien alueiden (esim. pellot) pinta-ala >30 % valuma-alueen pinta-alasta
- niukkafosforinen maaperä
 - mahdolliset ravinteikkaat pintakerrokset poistetaan
- vakiintunut kasvillisuus

Hyvin toimiva kosteikko edellyttää myös ylläpitotoimia, kuten lietteenpoistoa.

Kosteikon suunnittelusta annetun ohjeistuksen mukaan toteutetuissa koh-teissa on päästy hyviin puhdistustuloksiin. Kiintoaineen ja kokonaisfosforin osalta >40 %:n ja kokonaistypen osalta >20 %:n poistumaprosentteja voidaan hyvinkin pitää realistisina tavoitteina silloin kun vesiensuojelukosteikkojen suunnittelusta annetusta ohjeistuksesta ei jouduta tinkimään. Paikoittain on päästy huomattavasti parempiinkin tuloksiin. Myös hulevesien raskasmetallien poistossa kosteikot ovat toimineet hyvin.

Toisaalta osassa toteutetuista kosteikoista on puhdistusteho jäänyt vaatimattomaksi. Yleisimmin syyksi huonoon puhdistustulokseen on arvioitu kosteikon liian pientä pinta-alaa suhteessa valuma-alueen pinta-alaan. Tällöin viipymä jää liian lyhyeksi, eivätkä puhdistusprosessit ehdi vaikuttaa. Myös riski ylivirtaama-ajankohtina tapahtuvasta kiintoaineen ja ravinteiden huuhtoutumisesta alapuoliseen vesistöön on olemassa. Myös se, että useat tutkituista kosteikoista ovat olleet seuranta-ajankohtana vielä nuoria, on vaikuttanut puhdistustulokseen. Kasvillisuuden kehittyminen ja kosteikon toiminnan vakiintuminen vie aikaa useita vuosia. Kotimaisista hu-levesikosteikoista ei vielä ole käytettävissä pitkänajan seurantatuloksia.

Kosteikkojen toimintaan vaikuttavat hyvin monenlaiset kemialliset, fysi-kaaliset ja biologiset tekijät ja lisäksi myös sääolot, eikä etukäteen voida tarkkaan tietää saavutettavaa puhdistustulosta. Yksi ongelmallinen tekijä on Suomen kylmät talvet, joiden aikana puhdistustulos voi jäädä huonoksi. Toisaalta kosteikko, joka ei välttämättä täytä kaikkia tehokkaan kosteikon kriteereitä, voi toimia hyvin. Esimerkiksi kuivina vuosina liian pieneksikin mitoitettu kosteikko voi pidättää hyvin kiintoainetta ja ravinteita. Kos-teikot ovat aina yksilöitä, ja niiden puhdistustehosta voidaan varmistua vasta jälkikäteen tehtävillä mittauksilla.

Puhdistustuloksen kannalta kosteikon tärkeimpänä ominaisuutena voidaan pitää sen riittävän suurta kokoa suhteessa valuma-alueen pinta-alaan. Riittävän laajan kosteikon rakentaminen voi kuitenkin olla haastavaa kustannussyistä, mutta etenkin jo rakennetuilla taajama-alueilla myös tilan puutteen takia. Vielä rakentamattomilla alueilla hulevesisuunnittelu tulisi tehdä jo ennen alueen kaavoittamista, jolloin tilaa vieville hulevesien käsittelyratkaisuille voitaisiin osoittaa riittävät tilavaraukset kaavoituksen yhteydessä. Varhainen suunnittelu helpottaa myös muiden toimintojen järkevää sijoittelua niin, että hulevesikosteikoista mahdollisesti aiheutuvat turvallisuusriskit voidaan minimoida.

Koska rakentamisen aikaisen kuormituksen on todettu olevan vielä selvästi suuremman kuin jo rakennetun alueen aiheuttaman kuormituksen, olisi suunniteltu kosteikko hyvä toteuttaa jo ennen rakentamisen aloittamista. Näin kosteikko voisi toimia jo rakentamisen aikaisen vesistökuormituksen pienentäjänä. Myös kasvillisuus ja kosteikon toiminta ehtisivät näin vaikiintua ennen rakennettavan alueen valmistumista.

Tässä työssä kosteikkoja on tarkasteltu valumavesien puhdistamisen ja vesistökuormituksen vähentämisen kannalta. Kosteikoilla on kuitenkin myös monia muita 'tehtäviä', joista valumavesien viivyttämistä ja virtaamahiipujen leikkaamista on hulevesikosteikkojen osalta pidetty valumavesien laadun parantamistakin tärkeämpänä. Myös maatalouden vesiensuojelukosteikot toimivat paitsi valumaveden laatua parantavina, myös virtaamia leikkaavina ja tulvia tasaavina alueina. Laadulliset ja määrälliset tavoitteet eivät kuitenkaan ole ristiriidassa kosteikolta vaadittavia ominaisuuksia tarkasteltaessa. Riittävä varastotilavuus, monimuotoisuus ja hyvinvoiva kasvillisuus ovat eduksi molempiin tavoitteisiin pyrittäessä. Tulevaisuudessa kiinnitetään todennäköisesti yhä enemmän huomiota hulevesien laadulliseen parantamiseen.

Kosteikon palauttaminen tai rakentaminen luo elinympäristön monipuoliselle kasvi- ja eläinlajistolle ja näin lisää alueen biodiversiteettiä. Kosteikot myös rikastavat maisemakuvaa tuomalla sinne vesielementin, joka sieltä on usein tehokkaiden kuivatustoimien myötä hävinnyt. Kosteikkojen yhteyteen voidaan suunnitella myös virkistyskäyttöä ja etenkin taajama-alueilla luoda näin monipuolisia toiminnallisia kokonaisuuksia. Vaikka kosteikkoa ei voitaisikaan toteuttaa täysin annetun ohjeistuksen mukaisesti ja puhdistustuloksesta joudutaan näin tinkimään, voi kosteikon rakentaminen olla perusteltua muista syistä. Jo rakennetuilla alueilla kosteikkojen suunnittelu on hyvä tehdä yhteistyössä asukkaiden kanssa.

Valumavesien käsittelemiseksi on kosteikkojen ohella olemassa runsaasti erilaisia vaihtoehtoja, ja näitä tulee punnita jokaisessa kohteessa erikseen. Se, tarvitaanko valumavesien laadullisen hallinnan lisäksi myös määrällistä hallintaa ja kuinka suurille vesimäärille, vaikuttaa olennaisesti menetelmän valintaan. Menetelmän valintaan vaikuttavat lisäksi mm. alueen muu maankäyttö, valuma-alueen koko ja laatu, maaperän laatu sekä tulevan kuormituksen määrä, laatu ja ajoittuminen. Esimerkiksi seuraavassa kappaleessa tarkastellussa esimerkkikohteessa valittiin hulevesien käsitteilymenetelmäksi kosteikkokäsittelyn sijaan kemikalointi.

12. ESISELVITYS NIIHAMAN ERITYISRATSASTUSKESKUKSEN HULEVESIEN KÄSITTELYSTÄ

12.1 Tehtävä ja toimeksianto

Tampereen kaupungin Niihaman kaupunginosaan suunnitellaan erityisratsastuskeskuksen rakentamista. Alue sijaitsee n. 7 km itään kaupungin keskustasta.

Tässä työssä tuli selvittää mahdollisuutta käsitellä suunnitellun erityisratsastuskeskuksen alueella muodostuvat hulevedet kosteikossa ennen niiden johtamista alapuoliseen vesistöön. Toimeksianto sisälsi myös alueelle mahdollisesti rakennettavan kosteikon suunnittelun. Tehtävän toimeksiantajana oli Tampereen kaupunki/ kaupunkiympäristön kehittäminen.

Kosteikkokäsittelyn mahdollisuutta tuli tarkastella kosteikon kahdella eri sijoituspaikkavaihtoehdolla ja kolmantena vaihtoehtona niin, että myös läheisen Tampereen Ratsastuskeskuksen tarhojen hulevedet käsiteltäisiin samassa kosteikossa. Samalla tuli tarkastella myös miten kosteikon sijainti vaikuttaisi erityisratsastuskeskuksen tarha-alueiksi soveltuvan alueen pinta-alaan. Suunnittelutyö tehtiin kesällä 2009, ja siitä valmistui raportti Tampereen kaupungin käyttöön 30.6.2009.

Kappaleessa 12.2 on esitetty suunnittelutilanne työtä aloitettaessa sekä Tampereen kaupungilta saadut lähtötiedot. Kappaleessa 12.3 on esitetty selvitystyön kulku sekä 30.6.2006 valmistuneen raportin sisältö pääpiirteittäin. Kappaleesta 12.4 käy ilmi erityisratsastuskeskuksen hulevesien käsittelyyn liittyvän suunnittelun eteneminen syksyllä 2009.

12.2 Hankkeen kuvaus ja käytettävissä olleet lähtötiedot

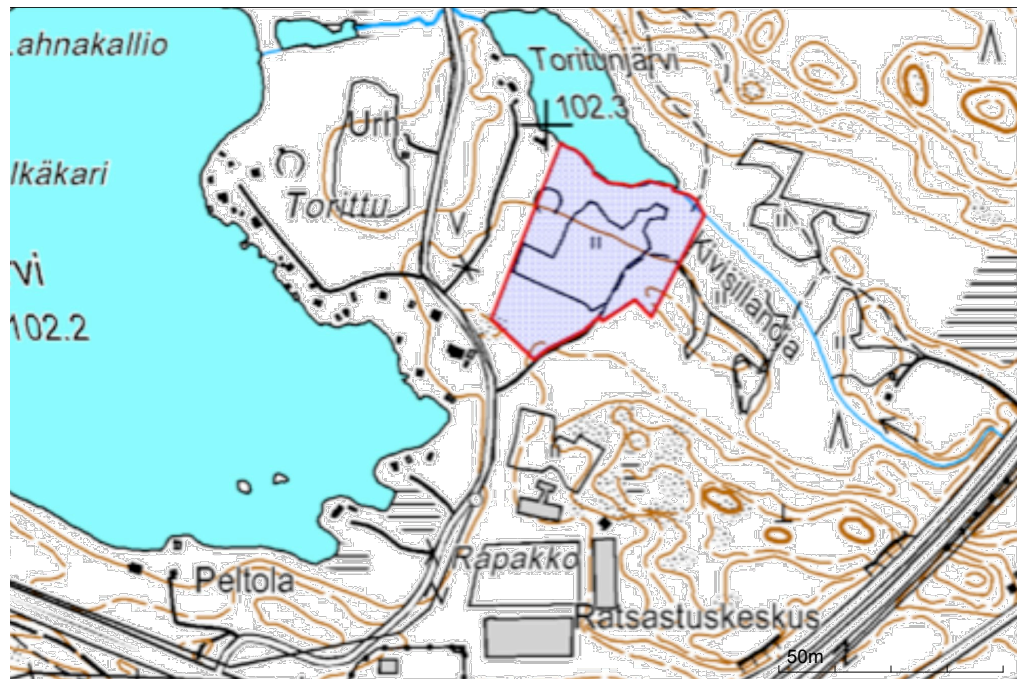
12.2.1 Hankkeen kuvaus

Suunnittelualue sijaitsee n. 7 km itään kaupungin keskustasta, Tampereen Ratsastuskeskuksen läheisyydessä (kuvat 7 ja 8). Alue on Tampereen kaupungin omistuksessa.

Alueelle suunnitellaan rakennettavaksi erityisratsastuskeskus, joka voisi tarjota terapeuttisia ratsastuspalveluja ja tähän liittyvää toimintaa erityisryhmille sekä mahdollisuuden tutkia ratsastuksen myönteistä vaikutusta käyttäjiin. Hankkeeseen liittyen alueella on meneillään asemakaavan muutosprosessi.



KUVA 7 Yleiskartta. Karttapohja: Oiva-palvelu/Suomen ympäristökeskus/27.09.2009.



KUVA 8 Suunnittelualueen sijainti peruskartalla. Lähde: Tampereen kaupunki.

Alueelle suunnitellaan rakennettavaksi talli (15 hevoselle), maneesi, jaloittelutarhat sekä liikenne- ja paikoitusalueet. Keväällä 2009 laadittu esitys rakennusten ja tarhojen mahdollisesta sijoittelusta on esitetty kuvassa 9.



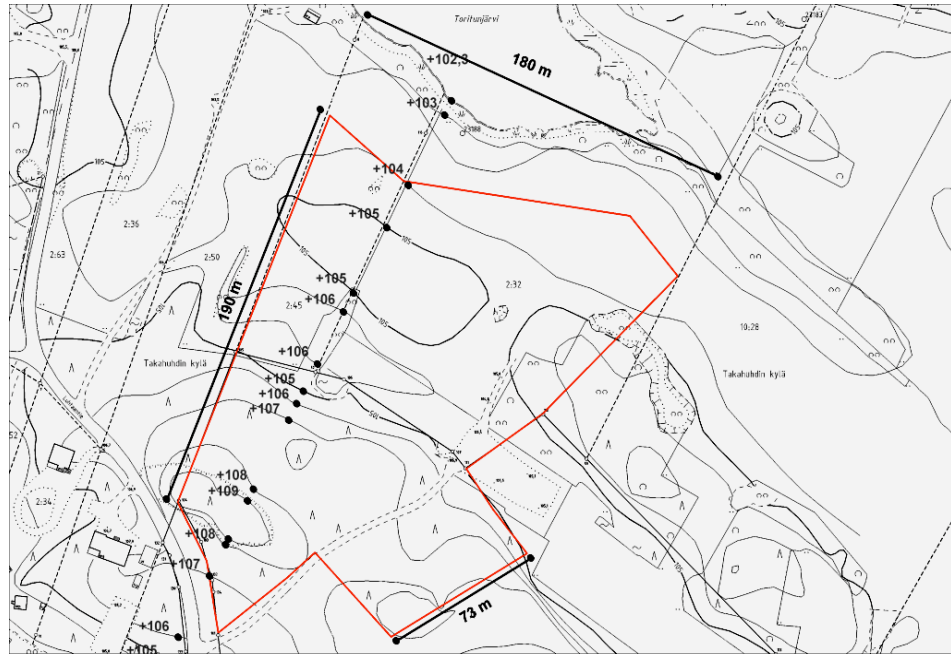
KUVA 9 Ehdotus talli- ja tarha-alueen sijoittelusta. Lähde: Tampereen Infra Liikelaitos, Suunnittelupalvelut.

12.2.2 Suunnittelualueen kuvaus

Erityisratsastuskeskus tulisi sijoittamaan Toritunjärven valuma-alueella, Toritunjärven välittömässä läheisyydessä. Valumavedet ohjautuvat nykytilanteessa osittain suoraan pintavaluntana ja osittain ojien ja Kivisillanojan kautta Toritunjärveen, ja sieltä edelleen laskuojaa pitkin Alasjärveen. Suunnittelualueen korkeusasema vaihtelee eteläreunan +109 metrillä keskiosan +104 metriin (kuva 10).

Suunnittelualue on rakentamatonta niittyä, hiekkakenttää sekä ikämetsää. Maisema on avoin ja laskee loivasti kohti Toritunjärveä. Toritunjärveen laskeva niitty on entistä peltomaata. Alueen läpi kulkee ratsastusreitti, ja osaa siitä käytetään koirien koulutuskenttänä. Suunnittelualueen kokonaispinta-ala on noin 3 ha.

Maaperä suunnittelualueella on Tampereen kaupungin paikkatietoaineiston mukaan savea ja moreenia sekä saraturvetta, jota on Toritunjärven ympärillä 30-60 metriä leveänä vyöhykkeenä.



KUVA 10 Suunnittelualueen topografia. Lähde: Tampereen kaupunki.

12.2.3 Kaavoitustilanne

Valtioneuvoston 29.3.2007 vahvistamassa Pirkanmaan 1. maakuntakaavassa suunnittelualue on merkitty virkistysalueeksi.

Tampereen Kauppi-Niihaman 15.4.2008 päivätyssä osayleiskaavaehdotuksessa suunnittelualue on pääasiassa urheilu- ja virkistyspalvelujen aluetta (VU-7). Siellä sallitaan urheilu- ja virkistystoimintaa palvelevien rakennusten, rakennelmien, laitteiden ja kenttien rakentaminen. Maisemaa muuttava maanrakennustyö, puiden kaataminen tai muut näihin verrattavat toimenpiteet ovat luvanvaraisia. Toritunjärveä ja Kivisillanojaa ympäröi suojaviheralue (EV-1), joka on säilytettävä kasvullisena. Tampereen Kauppi-Niihaman osayleiskaava on hyväksytty kaupunginvaltuustossa 21.5.2008. Päätöksestä on valitettu Hämeenlinnan hallinto-oikeuteen ja korkeimpaan hallinto-oikeuteen, joten osayleiskaava ei vielä ole vahvistunut.

Suunnittelualueella on alueen pohjoisosaa lukuun ottamatta voimassa 26.9.1994 vahvistettu asemakaava nro 7267. Pohjoisosa on asemakaavavaltuutusta aluetta. Voimassa olevassa asemakaavassa alueen pääkäyttötarkoituksiksi on määritelty lähivirkistysalue, metsä (VM-2) sekä urheilu- ja virkistyspalvelualue, jolle saadaan rakentaa ratsastustoiminnan vaatimia rakennelmia ja laitteita (VU-2).

Erityisratsastuskeskuksen rakentamista varten voimassa olevaan asemakaavaan on 7.2.2008 haettu muutosta. Asemakaavan muutosprosessi on paraikaa meneillään.

12.2.4 Laaditut erillisselvitykset

Osana asemakaavan muutosprosessia alueella laadittiin liito-oravaselvitys (Torniainen 2009). 4.6.2009 valmistuneen selvityksen mukaan liito-oravan elinympäristöksi soveltuvaa biotooppia alueella oli suhteellisen hyvin ja parhaisiin liito-orava-alueisiin kuului mm. tallin rakennuspaikaksi suunniteltu ikämetsä (kuva 9). Lisäksi alueella havaittiin liito-oravan kulkuyhteyksiksi sopivia metsiköitä. Kyseiset metsäalueet tulee säilyttää.

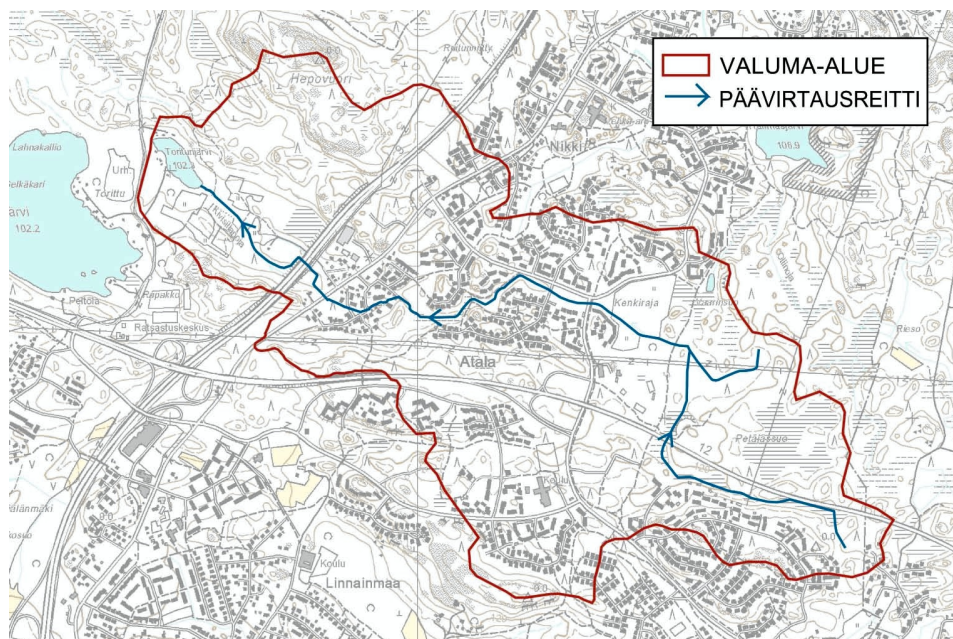
Kaavamuutokseen liittyen alueelle laadittiin myös kaksiosainen hulevesiselvitys. Hulevesiselvityksen ensimmäisessä vaiheessa (FCG Planeko Oy 2009a, 15.5.2009) on tarkasteltu nykytilannetta ja ratsastustoiminnan aiheuttamia vaikutuksia sekä arvioitu hulevesien hallintatoimenpiteiden tarvetta.

Hulevesiselvityksen mukaan alueen suunnitellun maankäytön aiheuttama muutos hulevesimäärän kasvussa on hyvin vähäinen koko Toritunjärven valuma-alue huomioiden, jolloin hulevesien määrälliseen hallintaan ei ole tarvetta. Toimenpiteitä tallitoiminnan alapuoliseen Toritunjärveen aiheuttaman ravinnekuorman estämiseksi pidetään kuitenkin perusteltuina.

12.3 Esiselvitys Niihaman erityisratsastuskeskuksen hulevesien käsittelystä

12.3.1 Purkuvesistön kuvaus

Suunnittelualue sijaitsee Toritunjärven valuma-alueella, jonka pinta-ala on 329 ha. Valuma-alueen halki kulkee Kivisillanoja. Toritunjärvi laskee edelleen Alasjärveen (kuva 11).



KUVA 11 Toritunjärven valuma-alue. Lähde: FCG Planeko Oy 2009a.

Toritunjärven valuma-alueen maaperä on suurelta osin moreenia. Alueen korkeimmissa kohdissa on kalliomuodostumia, ja alavimmat alueet ovat maaperältään savea ja liejua. Valuma-alueen rakennettujen alueiden (lähinnä pientaloasutusta) osuus on 40 %. Loput 60 % valuma-alueesta on rakentamatonta, lähinnä metsää (FCG Planeko Oy 2009a).

Toritunjärven pinta-ala on 1,8 ha, keskisyvyys 3,0 m ja tilavuus noin 54 300 m³. Järven viipymän on arvioitu olevan vain 18 d, joten vesi vaihtuu järvestä nopeasti. Toritunjärvi on kuormittunut ja lievästi rehevöitynyt, ja sen yleistilaa voidaan pitää tyydyttävänä (FCG Planeko Oy 2009a).

Toritunjärveen valuma-alueelta tulevan fosforihuuhtouman on arvioitu olevan 30,6 kg/a ja typpihuuhtouman 1092 kg/a. Tällöin Toritunjärveen tulevan veden fosforipitoisuus on nykyisellään noin 29 µg/l ja typpipitoisuus 1015 µg/l (FCG Planeko Oy 2009a).

12.3.2 Kuormitus

Tallin ja maneesin sisäiset vedet kerätään ja johdetaan tai kuljetetaan jätevedenpuhdistamolle. Hulevesien mukana alapuoliseen vesistöön kohdistuvaa kuormitusta muodostuu lähinnä jaloittelutarhoista sekä piha- ja liikennöntialueilta. Näistä suurin kuormittaja ovat tarha-alueet. Lantalan ja tarha-alueiden pohjat rakennetaan tiiviiksi, ja toiminnanharjoittaja on sitoutunut keräämään kiinteät jätteet hevosten jaloittelutarha-alueilta.

Alueelle tehdyssä hulevesiselvityksessä (FCG Planeko 2009a) Toritunjärveen tallitoiminnasta kohdistuvan fosforikuormituksen on arvioitu olevan 2,4 kg/a ja typpikuormituksen 13 kg/a. Kyseinen fosforikuormitus lisäisi Toritunjärveen kohdistuvaa fosforikuormitusta 8 % nykyisestä. Lisäystä voidaan pitää merkittävänä. Typpikuormituksen vaikutus Toritunjärveen tulevaan typpivirtaamaan on em. selvityksen mukaan vähäinen (+1%).

Julkaisussa 'Hyvinvoiva, turvallinen ja ympäristöystävällinen talli – opas vastuulliseen tallitoimintaan' (Pesonen ym. 2008) hevosten jaloittelutarhojen valumavesien on esitetty tutkimustulosten perusteella sisältävän ammoniumtyyppiä keväällä jopa 10 mg/l keskimääräisen pitoisuuden ollessa noin 3 mg/l. Fosforin keskimääräisten ja enimmäispitoisuuksien on esitetty olevan samaa tasoa kuin ammoniumtyypellä.

Valumavesien ravinnepitoisuuksiin vaikuttavat tarhattavien eläinten määrä pinta-alayksikköä kohti, tarhojen pohjan laatu ja se, vaihdetaanko pohjia ja kuinka usein, siivotaanko tarhoja ja kuinka usein jne. Pesosen ym. (2008) mukaan jaloittelutarhojen säännöllisellä siivoamisella voidaan puolittaa fosforikuormitus. Kuormitusta muodostuu pääasiassa sateiden ja sulamiskauden aikana. Valumavesien ravinnepitoisuudet ovat suurimmillaan kevään ensimmäisissä sulamisvesissä. Tällöin fosforista yli 80 % on liuenneessa (PO₄-P) muodossa (Pesonen ym. 2008).

Mikäli edellä mainittu 2,4 kg/d fosforikuormitus muodostuu 0,5 – 1 ha:n tarha-alueella, voidaan valumavesien pitoisuuden karkeasti arvioida (kes-

kimääräisellä valumalla 10 l/s km²) olevan 0,8 – 1,5 mg/l. Typpipitoisuus olisi vastaavasti 4 – 8 mg/l. Kyseiset pitoisuustasot ovat samaa suuruusluokkaa kuin Pesosen ym. (2008) esittämät.

Hulevesiselvityksen (FCG Planeko Oy 2009a) perusteella ratsastuskeskuksen kuormitus lisäisi Toritunjärven lähinnä fosforipitoisuutta. Sisävesissä fosfori on usein tuotantoa rajoittava minimiravinne, joten nimenomaan fosforilisäys on omiaan lisäämään planktonituotantoa nykyisellään jo lievästi rehevöityneessä Toritunjärven.

Ravinteiden lisäksi tarhojen valumavedet sisältävät myös runsaasti ulosteperäisiä bakteereja.

12.3.3 Kosteikkojen sijoitusvaihtoehtojen tarkastelu

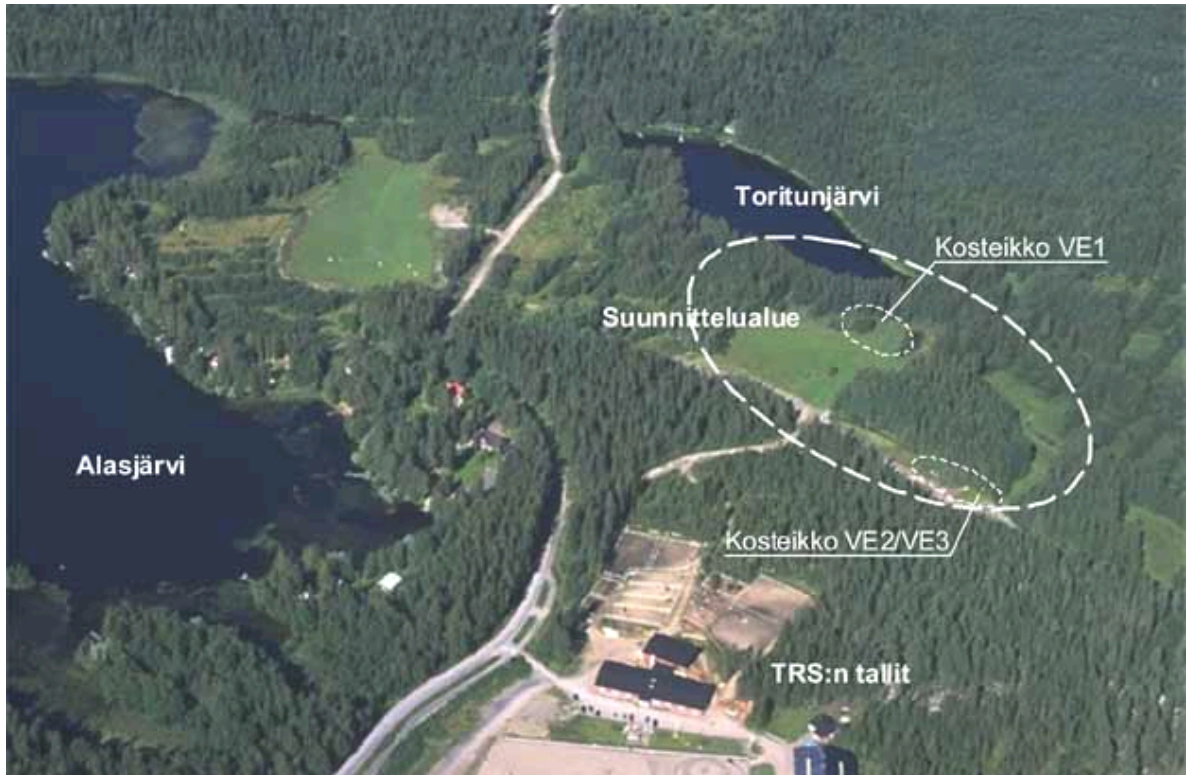
Liito-oravaselvityksen perusteella tallin rakennuspaikkaa tuli muuttaa niin, että rakennuspaikaksi aiemmin suunniteltu ikämetsä voitiin säilyttää. Lisäksi Toritunjärven ympärille tuli jättää 80 m:n suojavyöhyke. Ikämetsän ja suojavyöhykkeen väliin jäävä alue varattiin tallialueeksi (kuva 13). Koska tallialue ja suojavyöhyke veivät tarhoille varatun alueen, jouduttiin suunnittelualuetta laajentamaan kaakkoon Tampereen kaupungin omistuksessa olevan alueen kaakkoisrajalle saakka siten, että koillisrajana oli Kivisillanoja (kuvat 12 ja 13). Valokuvia alueelta on esitetty liitteessä 1.

Kyseisen alueen etelä/kaakkoisosan avointa aluetta käytetään nykyisellään koirien koulutuskenttänä, ja sen pohjoispuolella olevat avoimet alueet ovat entistä peltomaata olevia niittyjä. Kivisillanojan varressa olevat vanhat peltoalueet ovat osin metsittyneet (kuva 12, liitteet 1.4 ja 2.2).

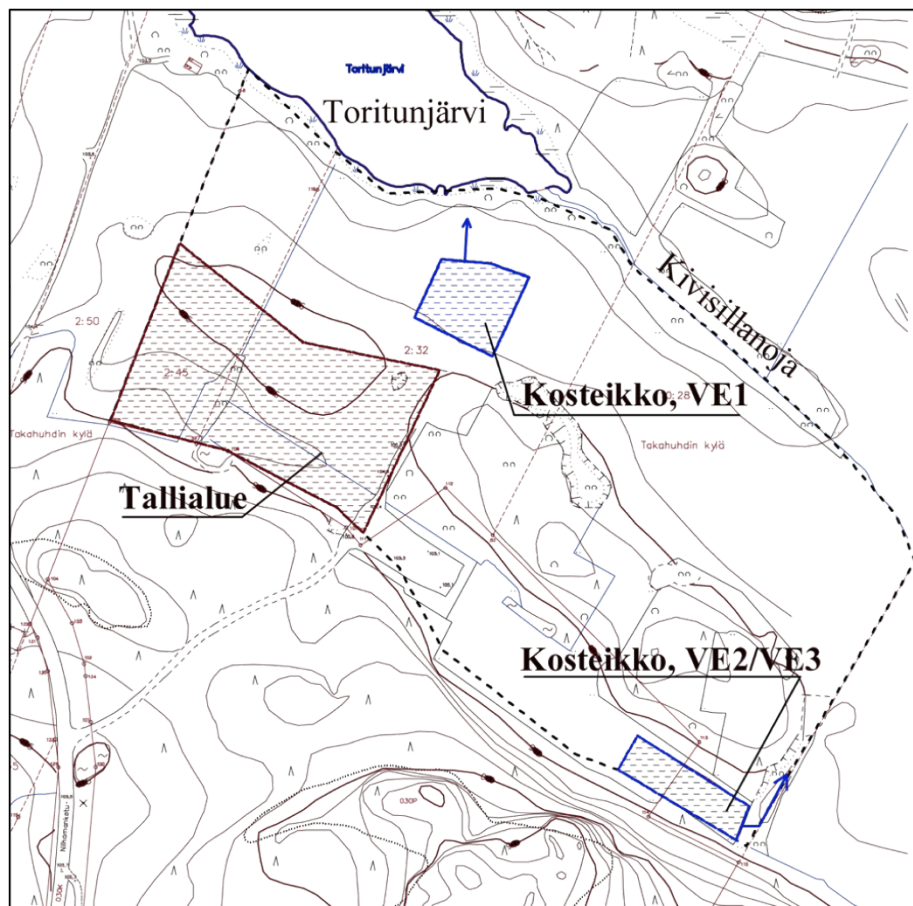
Kosteikkojen sijoituspaikkavertailun yhteydessä tuli samalla kartoittaa kaikki tarha-alueiksi sopivat alueet. Tarha-alueet sijoitettiin pääosin nykyisellään avoimille alueille.

Kosteikon ja tarha-alueiden sijoittamisessa tuli tarkastella kolmea eri vaihtoehtoa:

- VE1** Kosteikko sijoitetaan Toritunjärven läheisyyteen, ja sinne johdetaan erityisratsastuskeskuksen hulevedet
- VE2** Kosteikko sijoitetaan tarha-alueiden kaakkoiskulmaan, ja sinne johdetaan erityisratsastuskeskuksen hulevedet
- VE3** Kosteikko sijoitetaan tarha-alueiden kaakkoiskulmaan, ja sinne johdetaan erityisratsastuskeskuksen sekä Tampereen Ratsastusseuran (TRS) tarhojen hulevedet (tarkastelusta ei oltu sovittu TRS:n kanssa)



KUVA 12 Ilmakuva suunnittelualueesta. Pohjakuva: Tampereen kaupunki.



KUVA 13 Suunnittelualueen rajaus sekä vaihtoehtojen vertailussa esitetty tallialueen ja kosteikkojen sijainti. Pohjakartta: Tampereen kaupunki.

Liitteissä 2 – 4 on esitetty mahdolliset talli- ja tarha-alueet pinta-alatietoineen sekä kosteikon sijoittuminen karttatarkastelun ja maastokäynnin perusteella. Talli- ja tarha-alueiden sekä kosteikon pinta-alat eri vaihtoehtoilla käyvät ilmi myös taulukosta 13. Tallialueeksi on kaikissa vaihtoehtoissa varattu Toritunjärven suojavyöhykkeen lounaispuolinen alue. Mahdolliset tarha-alueet on sijoitettu pääasiassa nykyisille avoimille alueille. Kosteikon pinta-alaksi on kaikissa vaihtoehtoissa varattu 2 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta.

Maatalouden vesiensuojelukosteikkojen yläpuolisella valuma-alueella suositeltava peltoprosentti on yli 30 % (Puustinen ym. 2007). Niihamassa tarha- ja tallialueen osuus kosteikon yläpuolisesta valuma-alueesta oli eri vaihtoehtoilla 30 – 40 % (taulukko 13).

Kosteikot edellyttävät Puustisen ym. (2001) mukaan vähintään neljän hehtaarin yläpuolista valuma-aluetta, jotta pysyvä vesipinta ja kosteikkokasvillisuuden menestyminen voidaan taata. Tässä tarkastelluilla vaihtoehtoilla kosteikon valuma-alueen pinta-ala on 4,9 – 6,4 ha (taulukko 13). Pinta-ala on jokseenkin pieni, mutta Puustisen ym. (2001) ohjeistuksen mukaan kuitenkin riittävä.

VE1

Vaihtoehdossa 1 kosteikko on sijoitettu Toritunjärven läheisyyteen, mikä mahdollistaisi tarha-alueet myös Kivisillanojan läheisyydessä (liitteet 2.1 ja 2.2). Ko. tarhojen ja Kivisillanojan väliin on jätetty n. 30 m:n vyöhyke, joka nykyisellään on pääosin puustoinen (liite 2.2). Samoin muissa vaihtoehtoissa kosteikolle varattu alue voitaisiin tässä vaihtoehdossa ottaa tarhauskäyttöön. Näin tarha-alueiden kokonaispinta-alaksi saataisiin n. 1,3 ha. Kosteikon pinta-alan tulisi olla 0,13 ha.

Kosteikosta vedet voitaisiin johtaa Kivisillanojan suulle, mistä ne ojavesien mukana kulkeutuisivat nopeammin pois ranta-alueelta ja sekoittuisivat järviveteen. Mikäli ylivaluman aikana kosteikosta huuhtoutuisi kiintoainesta, joutuisi se kosteikon sijainnista johtuen nopeasti Toritunjärveen.

Suunnitellun kosteikon kohdalla ja sen läheisyydessä maaperä on kairausten perusteella (liite 5) pintakerroksessa humusta. Humuskerroksen alla on vaihtelevan paksuinen kerros silttiä ja syvemmällä savea ja/tai moreenia. Suunnitellun kosteikon kohdalla oleva savikerros on kairaustietojen perusteella jokseenkin pehmeää, mutta käytettävissä olevien tietojen perusteella kosteikon rakentaminen alueelle olisi mahdollista.

Toritunjärven läheisyyteen sijoitettuna kosteikko voisi hulevesien puhdistusmenetelmän lisäksi toimia myös visuaalisena elementtinä ja sinne voitaisiin suunnitella esim. esteetön reitti.

VE2

Vaihtoehdossa 2 kosteikko on sijoitettu tarha-alueiden kaakkoiskulmaan, ja sinne johdettaisiin ainoastaan erityisratsastuskeskuksen hulevedet (liitteet 3.1 ja 3.2). Vedet kosteikosta voitaisiin johtaa kosteikon itäpuolella

kulkevaan Kivisillanojaan johtavaan ojaan. Kosteikon pinta-alan tulisi olla noin 0,1 ha.

Tarha-alueita, joilta vedet voitaisiin johtaa kosteikkoon ilman valuma-suunnan kääntöä, olisi n. 0,55 ha. Maaston muotoilulla olisi todennäköisesti mahdollista saada tarha-alueita lisää noin 0,14 ha. Tämä edellyttäisi kosteikon ja Kivisillanojan välisen kumpareen tasoitusta tarha-alueita rakennettaessa. Kivisillanojan läheisyydessä olevilta mahdollisilta tarha-alueilta ei korkeuseroista johtuen olisi mahdollista johtaa vesiä kosteikkoon.

Suunnitellun kosteikon kohdalta ja sen läheisyydestä tehtyjen kairausten perusteella maaperässä on ohut pintakerros humusta ja sen alla silttiä ja syvemmällä soraa ja/tai moreenia (liite 6). Maaperä on käytettävissä olevien kairaustulosten perusteella pehmeähköä, mutta kosteikon rakentaminen olisi siltti mahdollista.

VE3

Vaihtoehdossa 3 (liitteet 4.1 ja 4.2) tarha-alueiden kaakkoiskulmaan sijoitettavaan kosteikkoon johdettaisiin erityisratsastuskeskuksen hulevesien lisäksi hulevedet myös Tampereen Ratsastuskeskuksen tarha-alueelta, jonka pinta-ala on n. 0,83 ha. Tämä vaihtoehto edellyttäisi TRS:n tarhan pinnan korottamista. Tarhan lounaiskulman korkeus on karttatarkastelun perusteella noin 1,5 m alempana kuin pinnankorkeus tarhan pohjoispäässä valuma-alueiden rajalla, mistä vedet voitaisiin edelleen johtaa ojaa pitkin kosteikkoon johtavaan ojastoon. Kosteikon pinta-alan tulisi olla 0,13 ha.

Tässä vaihtoehdossa myös TRS:n tarhojen hulevesien käsittely voitaisiin toteuttaa yhden kosteikon rakentamisella, mutta toisaalta se lisäisi Toritunjärveen kohdistuvaa kuormitusta (tarha-alueilta kosteikkoon tulevien hulevesien määrä yli kaksinkertaistuisi) ja edellyttäisi tarhojen pinnan korottamista TRS:n tarha-alueilla. Mikäli TRS:n tarhojen hulevedet käsiteltäisiin omassa yksikössä, voitaisiin siihen johtaa myös muut TRS:n tallialueen ympäristössä muodostuvat hulevedet.

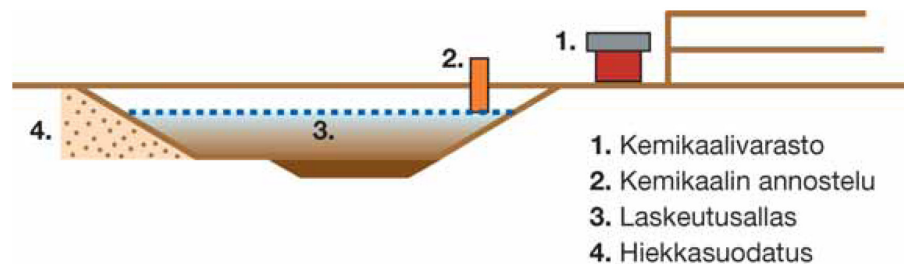
TAULUKKO 13 Talli- ja tarha-alueiden sekä kosteikon pinta-alat vaihtoehdoilla VE1 – VE3.

VE1	Pinta-ala ha	VE2	Pinta-ala ha	VE3	Pinta-ala ha
Tallialue	0,86	Tallialue	0,86	Tallialue	0,86
Tarhat	1,19	Tarhat samalla valuma-alueella	0,55	Tarhat samalla valuma-alueella	0,53
Yhteensä	2,05	Tarhat viereisellä valuma-alueella	0,14	Tarhat viereisellä valuma-alueella	0,14
		Yhteensä	1,55	Yhteensä	1,53
				TRS:n tarha	0,83
				Yhteensä	2,36
Koko valuma-alue	6,34		4,86		6,43
Kosteikkovaraus (2 %)	0,13		0,10		0,13
Talli+tarhat/ koko v-alue	32 %		32 %		37 %

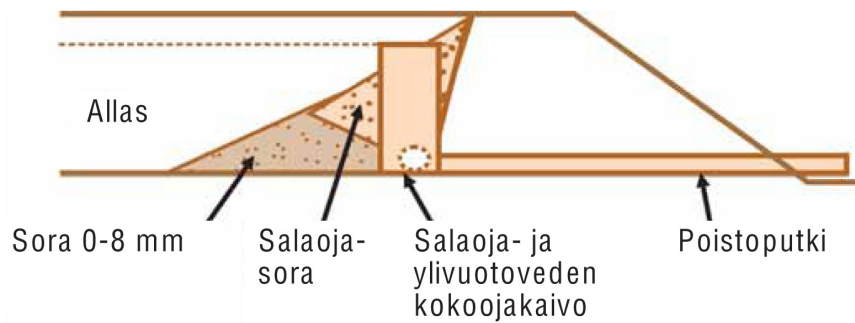
12.3.4 Valumavesien kemiallinen puhdistus

Kosteikkojen sijoitusvaihtoehtoja tarkasteltaessa yhdeksi mahdolliseksi vaihtoehdoksi nousi kirjallisuusselvityksen perusteella valumavesien kemikalointi.

Tarhavesien sisältämää liukoista fosforia voidaan poistaa myös saostamalla sitä erilaisilla rauta-, alumiini- tai kalsiumyhdisteillä. Kemikaaleilla käsitellyt tarhavedet johdetaan puhdistusaltaaseen, jossa fosfori saostuu. Saostuksella vähenee myös valumaveden typen ja vesistön happivaroja kulluttavan orgaanisen kuormituksen määrä. Puhdistusta voidaan tehostaa hiekkasuodatuksella, jolloin allas valuu kesäaikana tyhjäksi ja lietteen poisto altaan pohjalta on helppoa (kuvat 14 ja 15).



KUVA 14 Periaatepiirros tarhavesien kemiallisesta puhdistuksesta (Pesonen ym. 2008).



KUVA 15 Leikkauspiirros hiekkasuodatuksesta ja altaan vedenpoistosta (Pesonen ym. 2008).

Kemikalointimenetelmää on tutkittu Ypäjällä, missä pihattotarhan valumavesien fosforia saostettiin rautayhdisteellä. Vuoden seurantajakson keskiarvona tulevan veden liuenneen fosforin pitoisuus oli 1,9 mg/l ja lähtevän veden 0,09 mg/l (poistuma 95 %). Kokonaisfosforipitoisuus tulevassa vedessä oli 2,4 mg/l ja lähtevässä vedessä 0,4 mg/l (poistuma 81 %) ja kokonaistyyppipitoisuus tulevassa vedessä 6,7 mg/l ja lähtevässä vedessä 2,5 mg/l (poistuma 60 %). Epäorgaanista tyyppiä ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) tulevassa vedessä oli 2,46 mg/l ja lähtevässä vedessä 1,28 mg/l (Jansson ym. n.d.).

Ko. pihattotarhassa hevosia myös ruokittiin ja lantaa poistettiin vain keran vuodessa, joten puhdistukseen tulevat vedet olivat hyvin todennäköisesti väkevempiä kuin Niihamaan suunnitelluista jaloittelutarhoista lähtevät vedet olisivat. Tällä voi olla vaikutusta myös puhdistustehoon.

Kemikalointimenetelmässä tarha-alueiden vedet tulee voida erottaa ympäröivän valuma-alueen vesistä, jotta käsittelyyn voidaan johtaa vain tarha-alueiden valumavedet ja tarvittava kemikaalimäärä pysyy näin mahdollisimman pienenä. Myös puhdistusaltan oikea mitoittaminen on olennaista. Puhdistusaltan pinta-alan tulisi olla vähintään 2 – 5 % tarha-alueen koosta ja altaan tilavuuden vähintään 0,02 m³ valuma-alueen neliötä kohden (Pesonen ym. 2008). Lisäksi voidaan rakentaa äkillisiä suuria virtaamia taasaava allas ennen varsinaista kemikalointiallasta (Jansson ym. n.d.).

Kemikalointimenetelmän ylläpitoon kuuluvat altaan rakenteiden tarkkailu ja kunnossapito (vrt. kosteikko), valumavesien seuranta erityisesti sulamiskauden alussa, saostuskemikaalin annostelu ja lietteen poisto (Jansson ym. n.d.). Kemikaalikulutus riippuu vesimäärästä ja fosforipitoisuuksista. Ypäjän kokeessa kemikaalia lisättiin annostelijaan viikoittain (tarhan pinta-ala n. 0,5 ha). Sulamiskauden alussa, jolloin kuormitus on suurimmillaan, kemikalointialtan toimintaa tulee seurata päivittäin, esim. jäätymisestä aiheutuvien oikovirtausten havaitsemiseksi. Ylimääräisellä kemikaaliannostuksella jäätä voidaan sulattaa. Mikäli vedet altaasta johdetaan hiekkasuodatuksen läpi, allas kuivuu kesällä vähän veden aikana ja liete voidaan haravoida tai kaapia altaan pohjalta. Mikäli allas kuivuu joka vuosi, ei lietettä välttämättä tarvitse poistaa vuosittain. Hiekkasuodattimen pinnasta liete tulee kuitenkin kuoria vuosittain, jotta sen läpäisevyys ei huonone (Jansson ym. n.d.).

Valumavesien kemiallisen käsittelyn hyötynä on se, että se toimii myös kevät aikaan, jolloin kuormitus on suurinta, mutta kosteikko toimii vielä huonosti. Tästä syystä sitä onkin suositeltu tarhavesien käsittelymenetelmäksi (Pesonen ym. 2008).

Kemikaloinnissa käytetty ferrisulfaatti alentaa veden pH:ta, mikä voi haitata kevät katuisten kalojen poikastuotantoa ojien suulla, mikäli kemikaloinnilla käsitellään suurempia vesimääriä. Ferrisulfaattia on käytetty oja-vesien kevät aikaiseen fosforinpoistoon, ja saatujen tulosten perusteella on myös todettu, että kemikaloinnilla käsiteltyjen vesien osuus kokonaisvalunnasta kannattaa jättää pieneksi, jotta pH:n laskun aiheuttamilta haitoilta vältytään (Närvänen, A. & Jansson, H. 2007). Niihaman tarha-alueelta tulevat vesimäärät ovat pieniä verrattuna Kivisillanojan virtaamiin, eikä pH:n haitallinen lasku Kivisillanojan suulla liene mahdollista. Kemikalointialtaasta lähtevän veden pH:ta on mahdollista nostaa lisäämällä kalkkia hiekkasuodattimen sisään (Jansson ym. n.d.).

Kemikalointialtaan vaatima pinta-ala on annettujen suunnitteluohjeiden mukaan 2 - 5 % tarha-alueiden pinta-alasta. Näin ollen kemikalointiallas vaatisi kosteikkoa pienemmän pinta-alan (eri vaihtoehdoilla n. 20 – 50 % kosteikon pinta-alasta).

Kemikaloinnissa tarha-alueiden vedet tulisi voida johtaa altaaseen niin, että mukaan sekoittuisi mahdollisimman vähän valumavesiä muulta valuma-alueelta. Tämä olisi helpoimmin toteutettavissa vaihtoehdolla VE2.

Kosteikosta voitaisiin suunnitella visuaalisesti mielenkiintoinen kun taas kemikalointiallasta voidaan pitää pelkästään puhdistusmenetelmänä. Raudan saostaessa fosforia altaaseen kertyy punaruskeaa lietettä, jota altaan vedenpinnan vaihteluiden myötä jää myös altaan reunoille. Kuivana aikana allas voi tyhjentyä kokonaan.

12.3.5 Kustannukset

Hulevesikosteikon investointikustannusten on vuoden 2006 hintatasossa arvioitu olevan 10 euroa/m² (Suunnittelukeskus Oy 2007). Kustannusarvio sisältää maankaivua 0,5 m³/kosteikko-m², nurmetetun pinnan ja pensasis-tutuksia. Arvio sisältää myös suunnittelukustannukset. Noin 0,1 ha:n kosteikolle (Niihamassa tarvittava) investointikustannukset olisivat näin ollen noin 10 000 euroa. Arviota voidaan pitää vain suuntaa-antavana.

Kemikalointialtaan rakennuskustannukset ovat vuoden 2007 hintatasossa 0,5 ha:n tarha-alueen vesille 1000 – 2000 euroa (ei sisällä suunnittelukustannuksia) ja käyttökustannukset (kemikaalit) noin 150 euroa vuodessa (Pesonen ym. 2008).

12.3.6 Vaihtoehtojen vertailu ja johtopäätökset

Mikäli kosteikko toteutettaisiin Toritunjärven rantaan (VE1), voitaisiin tarhauskäyttöön saada n. kaksinkertainen pinta-ala verrattuna muihin vaihtoehtoihin. Kosteikko voisi toimia myös visuaalisena elementtinä. Rannan läheisyydessä riski ylivirtaamien aiheuttamista huuhtoumista Toritunjärveen on kuitenkin olemassa. Etenkään kemikalointialtaan toteuttaminen rannan läheisyyteen ei ole hyvä vaihtoehto – huuhtoumariskin lisäksi hajallaan olevien tarha-alueiden vesien johtaminen kemikalointialtaaseen on hankala toteuttaa.

Vaihtoehdolla VE2 kosteikko sijoitettaisiin tarha-alueiden kaakkoiskulmaan. Koska ko. vaihtoehdolla kosteikko toimisi syrjäisemmän sijaintinsa vuoksi lähinnä vain vesienkäsittelymenetelmänä (hevostarhojen taakse tuskin toivotaankaan ylimääräisiä kävijöitä), on tarhavesien kemikalointi esim. ferrisulfaatilla tällä sijaintivaihtoehdolla kosteikkoa parempi ratkaisu. Kemikalointi näyttäisi käytettävissä olevien tutkimustulosten perusteella soveltuvan kosteikkoa paremmin pienten alueiden ravinteikkaiden valumavesien puhdistukseen (etenkin fosforin osalta). Hevostalleille laaditussa ohjeistuksessa suositellaankin tarhavesien puhdistukseen biologisten menetelmien (esim. kosteikko) sijaan kemikalointia, koska keväällä ravinekuormituksen ollessa suurimmillaan biologiset menetelmät toimivat vielä huonosti – toisin kuin kemiallinen saostus. Toimiakseen hyvin ko. menetelmä vaatii kuitenkin etenkin lumien sulamisen alkuvaiheessa, kuormituksen ollessa suurimmillaan, tiheää seuranta ja ylläpitoa.

Kemikalointiin tulisi johtaa pelkästään tarhojen valumavedet, jotta käsiteltävä vesimäärä (ja tarvittava kemikaalimäärä) pysyisi mahdollisimman pienenä, mikä sijaintivaihtoehdolla (VE2) olisi mahdollista toteuttaa. Piha- ja liikennealueilta tulevat laimeammat valumavedet tulisi tällöin johtaa esim. kemikalointialtaan ohi Kivisillanojaan laskevaan ojaan. Toimiessaan tämä vaihtoehto näyttäisi alapuolisen vesistön kannalta tarkastelluista vaihtoehtoista parhaalta, ja se on myös kustannuksiltaan selvästi pienempi kuin kosteikko. Olisi kuitenkin hyvä koota vielä lisää tietoa kemikaloinnin käyttökokemuksista.

Valumasuunnan käännöllä TRS:n tarhojen valumavedet voitaisiin johtaa samaan kosteikkoon tai kemikalointialtaaseen tarha-alueen kaakkoiskulmaan erityisratsastuskeskuksen valumavesien kanssa (VE3). Tällöin altaasta tai kosteikosta tulisi kuitenkin rakentaa vastaavasti suurempi, ja ratkaisu vaatisi valumasuunnan käännön vuoksi lisäksi rakentamistöitä TRS:n tarhoissa. Samoin ratkaisu lisäisi Toritunjärveen kohdistuvaa kuormitusta. Molemmat vesienkäsittelymenetelmät vaativat seuranta ja ylläpitotoimia, ja vastuun jakaminen niistä tallien kesken voi olla haasteellista. Em. syistä todennäköisesti parempi ratkaisu olisi käsitellä TRS:n valumavedet omassa yksikössään – etenkin jos menetelmänä olisi kemikalointi. Koska TRS:n tarhat sijaitsevat suppealla alueella, pelkkien tarhavesien johtaminen omaan kemikalointialtaaseen olisi helposti toteutettavissa.

12.4 Jatkosuunnittelu

Syyskuussa 2009 valmistui Niihaman erityisratsastuskeskuksen asema-kaavam muutoksen päivitetty maankäyttöluonnos (Tampereen kaupunki 28.9.2009), jossa esitettiin uusi ehdotus talli- ja tarha-alueiden sijoittelusta.

Marraskuussa 2009 valmistui suunnittelualueelle tehdyn kaksiosaisen hulevesiselvityksen toinen osa (FCG Planeko Oy 2009b), joka pohjautui em. maankäyttöluonnokseen. Selvityksessä esitettiin kemikalointiin perustuva hulevesien käsittelyn yleissuunnitelma pohjautuen 30.6.2009 valmistuneeseen esiselvitykseen hulevesien käsittelystä.

LÄHTEET

Ahponen, H. 2003. Kohti luonnonmukaisempaa taajamahydrologiaa. Diplomityö. TKK, rakennus- ja ympäristötekniikan osasto. Espoo.

Ahponen, H. 2005. Luonnonmukaisten hulevedenkäsittelymenetelmien ja aluesuunnittelun keinoin kohti parempaa taajamahydrologiaa. Teoksessa Vakkilainen, P., Kotola, J. ja Nurminen, J. (toim.) Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta. Suomen ympäristö 776.

FCG Planeko Oy. 2009a. Niihaman erityisratsastuskeskuksen hulevesiselvitys. Raporttiluonnos 15.5.2009. Tampereen kaupunki. Moniste. 9 s.

FCG Planeko Oy. 2009b. Niihaman erityisratsastuskeskuksen hulevesiselvitys. Raportti. 2.11.2009. Tampereen kaupunki. Moniste. 14 s. + liitteet

Hagberg, E., Karhunen, A., Kulmala, A. ja Larsson, R. 2009. Käytännön kosteikkosuunnittelu. TEHO-hankkeen julkaisu 1/2009.

Harjula, H. & Sarvilinna, A. 2003. Teoksessa Jormola, J., Harjula, H. ja Sarvilinna, A. (toim.) Luonnonmukainen vesirakentaminen. Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun. Suomen ympäristö 631.

Jormola, J. & Kotola, J. 2003. Kaupunkihydrologia. Teoksessa Jormola, J., Harjula, H. ja Sarvilinna, A. (toim.) Luonnonmukainen vesirakentaminen. Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun. Suomen ympäristö 631.

Jutila, H. & Kiirikki, M. 2008. Vuorentaan allasketjun vedenlaadun automaattiset mittaukset ja vesinäytteenotto 31.10.-30.11.2007. Hämeenlinnan kaupunki, Luode Consulting Oy.

Karhunen, A. 2007. Maatalousalueiden monivaikutteisten kosteikkojen yleissuunnitteluopas - ohjeita suunnittelijalle. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 1/2007. Turku: Karhukopio Oy.

Karjalainen, S. M., Ronkanen, A.-K., Huttunen, J., Kilpeläinen, E., Pohjola, T., Liikanen, A., Klöve, B., Heikkinen, K., Väisänen, T. ja Ylitolonen,

A. 2005. Rukan puhdistamon jälkikäsitteilykentän toiminta. PRIMROSE-projektin tulokset. Teoksessa Karjalainen, S. M. ja Ronkanen, A.-K. (toim). Kosteikot Lakeuden keskuspuhdistamolta ja Rukan puhdistamolta tulevien vesien jälkikäsitteilyssä. PRIMROSE-projektin (2001-2003) tulokset. Alueelliset ympäristöjulkaisut 401. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.

Karjalainen, S. M., Ronkanen, A.-K., Huttunen, J., Kilpeläinen, E., Koskiahho, J., Liikanen, A., Klöve, B., Heikkinen, K., Väisänen, T. Ja Ylitolonen, A. 2005. Lakeuden keskuspuhdistamon jälkikäsitteilykentän toiminta. PRIMROSE-projektin tulokset. Teoksessa Karjalainen, S. M. ja Ronkanen, A.-K. (toim). Kosteikot Lakeuden keskuspuhdistamolta ja Rukan puhdistamolta tulevien vesien jälkikäsitteilyssä. PRIMROSE-projektin (2001-2003) tulokset. Alueelliset ympäristöjulkaisut 401. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.

Kiirikki, M. & Huttunen, O. 2006. Kihtersuonojan kosteikon vedenlaadun automaattiset mittaukset 10.4.-28.4.2006. Luode Consulting Oy. Hämeenlinnan kaupunki /JÄRKI-hanke.

Kotola, J. & Nurminen, J. 2005. Kaupunkirakentamisen hydrologiset vaikutukset. Teoksessa Vakkilainen, P., Kotola, J. ja Nurminen, J. (toim.) Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta. Suomen ympäristö 776.

Peltola-Thies, J. 2005. Rakennetun ympäristön aiheuttama vesistökuormitus. Teoksessa Vakkilainen, P., Kotola, J. ja Nurminen, J. (toim.) Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta. Suomen ympäristö 776.

Pulkkinen, E. Ja Rissanen, P. 2008. Hulevesien hallinta Kuopion Saaristo-kaupungissa. Loppuraportti. Kuopion kaupunki. Pohjois-Savon ympäristökeskus.

Puustinen, M., Koskiahho, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M. ja Vikberg, P. 2007. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristö 21.

Puustinen, M., Koskiahho, J., Gran, V., Jormola, J., Maijala, T., Mikkola-Roos, M., Puumala, M., Riihimäki, J., Rätty, M. ja Sammalkorpi, I. 2001. Maatalouden vesiensuojelukosteikot. VESIKOT-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 499.

Ristimäki, M., Oinonen, K., Pitkäranta, H. ja Harju, K. 2003. Kaupunki-seutujen väestömuutos ja alueellinen kasvu. Suomen ympäristö 657.

Ruohtula, J. (toim.) 1996. Kosteikkojen ja laskeutusaltaiden suunnittelu. Suomen ympäristökeskuksen moniste 11.

Sario, J., Kupiainen, K., Silvennoinen, H. ja Tervahattu, H. 2005. Hulevedet ja kiinteistöjen kuivatus. Teoksessa Vakkilainen, P., Kotola, J. ja Nur-

minen, J. (toim.) Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta. Suomen ympäristö 776.

Simola, A. & Jutila, H. 2006. Valumavesien käsittelymenetelmät Kanta-Hämeen järvet kestäväan kehitykseen –hankkeessa. Hämeenlinnan seudullinen ympäristötoimi, JÄRKI -hanke. Hämeenlinnan seudullisen ympäristötoimen julkaisuja 9.

Suomen kunnallisteknillinen yhdistys. 1991. Katu 90. Kadunrakennuksen tekniset ohjeet. Julkaisu 11. Jyväskylä: Gummerus Kirjapaino Oy.

Suunnittelukeskus Oy. 2007a. Hulevesien luonnonmukaisen hallinnan menetelmät. Suunnitteluohje. Kuopion kaupunki. Moniste 43 s. + liitteet

Suunnittelukeskus Oy. 2007b. Hulevesien hallinta – esiselvitys organisoitimmalleista. Hulevesityöryhmä. Loppuraportti 19.4.2007. Moniste 15 s. + liitteet

Tiihonen, T. 2007. Rankkasateet ja taajamatulvat (RATU) S1. Hulevesijärjestelmät Suomessa ja kansainvälisesti – nykytila ja kehitystarpeet. Suomen ympäristökeskus.

Torniainen, S. 2009. Liito-oravaselvitys 2009. Niihaman erityisratsastuskeskus, kaava 8265. Tampereen kaupunki, Tampereen infratuotanto liikelaitos.

Vesiensuojelukosteikot voivat luoda lintukeitaita. Helsingin Sanomat 28.8.2009.

Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston päätös. 2007. Suomen ympäristö 10.

Viitasalo, M. 2008. Kosteikkoseurannan yhteenvetoraportti 2005-2007. Savo-Karjalan vesiensuojeluyhdistys ry. Kuopion kaupunki. Moniste.

Virtanen, H., Jansson, H., Närvänen, A., Jansson, H., Pesonen, I. & Tanhuanpää, J. 2008. Ekologinen talli. Teoksessa Pesonen, I., Virtanen, H. & Jansson, H. (toim). Hyvinvoiva, turvallinen ja ympäristöystävällinen talli. Opas vastuulliseen tallitoimintaan. Forssa: Painotalo Auranen Oy.

WWW-lähteet:

Jansson, H., Närvänen, A. & Jansson, H. n.d. Hevosten juoksutarhojen maaperän ominaisuudet ja valumavesien puhdistus. Loppuraportti.

http://www.equinelife.fi/files/ymp_juoksutarhat.pdf

Luettu 16.6.2009.

Kosteikot ja laskeutusaltaat. Maatalouden ympäristötuen erityistuet v. 2000-2006. Maa- ja metsätalousministeriö 2005.

<http://www.salaojayhdistys.fi/pdf/kosteikot.pdf>

Luettu 2.9.2009.

Maatalouden vesistökuormitus. 2009. Ympäristöministeriö.

<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=8575&lan=fi>

Luettu 21.8.2009.

New York State Stormwater Management Design Manual 2003. Chapter 6. <http://www.cicacenter.org/pdf/NYStormwaterDesignManual.pdf>

Luettu 10.9.2009.

Närvänen, A., Jansson, H. 2007. Ferrisulfaatti saostaa ojavesistä liuenneet fosforit. Maaseudun Tiede 64, 2(22.10.2007): 13.

<http://www.mtt.fi/maaseuduntiede/pdf/mtt-mt-v64n02s13b.pdf>

Luettu 15.6.2009.

Turvetuotannon valumavesien käsittelyä kehitetään kosteikkojen avulla. 2009. Oulun yliopisto, lehdistötiedote 17.3.2009.

<http://www.hallinto.oulu.fi/viestin/tiedote/2009/turvetuotanto-vesistot.html>

Luettu 23.8.2009.

Vesistöjen ravinnekuormitus ja luonnon huuhtouma. 2009. Suomen ympäristökeskus 2009.

<http://www.environment.fi/default.asp?contentid=29826&lan=fi>

Luettu 19.8.2009.

Uusi-Kämpä, J., Heinonen-Tanski, H., Huuskonen, A., Jansson, H., Jansson, H., Kuisma, M., Nykänen, A., Närvänen, A. & Puumala, M. 2008. Jalloittelu- ja ulkotarhoista aiheutuvan vesistökuormituksen vähentäminen vaikeaa. Maataloustieteen Päivät 2008.

http://www.smts.fi/mpol2008/index_tiedostot/Posterit/ps107.pdf

Luettu 16.6.2009.

U.S. Environmental Protection Agency. Effluent Limitation Guidelines.

<http://www.epa.gov/waterscience/guide/construction/links.html>

Päivitetty 2.12.2008. Luettu 17.9.2009.

TORITUNJÄRVEEN LASKEVA NIITTY



SUUNNITTELUALUEEN SÄILYTETTÄVÄÄ IKÄMETSÄÄ



KOSTEIKON SIJAINTI VAIHTOEHDOLLA VE1



LIITE 1.3
KOIRIEN KOULUTUSALUEENA TOIMIVA KENTTÄ – ALUEEN PÄÄSSÄ
KOSTEIKON SIJAINNI VAIHTOEHDOLLA VE2 JA VE3



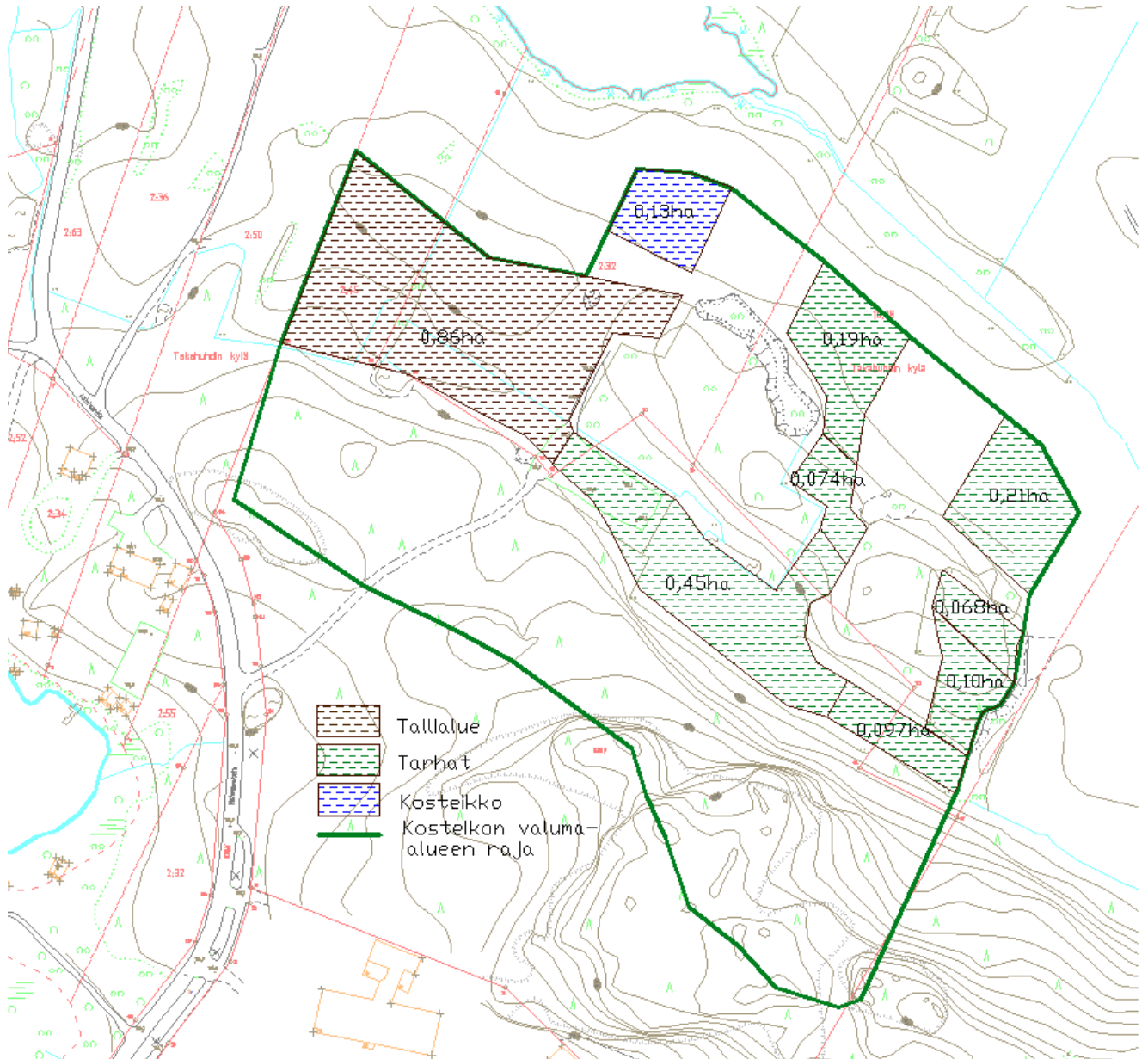
NÄKYMÄ KIVISILLANOJAN SUULTA TORITUNJÄRVELLE



KIVISILLANOJAN LÄHEISIÄ METSITTYYVIÄ NIITTYJÄ



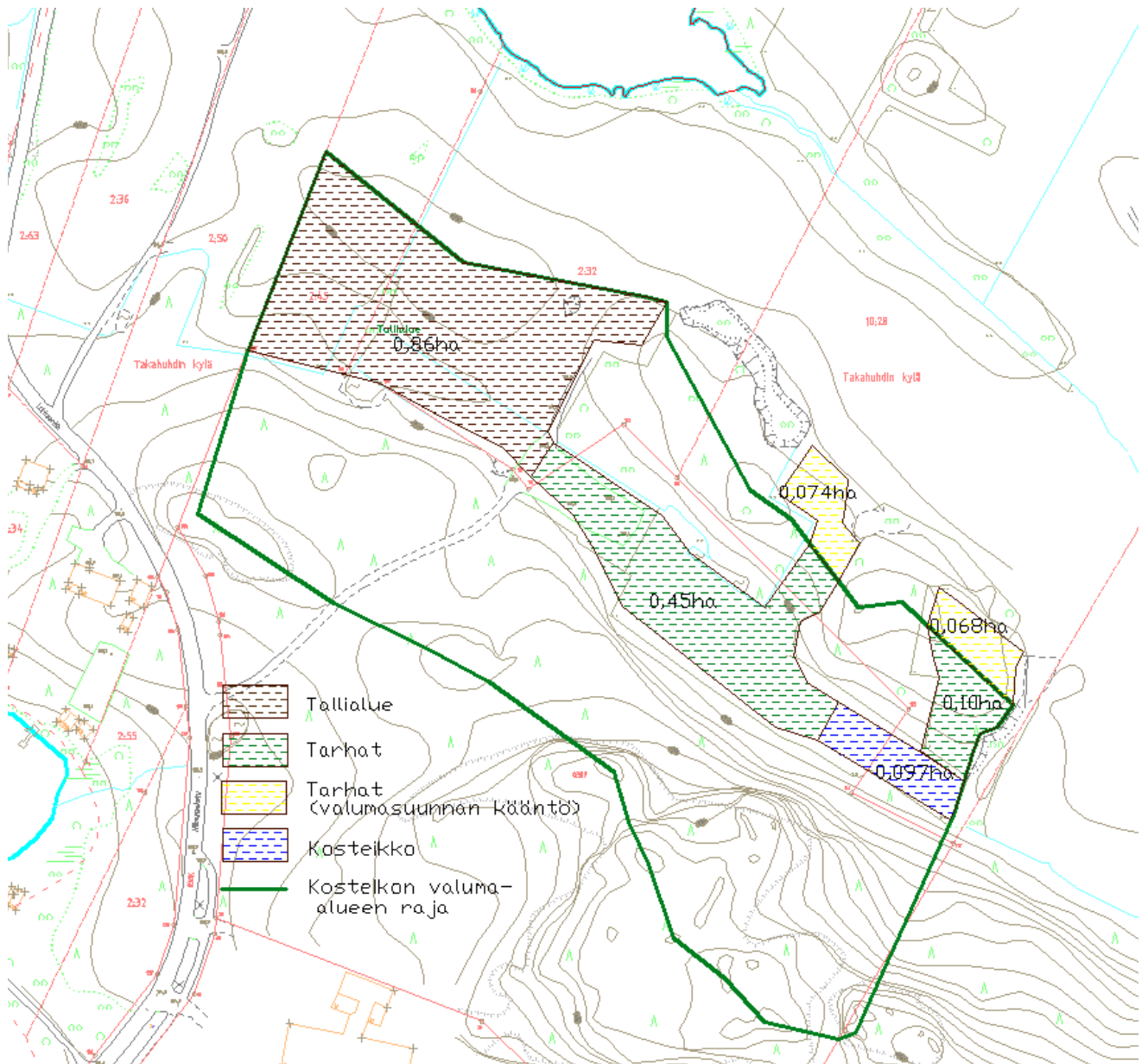
SUUNNITTELUALUE VAIHTOEHDOLLA VE1



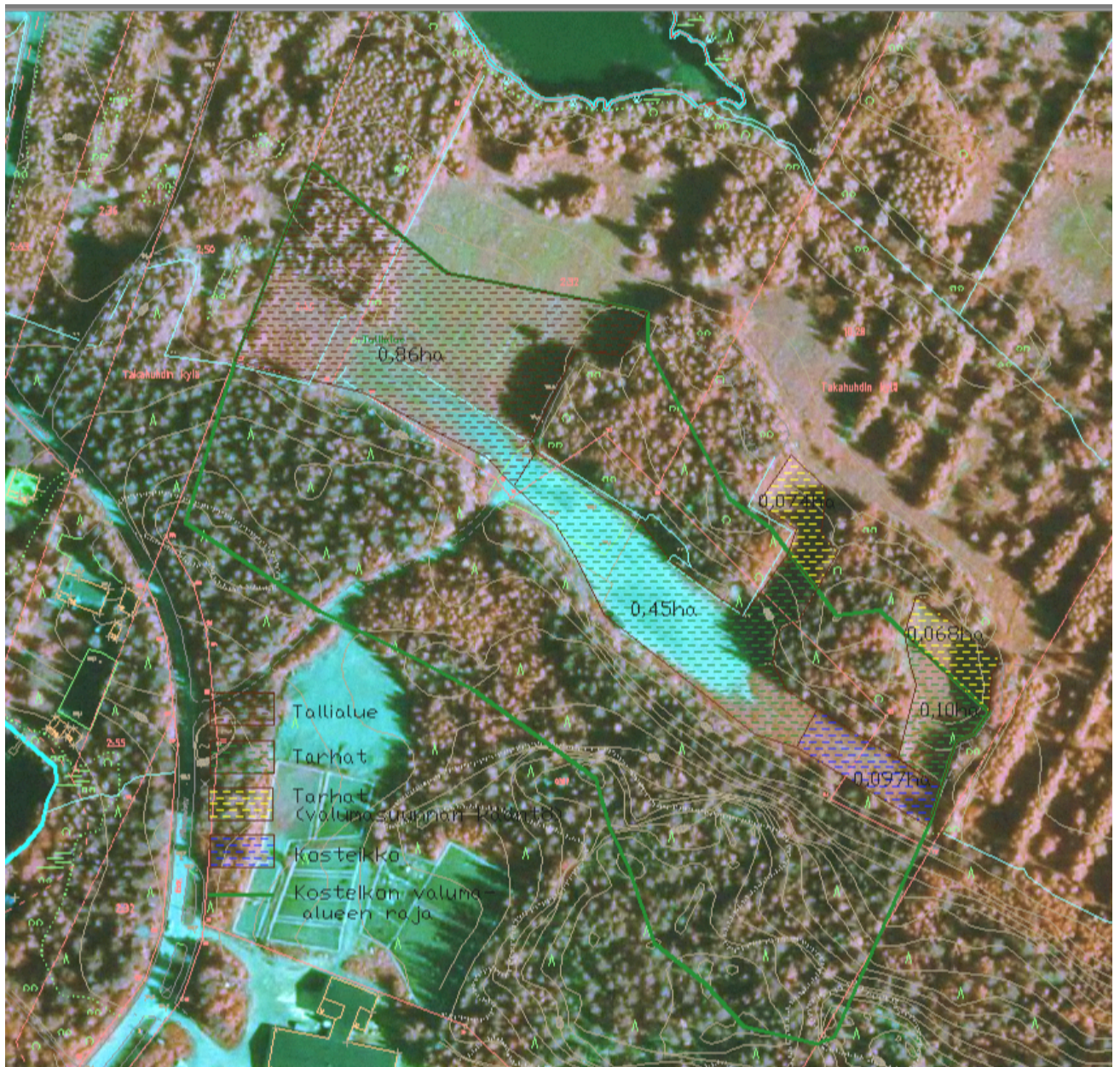
SUUNNITTELUALUE VAIHTOEHDOLLA VE1



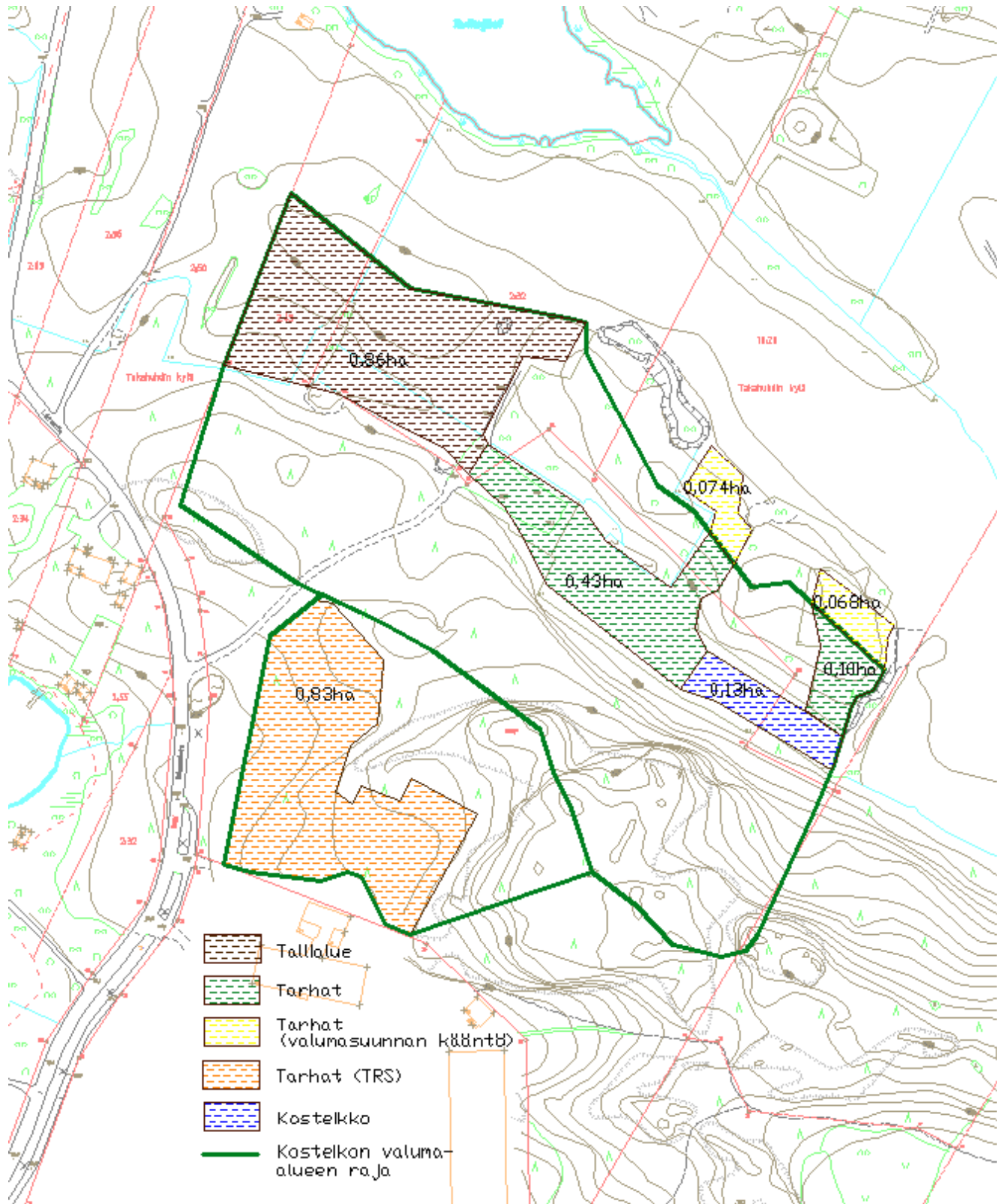
SUUNNITTELUALUE VAIHTOEHDOLLA VE2



SUUNNITTELUALUE VAIHTOEHDOLLA VE2



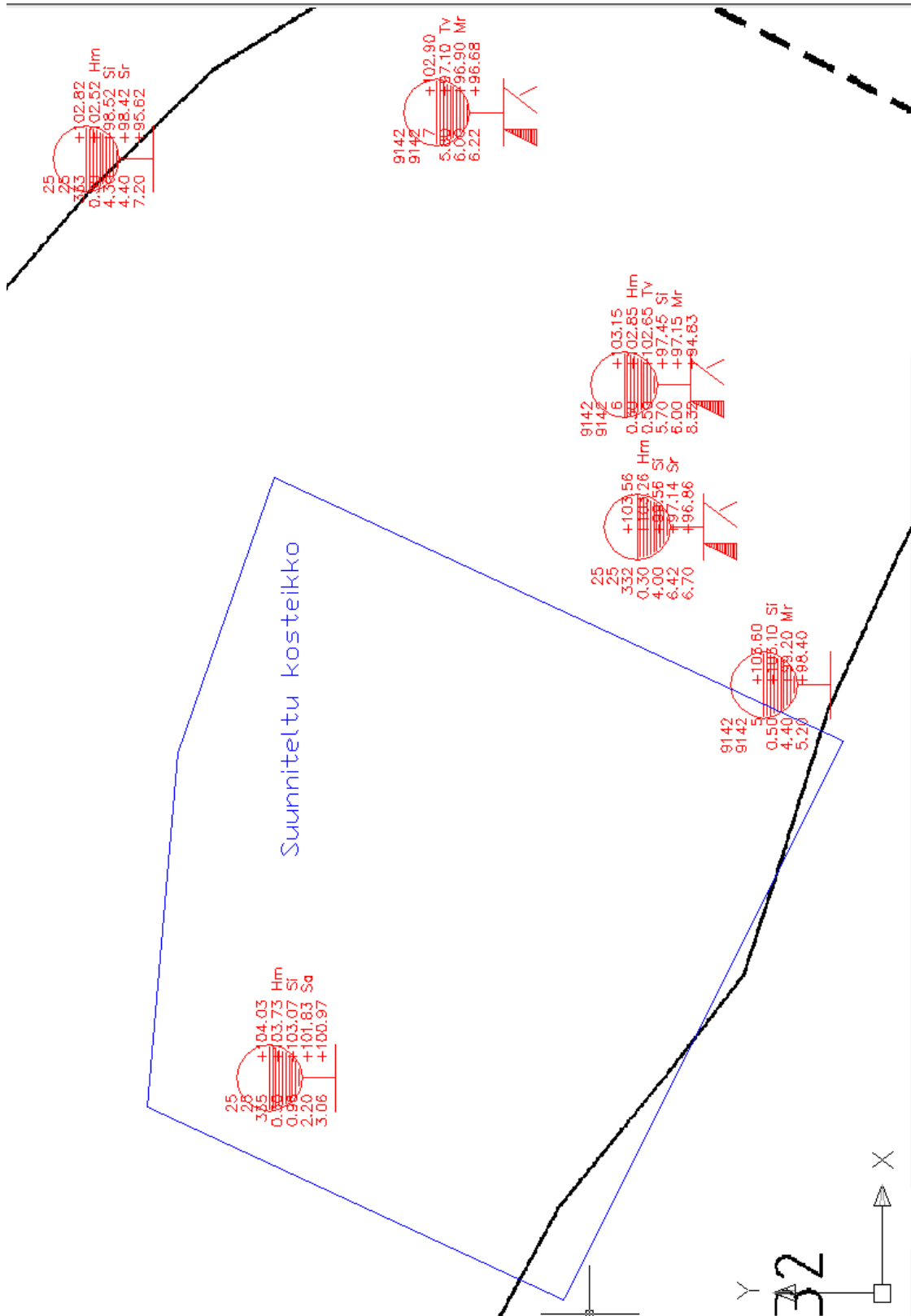
SUUNNITTELUALUE VAIHTOEHDOLLA VE3



SUUNNITTELUALUE VAIHTOEHDOLLA VE3



MAAPERÄTIEDOT SUUNNITELTUN KOSTEIKON (VE1) ALUEELTA JA SEN LÄHEISYYDESTÄ



MAAPERÄTIEDOT SUUNNITELLUN KOSTEIKON (VE2 ja VE3) ALUEELTA JA SEN LÄHEISYYDESTÄ

