



Aalto-yliopisto  
Insinöörیتieteiden  
korkeakoulu

Pekka Kinnunen

## **Typpikuormituksen kustannustehokas vähentäminen sisävesissä**

Diplomityö, joka on jätetty opinnäytteenä tarkastettavaksi  
diplomi-insinöörin tutkintoa varten.

Espoossa 9.5.2016

Valvoja: Professori Harri Koivusalo

Ohjaajat: Diplomi-insinööri Lassi Ahlvik, tekniikan tohtori  
Teemu Kokkonen

---

**Tekijä** Pekka Kinnunen

---

**Työn nimi** Typpikuormituksen kustannustehokas vähentäminen sisävesissä

---

**Koulutusohjelma** Yhdyskunta- ja ympäristötekniikka

---

**Pää-/sivuaine** Vesi- ja ympäristötekniikka**Koodi** R3005

---

**Työn valvoja** Prof. Harri Koivusalo

---

**Työn ohjaajat** DI Lassi Ahlvik, TkT Teemu Kokkonen

---

**Päivämäärä** 9.5.2016**Sivumäärä** 56+3**Kieli** suomi

---

### Tiivistelmä

Monet Suomen sisävesistä sekä Itämeri kärsivät liiallisten ravinnepestöjen aiheuttamista ongelmista. Ravinnepestöt vaikuttavat usein heikentävästi vesistöjen ekologiseen tilaan, mutta liialliset pestöt voivat aiheuttaa myös yhteiskunnalle kustannuksia esimerkiksi vähentyvinä virkistyskäyttömahdollisuuksina ja rantatonttien arvon laskuna. Merkittäviä ravinnekuormituksen lähteitä ovat maatalous sekä yhdyskuntien ja teollisuuden jätevedet. Ravinnekuormituksen vähentäminen aiheuttaa kustannuksia muun muassa viljasatojen pienentyessä tai muiden toimenpiteiden kuten kosteikkojen tai jätevedenpuhdistamoiden investointikustannuksina. Erityisesti maatalouden ravinnekuormituksen vähentämiseen tähtäviä politiikoita on kritisoitu kalliiksi ja tehottomiksi.

Tämän työn tavoitteena on tutkia, kuinka typpikuormituksen vähentämiseen tähtäävät toimenpiteet voidaan kohdentaa mahdollisimman kustannustehokkaasti minimoiden typpikuormituksen vähentämisestä yhteiskunnalle aiheutuvat kustannukset. Tavoitetta varten tutkimuksessa luodaan spatiaalisesti tarkkaresoluutiainen kustannustehokkuusmalli, jonka avulla mallinnetaan typpikuormitukseen vaikuttavia maatalouden ja jätevedenpuhdistuksen toimenpiteitä. Mallia käytetään tapaustutkimuksena Etelä-Suomessa sijaitsevalle Vanajaveden valuma-alueelle sekä verrataan tuloksia aiempiin kustannustehokkuusmallinnuksiin, jotka keskittyvät lähinnä Itämeren alueelle. Kustannusten epävarmuutta arvioidaan Monte Carlo -analyysin avulla.

Vanajavedellä 200 tonnin vuotuinen vähennys kokonaistyppikuormituksessa aiheuttaa noin 1,2 miljoonan euron kustannukset ja vastaavasti 310 tonnin vähennyksellä kustannus on noin 11 miljoonaa euroa. Jätevedenpuhdistamoiden typenpoistotehon parantaminen havaittiin halvaksi keinoksi yli 50 tonnin vähennystavoitteilla. Yli 200 tonnin vähennystavoitteilla maatalouden toimenpiteet muodostavat 40–80 prosenttia kokonaiskustannuksista. Kosteikkojen rakentamisen alueellisella kohdentamisella ei havaittu olevan kovinkaan merkittävää taloudellista hyötyä. Lannoitustasojen kohdentamisessa puolestaan valuma-alueen sijainnilla ja maalajilla on merkittävä vaikutus.

Herkkyyshanalyysin perusteella 100 tonnin vähennystavoitteen vuosittaisten kustannusten 95 % vaihteluväli on noin miljoona euroa. 310 tonnin vähennykselle kuormituksessa kustannusten vaihteluväli on noin 8,8 miljoonaa euroa maksimikustannuksen ollessa 16,7 miljoonaa euroa. Herkkyyshanalyysien perusteella erityisesti jätevedenpuhdistamoiden tehostamisen kustannuksien vaikutukseen liittyy suurta epävarmuutta. Jätevedenpuhdistamoilla on myös merkittävä vaikutus alueen typpikuormituksen vähennyskapasiteettiin.

---

**Avainsanat** ravinnekuormitus, typpikuormitus, kustannustehokkuus, maatalous, jätevedenpuhdistus

---



---

**Author** Pekka Kinnunen

---

**Title of thesis** Cost-effective nitrogen abatement in freshwater bodies

---

**Degree programme** Civil and Environmental Engineering

---

**Major/minor** Water and Environmental Engineering

**Code** R3005

---

**Thesis supervisor** Prof. Harri Koivusalo

---

**Thesis advisor(s)** M.Sc. (Tech.) Lassi Ahlvik, D.Sc. (Tech.) Teemu Kokkonen

---

**Date** 9.5.2016

**Number of pages** 56+3

**Language** Finnish

---

### **Abstract**

Many of the Finnish freshwater bodies as well as the Baltic Sea suffer from problems resulting from excessive nutrient emissions. Excessive nutrient emissions usually have a negative effect on the ecological state of the water bodies. Additionally, the emissions may cause social costs as the recreational opportunities are reduced or the value of near water properties decreases. Agriculture together with municipal and industrial wastewaters are significant nutrient emission sources. Reducing nutrient emission causes costs e.g. by decreasing the crop yields or as investment costs. Especially nutrient reduction policies in agriculture have been criticised for being expensive and inefficient.

The aim of this thesis is to examine how nitrogen abatement policies could be constructed to be cost-efficient with the goal of minimizing the social costs of nitrogen abatement. To reach this aim, a spatially high resolution cost-efficiency model framework is presented where agriculture and wastewater treatment related nitrogen abatement measures are used. Model is employed for a case-study in the Lake Vanajavesi catchment area located in southern Finland. The results are compared to previous cost-efficiency modelling results from literature, which are mainly focused on the Baltic Sea catchment area. The uncertainties of the results are evaluated with Monte Carlo analysis.

According to the results yearly 200 metric ton reduction of the total nitrogen load in Lake Vanajavesi catchment area would cost approximately 1.2 million euros and respectively a 310 ton reduction would cost around 11 million euros. Improving the nitrogen abatement capabilities in the wastewater treatment plants was found to be very cheap measure for nitrogen reduction targets over 50 tons. For reduction targets over 200 tons, the agriculture measures formed 40-80 % of the total cost. Spatial allocation of wetlands did not have a significant effect on the total costs. Fertilization levels in turn depended notably on the location of the basin and the soil type.

On the basis of the Monte Carlo analysis the 95 % confidence interval for the yearly cost of 100 ton nitrogen load reduction was around one million euros. For a 310 ton load reduction the confidence interval was approximately 8.8 million euros and the maximum cost for the 310 reduction target was 16.7 million. According to the sensitivity analysis the cost of improving wastewater treatment was affiliated with high uncertainty. Additionally, the wastewater treatment plants have major impact on the maximum nitrogen load reduction capacity in the Lake Vanajavesi catchment area.

---

**Keywords** nutrient loading, nitrogen abatement, cost-effectiveness, agriculture, wastewater treatment

---

## **Alkusanat**

Tämä diplomityö on tehty Luonnonvarakeskuksessa osana Euroopan Unionin rahoittamaa N-SINK hanketta yhteistyössä Helsingin ja Jyväskylän yliopistojen sekä Suomen ympäristökeskuksen kanssa. Työn valvojana toimi professori Harri Koivusalo ja ohjaajina DI Lassi Ahlvik Luonnonvarakeskuksesta sekä TkT Teemu Kokkonen Aalto-yliopistosta.

Haluan kiittää valvojaani Harri Koivusalo sekä ohjaajiani Lassi Ahlvikia ja Teemu Kokkosta saamastani tuesta ja kommenteista. Erityisesti haluan kiittää Lassi Ahlvikia, jonka asiantuntemus, neuvot ja lähestymistapa ovat olleet erittäin kallisarvoisia ja innoittavia. Kiitos kaikille muille projektissa mukana olleille henkilöille Suomen ympäristökeskuksesta sekä Helsingin ja Jyväskylän yliopistoista. Suuri kiitos kuuluu myös Viikin kahvihetkissä olleille, jotka ovat tuoneet niin hauskoja hetkiä kuin mielenkiintoisia ajatuksia moniin jumisiin päiviin. Lisäksi haluan kiittää Maa- ja vesitekniikan tuki ry:tä saamastani apurahasta.

Kiitos ystäväilleni, perheelleni ja Jennille kaikesta siitä tuesta, kannustukset ja avusta, mitä ilman työ tuskin olisi koskaan valmistunut.

Espoo 2.5.2016

Pekka Kinnunen

# Sisällysluettelo

Tiivistelmä	
Abstract	
Alkusanat	
Sisällysluettelo	
Merkinnät	
Lyhenteet	
Kuvaluettelo	
Taulukkoluetelo	
1 Johdanto.....	1
1.1 Motivaatio .....	1
1.2 Työn tavoitteet.....	3
1.3 Työn rakenne ja rajaukset .....	3
2 Teoria.....	5
2.1 Ravinnekuormituksen vähentämiskeinot .....	5
2.1.1 Lannoitus ja maanmuokkaus.....	5
2.1.2 Kosteikot ravinnepäästöjen vähentämisessä .....	6
2.1.3 Jätevedenpuhdistus ja haja-asutuksen jätevedet.....	8
2.2 Kustannustehokkuusmallinnuksen kirjallisuuskatsaus .....	9
3 Aineistot ja tutkimusalueen kuvaus .....	13
3.1 Vanajaveden valuma-alue .....	13
3.2 Retentio- sekä sato- ja huuhtoumamallinnukset.....	15
3.3 Kosteikot .....	18
3.4 Jätevedenpuhdistus .....	21
3.5 Muut aineistot.....	23
4 Menetelmät .....	24
4.1 Yhteiskunnallisen suunnittelijan ongelma .....	24
4.2 Numeerinen ratkaisu .....	26
4.2.1 Lannoitus ja kosteikot.....	27
4.2.2 Jätevedenpuhdistamot ja jätevesiverkoston laajentaminen.....	30
4.3 Tapaustutkimus Vanajaveden alueella.....	32
5 Tulokset .....	34
5.1 Spatiaalinen optimiratkaisu .....	34
5.2 Vaihtoehtoiset politiikkaskenaariot .....	40
6 Herkkyysanalyysi.....	42
6.1 Herkkyysanalyysin lähtötiedot.....	42
6.2 Herkkyysanalyysin tulokset .....	43
7 Tulosten tarkastelu .....	46
7.1 Spatiaalinen optimi .....	46
7.2 Vaihtoehtoiset politiikkaskenaariot .....	47
7.3 Herkkyysanalyysien tulokset.....	48
7.4 Epävarmuustekijät .....	48
7.5 Mallin jatkokehitys .....	49
8 Johtopäätökset.....	51
Lähdeluettelo .....	52
LIITE 1 Tutkimusalueen valuma-alueet	
LIITE 2 Lagrangen funktio ja ensimmäisen kertaluvun välttämättömät ehdot	

## Merkinntät

$A_i^{field}$	[ha]	peltopinta-ala valuma-alueella
$A_i^{ucb}$	[ha]	kosteikon yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala
$A_i^{wetland}$	[ha]	kosteikon pinta-ala
$C_{conn}$	[€/m]	haja-asutuksen verkostoon liittämisen kustannus
$C_i^{const}$	[€]	kosteikon rakentamis- ja hoitokustannukset
$C_{fee}$	[€]	päästösakosta johtuva kustannus
$C_j$	[€/ha]	viljelyn kiinteät kustannukset
$C_f^{wwt}$	[€]	jätevedenpuhdistamon toiminnan tehostamisen kustannus
$C_{f,opt}^{wwt}$	[€]	jätevedenpuhdistamon vuotuinen kustannus optimaalisella puhdistuskyvyllä
$C_f^{wwt'}$	[€]	jätevedenpuhdistamon rajakustannukset
$C_{f,0}^{wwt}$	[€]	jätevedenpuhdistamon vuotuiset kustannukset alkutilanteessa
$C_{add}^{wwt}$	[€]	puhdistamon toiminnan tehostamisen vuotuinen kustannus
$C_n^{rural}$	[€]	haja-asutuksen jätevedenpuhdistuksen tehostamisen kustannus
$C_{tot}$	[€]	kokonaiskustannukset
$C_i^{wetland}$	[€]	kosteikon kustannukset
$C_i^{wetland\_area}$	[€]	kosteikon käyttämän maa-alan kustannus
$D$	[-]	diskonttaustekijä
$E$	[-]	kiinteistökohtaisten jätevesipuhdistamoiden teho
$I_{i,j}$	[kg N/ha]	lannoituksen interpoloitu huuhtouma pelloilta
$L$	[kg N/ha]	retentio huomioitu huuhtouma
$\Delta L$	[kg N/ha]	huuhtouman muutos hehtaaria kohden lannoitustason muuttuessa
$MC_n^{rural}$	[€/kg N]	jätevesiverkostoon liittymisen rajapuhdistuskustannus
$MC_{i,j}$	[€/kg N]	lannoituksen rajapuhdistuskustannus
$\bar{N}$	[kg]	kokonaispäästötaso tutkimusalueella
$N_{red}^{wetland}$	[kg]	kosteikon vähentämä typpikuormitus
$N_{red}^{tot}$	[kg N]	typpikuormituksen kokonaisvähennys maataloudesta
$N_{i,j}$	[kg/ha]	typpi lannoituksen määrä
$N^{opt}$	[kg/ha]	optimilannoitus
$N_m^{rural}$	[kg]	haja-asutusalueiden typpikuormitus ruudussa m
$N^{wwt}$	[kg]	jätevedenpuhdistamoille tuleva vuosittainen typpikuormitus
$R$	[-]	retentioparametri
$d$	[m]	etäisyys jätevesiverkostosta
$f_{i,j}$	[kg/ha]	ohran satovastefunktio
$i$		valuma-alueen numero
$j$		maanmuokkaus toimenpide
$f$		jätevedenpuhdistamon numero
$m$	[-]	jätevesiverkkoon liitetyn ruudun numero
$n$	[a]	kuoletusaika vuosissa
$p$	[-]	jäteveden lisäpuhdistusprosentti
$p_{crop}$	[€/kg]	ohran hinta
$p_{fert}$	[€/kg N]	typpilannoitteen hinta
$pop_n^{rural}$	[-]	väestön lukumäärä ruudussa n
$r$	[-]	diskonttauskorko
$t$	[€/kg N]	päästösakkomaksu
$y_i$	[-]	kosteikon typenpidätyskyky
$wwt_{ave}$	[-]	jätevedenpuhdistamoiden keskimääräinen puhdistusteho

$\Delta\pi_{i,j}$	[€]	viljelystä saatujen tulojen muutos typpilannoitusmäärän muuttuessa
$\lambda$	[€/kg N]	Lagrangen-kerroin
$\tau_i$	[-]	kosteikon yläpuolisella valuma-alueella sijaitseva kevätilja-pellon osuus
$\pi$	[€]	viljelystä saatava tuotto
$\pi_{tot}$	[€]	kokonaistuotto

## Lyhenteet

AVL	asukasvastineluku
BSAP	Itämeren suojelun toimenpideohjelma ( <i>Baltic Sea Action Plan</i> )
BOD7	biologinen hapenkulutus
CAP	Euroopan unionin yhteinen maatalouspolitiikka ( <i>Common Agriculture Policy</i> )
CLC2012	<i>Corine Land Cover 2012</i> –maanpeiteaineisto
HELCOM	Itämeren merellisen ympäristön suojelukomissio
Hs+HHt	hiesu- ja hieta -alueet
INCA	<i>Integrated Nitrogen in Catchments</i> -malli
LH	luonnonhuuhtouma
N	typpi
NOx	typpioksidit ( <i>Nitrogen oxide</i> )
P	fosfori
SYKE	Suomen ympäristökeskus
TN-väh	kokonaistypen vähentäminen
VEMALA	Suomen ympäristökeskuksen ravinnekuormitusmalli
VPD	Vesipuitedirektiivi
VAHTI	Valvonta- ja kuormitustietojärjestelmä
WSFS	Suomen ympäristökeskuksen vesistömalli ( <i>Watershed Simulation and Forecasting System</i> )

# Kuvaluettelo

<i>Kuva 1. Typen ja fosforin kuormituslähteiden osuudet kokonaiskuormituksesta Suomessa vuonna 2011.</i>	1
<i>Kuva 2. Pintavesien ekologien tila Suomessa (a) ja Vanajaveden valuma-alueella (b) vuonna 2013.</i>	2
<i>Kuva 3. Esimerkkikuva kosteikosta. Vihdissä sijaitsevan Hovin kosteikon suunnitelmakartta.</i>	6
<i>Kuva 4. Tutkimusalueen sijainti (a) ja tutkimusalueen valuma-aluejako (b).</i>	13
<i>Kuva 5. Maanpeitteet Vanajaveden valuma-alueella.</i>	14
<i>Kuva 6. Maannosmaisemat Vanajaveden valuma-alueella.</i>	14
<i>Kuva 7. Valuma-alueiden retentiokertoimet.</i>	16
<i>Kuva 8. Kevätviljan peltopinta-alat Vanajaveden alueella.</i>	16
<i>Kuva 9. Satovastefunktiot (a) ja huuhtoumafunktiot (b) eri maalajeille ja maanmuokkauksille typpilannoituksen funktiona.</i>	17
<i>Kuva 10. Ohran hinnan kehitys vuosina 2010–2015.</i>	18
<i>Kuva 11. Kosteikkopinta-ala valuma-alueittain.</i>	19
<i>Kuva 12. Esimerkki kosteikoista ja niiden yläpuolisista valuma-alueista Vanajaveden ympäristössä.</i>	20
<i>Kuva 13. Maanpeite rakennetuilla kosteikoilla (a) sekä kosteikkojen yläpuolisilla alueilla (b).</i>	20
<i>Kuva 14. Typpikuormituksen vähentämisen rajakustannukset.</i>	22
<i>Kuva 15. Etäisyydet olemassa olevaan jätevesiverkoston.</i>	23
<i>Kuva 16. Kaavio työn rakenteesta</i>	24
<i>Kuva 17. Kaavio mallin toimintaperiaatteesta</i>	26
<i>Kuva 18. Mallinnuksessa käytetyt maalajit Vanajaveden alueella</i>	27
<i>Kuva 19. Viljelijän tulot lannoituksen funktiona savi- (kuva a) ja hiekkamailla (kuva b).</i>	34
<i>Kuva 20. Toimenpiteiden kohdentuminen valuma-alueille vähennystavoitteen kasvaessa.</i>	35
<i>Kuva 21. Typpikuormituksen vähentämisen kokonaiskustannukset (a) sekä toimenpiteiden prosentiosuudet kokonaiskustannuksista (b).</i>	36
<i>Kuva 22. Typpivähennykset toimenpiteittäin eriteltynä kokonaisvähennyksen kasvaessa.</i>	37
<i>Kuva 23. Lannoitustasot valuma-alueittain vähennystavoitteen kasvaessa.</i>	38
<i>Kuva 24. Kustannukset peltohehtaaria kohden valuma-alueittain.</i>	38
<i>Kuva 25. Jätevesiverkon laajentuminen vähennystavoitteen kasvaessa.</i>	39
<i>Kuva 26. Toimenpiteiden rajakustannukset.</i>	40
<i>Kuva 27. Vaihtoehtoisten politiikkaskenaarioiden vuosittaisten kustannusten kehittyminen vuosittaisen vähennystavoitteen kasvaessa.</i>	41
<i>Kuva 28. Herkkyyssanalyysin vuotuisten kustannusten jakaumat, kun typpikuormituksen vähennystavoite kasvaa 50 tonnin välein.</i>	43
<i>Kuva 29. Herkkyyssanalyysien vuotuisten kokonaiskustannusten kehitys vähennystavoitteen kasvaessa.</i>	44



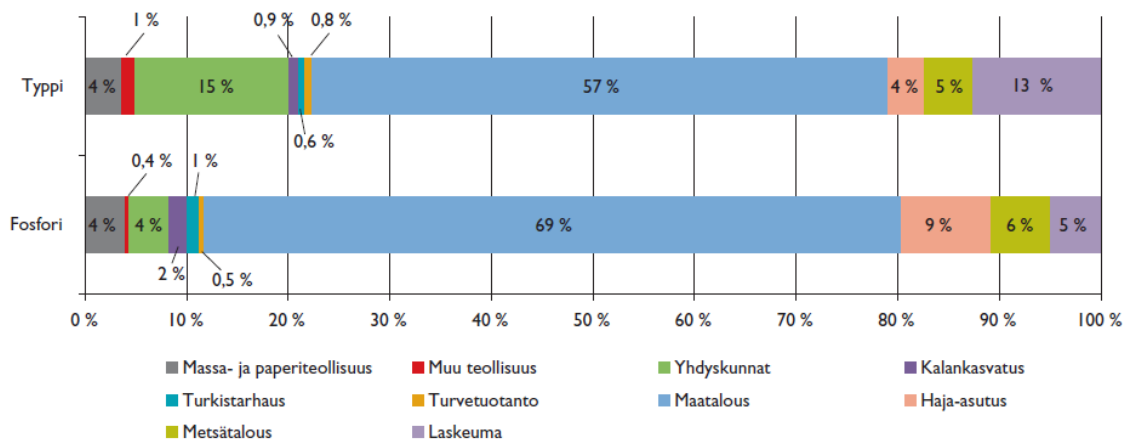
# Taulukkoluetelo

<i>Taulukko 1. Kosteikkojen havaittuja vuosittaisia kokonaistypen pidätystehoja (TN-väh) prosenteissa kirjallisuudesta.....</i>	<i>7</i>
<i>Taulukko 2. Koonti Itämereen liittyvistä typenpoiston kustannustehokkuustutkimuksista.....</i>	<i>10</i>
<i>Taulukko 3. Keskimääräinen typenpoiston kustannustehokkuus (€/kg N) toimenpiteittäin. . . . .</i>	<i>11</i>
<i>Taulukko 4. Typpikuormituksen vähentämisen rajakustannuksia Turnerin ym. (1999), Grenin ym. (2008) sekä Hyytiäisen ym. (2012) mukaan. ....</i>	<i>12</i>
<i>Taulukko 5. Typpikuormitus Vanajaveden alueella sekä kuormituslähteiden osuudet kokonaiskuormituksesta. ....</i>	<i>15</i>
<i>Taulukko 6 Viljelyn kiinteät vuotuiset kustannukset.....</i>	<i>18</i>
<i>Taulukko 7. Maatalous- ja metsäalueiden kauppahinnat maakunnittain vuonna 2014.....</i>	<i>21</i>
<i>Taulukko 8. Tutkimusalueella sijaitsevien jätevedenpuhdistamoiden kuormituslukuja vuonna 2014. ....</i>	<i>22</i>
<i>Taulukko 9. Viljelijän toimenpidevaihtoehdot.....</i>	<i>25</i>
<i>Taulukko 10. Jätevedenpuhdistamoiden vuotuisten kustannusten parametrit.....</i>	<i>30</i>
<i>Taulukko 11. Herkkyyksianalyysin parametrit ja niiden keskihajonnat. ....</i>	<i>42</i>

# 1 Johdanto

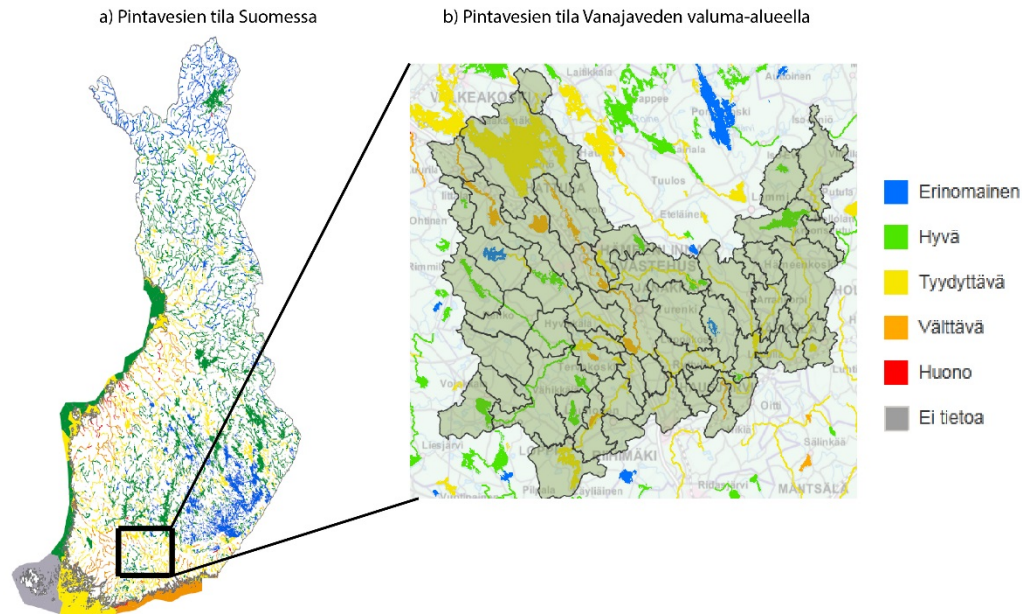
## 1.1 Motivaatio

Ihmistoiminnasta johtuvat liialliset ravinnepäästöt aiheuttavat ongelmia monissa sisävesissä sekä Itämerellä. Maatalous ja yhdyskuntien jätevedet ovat merkittävimpiä ihmistoiminnasta aiheutuvan typpikuormituksen lähteitä. Suomessa yli 70 % vuotuisesta vesistöihin päätyvästä typpikuormituksesta on peräisin maataloudesta sekä jätevesistä (kuva 1). Maatalous ja jätevedet ovat merkittävimmät typen kuormituslähteet myös Itämeren tasolla (HELCOM 2011). Voimakas lannoittaminen sekä jätevesien runsaat ravinnepäästöt aiheuttavat vesistöissä muun muassa rehevöitymistä, hapettomuutta, muutoksia kalastossa sekä myrkyllisten syanobakteeri- eli sinileväesiintymien lisääntymistä (Smith 2003). Taloudellisesta näkökulmasta veden laadun heikkeneminen vaikuttaa negatiivisesti muun muassa rakennettujen ja erityisesti rakentamattomien kiinteistöjen hintaan sekä vähentää vesistöjen virkistyskäyttömahdollisuuksia (Artell 2014; Smith 2003).



**Kuva 1. Typen ja fosforin kuormituslähteiden osuudet kokonaiskuormituksesta Suomessa vuonna 2011. (Laitinen ym. 2014)**

Suomen järvissä ongelmat liittyvät pääosin rehevöitymiseen; ongelmat painottuvat erityisesti Etelä- ja Lounais-Suomen alueille sekä Kokemäenjoen, Oulujoen-Iijoen sekä Kemijoen vesistöalueille (Rekolainen ym. 2006). Kuvassa 2 on esitetty Suomen sisävesien, rannikkoalueiden sekä Vanajaveden valuma-alueen ekologinen tila vuonna 2013 (Suomen ympäristökeskus 2016). Itämerellä rehevöityminen on erityisen voimakasta Suomenlahden rannikkoalueilla, missä esiintyy myös hapettomia alueita. Tämän työn kohteena olevan Vanajaveden valuma-alueella pintavesien tila vaihtelee pääsääntöisesti välttävästä hyvään, muutaman pienemmän järven ollessa erinomaisessa tilassa. Alueen suurin järvi, Vanajavesi, on tyydyttävässä tilassa, mutta esimerkiksi järveen johtava virtareitti on luokituksestaan vain välttävä.



**Kuva 2. Pintavesien ekologinen tila Suomessa (a) ja Vanajaveden valuma-alueella (b) vuonna 2013. (Laitinen ym. 2014; ympäristökarttapalvelu Karpalo 2016).**

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin (2000/60/EY) tavoitteena vesien osalta oli saavuttaa ”paras mahdollinen ekologinen ja kemiallinen tila ottaen huomioon vaikutukset joita ei ihmisen toiminnan tai pilaantumisen luonteen vuoksi ole kohtuudella voitu välttää”. Pintavesien niin sanottu hyvä ekologinen tila piti saavuttaa vuoteen 2015 mennessä lukuun ottamatta muutamia erikoistapauksia, esimerkiksi pohja- ja rantarakenteiltaan voimakkaasti muutettuja vesistöjä. Näitä tavoitteita ei kuitenkaan ole pystytty saavuttamaan kokonaisuudessaan. Direktiivi edellyttää taloudellisen analyysin suorittamista, minkä tavoitteena on löytää kustannustehokkaimmat veden käyttöä koskevat toimenpiteet ja niiden yhdistelmät.

Rehevöitymisen kannalta merkittävimmät ravinteet ovat typpi (N) ja fosfori (P). Typpi ja fosfori ovat kasvien kasvuille välttämättömiä ravinteita, eivätkä ne itsessään aiheuta välitöntä haittaa vesistöjen organismeille, mutta ravinteiden liian suuri määrä voi muuttaa ekosysteemiä. Makean veden vesistöissä yleisin kasvua rajoittava ravinne on fosfori, mutta vesistöt voivat olla myös typpi- sekä yhteisrajoitteisia (Schindler ym. 2008; Pietiläinen & Räike 1999). Vastaavasti Itämerellä rajoittava tekijä on pääosin typpi, mutta osa merialueista on fosforirajoitteisia (Rönnberg & Bonsdorff 2004). Typpi kulkeutuu pääosin jokia pitkin sisämaasta merialueille; noin 75 % Itämereen päätyvästä typestä kulkeutuu vesitse (HELCOM 2011).

Vesipuitedirektiivin lisäksi muita ravinnekuormia koskevia EU-tason direktiivejä ovat muun muassa nitraatti-, jätevesi- ja meripuitedirektiivit. Suomessa kansallisen tason lainsäädäntö ohjaa muun muassa haja-asutusten jätevesiä sekä maatalouden lannoitusmääriä. Lainsäädännön lisäksi Suomi on allekirjoittanut Itämeren suojelun toimenpideohjelman (*Baltic Sea Action Plan, BSAP*), joka on Itämeren merellisen ympäristön suojelukomission (*HELCOM*) Itämeren tilan parantumiseen rehevöitymisen ja vaarallisten aineiden osalta sekä saasteonnettomuuksien riskien vähentämiseen tähtäävä suunnitelma (Elofsson 2008).

## **1.2 Työn tavoitteet**

Tämän työn tavoitteena on selvittää, kuinka ravinnepäästöjen vähentämiseen tähtäviä toimia voitaisiin kohdentaa alueellisesti mahdollisimman tehokkaasti. Maatalouden aiheuttaman ravinnekuormituksen vähentämiseen tähtävien toimenpiteiden kohdentaminen alueille, missä toimenpiteistä saatava hyöty on suurin, on laajalti tunnistettu aihe (mm. Ekholm ym. 2007, Kurkalova 2015, VPD, Aakkula ym. 2014, Laukkanen & Nauges 2012). Yhteiskunnan kannalta ravinteiden kiertoon ja vesistöjen tilan parantamiseen käytetään huomattavia summia rahaa. Suomessa valtion ja EU:n rahoittamia maataloudesta aiheutuvien ympäristöhaittojen vähentämiseen tarkoitettuja tukia maksetaan vuosittain yli 336 miljoonaa euroa (Niemi & Ahlstedt 2015). Maatalouden tukijärjestelmää onkin arvosteltu siitä, ettei tuki kohdennu parhaalla mahdollisella tavalla alueille ja tiloille, joista olisi mahdollista saada vähennyksiä ravinnepäästöihin (Aakkula ym. 2014).

Typpekuormituksen vähentämisen kustannustehokkuutta on tutkittu paljon muun muassa suurilla valuma-alueilla sekä Itämeren tasolla (mm. Helin ym. 2006, Gren ym. 2008, Ahlvik ym. 2014, Hasler ym. 2012). Aiemmissä ravinnekuormien vähentämisen kustannustehokkuutta tarkastelleissa tutkimuksissa valuma-alueiden spatiaalinen mittakaava on ollut huomattavasti suurempi, ja isot alueet on oletettu homogeenisiksi muun muassa maalajin ja retention suhteen. Suuremmat alueet ja laajat yleistyksiset saattavat luoda harhaisia tuloksia muun muassa kustannusten mallinnuksessa. Tämä työ luo kustannustehokkuusmallin huomattavasti tarkemman mittakaavan alueelle sekä yhdistää maatalouden ja yhdyskuntajätevedenpuhdistuksen toimenpiteitä. Rakennettu malli luo puitteet saman mittakaavan kustannustehokkuustarkasteluun myös muilla valuma-alueilla ja valuma-alueiden välisiin vertailuihin. Spatiaalisesti tarkemman mallin avulla voidaan selvittää millaisia vaikutuksia tarkemmalla resoluutiolla on kustannusten mallintamiseen. Tarkemman resoluution avulla voidaan selvittää millainen vaikutus maalajeilla tai retentioilla on ravinnekuormituksen vähennyksistä aiheutuviin kustannuksiin.

## **1.3 Työn rakenne ja rajaukset**

Maatalouden ja yhdyskuntajätevesien toimenpiteiden kustannustehokkuutta tarkasteltiin kirjallisuuskatsauksen avulla sekä rakentamalla typenpoistoa ja sen kustannuksia simuloiva laskentamalli, jota sovelletaan tapaustutkimuksena Vanajaveden valuma-alueelle. Kustannustehokkuuden määritelmänä on asetetun ympäristötavoitteen saavuttaminen mahdollisimman alhaisin kustannuksin (Turner ym. 1999). Rakennetussa mallissa ympäristötavoitteena on tietyn suuruisen vesistöön päätyvän typpekuormituksen vähentäminen.

Malli sisältää neljä eri toimenpidettä: peltoviljelyn maanmuokkaustavan valinta normaalin muokkauksen ja suorakylvön väliltä, kosteikkojen rakentaminen, olemassa olevien jätevedenpuhdistamoiden tehon parantaminen sekä haja-asutusalueiden liittäminen jätevesiverkostoon. Mallin avulla muodostetaan toimenpiteiden kustannukset optimoiva yhdistelmä, jolla haluttu typenpoiston taso saavutetaan. Typenpoistoa tarkastellaan mallissa yhden vuoden aikajänteellä, eikä se ota huomioon esimerkiksi viljelykiertoa, vuosittaista vaihtelua tai ilman laskeumaa. Yhteiskunnalle koituneita kustannuksia arvioitiin ainoastaan suorien kustannusten kautta. Mallissa ei huomioida toimenpiteiden vaikutuksia talouden eri sektoreihin eikä myöskään mahdollisia

transaktiokustannuksia. Kevätohra oletettiin edustavaksi viljalajiksi tutkimusalueella. Kaikki esitetyt kustannukset on muutettu vuoden 2014 euroiksi käyttäen OECD:n kuluttajahintaindeksiä sekä vaihtokursseja (OECD 2015a ja OECD 2015b).

Vaikka fosfori on varsinkin sisävesissä merkittävä rehevöitymistä säätelevä ravinne, on fosforia työläämpää mallintaa, sillä fosfori kertyy maahan ja fosforilannoituksen vaikutukset huuhtoumaan voivat näkyä pidemmän ajan jälkeen (Simard ym. 2000). Yksinkertaisemman rakenteen luomiseksi, malli keskittyy typpeen ja typenpoiston mallintamiseen. Useilla typpitaseeseen vaikuttavilla toimenpiteillä voidaan vaikuttaa myös fosforitaseeseen, jolloin hyötyjä saadaan kummankin ravinteiden osalta (Gren ym. 1997). Mallin ulkopuolelle jätettyjä typpitaseeseen vaikuttavia toimenpiteitä ovat muun muassa suojavyöhykkeet, karjan vähentäminen sekä typen laskeuman vähentäminen esimerkiksi katalysaattorien avulla. Mallin ulkopuoliset toimenpiteet huomioitiin kuitenkin kirjallisuuskatsauksessa.

Ympäristölle haitallisia päästöjä voidaan säädellä erilaisilla politiikkainstrumenteilla kuten veroilla, tukijärjestelmillä, päästökaupalla tai määrärajoitteilla. Tässä diplomityössä ei kuitenkaan käsitellä instrumentteja vaan keskitytään optimipolitiikan muodostamiseen sekä typpitaseeseen vaikuttavien vähennystoimenpiteiden vertailuun. Maataloustuet muodostavat merkittävän osan viljelijöiden saamista tuloista (Niemi & Ahlsted 2015). EU:ssa maataloustuet eivät kuitenkaan riipu tuotannosta, eivätkä täten vaikuta viljelijän päätöksiin tuotannon optimoinnista. Tuet ovat myös neutraaleja yhteiskunnan kannalta, joten niitä ei käsitellä mallissa.

## 2 Teoria

### 2.1 Ravinnekuormituksen vähentämiskeinot

#### 2.1.1 Lannoitus ja maanmuokkaus

Kasveissa typpilannoitus vaikuttaa erityisesti satomäärään sekä valkuaispitoisuuteen (Juntti 2003). Yksinkertaisin tapa vähentää lannoituksesta johtuvaa typpikuormitusta on vähentää lannoituksen määrää. Pienempi lannoitusmäärä voi kuitenkin vähentää saatua satoa ja viljelystä saatuja tuloja. Biologisen sato-optimin eli suurimman sadon tuottava lannoitusmäärä riippuu muun muassa viljelytekniikasta, sääoloista sekä kasvupaikan ominaisuuksista. Vastaavasti taloudelliseen sato-optimiin eli suurimman taloudellisen voiton tuottavaan satomäärään vaikuttavat esimerkiksi viljan hinta, lannoittamisen kustannukset sekä työn kustannukset. Juntin (2003) koejärjestelyissä tutkittiin lannoituksen ja kasvinsuojeluaineiden vaikutuksia ohran satoon. Tutkimuksessa käytettiin viittä eri typpilannoitustasoa (0, 60, 90, 120 ja 160 kg N/ha), joista määritetyt ohran biologiset optimipisteet typpilannoitukselle olivat välillä 57 ja 275 kg N/ha. Juntin (2003) mukaan korkeimmat biologiset optimit saattoivat olla kuitenkin harhaisia, sillä suurin käytetty lannoitustaso oli 160 kg N/ha, eikä täten voida varmuudella ennustaa todellista optimipistettä. Taloudellisesti optimaalinen typpilannoitus vaihteli 0 ja 133 kg N/ha välillä.

Valkaman ym. (2013) suorittamassa meta-analyysissä havaittiin, että kevätiljelojen osalta lannoituksen satovasteet riippuivat merkittävästi maan satomäärästä ilman lannoitusta. Mitä pienempi sato oli ilman lisättyä typpeä, sitä suurempi suhteellinen sadon kasvu saatiin typpilannoituksella. Taloudellisesti optimaaliset lannoitustasot kevätohralle vaihtelivat tutkimuksessa noin 60 kg N/ha ja 150 kg N/ha välillä.

Lannoitukselle on määritetty valtioneuvoston asetuksella 1250/2014 maalajikohtaiset raja-arvot. Ohralle käytetyn liukoisen typen vuotuinen enimmäismäärä lannoitteessa on kivennäismaille 160 kg N/ha ja vastaavasti eloperäisille maille 120 kg N/ha. Lannan ja orgaanisten lannoitteiden mukana levitettävä kokonaistypen määrä saa olla vuoden aikana enintään 170 kg N/ha.

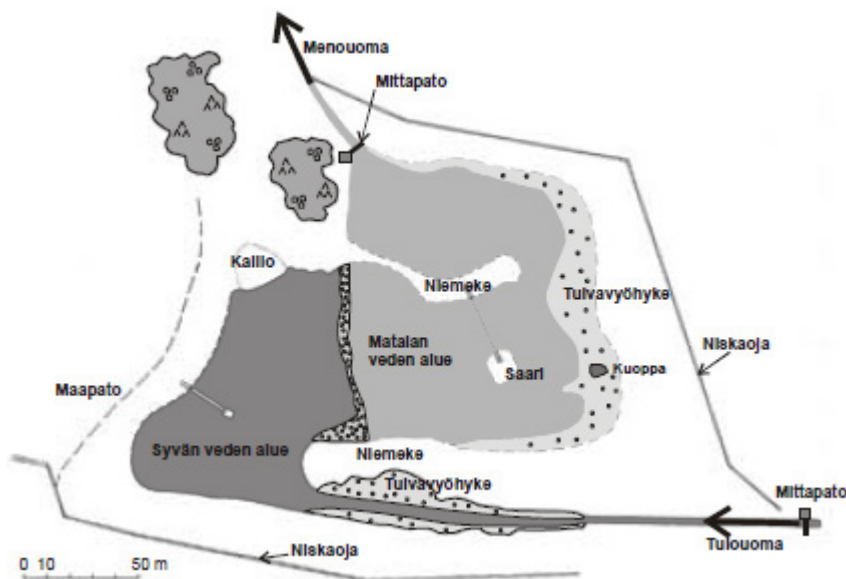
Viljelymaan typpivarastojen voidaan olettaa tyhjenevän vuosittain lähes täysin, sillä maaperän typpi poistuu huuhtoutumisen lisäksi myös denitrifikaation kautta (Ahlvik ym. 2014). Tällöin vesistöön päätyvä typpikuormitus riippuu suoraan lannoitusmäärästä ilman viiveitä. Tämä on perusteltu oletus, sillä käytettäessä tavanomaisia typpimääriä, viljelykasvit käyttävät mineraalimuodossa olevan liukoisen typen lähes kokonaan, syksyllä maassa olevat määrät ovat verraten vähäiset (Juntti 2003). Ravinteiden hajakuormitus voi vaihdella ajallisesti ja alueellisesti hyvin paljon. Vuotuiset vaihtelut voivat olla hyvin merkittäviä myös maaperältään, ilmastoltaan ja maanviljelykäytännöiltään samankaltaisten valuma-alueiden välillä (Vagstad ym. 2004).

Peltoviljelyssä maanmuokkauksen tavoitteena on esimerkiksi rikkakasvien torjunta, maan kuohkeuttaminen sekä kasvijätteen multa (Lötjönen ym. 1999). Normaalisissa tai perusmuokkauksissa maata leikataan ja sekoitetaan kyntöauralla (Lötjönen ym. 1999). Kevennetyksi muokkaukseksi voidaan ymmärtää auraton viljely, kylvömuokkauksen yksinkertaistaminen, vähentäminen tai äärimmäisessä tapauksessa jopa perusmuokkauksen tekemättä jättäminen (Lötjönen ym. 1999). Kyntöä voidaan keventää vähentämällä maanmuokkauksen työsyvyyttä perinteisestä 20–25 cm:stä esimerkiksi 10–

15 cm:iin (Lötjönen ym. 1999). Rahm & Huffman (1984) mukaan kevennetyssä muokkauksessa kasvien jäännökset jäävät maaperään, jolloin voidaan vähentää maaperän tuuli- ja vesieroosiosta johtuvia häviöitä ja lisätä maaperän kosteutta parantuvan veden suodattumisen ja vähentyvän evaporaation ansiosta. Vaikka maaperän olosuhteet saattavat parantua, kevennety muokkaus saattaa aiheuttaa muita ongelmia kuten rikkakasvien kasvua, hyönteisten ja muiden tuhoeläinten lisääntymistä sekä maaperän lämpötilan laskua (Lötjönen ym. 1999). Kevennety muokkaus vaatii vähemmän työ- ja koneiden käyttötunteja pinta-alaa kohden verrattuna normaaliin maanmuokkaukseen, mutta tarvitsee usein enemmän rikkakasvien ja tuholaisten torjunta-aineita (Rahm & Huffman 1984).

## 2.1.2 Kosteikot ravinnepestöjen vähentämisessä

Kosteikot ovat alavia alueita, jotka ovat ajoittain tulvan peittämiä tai pysyvästi matalan vesikerroksen alla ja joissa kasvaa tyypillisesti runsaasti kosteiden alueiden kasveja (Puustinen ym. 2007). Kuvassa 3 on esitetty esimerkkikuva Vihdissä sijaitsevan Hovin kosteikon suunnitelmakartasta. Kosteikot voivat syntyä luontaisesti tai niitä voidaan rakentaa maansiirroilla, istutuksin sekä patoamalla esimerkiksi järveen johtavaa ojaa, jolloin hidastuvasta virtausnopeudesta johtuen vesi peittää suuremman pinta-alan.



Kuva 3. Esimerkkikuva kosteikosta. Vihdissä sijaitsevan Hovin kosteikon suunnitelmakartta. (Puustinen ym. 2001)

Kosteikot vähentävät typpikuormitusta pääosin kahden prosessin kautta: anaerobisten bakteerien aiheuttamalla denitrifikaatiolla sekä kasvillisuuden biologisen typen kulutuksen kautta (Mitsch ym. 2001). Denitrifikaatiossa anaerobiset bakteerit hajottavat nitraatit ja nitriitit typpikaasuksi ( $N_2$ ) sekä typpioksidiksi ( $N_2O$ ). Denitrifikaatio-prosessi on kuvattu tarkemmin luvussa 2.1.3. Suomessa merkittävä osa vuotuisesta ravinnekuormitusta kulkeutuu kevättulvien ja syysateiden mukana, eli pääasiallisen kasvukauden ulkopuolella, jolloin kosteikot toimivat pääosin sedimentaatioaltaina vähentämällä virtausnopeuksia (Koskiaho ym. 2003). Valuma-alueelta tulevassa orgaanisessa kiintoaineessa on sitoutuneena ravinteita, jotka voivat laskeutua kosteikon pohjalle mutta koska pääosa maataloudesta tulevasta

typpikuormitusta on liukoisessa nitraattityppi-muodossa, ei tämän sitoutumismekanismien merkitys ole kovinkaan suuri (Puustinen ym. 2001; Rekolainen ym. 1992).

Typen pidättymiseen kosteikossa vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa lämpötila, veden viipymä ja virtausolosuhteet, typen pitoisuus sekä kasvillisuus (Koskiaho ym. 2003; Silvan ym. 2004). Kosteikkojen pidätysteho voi vaihdella paljon (taulukko 1): kosteikko voi vähentää ravinnekuormitusta parhaimmillaan jopa 50–97 %, mutta usein varsinkin pienten kosteikkojen vaikutukset yksittäisinä toimenpiteinä voivat olla vaatimattomia (Koskiaho 2006; Väisänen & Puustinen 2010). Kosteikkojen pidätysteho voi samoilla kosteikkoalueilla vaihdella voimakkaasti vuosien ja vuodenaikojen välillä, ja negatiivisetkin pidätystehot ovat mahdollisia; Koskiaho ym. (2003) tutkimuksessa saman kosteikon pidätysprosentti oli peräkkäisinä vuosina 0 % sekä -12 % ja saman vuoden sisällä vaihtelua oli kevään 4 %:sta syksyn -23 %:iin. Negatiivinen pidätysprosentti viittaa kosteikosta vapautuvan vuosittaisen typpikuormituksen olevan suurempi kuin siihen tulevan kuormituksen. Uusien kosteikkojen pidätystehot ovat yleensä heikompia, ennen kuin kasvisto on ehtinyt vakiintua (Jordan ym. 2011).

**Taulukko 1. Kosteikkojen havaittuja vuosittaisia kokonaistypen pidätystehoja (TN-väh) prosentteissa kirjallisuudesta. Negatiivinen pidätysprosentti viittaa kosteikosta vuosittain vapautuvan typpikuormituksen olevan suurempi kuin kosteikkoon tulevan kuormituksen.**

Kosteikon tyyppi	Sijainti	TN-väh (%)	Kosteikkojen lkm	Viite
Rakennettu (heinäkuu)	Ruotsi	- 136 – 97	32	Hansson ym. (2005)
Rakennettu (marraskuu)	Ruotsi	- 27 – 67	32	Hansson ym. (2005)
Rakennettu	Suomi	- 6 – 36	3	Koskiaho ym. (2003)
Rakennettu	useita	41 – 55	287	Vymazal (2007)
Rakennettu	USA	29 – 40	3	Spieles & Mitsch (2000)

Ravinteiden pidättämisen ohella kosteikot tarjoavat myös muita ekosysteemipalveluja. Kosteikot voivat lisätä muun muassa alueen biodiversiteettia tarjoamalla linnuille, kaloille ja muille eläimille elinalueita sekä palvella alueen ekoturismia ja virkistyskäyttöä (Mitsch ym. 2015). Lisäksi kosteikkoja voidaan käyttää tulvasuojeluun tasaamaan ylivirtaamia, pohjavesiakviferien täyttämiseen sekä lisäämään alueen maisemallista arvoa (Mitsch & Gosselink 2000).

Kosteikon rakentamiskustannukset koostuvat kosteikon suorista rakennuskustannuksista sekä kosteikon käyttämän maa-alan vaihtoehtoiskustannuksesta. Byström (1998) arvioi kosteikkojen rakennuskustannusten olevan vuoden 2014 euroiksi muunnettuna keskimäärin 1260 euroa kosteikkohehtaaria kohden. Kosteikkojen käyttöiän oletettiin olevan 50 vuotta ja reaalikoron 3 %. Käyttöiän sekä koron vaikutus olivat merkittävät: mikäli korkona käytettiin 7 %, laskivat rakennuskustannukset noin 20 % ja jos odotettu käyttöikä pudotettiin 50 vuodesta 30 vuoteen, kohosivat rakennuskustannukset lähes kaksinkertaisiksi.

Ruotsiin Höje-joen ja Kävlinge-joen valuma-alueille vuosien 1992–1997 välillä rakennetuista 53 kosteikosta saaduista tiedoista, vuotuiset kustannukset käyttäen 2 % korkoa ja 50 vuoden käyttöikää, olivat vuoden 2014 euroiksi muutettuna 111–9900 €/ha, keskiarvon ollessa 2390 €/ha (Söderqvist 2002). Kosteikon pinta-ala ei kuitenkaan välttämättä ole paras ennustin kosteikon hinnalle, sillä laajojakin kosteikkoalueita voidaan rakentaa ilman suuria kaivauksia käyttäen hyväksi alueen topografiaa (Söderqvist 2002). Söderqvist (2002) esittääkin paremmaksi hintaennusteeksi lineaarista mallia, joka huomioi kosteikon pinta-alan lisäksi maanpoistot kuutioissa, tarvittavat putkistot ja rummut sekä muut mahdolliset



lisärakennustoimenpiteet. Söderqvistin (2002) useamman muuttujan yhtälön etuna on mahdollisesti parantunut ennustustarkkuus, mutta yhtälön käyttäminen vaatii huomattavasti enemmän tietoa kosteikoista.

### 2.1.3 Jätevedenpuhdistus ja haja-asutuksen jätevedet

Yhdyskuntien ja teollisuuden merkitys typen kuormituksesta on huomattavasti pienempi verrattuna maatalouden kuormitukseen, mutta jätevesien osuus on silti merkittävä. Vuonna 2011 Suomen vesistöihin kohdistuvasta typpikuormituksesta 15 % oli peräisin yhdyskuntienjätevedenpuhdistamoista (Laitinen ym. 2014). Suuri osa jätevedenpuhdistamoista on kooltaan melko pieniä; vuonna 2005 Suomessa oli 460 laitosta joiden asukasvastinluku<sup>1</sup> (AVL) oli yli 100. Näistä ainoastaan viidennes on asukasvastinluvultaan yli 10 000 (Antikainen ym. 2008). Suurempien puhdistamoiden osuus typpikuormituksesta on kuitenkin suuri, yli 80 % kaikista ympäristöluvan varaisista (AVL>100) jätevedenpuhdistamoista (Antikainen ym. 2008).

Jätevedenpuhdistuksessa typpeä poistetaan puhdistamoilla perinteisesti biologisilla nitrifikaatio-denitrifikaatioprosesseilla sekä assimilaatiolla. Assimilaatiossa ammoniumtyppi kuuluu mikrobien solujen rakennusaineena ja typpeä poistuu systeemistä, kun kasvanut biomassa poistetaan jätevedestä (Sedlak 1991). Kaksivaiheisessa nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessissa ammoniumtyppi hapettuu nitrifikaatiossa nitriitiksi ja edelleen nitraatiksi aerobisissa olosuhteissa ja denitrifikaatiossa nitraatti muuttuu anaerobisissa olosuhteissa typpikaasuksi.

Jätevedenpuhdistuksessa typenpuhdistus teho voi olla jopa 90 %; puhdistuksen teho riippuu erityisesti jäteveden koostumuksesta sekä lämpötilasta (Laitinen ym. 2014; Karttunen 2004). Typenpoiston keskimääräinen teho vuonna 2005 yli 10 000 AVL:n laitoksille oli 56 % (Antikainen ym. 2008). Puhdistamot ovat usein keskenään hyvin erilaisia ja puhdistusprosessin tehokkuuteen vaikuttaakin merkittävästi laitoksen teknisten olosuhteiden lisäksi myös henkilökunnan pätevyys sekä jäteveden ominaisuudet. Olosuhteiden äkilliset vaihtelut voivat aiheuttaa esimerkiksi nitrifikaatiobakteeriston kuoleamisen, jolloin suuri osa tuestä päättyy ammoniumina vesistöön. Suoran rehevöitymisen lisäksi kuormituksen päästessä vesistöön ammoniumtypen hapettumisesta aiheutuu hapettomuutta, joka voi aiheuttaa sekundääristä rehevöitymistä sedimenttiin sitoutuneen fosforin vapautuessa hapettomissa olosuhteissa. Hapettomat olosuhteet eivät kuitenkaan välttämättä aiheuta fosforin vapautumista sedimentistä, sillä se on monimutkainen prosessi, jota pääsääntöisesti ohjaa sedimenttien koostumus, ulkoinen kuormitus, valuma-alueen hydrologia, vesistön morfologia sekä biokemialliset reaktiot (Hupfer & Lewandowski 2008). Rehevöitymisvaikutusten lisäksi ammoniummuotoinen typpi on myös myrkyllistä kaloille (Karttunen 2004).

Vuonna 2011 Suomessa oli noin 300 000 viemäriverkkoon liittämätöntä kiinteistöä, jotka vastasivat noin 3 % vuotuisista ihmisen aiheuttamista vesistöjen typpipäästöistä (Hallanaro & Kujala-Räty 2011). Vaikka haja-asutuksen osuus on kuitenkin melko vähäinen suhteessa kokonaiskuormitukseen, vaikutukset voivat olla paikallisesti merkittäviä. Vanajaveden alueella hajakuormitus vaikuttaa pintavesien laatuun erityisesti eteläosassa olevan Puujoen alueella sekä Kernaalanjärveen laskevassa Hyvikkälänjoessa (Mattila 2014).

<sup>1</sup> Jätevedenpuhdistamoiden asukasvastineluku (AVL) vastaa päivittäistä 70 gramman biologista hapen kulutusta (BOD7) (A 209/2011).

## 2.2 Kustannustehokkuusmallinnuksen kirjallisuuskatsaus

Ravinnekuormituksen kustannustehokasta vähentämistä on tutkittu Itämeren valuma-alueella useassa tutkimuksessa. Itämeren lisäksi kustannustehokkuutta on tutkittu myös pienemmillä valuma-alueilla (esimerkiksi Helin ym. 2006 ja Cools ym. 2011). Alla on esitetty sekä euromääräisiä mallinnustuloksia että toimenpiteiden kustannusten keskinäisiä suhteita eri tutkimuksissa.

Luoteis-Suomen ravinnekuormien vähentämistä tutkineet Helin ym. (2006) kehittivät empiirisen mallin maatalouden typpikuormituksen vähentämiskustannusten arviointiin. Mallilla arvioitiin typenvähennystavoitteiden vaikutusta EU:n yhteisen maatalouspolitiikan (*Common Agriculture Policy, CAP*) alla vuosina 2003 ja 2006, jolloin kyseistä politiikkaa uudistettiin. Tutkimuksessa käytettyjä toimenpiteitä olivat lannoituksen vähentäminen, maanmuokkauksen muuttaminen, suojavyöhykkeiden rakentaminen sekä viljalajin valinta. Maatalouden kuormituksen puolittaminen (vähennys vuonna 2003 5083 tn N ja vuonna 2006 4870 tn N) olisi maksanut vuonna 2003 47,6 miljoonaa euroa eli 9,4 €/kg N. Vastaava arvio vuodelle 2006 oli 34,9 miljoonaa euroa eli 7,2 €/kg N. Maataloustukipolitiikan muutos aiheutti näihin kustannusarvioihin merkittävän laskun.

Cools ym. (2011) tutkivat ravinnekuormituksen vähentämistä Grote Neten valuma-alueella Pohjois-Belgiassa. Tutkimuksen tavoitteena oli löytää kustannustehokasta tapa saavuttaa vesistön hyvä ekologinen tila valuma-alueella. Cools ym. (2011) käyttivät kahden tyyppisiä toimenpiteitä: perustoimenpiteet olivat eurooppalaisen ja paikallisen lainsäädännön noudattamiseksi tarvittavia toimenpiteitä. Perustoimenpiteiden lisäksi hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi tarvittavia lisätoimenpiteitä oli 16 kappaletta, muun muassa jätevesiverkoston laajentaminen, peltojen talvipäällysteet, jätevedenpuhdistamoiden tehon parantaminen, suojavyöhykkeet sekä lannoituksen optimointi. Perustoimenpiteiden rajapuhdistuskustannus asetettiin keinotekoisesti nollassi, jotta varmistettaisiin kyseisten toimenpiteiden käyttöönotto. Hyvän tilan saavuttamiseksi halvimmat toimenpiteet, perustoimenpiteet poisluettuna, olivat lypsykarjan tehostaminen, talvipäällysteiset pellot sekä pienten (AVL < 2000) jätevedenpuhdistamoiden tehon parantaminen. Kalliimpia toimenpiteitä olivat karjan, sikojen ja kanojen määrän vähentäminen, paikallisten jätevesiverkkojen laajentaminen sekä kiinteistöjen omat jäteveden puhdistamot. Tutkimuksen heikkouksena oli toimenpiteiden käyttöönotto koko valuma-alueella, joten tulosta voidaan pitää huomattavasti suurempana kuin spatiaalista optimia, jossa toimenpiteet voidaan kohdentaa alueellisesti.

Taulukkoon 2 on koottu kirjallisuudesta löytyviä typenpoiston kustannustehokkuusanalyysseja koko Itämeren alueelta. Lannoituksen vähentäminen sekä kosteikkojen rakentaminen havaittiin monissa mallinuksissa hyvin taloudellisesti tehokkaaksi tavaksi vähentää typpikuormitusta. Myös jätevedenpuhdistus havaittiin erityisesti Suomen alueilla hyväksi tavaksi vähentää kuormitusta (Gren ym. 2008; Turner ym. 1999). Karjan ja sikojen määrän vähentäminen sekä ilmakehän laskeuman vähentäminen taas todettiin melko kalliiksi tavoiksi vähentää kuormitusta, (esim. Schou ym. 2006; Hasler ym. 2012). Itämeren tasolla vähennykset keskittyivät erityisesti halpojen puhdistuskustannusten maihin, missä rajakustannukset olivat pienempiä. Lannoitustasojen vähäinen supistaminen oli halpaa, mutta vähennysmäärien kasvaessa

toimenpide kallistui merkittävästi. Tämä selittyi sillä, että sadon määrä laskee merkittävästi lannoituksen vähentyessä paljon.

**Taulukko 2. Koonti Itämereen liittyvistä typenpoiston kustannustehokkuustutkimuksista.**

Julkaisu	Gren ym. 2008	Hyytiäinen ym. 2012	Schou ym. 2006	Hasler ym. 2012	Turner ym. 1999
<b>Toimenpiteet</b>	Kerääjäkasvit	Lannoitus	Kosteikot	Kosteikot	Maatalous
	Ruohoalueet	Kerääjäkasvit	Lannoitus	Lannoitus	Jäteveden- puhdistus
	Lannan levitys	Kosteikot	Maankäyttö	Kerääjäkasvit	Ilmakehän laskeuman Kosteikot
	Energiametsät	Jäteveden- puhdistus	Karja	Karja	
	Kosteikot	Karja	Siat	Siat	
	NOx*	Siat	Jäteveden- puhdistus	Jäteveden- puhdistus	
	Jäteveden- puhdistus Yksityinen jäteveden- puhdistus	Kanat	NOx*		
<b>Halvimmat</b>	NOX laivoista	Kosteikot	NOx - energiasektori	Lannoitus	Jäteveden- puhdistus
<b>toimenpiteet</b>	Lannoitus	Kerääjäkasvit	Lannoitus	Kerääjäkasvit	Lannoitus
	Kosteikot	Jäteveden- puhdistus Lannoitus	Kosteikot Kerääjäkasvit	Kosteikot	Rahakasvit Kosteikot
<b>Halvimmat</b>	Lannoitus			Jäteveden- puhdistus	Jäteveden- puhdistus
<b>toimenpiteet</b>	Kosteikot			Lannoitus <sup>1</sup>	Kosteikot
<b>Suomessa</b>	Kerääjäkasvit			Kerääjäkasvit <sup>1</sup>	
	Jäteveden- puhdistus			Kosteikot <sup>1</sup>	

<sup>1</sup> Kustannustehokkaimmat toimenpiteet Ruotsissa.

\*NOx = typen oksidien määrän vähentäminen

Turner ym. (1999) tutkivat kuinka 50 % typpivähennys Itämerelle voidaan toteuttaa kustannustehokkaasti kolmenlaisten vähennystoimenpiteiden avulla, jotka olivat typen määrän suora vähentäminen, ja muutokset maankäytössä sekä maan pidätyskyvyssä. Typen määrään suoraan vaikuttavia toimenpiteitä olivat ravinteiden poiston tehostaminen jätevedestä, katalysaattorit autoissa ja laivoissa, ilmanpäästöjen pesurit paikallisissa poltokohteissa sekä vähennykset lannoitteiden ja lannan levittämisessä pelloille. Maankäytön toimenpiteet olivat muun muassa kerääjäkasvien viljely, energiametsät sekä nurmipäällysteiset pellot. Typen pidätyskykyyn vaikuttava toimenpide oli kosteikkojen kunnostus ravinnepäästöjen nieluna. Vähennykset jakaantuivat tasaisesti jätevedenpuhdistuksen parantamisen, kosteikkojen kunnostuksen sekä maatalouden keinojen välillä, kukin toimenpide puhdisti noin 30 % kokonaispäästöistä. Ilmapäästöjen vähentämisen rooli oli vähäpätöinen, vain noin 6 %. Halvimmat toimenpiteet liittyivät typen määrän suoraan vähentämiseen; halvin toimenpide oli jätevedenpuhdistamoiden puhdistuskapasiteetin kasvattaminen. Myös kosteikkojen rakentaminen oli erittäin edullinen toimenpide. Ilmakehän laskeuman vähentämisen rajakustannukset olivat moninkertaiset verrattuna muihin toimenpiteisiin. Korkeat rajakustannukset johtuvat siitä, että vain pieni osa ilmansaasteiden vaikutuksesta ulottuu Itämerelle.

Gren ym. (2008) tutkimuksessa käyttämät typpikuormituksen vähentämisen toimenpiteet olivat selektiivinen katalyyttinen pelkistys (Selective Catalytic Reduction, SCR) energialaitoksissa, laivoissa sekä rekoissa, mikä vähentää ilmassa kulkeutuvia päästöjä. Näiden lisäksi käsiteltyjä toimenpiteitä olivat vähennykset karjan, siipikarjan sekä sikojen määrissä, vähennykset lannoitusmäärissä, jäteveden puhdistuksen kehittäminen sekä yksityiset viemärit. Tutkimuksessa käsitellyt huuhtoumaan ja pidätyskykyyn vaikuttavat toimenpiteet olivat kerääjäkasvit, energiametsät, nurmipinnat, kosteikkojen rakentaminen sekä lannan levittämisen ajankohdan muuttaminen. Pienimmät rajakustannukset Suomen osalta olivat lannoituksen vähentämisellä sekä jätevedenpuhdistamisen tehostamisella. Lannoituksella on myös suurin vaihteluväli rajakustannuksissa; suuret vähennykset lannoitusmäärissä johtavat verrattain suureen rajakustannukseen. Myös kosteikkojen osalta typen vähentämisen rajakustannus oli hyvin pieni. Gren ym. (2008) mukaan Suomen osalta noin 9 % vähennys vuotuisessa typpikuormituksessa maksaisi 12,37 miljoonaa euroa ja vastaavasti noin 38 % typpivähennys maksaisi 419 miljoonaa euroa. Typpikiloa kohden kustannukset olivat 2,9 € ja 22,7 €.

Schou ym. (2006) käsitelivät kustannustehokasta typpikuormituksen vähentämistä Itämeren alueella kymmenen toimenpiteen avulla. Tutkimuksen käyttämiä toimenpiteitä olivat muun muassa kosteikkojen rakentaminen, typpilannoituksen vähentäminen, karjan ja sikojen vähentäminen, typpioksidien (NOX) vähentäminen fossiilisista polttoaineista sekä jäteveden puhdistamoiden tehon parantaminen. Schou ym. (2006) tulosten mukaan vähiten kustannuksia aiheutui typpioksidien vähentäminen voimalaitoksista, mutta toimenpiteen pienestä typpikuormituksen vähentämispotentiaalista johtuen vaikutus oli hyvin marginaalinen. Maatalouden osalta pienimmät kustannukset koituivat lannoitteiden käytön vähentämisestä, kosteikkojen rakentamisesta sekä kerääjäkasvien käytöstä, kun taas karjan- ja sikojenkasvatuksen rajakustannukset olivat suurimpia.

Hasler ym. (2012) tutkivat typpi- sekä fosforipäästöjen vähentämistä Itämeren alueella. Vähennystavoitteet seurasivat HELCOMin BSAP-sopimuksen tavoitteita. Kustannustehokkaimmat toimenpiteet olivat mallin mukaan lannoituksen vähentäminen, kerääjäkasvit ja kosteikot (taulukko 3). Suomen osalta BSAP:n vähennystavoitteet ovat varsin vähäiset, vain noin 5 %, ja tavoitteet saavutetaan jo parantamalla ainoastaan jätevedenpuhdistusta. Haslerin ym. (2012) tulokset näyttävät lannoituksen ja kosteikkojen olevan merkittävästi halvempia ratkaisuja verrattuna jäteveden puhdistukseen.

**Taulukko 3. Keskimääräinen typenpoiston kustannustehokkuus (€/kg N) toimenpiteittäin. Muokattu lähteestä Hasler ym. (2012).**

Valtio	Kosteikot	N-lannoitus	Kerääjäkasvit	Karja	Siat	Jätevedenpuhdistus	Yhteensä
<b>Ruotsi</b>	12,2	3	6,3	153,9	230	28,9	20,8
<b>Suomi</b>	<i>Ei käytetty</i>	<i>Ei käytetty</i>	<i>Ei käytetty</i>	<i>Ei käytetty</i>	<i>Ei käytetty</i>	49	49
<b>Kaikki maat, yhteensä</b>	7,3	4	4,9	81,1	215,4	34,1	22,3

Hyytiäisen ym. (2012) esittämässä mallinnuksessa toimenpiteinä olivat epäorgaanisen lannoituksen vähentäminen, kerääjäkasvit, kosteikot, tuotantoeläinten (karja, siat, siipikarja) vähentäminen, jätevesiverkoston laajentaminen sekä olemassa olevien puhdistuslaitosten kapasiteetin kasvattaminen. Kustannustehokkaimmat keinot olivat

kosteikot, kerääjäkasvit ja jäteveden puhdistamot sekä lannoituksen vähentäminen. Karjan vähentäminen sekä suurien lannoitusmäärien vähentäminen havaittiin kalliiksi.

Taulukossa 4 on vertailtu Turnerin ym. (1999), Grenin ym. (2008) sekä Hyytiäisen ym. (2012) julkaisemien tulosten välisiä eroja typpikuormituksen vähentämisen rajakustannuksissa. Merkittävin ero muodostui jätevedenpuhdistuksen kustannuksissa: Turnerin ym. (1999) rajakustannukset ovat huomattavasti pienemmät verrattuna Grenin ym. (2008) tai Hyytiäisen ym. (2012) tuloksiin. Gren ym. (2008) huomioivat erikseen myös yksityisten viemäritkaisujen rakentamisen, mutta näiden rajakustannukset olivat kahdesta kolmeen kertaa suurempia verrattuna kunnalliseen vedenpuhdistukseen. Hyytiäisen ym. (2012) esittämät maksimirajakustannukset olivat huomattavasti suurempia kaikkien toimenpiteiden osalta.

**Taulukko 4. Typpikuormituksen vähentämisen rajakustannuksia Turnerin ym. (1999), Grenin ym. (2008) sekä Hyytiäisen ym. (2012) mukaan.**

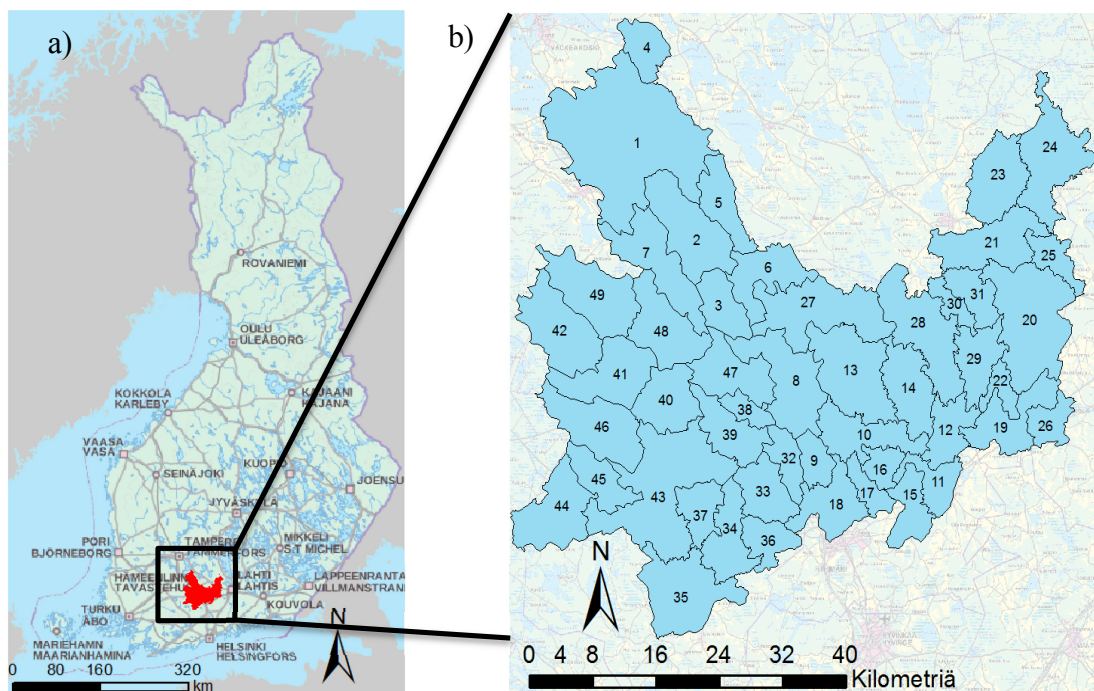
Toimenpide	Turner ym. 1999 €/kg N	Gren ym. 2008 €/kg N	Hyytiäinen ym. 2012 €/kg N
NOX	-	52,4 – 84,4	-
Karja	-	60,1 – 117,7	34,2 – 470,1
Ilmakehän laskeuma	205,7 – 1456	-	-
Maatalous/lannoitus	13,4 – 51,8	0 – 84	3,7 – 154,1
Jätevedenpuhdistus	5,6 – 14,1	30,1 – 89,3	12,3 – 629,9
Yksityiset viemärit	-	108,5 – 152,9	-
Kosteikot	2,3 – 29,6	15,5	8,7 – 323,3

Itämeren valuma-alue kattaa hyvin laajan, noin 1 670 000 km<sup>2</sup> alueen (Turner ym. 1999). Monissa kirjallisuuskatsauksen tutkimuksissa Itämeren alue on jaettu ainoastaan 23–24 valuma-alueeseen (mm. Gren ym. 2008, Hyytiäinen ym. 2012, Schou ym. 2006). Laajojen, monimuotoisten alueiden yhdistäminen homogeenisiksi kokonaisuuksiksi, esimerkiksi retentoiden tai maalajien suhteen voi aiheuttaa merkittäviä harhoja tuloksiin. Kosteikkojen typenpuhdistustehon osalta esimerkiksi Gren ym. (2008) käyttämä 60 % on hyvin suuri etenkin Suomen olosuhteisiin. Lisäksi potentiaalisten kosteikkojen pinta-alojen arvioiminen laajalle alueella pelkästään maatalousmaan osuuden perusteella (esim. Gren ym. 2008, Hyytiäinen ym. 2012) voi aiheuttaa merkittäviä harhoja tuloksiin, mikäli maatalous on esimerkiksi erittäin keskittynyttä valuma-alueen tiettyihin osiin.

### 3 Aineistot ja tutkimusalueen kuvaus

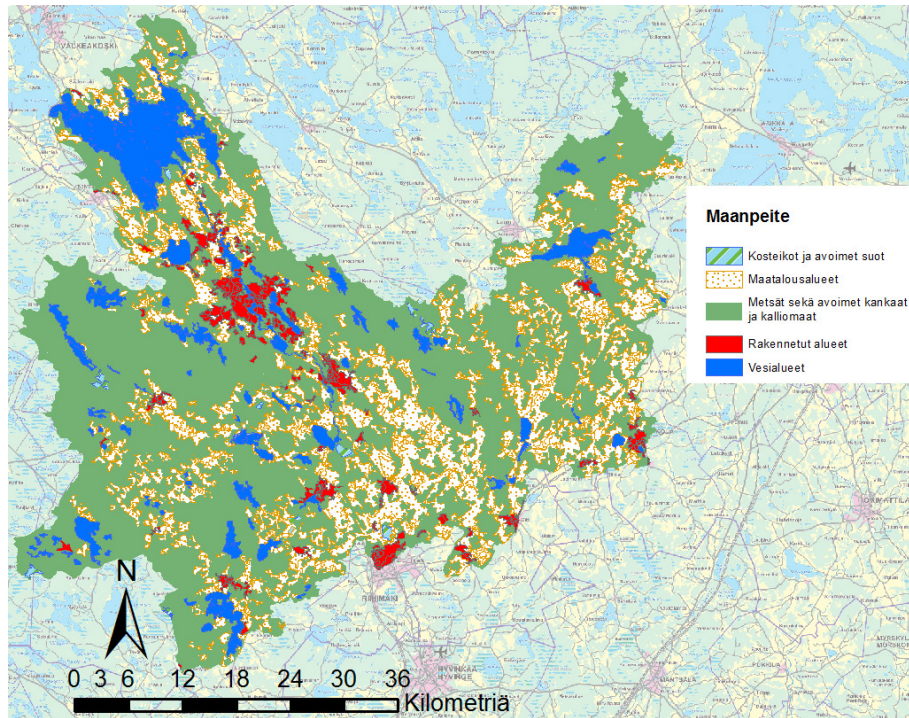
#### 3.1 Vanajaveden valuma-alue

Vanajavesi sijaitsee etelä Suomessa pääosin Kanta-Hämeen ja Pirkanmaan alueella (kuva 4). Vanajaveden valuma-alue kuuluu Kokemäenjoen päävesistöalueeseen kattaen noin 2700 km<sup>2</sup> pinta-alan, mikä vastaa lähes 11 % Kokemäenjoen valuma-alueesta. Kokemäenjoen vesistöalue laskee Pohjanlahteen Porin edustalla. Vanajaveden valuma-alue on jaettu 49 alemman tason osavaluma-alueeseen, joiden avulla tutkitaan tyyppikuormituksen vähentämistoimenpiteiden alueellista kohdentamista. Lista tutkimusalueen valuma-alueista on esitetty liitteessä 1.



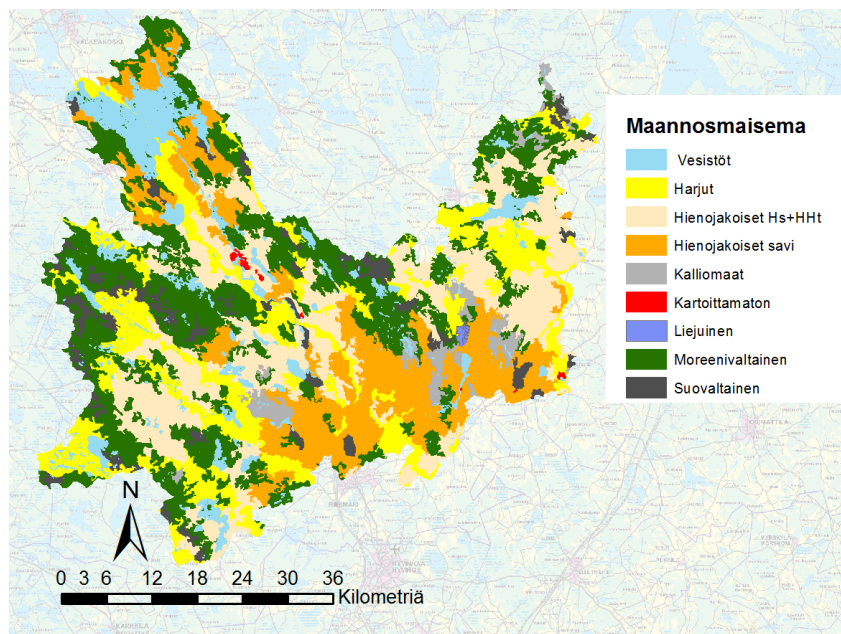
Kuva 4. Tutkimusalueen sijainti (a) ja tutkimusalueen valuma-aluejako (b).

Vanajaveden maanpeitteet määritettiin Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) tuottaman *CORINE Land Cover 2012*-maanpeiteaineiston (CLC2012) perusteella (kuva 5). Maanpeitteellä tarkoitetaan maan fyysistä aluetyyppiä, eli onko tietyllä alueella esimerkiksi maatalous-, metsä, tai vesialueita. Maatalous- sekä metsäalueet hallitsivat voimakkaasti tutkimusaluetta kattaen noin 87 % alueen maanpeitteestä. Maatalousalueiden määrä Vanajaveden alueella on 26 %, mikä on lähes kolminkertainen koko Suomen keskiarvoon verrattuna. Vanajaveden alue on hyvin järvinen, vesialueet kattavat noin 9 % alueen pinta-alasta. Rakennettuja alueita alueella on noin 4 %, keskittyen lähinnä Hämeenlinnan keskustan ympäristöön, Janakkalaan, Riihimäen pohjoisosiin sekä muutamiiin muihin pienempiin taajama-alueisiin. Kosteikot ja suoalueet kattavat alle 1 % prosenttia koko pinta-alasta.



Kuva 5. Maanpeitteet Vanajaveden valuma-alueella.

Kuvassa 6 on esitetty maannosmaisemat Vanajaveden valuma-alueelle. Maannosmaisemat arvioitiin Luonnonvarakeskuksen julkaisemalla maannostietokannalla. Vanajaveden ympärillä sekä tutkimusalueen kaakkoispuolella hallitsevin maannosmaisema oli hienojakoinen savimaa, muualla taas hallitsevat maannosmaisemat olivat hienojakoiset hiesu- ja hietamaat sekä moreenivaltaiset alueet. Tarkemmat selitykset maannosmaisemasta on esitetty julkaisussa Lilja ym. (2006). Maa-alueesta oli moreenivaltaista aluetta noin 31 %, hienojakoista hietaa ja hiesua (Hs+HHT) noin 22 %, hienojakoista savea 20 % ja harjuja noin 19 %. Muita alueita oli noin 8 %.



Kuva 6. Maannosmaisemat Vanajaveden valuma-alueella. Tarkemmat selitykset maannosmaisemasta on esitetty julkaisussa Lilja ym. (2006).

### 3.2 Retentio- sekä sato- ja huuhtoumamallinnukset

Tutkimuksessa käytettiin Suomen ympäristökeskuksen kahdella eri mallilla aikaisemmin tuottamia aineistoja retentiolle sekä sato- ja huuhtoumamallinnuksille. Valuma-alueiden pidätys- eli retentiokertoimet typelle oli laskettu SYKEN *Watershed Simulation and Forecasting System* (WSFS) -vesistömallijärjestelmään liitetyn vedenlaatuosion, VEMALAn, avulla. WSFS on koko Suomen kattava hydrologista kiertoa mallintava järjestelmä, jolla ennustetaan muun muassa vesistöjen veden korkeuksia ja virtaamia, pohjaveden tasoja sekä varoitetaan tulvista. VEMALA on WSFS:ään liitetty kansallisen mittakaavan ravinnekuormitusmalli, joka simuloi ravinteiden bruttokuormitusta, retentiotä sekä Suomesta Itämereen päätyvää nettokuormitusta (Huttunen ym. 2015). Retentio kuvaa sitä osuutta typen huuhtoumasta, joka poistuu biogeokemiallisten prosessien, kuten esimerkiksi kasvien ravinteiden käytön sekä sedimentaation ja denitrifikaation vaikutuksesta väliaikaisesti tai pysyvästi vesifaasista (Lepistö ym. 2006). Retentio riippuu muun muassa kasvillisuudesta, maaperästä sekä valunnan viipymästä.

VEMALA-mallista saatiin typpikuormituksen lähtötiedot tutkimusalueelle maatalousmaiden, metsien sekä hulevesien ja laskeuman vuosittaiset kuormitukset (taulukko 5). Ylivoimaisesti suurimmat kuormittajat olivat peltoviljely ja luonnonhuuhtouma metsistä noin 44 % ja 24 % osuuksilla. Asutuksen ja teollisuuden aiheuttama kuormitus (haja-asutus, hulevedet ja pistekuormitus) oli noin 17 %.

**Taulukko 5. Typpikuormitus Vanajaveden alueella sekä kuormituslähteiden osuudet kokonaiskuormituksesta. Pelto- ja metsäalueilta huomioitu myös luonnonhuuhtouma (LH).**

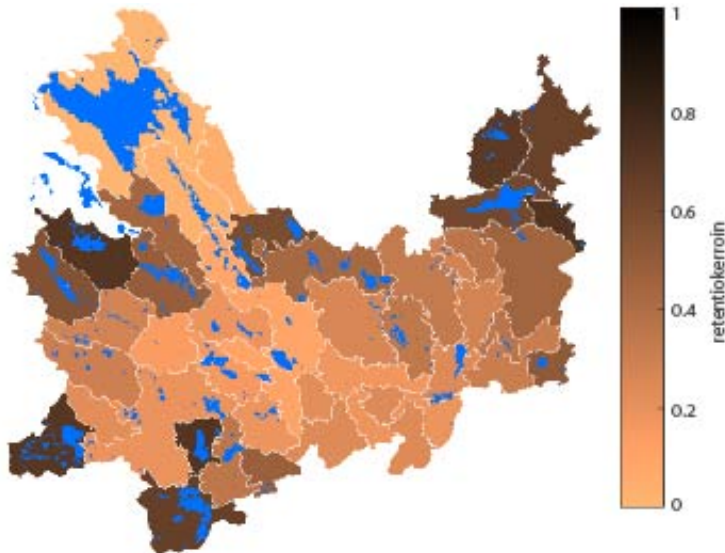
Yksikkö	Pelto- viljely	LH- pelloilta <sup>1</sup>	Metsä- talous	LH- metsistä <sup>2</sup>	Haja- asutus	Hule- vesi	Piste- kuormit- us	Laskeuma vesiin	Yht.
tn N	917	126	46	509	60	7	300	129	2093
%-osuus kuormi- tuksesta	43,8 %	6,0 %	2,2 %	24,3 %	2,8 %	0,3 %	14,3 %	6,2 %	100 %

<sup>1</sup> luonnonhuuhtouma pelloilta

<sup>2</sup> luonnonhuuhtouma metsistä

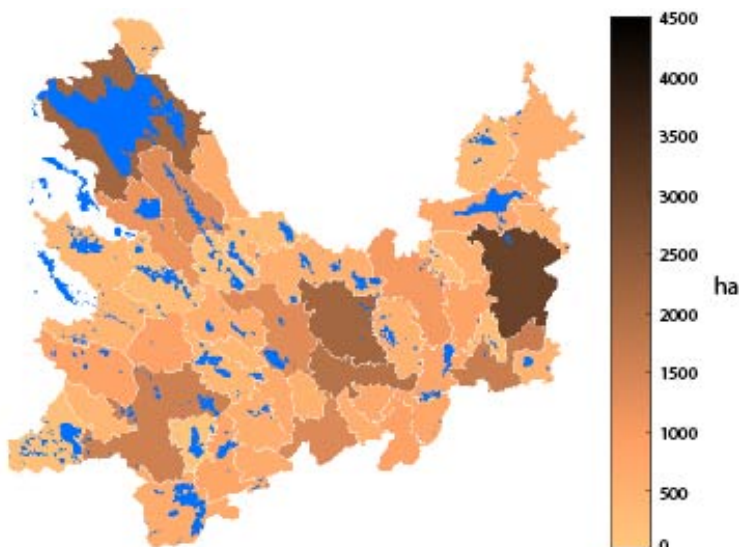
Kuvassa 7 on kuvattu VEMALasta saadut retentiot Vanajaveden alueelle. Pienin retentio eli suurin kuormitus Vanajaveteen tuli järveä ympäröivältä valuma-alueelta, sekä järveen johtavalta virtareitiltä (retentiot 0-10 %). Muutamaa aluetta lukuun ottamatta tutkimusalueen etelä- ja länsiosissa sijaitsevien maatalouspainotteisten valuma-alueiden retentiot olivat pieniä, retention vaihdella 10 % ja 25 % välillä. Valuma-alueen koillisilla alueilla retentio oli keskimääräistä suurempi.





Kuva 7. Valuma-alueiden retentiokertoimet.

Valuma-alueilla olevien viljalajien osuuksien arviona käytettiin VEMALA-mallista saatuja arvoja. Tutkimusalueen peltoalasta noin kaksi kolmasosaa eli 390 km<sup>2</sup> oli kevätiljan viljelyssä, 27 % nurmiviljelyssä ja loput 6,2 % jakaantuu juurikkaiden, syysviljan ja puutarhakasvien kesken. Kevätiljan peltopinta-ala keskittyi erityisesti muutamille valuma-alueille (kuva 8). Kevätiljan peltopinta-alat olivat huomattavasti keskiarvoa suurempia Hiidenjoen suualueella, tutkimusalueen eteläpuolella sijaitsevalla Kaartjoen alaosan alueella sekä tutkimusalueen itäpuolella sijaitsevalla Teuronjoen keskiosan alueella sekä Vanajaveden ympäristössä. Keskimääräinen kevätiljan peltopinta-ala valuma-alueilla oli 734 hehtaaria maksimin ollessa lähes 3000 hehtaaria. Ainoastaan yhdellä valuma-alueella ei sijainnut yhtään kevätilja-alueita.



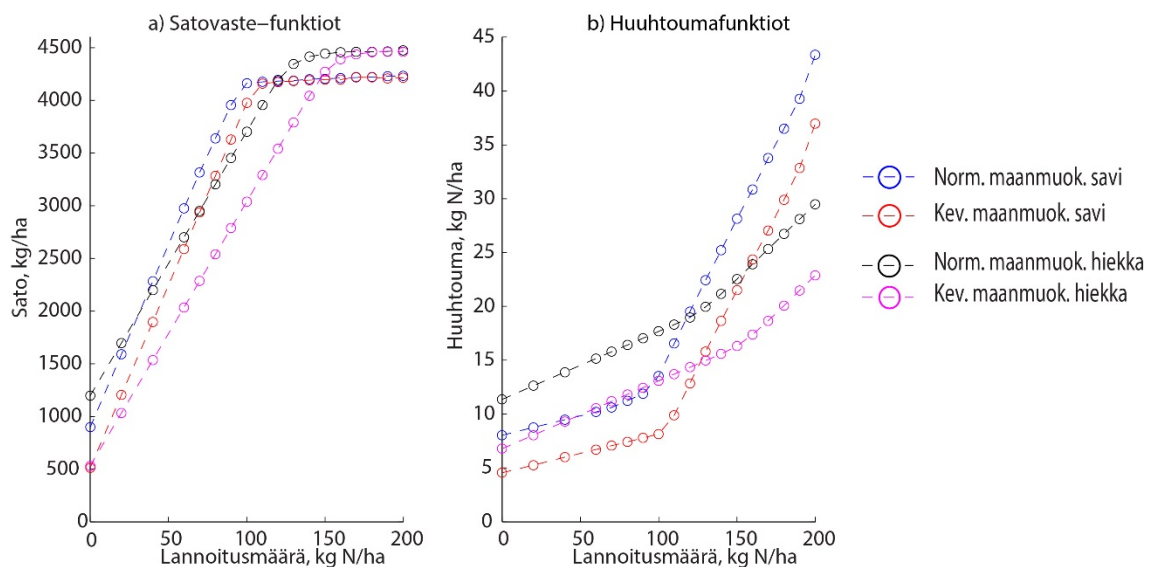
Kuva 8. Kevätiljan peltopinta-alat Vanajaveden alueella.

*Integrated Nitrogen in Catchments* (INCA) on prosessiperustainen malli typen kierron mallintamiseen kasveissa, maaperässä sekä virtasysteemeissä (Whitehead ym. 1998; Wade ym. 2002). INCA-mallilla oli laskettu tutkimusalueelle tiettyä lannoitustasoa ja maanmuokkaustoimenpidettä vastaavat sato- ja huuhtoumatulokset savi- ja hiekkamaalle

(kuva 9). Savimaalle oli käytetty Porvoonjoen valuma-alueen avulla kalibroituja mallinnuksia ja hiekkamaalle Mustajoen alueelle kalibroituja mallinnuksia. Mustajoen valuma-alue sijaitsee Vanajaveden yläpuolisen valuma-alueen koillisnurkassa. Porvoonjoen valuma-alue kattaa alueen Lahdesta Suomenlahden rannikolle Porvoon edustalle ja valuma-alueen luoteisraja kulkee Vanajaveden valuma-alueen itäistä rajaa pitkin.

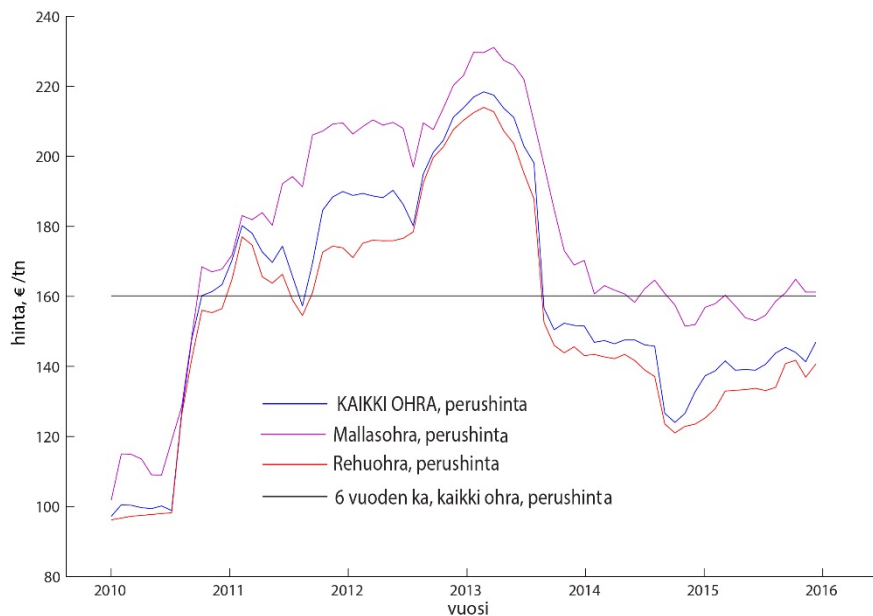
Molemmilla maalajeilla normaali maanmuokkaus tuottaa paremman satovasteen, mutta maksimisadot ovat kummallakin muokkaustavalla yhtä suuret (kuva 9a). Satovasteet kasvavat lineaarisesti maksimisatoon saakka, jonka jälkeen typpilannoitus ei vaikuta enää satoon. Maksimisato on hiekkamaalle hieman suurempi, noin 4700 kg/ha verrattuna savimaan noin 4200 kg/ha. Savimaalle maksimisato saavutetaan normaalille ja kevennetylle muokkaukselle vastaavasti 100 ja 110 kg N/ha lannoituksilla, kun taas hiekkamaalle maksimisato saavutetaan vastaavasti 140 kg N/ha ja 170 kg N/ha lannoituksilla.

Huuhtoumat kasvavat huomattavasti nopeammin lannoituksen saavuttaessa sadon biologisen optimin (kuva 9b). Pienemmillä lannoitustasoilla huuhtoumat savimaalta ovat pienempiä hiekkamaihinkin verrattuna, mutta kun maksimaalinen sato on saavutettu huuhtoumat savimaalta kasvavat jyrkemmin kuin hiekkamaalta. Vanajaveden päätyvä valuma-aluekohtainen huuhtouma vaihteli normaalille muokkauksella välillä 3,2 kg N/ha ja 43,3 kg N/ha ja kevennetylle muokkaukselle välillä 1,9 kg N/ha ja 36,9 kg N/ha riippuen valuma-alueen sijainnista sekä maalajista.



**Kuva 9. Satovastefunktiot (a) ja huuhtoumafunktiot (b) eri maalajeille ja maanmuokkauksille typpilannoituksen funktiona. Ympyrät ovat INCA-mallista saatuja mallinnustuloksia ja välit lineaarisesti interpoloituja.**

Ohran hinta, 160,0 €/tn, muodostettiin ohran perushinnan kuuden vuoden keskiarvosta vuosilta 2010–2015 (Luonnonvarakeskus 2016). Ohran hinnan vaihtelun keskihajontaa käytettiin herkkyysoanalyysissä. Perushinta sisältää viljan kuljetuksen ensimmäiseen vastaanottopisteeseen ja siitä on vähennetty viljelijöiltä perityt välityspalkkiot ja muut maksut. Viiden vuoden ajanjaksolla ohran hintavaihtelut ovat olleet melko suuria vaihdellen välillä 97,2 €/tn ja 218,5 €/tn (kuva 10). Typpilannoituksen hintana käytettiin 667,2 €/tn N (Ahlvik ym. 2014).



**Kuva 10. Ohran hinnan kehitys vuosina 2010–2015. (Luonnonvarakeskus 2016). 'Kaikki ohra' sisältää rehuohran, mallasohran, erittelemättömän ohran (=ei tietoa käyttötarkoituksesta) ja muuhun käyttöön menevän ohran (esim. tärkkelys-, etanoli-, entsyymi- ja suurimo-ohra). Perushinta sisältää viljan kuljetuksen ensimmäiseen vastaanottopisteeseen ja siitä on vähennetty viljelijöiltä perityt välityspalkkiot ja muut maksut.**

Viljelyn kiinteät kustannukset perustuvat Helin ym. (2006) tutkimukseen. Helin ym. (2006) laskivat tyypilliselle maatilalle (38 ha) viljelystä tulevia vuotuisia kustannuksia. Kustannukset sisältävät polttoaine-, työvoima- ja koneistokustannukset sekä kasviensuojeluaineista ja viljankorjuusta johtuvat kustannukset (taulukko 6). Pääoman kiinteitä kustannuksia ei huomioitu. Pääomakustannukset sekä käyttökustannukset ovat hieman pienemmät kevennetylle muokkaukselle. Kustannusten ero maanmuokkaustapojen välillä johtuu muun muassa eroista maanmuokkaukseen kuluvaan polttoainemäärässä. Kaikki hinnat ovat muunnettu vuoden 2014 euroiksi kuluttajahinta-indeksin avulla (OECD 2015b).

**Taulukko 6 Viljelyn kiinteät vuotuiset kustannukset. Muokattu lähteestä Helin ym. (2006)**

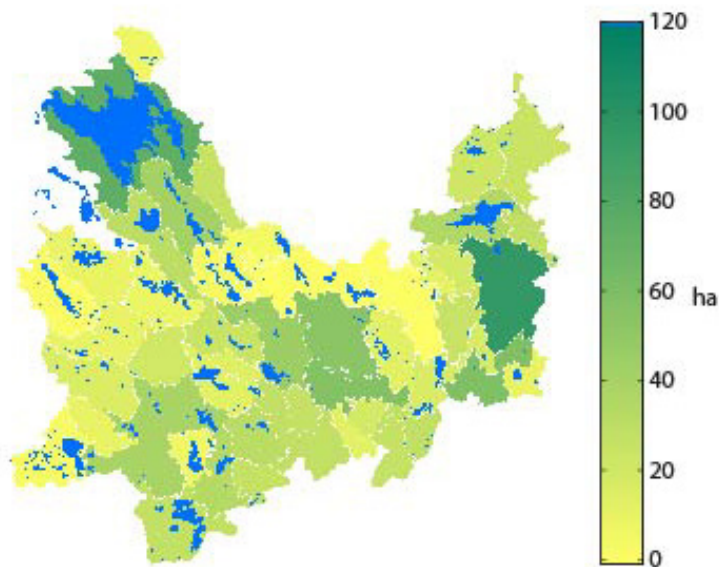
Toimenpide	Pääomakustannukset €/ha	Käyttökustannukset €/ha	Yhteensä €/ha
Normaali maanmuokkaus	386	135	521
Kevennetty muokkaus	375	130	505

### 3.3 Kosteikot

Mahdollisten kosteikkojen rakentamissijainnit, pinta-alat sekä yläpuoliset valuma-alueet oli saatavilla SYKEN VEMALA-mallissa olevista paikkatietoaineistoista. Kosteikkojen sijaintien määrittämiseksi oli käytetty ojia, joiden yläpuolinen valuma-alue oli kooltaan 20–200 hehtaaria ja joiden pinta-alasta vähintään 20 % oli peltoa. Kosteikkojen käytännön rakennusmahdollisuuksia, esimerkiksi kaavoituksen tai kosteikon sijainnin

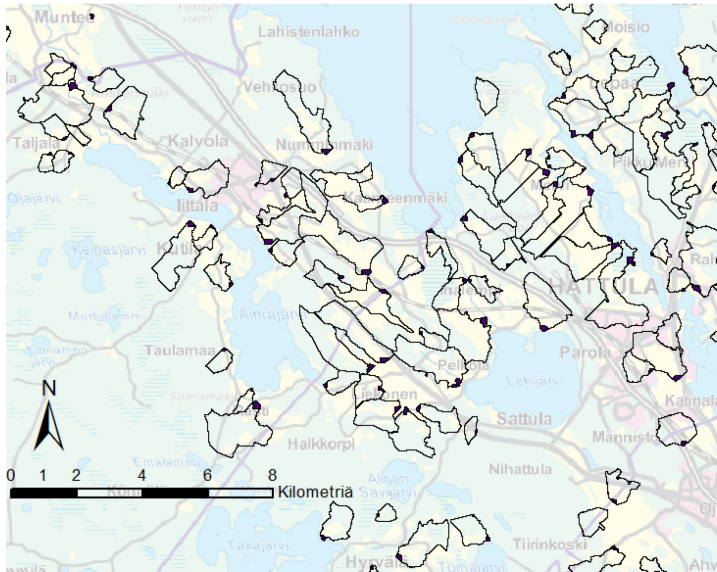
osalta tietyllä alueella ei ollut arvioitu. Kosteikkojen käyttämän maa-alan maanpeite arvioitiin CLC2012-aineistolla. Kosteikot, joiden pinta-alasta yli 5 % sijaitsi rakennetulla alueella, poistettiin aineistosta, koska kosteikkojen rakentaminen rakennetulle alueelle oletettiin olevan käytännössä vaikeaa tai jopa mahdotonta. Myös kosteikot, joiden pinta-alasta yli 5 % oli vesialueilla tai olemassa olevilla kosteikoilla ja suoalueilla, poistettiin aineistosta, koska vesialueille tai kosteikoille rakentamista ei pidetty realistisena vaihtoehtona. Poistettujen kosteikkojen pinta-ala oli yhteensä noin 5 % kosteikkojen potentiaalisesta kokonaispinta-alasta. Aineistoon jääneiden luontaisten kosteikkojen ja soiden päälle sekä vesialueille sijoitettujen kosteikkojen osuudet kokonaiskosteikkoalasta olivat pienet, vain 0,1 % ja 0,3 %.

Potentiaalista kosteikkopinta-alaa oli alueella yhteensä noin 1200 hehtaaria, mikä vastaa alle prosenttia valuma-alueiden kokonaispinta-alasta. Kosteikot jakautuivat eri valuma-alueille kuvan 11 mukaisesti. Kosteikot keskittyivät hyvin voimakkaasti Vanajaveden ympärille, tutkimusalueen itäpuolella olevalla valuma-alueella sekä alueen keskellä sijaitsevalle vyöhykkeelle. Kuvassa 12 on esitetty esimerkki kosteikkoaineistosta Vanajaveden lähistöltä. Kosteikkopinta-ala on kuvattu tummalla värillä ja yläpuolinen valuma-alue ympäröity mustalla viivalla. Kahdelta valuma-alueelta puuttui kosteikkojen paikkatiedot, koska kosteikkojen määrittämiseen käytetty menetelmä ei toiminut kaikilla alueilla. Näille alueille ei oletettu rakennettavan kosteikkoja.



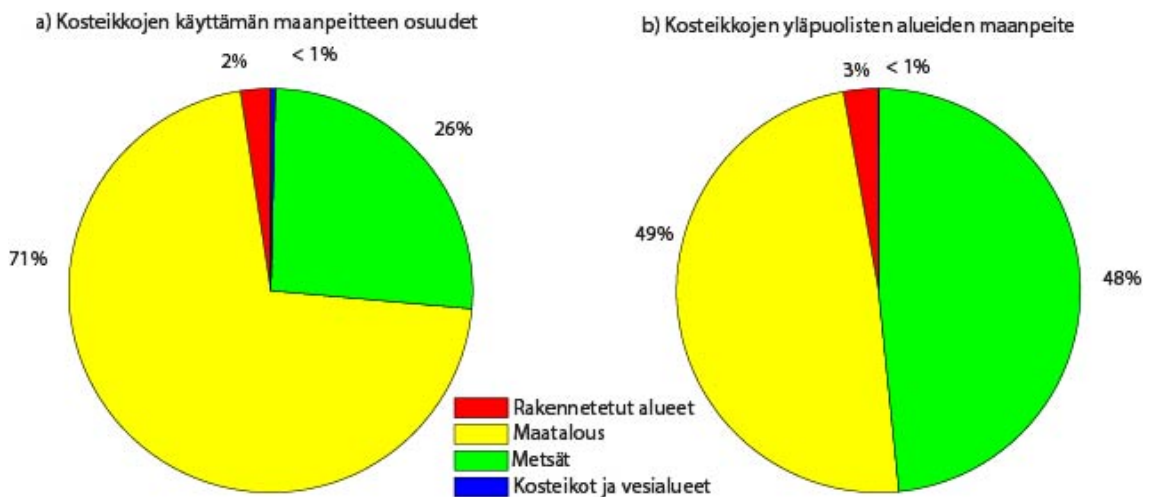
**Kuva 11. Kosteikkopinta-ala valuma-alueittain.**

Yksittäisten kosteikkojen koot vaihtelivat 0,002 hehtaarista 4,15 hehtaariin, keskiarvon ollessa 1,50 hehtaaria. Kosteikkojen yläpuolisten alueiden keskimääräinen koko oli noin 74 hehtaaria. Kosteikkojen osuus yläpuolisesta alueesta oli keskimäärin 2 %. Valuma-aluekohtaisesti kosteikkojen kokonaispinta-ala vaihteli nolasta hehtaarista yli 90 hehtaariin. Kahdella valuma-alueella ei sijainnut lainkaan kosteikkoja. Keskimäärin kosteikkojen kokonaispinta-ala valuma-alueilla oli noin 24 hehtaaria. Yläpuolisten alueiden kokonaispinta-ala kattoi hieman yli 58 000 hehtaaria eli noin 21 % tutkimusalueen koko pinta-alasta.



Kuva 12. Esimerkki kosteikoista ja niiden yläpuolisista valuma-alueista Vanajaveden ympäristössä.

Kosteikkojen alueiden maanpeite arvioitiin tutkimuksessa CLC2012-aineiston perusteella (kuva 13). Maatalousalueet hallitsivat kosteikkojen maankäyttöä, noin 70 % kosteikkojen pinta-alasta oli maatalousmaalla. Metsäalueilla kosteikkojen osuus oli noin 26 %. Yläpuolisten alueiden maanpeite jakaantui tasaisesti maatalous-alueiden ja metsien välillä (49 % ja 48 %). Rakennetut alueet kattoivat noin 3 % yläpuolisesta alueesta kun vastaava arvo kosteikoille ja vesialueille oli alle 1 %.



Kuva 13. Maanpeite rakennetuilla kosteikoilla (a) sekä kosteikkojen yläpuolisilla alueilla (b).

Kosteikkojen vuotuisten kustannusten määrittämiseen käytettiin maan vaihtoehtoiskustannusta sekä rakennus- ja hoitokustannuksia. Maan vaihtoehtoiskustannuksena, jonka oletettiin sisältävän maanpohjan vuotuisen tuotto-odotuksen, kuten esimerkiksi sadoista tai metsästä saatavat tuotot, käytettiin maanpohjan arvoa eri maakunnissa maanpeitteen mukaan. Kosteikkojen tarvitseman maa-alueiden arvona käytettiin Maanmittauslaitoksen kauppahintatilastoja vuodelta 2014. Maatalousalueiden osalta käytettiin kiinteistökauppojen keskiarvohintaa yksinomaan viljeltyä maata sisältävistä yli kahden hehtaarin rakentamattomista alueista. Hinnat määriteltiin

euroa hehtaaria kohden maakunnittain. Metsäalueille käytettiin vastaavasti yksinomaan metsämaata sisältävien, rakentamattomien, yli kahden hehtaarin kokoisten kiinteistöjen kauppojen keskiarvohintaa maakunnittain. Rakennettujen alueiden, luontaisten kosteikkojen ja soiden päälle sekä vesialueille sijoitettujen kosteikkojen pinta-alat olivat hyvin pienet, joten niiden maanarvoksi asetettiin 0 €/ha. Käytetyt maanpohjan kauppahinnat on esitetty taulukossa 7 maakunnittain. Kallein maapohja oli Kanta-Hämeen alueella, joka kattoi suurimman osan koko tutkimusalueesta. Päijät-Hämeen ja Pirkanmaan osuus koko alueesta oli hieman alle viidennes ja Uusimaan pieni, alle 1 % osuus. Erot kalleimman ja halvimman maanpohjan hinnassa olivat maatalouden osalta 15 % ja metsämaan osalta 13 %. Maatalousmaa oli keskimäärin lähes kaksi kertaa arvokkaampaa verrattuna metsämaan arvoon.

**Taulukko 7. Maatalous- ja metsäalueiden kauppahinnat maakunnittain vuonna 2014. (Maanmittauslaitos 2015).**

Maakunta	Maatalous, €/ha	Metsä, €/ha
Kanta-Häme	9982	5099
Päijät-Häme	8677	4448
Uusimaa	8639	5055
Pirkanmaa	8426	4551

### 3.4 Jätevedenpuhdistus

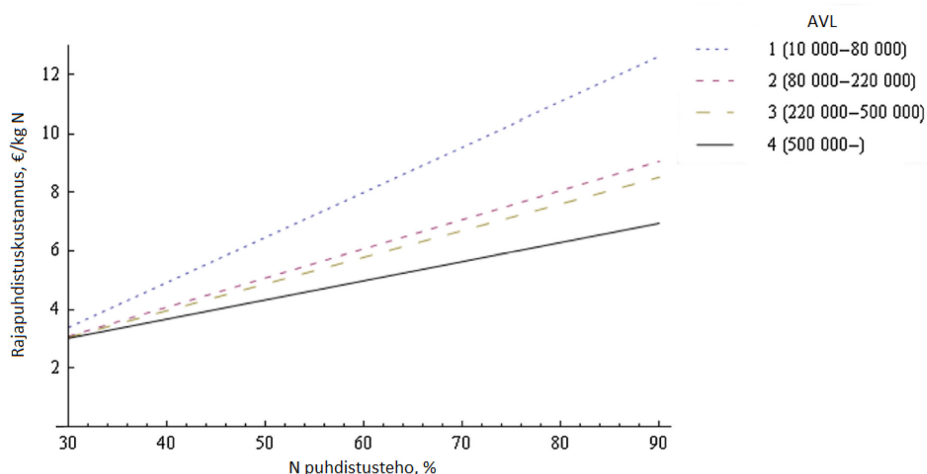
Tutkimusalueella sijaitsee kaksi suurempaa puhdistamoa ( $AVL > 10\,000$ ) sekä seitsemän pientä puhdistamoa ( $AVL < 10\,000$ ), jotka laskevat puhdistetut jätevetensä Vanajaveden valuma-alueelle. Paroisten ja Janakkalan puhdistamoille tulee valtaosa vuotuisesta jätevesikuormituksesta: vuonna 2014 puhdistamoille tuli 92 % tutkimusalueen jätevedenpuhdistamoiden typpikuormituksesta (taulukko 8). Suomen ympäristöhallinnon ylläpitämästä Valvonta- ja kuormitustietojärjestelmän (VAHTI) tietokannasta saatiin jätevedenpuhdistamoiden jätevesivirtaamat, kokonaistyyppipäästöt, puhdistusprosentit sekä biologinen hapenkulutus (BOD7). Tiedot alueen jätevedenpuhdistamoiden kuormituksesta vuonna 2014 on koottu taulukkoon 8. Listattujen puhdistamoiden lisäksi osa tutkimusalueen jätevesistä käsitellään Riihimäen jätevedenpuhdistuslaitoksella, joka laskee puhdistetut jätevetensä Vanajaveden valuma-alueen ulkopuolelle.

Paroisten ja Janakkalan puhdistamoiden suuresta koosta johtuen puhdistustehon parannus oletettiin kohdistuvan näille kahdelle puhdistamolle. Typenpuhdistusteho ja asukasvastinluku arvioitiin VAHTI-tietokannasta saatujen vuosien 2010–2015 kuormituskeskiarvojen perusteella kummallekin puhdistamolle. Paroisten puhdistamolla typen puhdistusprosentti oli kyseisellä ajanjaksolla keskimäärin 57,6 % sekä asukasvastinluku keskimäärin 97240. Janakkalan puhdistamolla vastaavat luvut olivat 85,5 % ja 24110.

**Taulukko 8. Tutkimusalueella sijaitsevien jätevedenpuhdistamoiden kuormituslukuja vuonna 2014. (VAHTI-tietokanta).**

Puhdistamon nimi	N, tuleva, kg/a	N, vesistöön, kg/a	N, teho, %	Osuus kokonaistyyppi-kuormituksesta, %	Jätevesivirtaama m <sup>3</sup> /a	BOD7 ATU, 1000 kg/a	AVL
Paroinen	399960	131230	67	76,6	6285500	2114	82732
Lammi	16231	4121	75	3,1	221651	73	2859
Kalvola	6538	3996	39	1,3	168020	21	836
Hämeenkoski	3982	3283	18	0,8	53785	13	507
Kärkölä	14775	8932	40	2,8	332494	63	2456
Kaartjärvi	969	731	25	0,2	9421	3	131
Janakkala	78490	8295	89	15,0	1293260	684	26779
Petäys	604	315	48	0,1	7418	2	94
Hämeen AMK	652	579	11	0,1	18643	2	78
<b>Yhteensä</b>	<b>522200</b>	<b>161482</b>	<b>69</b>	<b>100,0</b>	<b>8390192</b>		

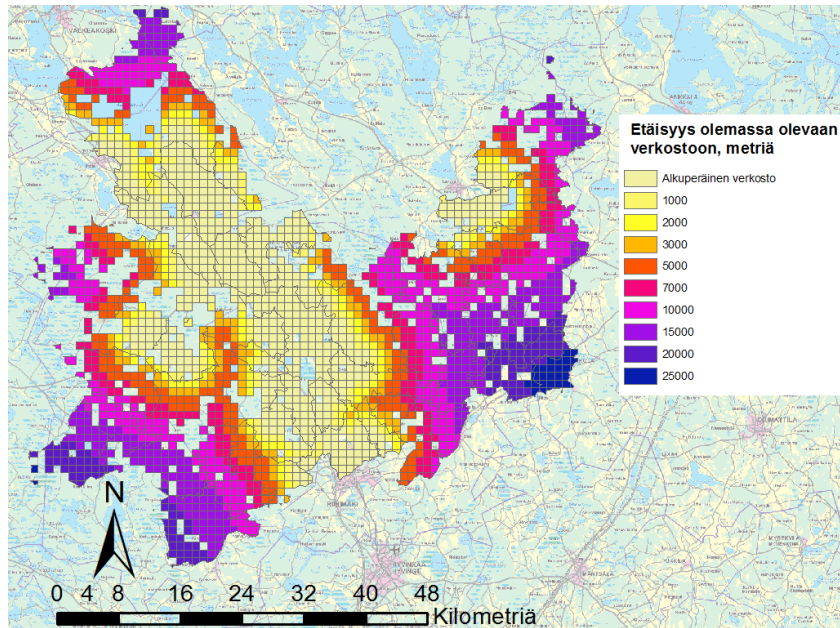
Jätevesipuhdistamoiden tehonparannuksen kustannukset arvioitiin Hautakankaan ym. (2014) tekemästä Itämeren alueen puhdistamoita koskevasta tutkimuksesta. Kuvassa 14 on esitetty Hautakankaan ym. (2014) määrittämät typen rajapuhdistuskustannukset. Keskimääräiset vuosittaiset kustannukset oli arvioitu investoinnin 30 vuoden elinkaaren yli vuositetun nykyarvon mukaan. Hautakankaan ym. (2014) mukaan puhdistamon kokoluokan kasvaessa kokonaiskustannukset kasvavat johtuen suuremmasta määrästä poistettavaa tyyppiä, mutta rajapuhdistuskustannukset laskevat eli puhdistuskapasiteetin lisääminen suuremmissa puhdistamoissa on suhteessa halvempaa verrattuna pienempiin jätevedenpuhdistamoihin. Isompiin laitoksiin on kannattavampaa rakentaa monimutkaisempia prosesseja, koska puhdistustehon noston vaikutus on suuremman volyymin takia merkittävämpi.



**Kuva 14. Tyyppi-kuormituksen vähentämisen rajakustannukset. Jätevesipuhdistamot luokiteltu asukasvastineluvun mukaisesti. Muokattu lähteestä Hautakangas ym. (2014)**

Haja-asutuksen sijainnin arviointiin käytettiin Hämeenlinnan Seudun Vesi Oy:n, Janakkalan Veden sekä Riihimäen Veden toimittamia jätevesiverkostoaineistoja. Aineisto kuvattiin 1 km x 1 km -resoluutiolla. Liittymisen kertainvestoinnin hinta arvioitiin vaihtelevan välillä 43–83 €/m riippuen rakennussijainnista (Helminen ym.

2013). Valtioneuvoston asetuksen (209/2011) perusteella keskimääräiseksi haja-asutuksen kuormitusluvuksi oletettiin 14 grammaa typpeä vuorokautta ja henkilöä kohden, mikä vastaa vuositasolla noin 5,11 kilogrammaa typpeä henkilöä kohden. Vesiosuuskuntia ei huomioitu aineistossa, koska niihin liittyneiden kiinteistöjen osuus oletettiin melko pieneksi. Etäisyydet jätevesiverkkoon alkutilanteessa on esitetty kuvassa 14. Kuvatut jätevesiverkostot keskittyvät lähinnä Janakkalan, Hämeenlinnan, Lammin sekä Riihimäen alueiden ympäristöön. Pisimmät etäisyydet olivat tutkimusalueen itäpuolella sekä lounaisnurkassa.



Kuva 15. Etäisyydet olemassa olevaan jätevesiverkoston.

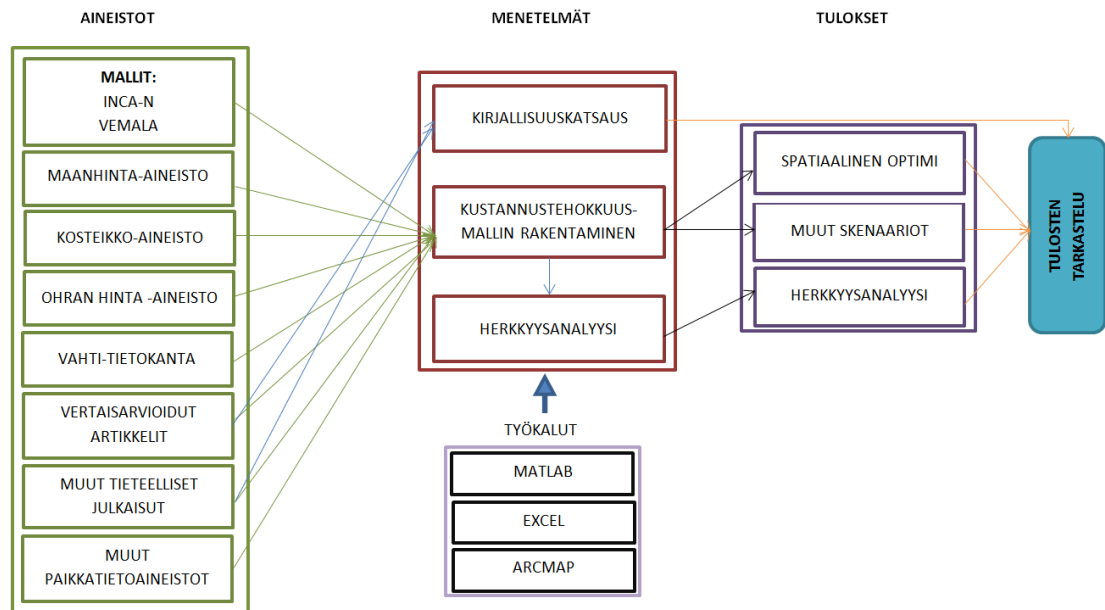
### 3.5 Muut aineistot

Väestömäärien arviointiin tutkimusalueella käytettiin Tilastokeskuksen ruututietokantaa vuodelta 2010. Aineiston resoluutio oli 1 km x 1 km. Valuma-aluejako tehtiin Suomen ympäristökeskuksen valuma-alue-aineiston perusteella. Taustakarttina käytettiin Maanmittauslaitoksen taustakarttasarjaa.



## 4 Menetelmät

Kuvassa 16 on kaavio tutkimuksessa käytettyjen aineistojen hyödyntämisestä menetelmissä. Kustannustehokkuusmalli sekä herkkyysanalyysi rakennettiin Matlab-ohjelmiston avulla, ja mallin tarvitsemat paikkatietoaineistot käsiteltiin ESRI ArcMap- sekä MS Excel -ohjelmistoilla. Lähtöaineistona käytettiin SYKEN tuottamia mallinnustuloksia, hinta-aineistoja, paikkatietoaineistoja ja vertaisarvioituja artikkeleita sekä aihepiirin muuta kirjallisuutta.



Kuva 16. Kaavio työn rakenteesta

### 4.1 Yhteiskunnallisen suunnittelijan ongelma

Yhteiskunnallisella suunnittelijalla tarkoitetaan yleistä päätöksentekijää, joka kaikki osapuolet huomioon ottaen asettaa tuotantopanokset maksimoiden saatavaa hyötyä. Yhteiskunnallista suunnittelijaa tarvitaan, koska yksittäisen toimijan optimi ja yhteiskunnan optimi voivat olla erilaisia. Yksityisessä optimissa toimija asettaa oman tuotantopanoksensa maksimoiden omaa hyötyään eikä huomioi muita tuotantopanoksesta johtuvia vaikutuksia. Yhteiskunnan optimissa vastaavasti yhteiskunta arvottaa kaikki hyödykkeet, niin tuotannon kuin esimerkiksi vedenlaadun, ja puolestaan maksimoi tätä kokonaisuutta. Ulkoisvaikutuksella tarkoitetaan seurausta, jossa jonkin toimijan teot vaikuttavat suoraan toisen toimijan hyvinvointiin tai tuotantomahdollisuuksiin. Ilman yhteiskunnan asettamia ohjausmekanismeja, esimerkiksi päästöveroja tai tukiaisia, yksityisen toimijan optimi ei ota huomioon yhteiskunnalle aiheutuvia ulkoisvaikutuksia, kuten esimerkiksi vesistöjen tilan heikentymistä.

Tässä työssä rakennetussa kustannustehokkuusmallissa suunnittelija valitsee toimenpiteitä, jotka vaikuttavat suoraan typen määrään alueella sekä toimenpiteitä, jotka vaikuttavat välillisesti typen määrään lisäämällä typen pidättymistä. Suoraan typen määrään vaikuttavia toimenpiteitä ovat lannoitustasojen pienentäminen sekä typenpoiston tehostaminen alueen jätevedenpuhdistamoissa tai kunnallisen jätevesiverkon kattavuuden kasvattaminen liittämällä uusia alueita verkostoon. Typen

pidättymiseen vaikuttavat toimenpiteet ovat maanmuokkauksen valitseminen normaalin maanmuokkauksen ja kevennetyn muokkauksen väliltä, sekä kosteikkojen rakentaminen. Suunnittelijan maataloustoimenpiteet on kuvattu taulukon 9 nelikentässä. Suunnittelija voi valita ainoastaan yhden maatalouden toimenpideyhdistelmän kutakin valuma-alueetta kohden. Maatalouden ja jätevedenpuhdistuksen toimenpiteet eivät ole toisiaan poissulkevia. Jätevedenpuhdistuksen osalta toimenpiteiden yhteisvaikutuksia ei ole huomioitu, eli jätevedenpuhdistustaso on staattinen verkostoa laajennettaessa ja vastaavasti tulevan jäteveden määrä ei muutu puhdistamon tehoa parannettaessa.

**Taulukko 9. Viljelijän toimenpidevaihtoehdot**

Perinteinen maanmuokkaus	Perint. muok. + kosteikot
Kevennetty muokkaus	Kev. muok. + kosteikot

Typpikuormituksen vähentämisestä seuraa yhtälössä 1 esitetty kustannusfunktio,

$$C_{tot}(N, j, p, m) = \sum_{i=1}^n [\pi_{i,j}(N_{i,j}^{opt}) - \pi_{i,j}(N_{i,j})] + \sum_{f=1}^k C_f^{wwt}(p_f) + C^{rural}(m) \quad (1)$$

missä  $\pi_{i,j}(N_{i,j}^{opt})$  kuvaa saatua voittoa optimaalisella lannoitusmäärällä  $N_{i,j}^{opt}$  ilman vähennystavoitetta ja  $\pi_{i,j}(N_{i,j})$  viljelystä saatavaa kokonaisvoittoa tapauksessa, jossa alueelle asetetaan vähennystavoite. Indeksii  $i$  kuvaa valuma-alueen numeroa ja  $j$  maanmuokkaustapaa.  $C_f^{wwt}$  ja  $C^{rural}$  kuvaavat jätevedenpuhdistukseen liittyviä kustannuksia, kun puhdistamon  $f$  tehoa kasvatetaan  $p$ -prosenttia tai jätevesiverkostoa kasvatetaan liittämällä  $m$ -ruutua verkostoon. Näin saadaan yhteiskunnallisen suunnittelijan kohtaama optimointiongelma, jossa suunnittelija minimoi typpikuormituksen vähentämisestä koituneita kustannuksia (yhtälö 2).

$$\min_{\{N, j, p, m\}} \{C_{tot}\} \quad (2)$$

Optimointiongelmassa rajoitteena toimii yhtälö 3,

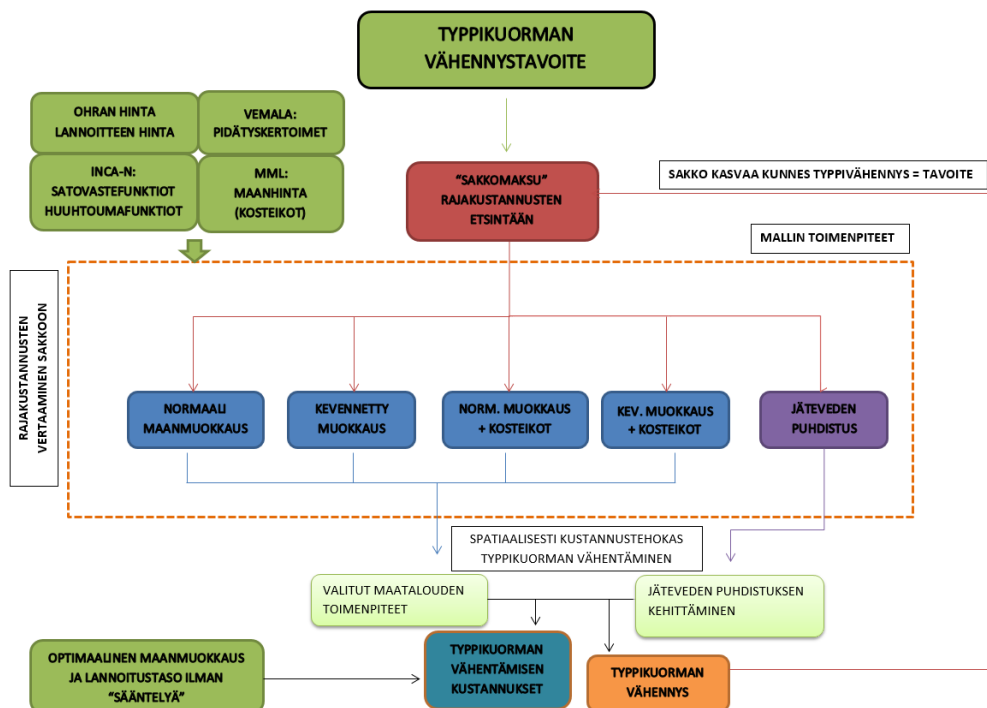
$$\text{s.t.} \quad \sum_{i=1}^n L_{i,j}(N_{i,j}) + \sum_{f=1}^k (1 - p_f)N_f^{wwt} + N^{rural}(m) \leq \bar{N} \quad (3)$$

missä  $L_{i,j}(N_{i,j})$  kuvaa valuma-alueelta  $i$  maanmuokkauksella  $j$  tuleva huuhtouman määrä typpilannoituksella  $N_{i,j}$ . Termi  $(1 - p_f)N_f^{wwt}$  kuvaa jätevedenpuhdistamoilta tulevaa kuormitusta, kun puhdistamoiden typen puhdistusteho kasvaa  $p$ -prosenttia ja  $N^{rural}$  haja-asutuksilta tulevaa typpikuormitusta kun verkostoon liitetään  $m$ -ruutua.  $\bar{N}$  kuvaa haluttua kokonaispäästötasoa alueella.

## 4.2 Numeerinen ratkaisu

Kuvassa 16 on esitetty vuokaavio kustannustehokkuusmallin toiminnasta. Päätösmuuttujien eli valuma-aluekohtaisten toimenpiteiden suuren määrän vuoksi, optimointiongelman analyttinen ratkaiseminen on hankalaa, joten kustannusten minimointi suoritetaan numeerisesti ratkaisemalla. Mallissa asetetaan Vanajaveteen päätyvälle typpikuormitukselle massamääräinen vuosittainen vähennystavoite. Yhtälössä 2 esitetty optimointiongelma ratkaistaan muodostamalla Lagrangen yhtälö ja ensimmäisen kertaluvun välttämättömät ehdot (liite 2). Kustannusfunktio optimoituu asettamalla toimenpiteiden rajakustannukset yhtä suuriksi Lagrangen kertoimen kanssa. Lagrangen kerrointa voidaan tässä tapauksessa kutsua sakkomaksuksi  $\lambda$  (€/kg N), josta aiheutuvan vuosittaisen kustannuksen suuruus riippuu Vanajaveteen päätyvästä typpikuormituksesta. Sakon avulla toimenpiteiden rajakustannukset voidaan asettaa yhtä suuriksi ja vähentää kuormitusta sieltä, missä kustannukset ovat pienimmät.

Huomioimalla rajakustannuksissa toimenpiteiden sijainnit, voidaan muodostaa spatiaalisesti optimimaalinen toimenpideyhdistelmä, joka toteuttaa ennalta määrätyn vähennystavoitteen annetulla tarkkuudella. Toimenpideyhdistelmän yhteiskunnalliset kokonaiskustannukset saadaan yhdistämällä maatalouden ja jätevedenpuhdistuksen toimenpiteistä koituvat kustannukset. Yhteiskunnallinen kustannus lasketaan vertaamalla maksimaalisen, ilman ohjauskeinoja, saatavan tuoton sekä optimaalista vähennystavoitteen saavuttavaa toimenpide-yhdistelmää. On huomioitava, että sakko ei aiheuta yhteiskunnallisia kustannuksia, sillä se on käytännössä tulonsiirto yhdeltä toimijalta toiselle. Kaikkien kustannusten ja hyötyjen oletettiin tapahtuvan välittömästi.

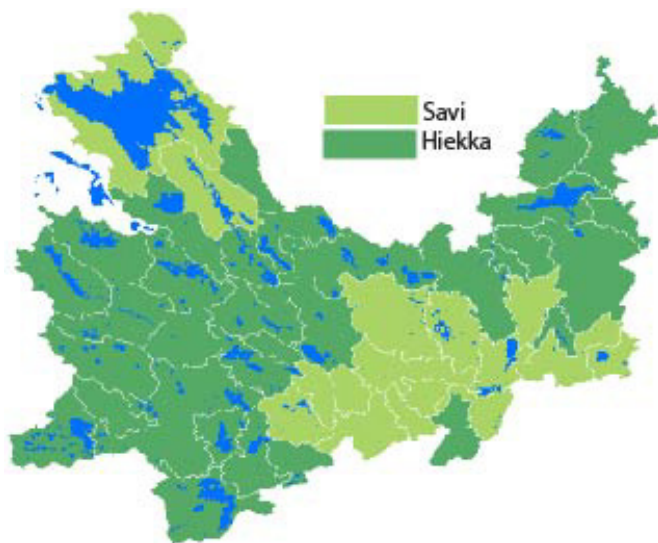


Kuva 17. Kaavio mallin toimintaperiaatteesta

#### 4.2.1 Lannoitus ja kosteikot

Viljelyyn tarvittavan työvoiman saatavuuden oletettiin olevan rajoittamaton ja tarvittavien työkoneiden vuokrattavissa, jolloin kaikki toimenpiteet ovat käytettävissä jokaisella valuma-alueella. Mallissa tarkastellaan maanviljelyn toimenpiteitä ainoastaan ohran viljelyn kannalta. Ohran oletetaan edustavaksi viljelykasviksi, jolloin ohran satofunktion oletetaan edustavan myös muita kevätiljoja.

Maalajin kullakin valuma-alueella oletettiin olevan savea tai hiekkamaata, riippuen siitä kumman maalajin osuus oli suurempi alueella (kuva 17). Maalaji arvioitiin maannostietokannasta olettaen harjujen, hienojakoisten hieta- ja hiesu- sekä moreenimuodostelmien olevan hiekkamaata ja hienojakoiset savialueet taas edustivat savimaata. Maalajin perusteella valittiin kullekin valuma-alueelle käytettävät satovaste- ja huuhtoumafunktioiden mallinnukset.



Kuva 18. Mallinnuksessa käytetyt maalajit Vanajaveden alueella

Typen satovastefunktio  $f_{i,j}(N_{i,j})$  kuvaa typpilannoituksesta riippuvaa sadon määrää maa-alaa kohden ja huuhtoumafunktio  $I_{i,j}$  vastaavasti pelloilta huuhtoutuvaa typpeä typpilannoituksesta riippuvana funktiona. Satovastefunktiot sekä huuhtoumat saatiin lineaarisesti interpoloimalla INCA-mallista saadut mallinnustulokset (kuva 8). Valuma-alueelta tulevan huuhtouman määrä saatiin yhtälöllä 4,

$$L_{i,j}(N_{i,j}) = (1 - R_i)I_{i,j}(N_{i,j}) \quad (4)$$

missä  $R_i$  on alueen  $i$  retentiokerroin ja  $L_{i,j}(N_{i,j})$  pelloilta tuleva kuormitus, jossa retentiot on huomioitu. Mallinnettujen satovasteiden ja huuhtoumien oletettiin kuvaavan vuosittaisten satojen ja huuhtoumien keskiarvoja. Suunnittelijan oletettiin tietävän jokaisen valuma-alueen satovaste- ja huuhtoumafunktiot.

Sadosta saadaan tuloa yhtälössä 5 esitetyllä tavalla,

$$\pi_{i,j}(N_{i,j}) = A_i^{field} [p_{crop} f_{i,j}(N_{i,j}) - p_{fert} N_{i,j}] - C_j - C_i^{Wetland} \quad (5)$$

missä parametrit  $p_{crop}$  ja  $p_{fert}$  kuvaavat viljan ja lannoitteiden hintoja euroa per kilogramma ohraa ja euroa per kilogramma typpilannoitetta,  $A_i^{field}$  on alueella  $i$  sijaitsevan pellon pinta-ala. Parametri  $C_j$  kuvaa viljelyn kullekin maanmuokkaustavalle ominaisia kiinteitä käyttö- ja pääomakustannuksia ja  $C_i^{Wetland}$  kosteikkojen rakentamisesta aiheutuvaa kustannusta. Vanajaveden valuma-alue on pieni suhteessa Suomen maatalouteen, joten muutokset tutkimusalueen sadon tai typpilannoituksen määrässä eivät vaikuta viljan tai lannoitteen hintoihin. Kokonaishyöty saadaan summaamalla tulot yhteen (yhtälö 6).

$$\pi_{tot} = \sum_{i=1}^n \pi_{i,j}(N_{i,j}) \quad (6)$$

Optimilannoitus kullekin valuma-alueelle voidaan ratkaista maksimoimalla  $\pi_{i,j}(N_{i,j})$ -funktioita (yhtälö 7).

$$\max_{\{N_{i,j}\}} \{\pi_{i,j}(N_{i,j})\} \quad (7)$$

Kosteikkojen rakentamiseen tarvittavat investointikustannukset muutettiin vuosittaisiksi kustannuksiksi diskonttaamalla ne yhtälöllä 8 (Schou ym. 2006),

$$D = \frac{(1-r)^n r}{(1-r)^n - 1} \quad (8)$$

missä investoinnin poistoajan  $n$  oletettiin olevan kosteikoille 30 vuotta. Diskonttokorkona  $r$  käytettiin 3,5 %. Kosteikkojen tuottamien muiden ekosysteemipalveluiden arvoa ei huomioitu tässä diplomityössä. Kosteikkojen vuosittaiset kustannukset kullakin valuma-alueella hehtaaria kohden muodostettiin yhtälöllä 9,

$$C_i^{Wetland} = D(C_i^{Wetland_{area}} + C_i^{const} A_i^{Wetland}) + C_i^{main} A_i^{Wetland} \quad (9)$$

missä termillä  $D$  diskontattiin kosteikon käyttämän maan arvo  $C_i^{Wetland_{area}}$  sekä rakennuskustannukset  $C_i^{const}$  ja hoitokustannukset  $C_i^{main}$ . Rakennetut kosteikot pienensivät viljelypinta-alaa noin 1,5 %, joten niiden vaikutus satotuloihin oletettiin nollassi. Kosteikkojen rakennus- ja hoitokustannuksille käytettiin Ahlvin ym. (2014) arviota Suomen kosteikoille, rakentamiselle kustannus oli 6600 € ja vuosittaisille hoitokustannuksille 252 € kosteikkohehtaaria kohden. Diskonttaamalla kokonaiskustannukset pitkän aikavälin yli saatiin kosteikolle vuotuinen kustannus. Diskonttokorkona käytettiin 3,5 % (Moore ym. 2004).

Mallinnetuista kosteikoista laskettiin jokaiselle valuma-alueelle kosteikkojen kokonaispinta-ala sekä yläpuolisten valuma-alueiden maankäyttömuotojen suhteelliset osuudet. Kosteikkojen tyyppien pidätystehona käytettiin Puustinen ym. (2007) esittämää yhtälöä 10,

$$y_i = 10,47 \frac{A_i^{Wetland}}{A_i^{ucb}} \quad (10)$$

missä valuma-alueen  $i$  kosteikon pidätyskerrointa kuvaa prosenteissa  $y_i$ , kosteikon pinta-alaa  $A_i^{wetland}$  sekä kosteikon yläpuolista valuma-aluetta hehtaareissa  $A_i^{ucb}$ . Kosteikkojen pidätystehot vaihtelivat 17 % ja 27 % välillä, keskimääräisen pidätystehon ollessa noin 21 %.

Kosteikkojen vaikutus typpikuormitukseen laskettiin yhtälöllä 11,

$$N_{red}^{wetland}{}_{i,j} = y_i[A_i^{field} \tau_i L_{i,j}(N_{i,j})] \quad (11)$$

missä  $N_{red}^{wetland}{}_{i,j}$  on kosteikkojen pidättämän tyypin kokonaismäärä kilogrammoissa valuma-alueella  $i$ , muokkaustoimenpiteellä  $j$  ja  $\tau_i$  on kosteikkojen läpi virtaavan huuhtouman osuus. Kosteikkojen läpi virtaavassa huuhtoumassa otettiin huomioon vain peltojen lannoituksesta tuleva huuhtouma. Kosteikkojen vaikutus huuhtoumaan arvioitiin laskemalla kosteikkojen yläpuolisen peltoalan suhde koko peltoalaan ja kertomalla se kevätiljan osuudella koko peltoalasta. Kosteikkojen pidättämä tyyppi vähennettiin pelloilta tulevasta huuhtoumasta.

Yhtälöt 12 ja 13,

$$\pi_{i,j}'(N_{i,j}) \approx \Delta\pi_{i,j}(N_{i,j} + 1, N_{i,j}) = \pi_{i,j}(N_{i,j} + 1) - \pi_{i,j}(N_{i,j}) \quad (12)$$

$$L_{i,j}'(N_{i,j}) \approx \Delta L_{i,j}(N_{i,j} + 1, N_{i,j}) = L_{i,j}(N_{i,j} + 1) - L_{i,j}(N_{i,j}) \quad (13)$$

kuvaavat lannoituksen lisäyksestä seuraavaa rajatuloa  $\pi_{i,j}'$  sekä -huuhtoumaa  $L_{i,j}'$ . Rajatulo kuvaa kuinka paljon lannoituksen lisääminen muuttaa tuloja ja rajahuuhtouma kuinka paljon huuhtouma muuttuu lannoituksen kasvaessa.  $\Delta\pi_{i,j}(N_{i,j} + 1, N_{i,j})$  ja  $\Delta L_{i,j}(N_{i,j} + 1, N_{i,j})$  kuvaavat sadon ja huuhtouman muutosta lannoituksen kasvaessa yhden kilogramman. Rajatulo ja -huuhtouma approksimoitiin laskemalla sadon ja huuhtouman muutokset lannoituksen kasvaessa yhden kilogramman välein. Lannoitustasot jaettiin diskreetteihin yhden kilogramman luokkiin välillä 1-200 kg.

Yhtälö 14,

$$MC_{i,j}(N_{i,j}) = \frac{\Delta\pi_{i,j}(N_{i,j}+1, N_{i,j})}{(1-y_i \tau_i) \Delta L_{i,j}(N_{i,j}+1, N_{i,j})} \quad (14)$$

kuvaa typpilannoituksen vähentämisen rajapuhdistuskustannusta  $MC_{i,j}$  eli tulojen ja huuhtouman muutoksien suhdetta. Termi  $y_i \tau_i$  kuvaa kosteikkojen pidättämää osaa lannoituksesta. Asettamalla rajakustannus yhtä suureksi sadon kanssa voidaan ratkaista tiettyä sakkoa vastaava lannoitustaso (yhtälö 15).

$$MC_{i,j}(N_{i,j}) = \lambda \quad (15)$$

Typpipäästöjen aiheuttaman sakkomaksun suuruus on esitetty yhtälössä 16,

$$C_{fee}(N_{i,j}) = A_i^{field} \lambda [L_{i,j}(N_{i,j}) - N_{red}^{wetland}(N_{i,j})] \quad (16)$$

missä sakon aiheuttama kustannus on  $C_{fee}$  (ks. luku 4.1) ja on sakkomaksun suuruus tyyppikiloa kohden. Yhdistämällä sakon aiheuttama kustannus sekä viljelijän saamat tulot, voitiin yhtälöllä 17,

$$\pi_{i,j}(N_{i,j}) = A_i^{field} [p_{crop} f_{i,j}(N_{i,j}) - p_{fert} N_{i,j} - C_j] - C_i^{wetland} - C_{fee}(N_{i,j}) \quad (17)$$

laskea tulot eri toimenpideyhdistelmillä kiinteät käyttökustannukset sekä kosteikkojen rakentamisesta ja ylläpidosta johtuvat kustannukset. Vertaamalla näitä tuloja, jokaiselle valuma-alueelle valitaan toimenpiteet, jotka tuottavat suurimman yhteiskunnallisen hyödyn ja näin voidaan muodostaa koko alueen kattava toimenpidekartta.

Yhtälössä 18,

$$N_{red}^{tot} = \sum_{i=1}^n [A_i^{field} (L_{i,opt}(N_{i,j}^{opt}) - L_{i,j}(N_{i,j}))] \quad (18)$$

missä termi  $L_{i,opt}(N_{i,j}^{opt})$  kuvaa huuhtoumaa valuma-alueelta tuloja maksimoivalla maanmuokkauksella ja typpipanoksella, voidaan laskea optimaalisia toimenpiteitä vastaavat vähennykset typpikuormituksessa vertaamalla päästöjä viljelijän tuloja maksimoivassa tilanteessa sekä vähennystavoitteen huomioivassa optimiratkaisussa

## 4.2.2 Jätevedenpuhdistamot ja jätevesiverkoston laajentaminen

Puhdistamoiden kokonaiskustannukset on sovitettu kvadraattiseen yhtälöön 19,

$$C_f^{wwt}(p) = a_f p^2 + b_f p + c_f \quad (19)$$

missä  $C_k^{wwt}(p)$  on puhdistamon  $f$  vuotuiset kokonaiskustannukset, jotka riippuvat puhdistamon tehosta  $p$  (Hautakangas ym. 2014). Termit  $a_f$ ,  $b_f$  ja  $c_f$  ovat kullekin AVL-luvun mukaan luokitellulle puhdistamokoolle ominaiset vakiokertoimet. Kertoimet on esitetty taulukossa 10. Kustannusfunktio on Hautakankaan ym. (2014) mukaan määritelty 30 % ja 90 % välillä.

**Taulukko 10. Jätevedenpuhdistamoiden vuotuisten kustannusten parametrit. (Hautakangas ym. 2014).**

AVL-luokka	$a_f$	$b_f$	$c_f$
10 000-80 000	124,883	-2009,73	104982
80 000-220 000	203,259	354,589	195480
220 000-500 000	519,862	3496,8	209999
500 000-	1147,99	36778	263235

Derivoimalla kokonaiskustannukset puhdistusprosentin suhteen, voidaan muodostaa puhdistamoiden rajapuhdistuskustannukset (yhtälö 20),

$$C_f^{wwt'}(p) = 2a_f p + b_f \quad (20)$$

missä  $C_f^{wwt'}(p)$  on kokonaiskustannusten derivaatta eli rajapuhdistuskustannus. Rajapuhdistuskustannukset oletettiin riippuvan lineaarisesti puhdistamon puhdistustehokkuudesta  $p$ . Asettamalla sakko (ks. 4.1) yhtä suureksi kuin puhdistamon rajapuhdistuskustannus, voidaan ratkaista puhdistamon optimaalinen lisäpuhdistusprosentti  $p$  (yhtälö 21).

$$\frac{C_f^{wwt'}(p)}{N_f^{wwt}} = \lambda \quad (21)$$

Vertaamalla kustannusta kasvaneesta puhdistuskyvystä  $C_{f,opt}^{wwt}(p)$  ja alkuperäistä kustannusta  $C_{f,0}^{wwt}(p)$  saadaan rakennettavan lisäpuhdistuksen kokonaishinta (yhtälö 22),

$$C_{add}^{wwt} = C_{f,opt}^{wwt}(p) - C_{f,0}^{wwt}(p) \quad (22)$$

missä  $C_{add}^{wwt}$  on puhdistustehon kasvattamisesta seuraava kustannus. Lisäpuhdistuksen vaikutus tyyppikuormitukseen saadaan vertaamalla lisäpuhdistusprosenttia alkuperäiseen kuormitukseen ja puhdistustasoon.

Haja-asutukseksi arvioitiin kaikki 1 km x 1 km -ruuduilla kuvatun jätevesiverkoston ulkopuolella jäävät pisteet. 1 km x 1 km -ruuduista muodostuvat väestötietokanta- ja jätevesiverkostoaineistojen ruutujen keskipisteiden sijainti laskettiin kartalla ja väestön etäisyys verkostoon mitattiin ruutujen keskipisteiden avulla. Väestötietokannan tyhjillä alueilla ei oletettu sijaitsevan asutusta. Myöskään loma-ajan asutusta ei otettu huomioon. Annetun ruudun  $m$  jätevesiverkkoon liittämisen kustannus  $C_m^{rural}$  arvioitiin yhtälöllä 23,

$$C_m^{rural} = D_{wwt} d_m C_{conn} \quad (23)$$

missä  $d_m$  on ruudun etäisyys verkostoon metreissä ja  $C_{conn}$  arvioitu keskimääräinen liittymiskustannus metriä kohden. Liittymiskustannus diskontattiin vuotuisiksi kustannuksiksi termillä  $D_{wwt}$ . Liittymisen kustannuksena käytettiin Helminen ym. (2013) esittämien rakennushankaluuden mukaan luokiteltujen kustannusten keskiarvoa 58 €/m. Jätevesiverkoston rakentamiseen tarvittavat investointikustannukset kussakin ruudussa muutettiin vuosittaisiksi kustannuksiksi diskonttaamalla ne yhtälöllä 17. Investoinnin poistoajan  $n$  oletettiin olevan jätevesiverkoston laajentamiselle 50 vuotta. Diskonttauskorkona  $r$  käytettiin 3,5 %.

Kunkin ruudun  $m$  keskimääräinen kuormitus  $N_m^{rural}$  arvioitiin yhtälöllä 24,

$$N_m^{rural} = (1 - R_i)(wwt_{ave} - E)pop_m M \quad (24)$$

missä ruudusta  $m$  tulevan kuormituksen oletettiin riippuvan retentiosta, jätevesiverkostoon liittämistä seuraavasta jäteveden käsittelyn tehostumisesta sekä ruudussa olevasta henkilömäärästä  $pop_m$ . Jätevesien käsittelyn oletettiin parantuvan keskimääräisen puhdistustehon ja kiinteistöjen omaa puhdistustehoa kuvaavan parametrin  $E$  välisen erotuksen verran. Keskimääräiseksi puhdistustehoksi  $wwt_{ave}$  arvioitiin kolmen suurimman alueella olevan puhdistamon (Paroinen, Janakkala, Riihimäki) saapuvan jätevesimäärän perusteella painotettu keskiarvo, joka oli 61 %. Parametrin  $E$  oletettiin olevan valtioneuvoston jätevesiasetuksen (209/2011) määräämä



40 %. Keskimääräinen kuormitus henkilöä kohden,  $M$ , arvioitiin olevan valtioneuvoston jätevesiasetuksen (209/2011) mukaisesti 5,11 kg N/ha vuodessa.

Kunkin ruudun  $m$  verkostoon liittämisen typenpuhdistuksen rajakustannus on esitetty yhtälössä 25,

$$MC_m^{rural} = \frac{D_{wwt} d_m C_{conn}}{N_m^{rural}} \quad (25)$$

missä uusien ruutujen liittäminen verkostoon vaikuttaa liittämättömien ruutujen rajakustannuksiin etäisyyden pienentyessä olemassa olevaan verkostoon. Rajakustannuksia verrattiin sakkoon (ks. luku 4.1) ja kaikki sakkomaksua pienemmän rajakustannuksen omaavat ruudut liitettiin verkostoon. Verkoston uusien ruutujen vaikutus liittämättömiin ruutuihin huomioitiin laskemalla rajakustannukset uudestaan ja liittämällä ruudut, joiden uusi rajakustannus oli pienempi tai yhtä suuri kuin sakkomaksu. Iteraatiota toistettiin kunnes lisättävien ruutujen lukumäärä oli nolla.

Rakennettavan putkiston määrä laskettiin arvioimalla etäisyydet olemassa olevan verkoston ja niin sanottujen uusien ruutujen välillä. Lähimpänä olemassa olevaa verkostoa sijaitseva ruutu merkittiin verkostoon kuuluvaksi ja laskettiin jäljellä oleville ruuduille uusi etäisyys. Iteraatiota jatkettiin kunnes kaikki ruudut, joihin rakennettiin uutta putkistoa, oli merkitty jätevesiverkostoon. Typpivähennyksessä ei otettu huomioon ruutuja, joiden rajakustannus oli suurempi kuin sakkomaksu, vaikka verkosto kulkisi kyseisen ruudun läpi. Ruuduissa oletettiin sijaitsevan vähän ihmisiä, jolloin ruutujen huomioitta jättämisen vaikutus jäi pieneksi.

### 4.3 Tapaustutkimus Vanajaveden alueella

Rakennettua kustannustehokkuusmallia sovellettiin tapaustutkimuksena Vanajaveden valuma-alueelle. Pistekuormittajia, kuten jätevedenpuhdistamoita, on usein helppo valvoa ja säädellä paikanpäällä tehtävillä mittauksilla sekä reaaliaikaisella seurannalla. Hajakuormituslähteiden, kuten peltojen, seuranta ja valvonta taas on usein hyvin hankalaa, ja seurantaa joudutaan suorittamaan usein viljelijöiden tekemän lannoituskirjanpidon avulla. Optimaalisen vähennyspolitiikan toteutumista voivat estää myös poliittiset rajoitteet tai valvonnan käytännön mahdottomuus voivat estää esimerkiksi lannoitusmäärien säätelyn, jolloin vähennyspolitiikka joudutaan suuntamaan toimenpiteisiin, joita on helpompi valvoa. Kustannustehokkuusmallin avulla tutkimusalueella arvioitiin kolmen eri typpikuormituksen vähentämiseen tähtäävien politiikkaskenaarioiden kustannuksia:

- i) Spatiaalinen optimi
- ii) Ei kohdennusta
- iii) Optimilannoitus

Kaikissa skenaarioissa typpikuormituksen vuotuista vähentämistavoitetta kasvatettiin 10 tonnin välein 310 tonniin saakka. Kaikissa skenaarioissa jätevedenpuhdistamoiden puhdistustehon sekä haja-asutuksen jätevedenpuhdistuksen oletettiin kasvavan optimaalisella tavalla.

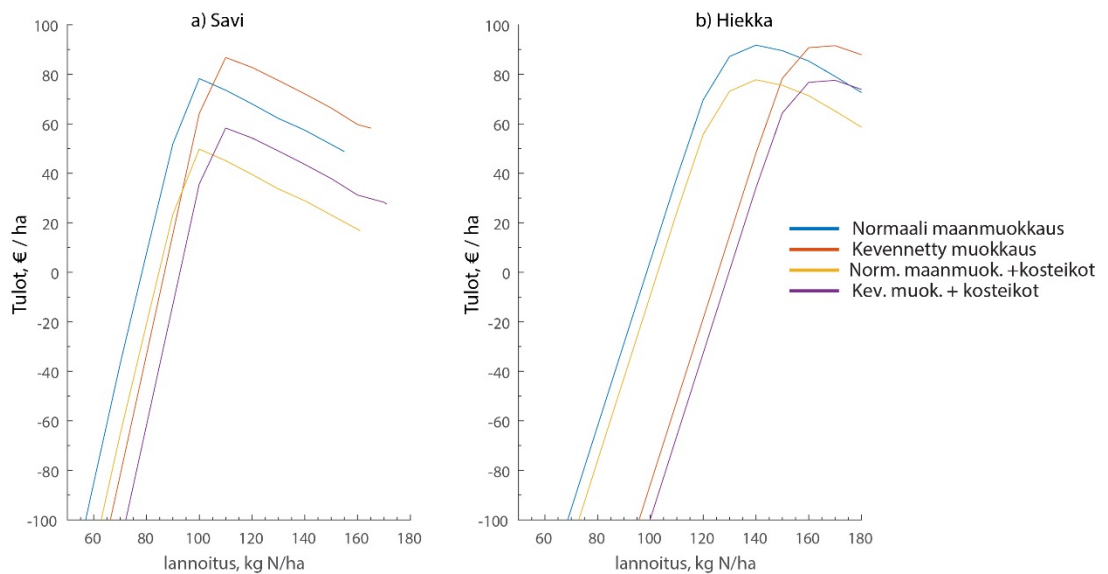
Spatiaalisen optimin tapauksessa toimenpiteiden käytössä ei ole rajoituksia. Skenaariossa yhteiskunnan suunnittelija pystyy optimoimaan jätevedenpuhdistamoiden tehostamisen lisäksi maatalouden osalta sekä lannoitusmääriä että tehtäviä toimenpiteitä. Tällöin vähennystavoitteen saavuttamisesta aiheutuvat kustannukset minimoituvat.

Vaihtoehtoisissa skenaarioissa suunnittelijan käyttämälle vähennyspolitiikalle asetettiin rajoitteita. Skenaariossa *ii* mallinnettiin tilannetta, jossa suunnittelijan vähennyspolitiikkana on asettaa samat toimenpiteet jokaiselle alueelle. Skenaariossa oletettiin, että suunnittelija pystyy säätämään lannoitusmäärät kullakin valuma-alueella kustannuksia minimoivalle tasolle. Skenaariossa *iii* oletettiin, ettei suunnittelija pysty valvomaan toteutuneita lannoitustasoja, vaan jokaisella valuma-alueella käytettiin ainoastaan suurimman voiton tuottavaa optimilannoitusta. Suunnittelijan oletettiin pystyvän kuitenkin asettamaan maanmuokkauksen sekä kosteikkojen rakentamisen kullakin valuma-alueella optimaalisella tavalla.

## 5 Tulokset

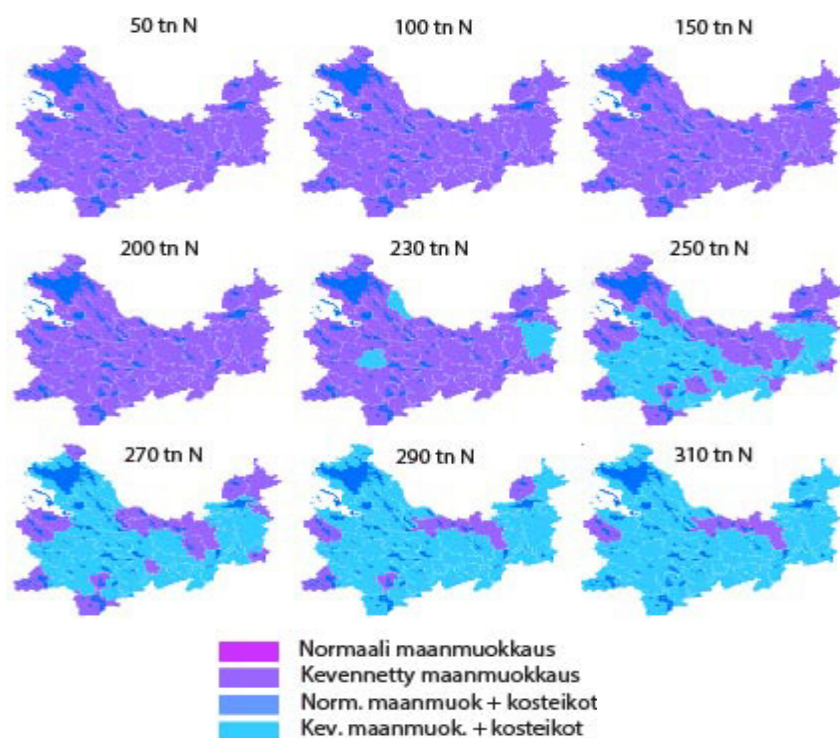
### 5.1 Spatiaalinen optimiratkaisu

Tutkimusalueella privaattioptimin lannoitustasot sekä maanmuokkausmenetelmä vaihtelivat maalajin mukaan (kuva 19). Savimailla tuottavin maanmuokkausmenetelmä oli kevennetty maanmuokkaus 110 kg N/ha lannoituksella. Hiekkamailla vastaavasti parhaan tuoton sai normaalilla maanmuokkauksella ja 140 kg N/ha lannoituksella. Hiekkamailla maanmuokkausmenetelmien ero maksimituloissa oli varsin pieni, vain noin 0,2 €/ha, kun taas savimailla vastaava ero oli 8,5 €/ha.



**Kuva 19. Viljelijän tulot lannoituksen funktiona savi- (kuva a) ja hiekkamailla (kuva b).**

Maanmuokkausmenetelmänä kaikilla vähennystavoitteilla, paitsi nollatavoitteella, koko tutkimusalueella oli kevennetty maanmuokkaus (kuva 20). Nollatavoitteella eli ilman vähennystavoitetta hiekkamailla käytettiin normaalia maanmuokkausta. Normaalista maanmuokkauksesta saatu sadonlisäys oli kiinteisiin kustannuksiin verrattuna melko pieni ja runsaamman huuhtouman takia sakkomaksu (ks. luku 4.1) muodostui merkittävästi suuremmaksi normaalilla maanmuokkauksella kevennettyyn muokkaukseen verrattuna. Kosteikkojen rakentaminen otettiin käyttöön melko suurilla tavoitteilla; vasta 230 tonnin tavoitteella ensimmäiset alueet siirtyivät kosteikkojen rakentamiseen ja 250 tonnin tavoitteella noin puolet valuma-alueista oli siirtynyt kosteikkojen rakentamiseen.



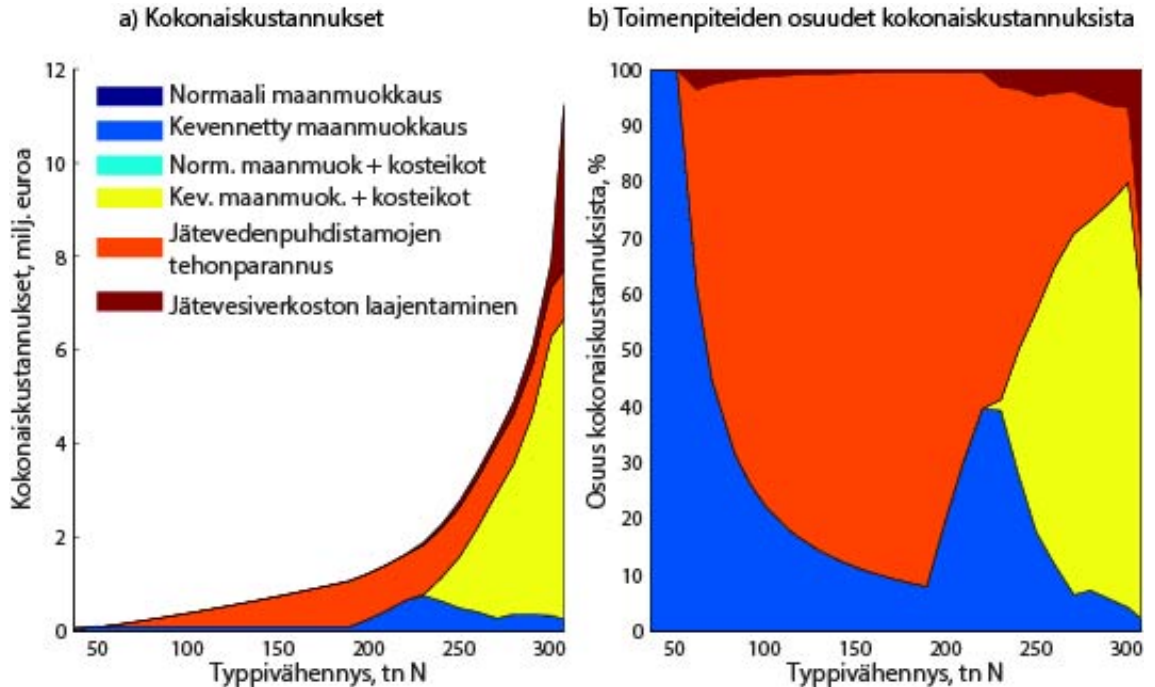
**Kuva 20. Toimenpiteiden kohdentuminen valuma-alueille vuotuisen vähennystavoitteen kasvaessa**

Kosteikkojen vuotuinen kokonaiskustannus 3,5 % korolla ja 50 vuoden kuoletusajalla vaihteli valuma-alueilla 509 eurosta 796 euroon kosteikkohehtaaria kohden. Kustannusten keskiarvo oli 650 €/ha. Byströmin (1998) esittämään lineaariseen malliin sekä Söderqvistin (2002) käyttämän aineiston keskiarvoon verrattuna arvioidut kosteikkokustannukset olivat selvästi pienempiä. Kosteikkoinvestoinnin kuoletusajan pudottaminen 30 vuoteen nosti keskiarvohintaa lähes kolmanneksella. Kosteikkokustannukset olivat kuitenkin Söderqvistin (2002) esittämän aineiston vaihteluvälin sisällä.

Kuvassa 21 on esitetty vuotuisten kokonaiskustannusten kehitys typpikuormituksen vähennyksen suhteen ja kunkin toimenpiteen osuus kustannuksista. Kustannustehokkaassa optimitalouksessa halvimmat toimenpiteet eli toimenpiteet joiden rajakustannus on pienin, suoritetaan ensimmäisenä, jonka jälkeen siirrytään kalliimpiin toimenpiteisiin. Tästä syystä muodostuva kustannusfunktio on kasvava ja konveksi. Kustannukset kasvoivat varsin maltillisesti noin 200 tn N typpivähennykseen asti minkä jälkeen kasvu kiihtyi merkittävästi. Vähennystavoitteen suurentaminen 50 tonnista 100 tonniin kasvattivat kustannuksia noin 76 000 eurosta 376 000 euroon. Tavoitteen kaksinkertaistaminen 200 tonniin yli kolminkertaisti kustannuksen noin 1,2 miljoonaan euroon. Maksimaalinen typpivähennys oli 308 tn N, joka vastaa noin 15 % kokonaiskuormituksesta. Tätä vähennystä vastaava vuotuinen kustannus oli hieman yli 11 miljoonaa euroa.

Pienillä vähennystavoitteilla (tavoite alle 200 tn N vuodessa) jätevedenpuhdistamoiden tehonparannus muodostaa suurimman kustannuksen kevennetyn muokkauksen aiheuttaessa loput vuotuisista kustannuksista. Typen vähennyksen kasvaessa yli 200 tn N kosteikkojen rakentaminen tuo merkittävät lisäkustannukset. Suurilla

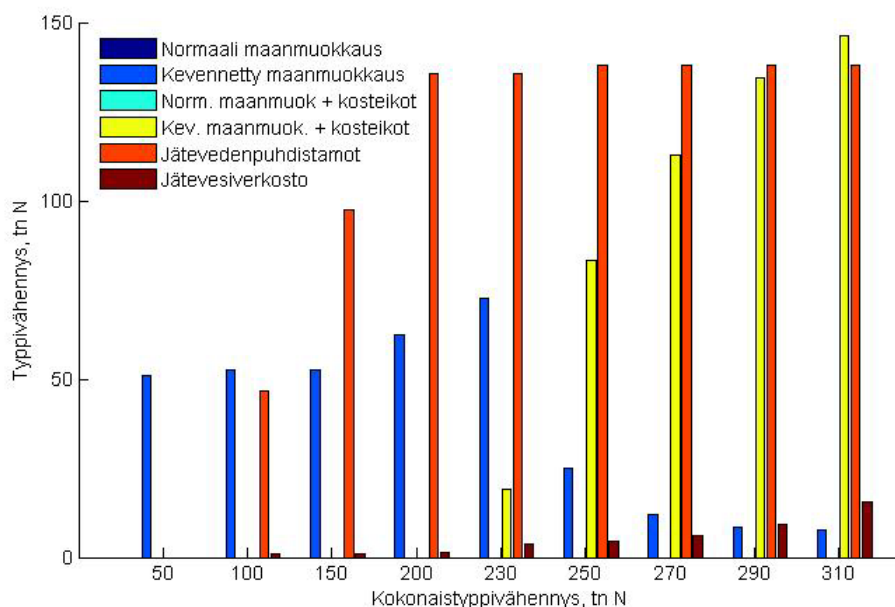
tavoitteilla maanviljelystä ja kosteikkojen rakentamisesta aiheutuvat kustannukset kattavat enemmillään yli 70 % kokonaiskustannuksista (kuva 21b). Suurimmilla tavoitteilla (300 – 310 tn N) jätevesiverkon laajentumisesta aiheutuvat kustannusten osuus kasvoi kymmenestä prosentista 30 %:iin.



**Kuva 21. Typpikuormituksen vähentämisen kokonaiskustannukset vuodessa (a) sekä toimenpiteiden prosentiosuudet kokonaiskustannuksista (b) typpivähennyksen kasvaessa.**

Suurimmat vähennykset typpipäästöissä kohdistuvat pääsääntöisesti jätevedenpuhdistamoihin (kuva 22). Jätevedenpuhdistamot vastasivat enimmillään noin 140 tn N vuotuisista vähennyksistä. Suurimmilla tavoitteilla kosteikkojen ja kevennetyn muokkauksen yhdistelmä tuotti yhtä suuria typpivähennyksiä kuin jätevedenpuhdistamot. Alle 50 tonnin vähennyksellä kevennetty maanmuokkaus muodosti merkittävän osan kustannuksista. Tavoitteen kasvaessa kevennetyn muokkauksen osuus putosi 100 %:sta noin 40 prosenttiin. Jätevesiverkoston laajentamisen vaikutus typpipäästöihin oli varsin vähäpätöinen. Toimenpiteen maksimivähennys oli ainoastaan 16 tn N eli noin 5 % kokonaisvähennyksestä maksimitavoitteella.

Kustannuksiltaan kosteikkojen rakentaminen oli erittäin kallista siitä saatavaan lisähyötyyn verrattuna. Kosteikkojen rakentaminen lisäsi maksimitavoitteella kustannuksia kevennetyllä maanmuokkauksella yli kaksinkertaisiksi ja normaalillakin maanmuokkauksella lähes kaksinkertaiseksi. Kosteikoista saatava lisähyöty jäi maksimitavoitteella normaalilla maanmuokkauksella noin 23 tn N ja kevennetyllä muokkauksella noin 19 tn N.



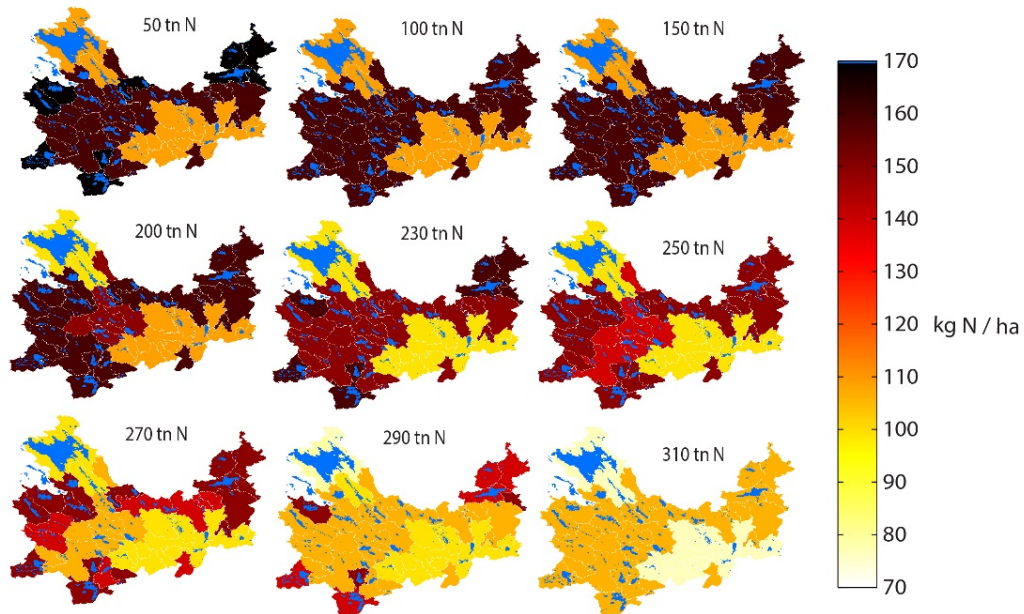
**Kuva 22. Typpivähennykset toimenpiteittäin eriteltynä vuotuisen kokonaisvähennyksen kasvaessa.**

Kevennetylle maanmuokkaukselle keskimääräiset puhdistuskustannukset vaihtelivat 1,6 €/kg:sta 32,4 euroon typpikiloa kohden. Kosteikkojen ja kevennetyn muokkauksen yhdistelmälle kustannukset vaihtelivat vastaavasti 14,6–42,0 €/kg välillä. Keskimääräiset kustannukset kasvavat tavoitteen noustessa, kun yhä kalliimpia toimenpiteitä joudutaan käyttämään tavoitteen saavuttamiseksi. Jätevedenpuhdistamoille typpikuormituksen vähentämisen kustannukset vaihtelivat huomattavasti vähemmän, minimi- ja maksimikustannuksen ero oli vain 1,4 €/kg N (6,2–7,6 kg N). Jätevesiverkon laajentamisen keskimääräiset kustannukset kasvoivat huomattavasti vähennystavoitteen kohotessa. Alle 200 tonnin tavoitteilla kustannus oli maksimissaan noin 6,2 euroa typpikiloa kohden, mutta tavoitteen kohotessa yli 250 tonnin kustannus oli lähes 19 €/kg N ja 310 tonnin tavoitteella jo 226 €/kg N. Typpikuormituksen vähentämisen keskimääräiset kokonaiskustannukset typpikiloa kohden vaihtelivat 1,1 eurosta 35,7 euroon.

Valuma-alueiden lannoitustasoissa on selvästi nähtävissä maalajin vaikutus lannoitusmääriin. Hiekkamailla lannoitetaan selvästi savimaita enemmän, mutta myös retentoiden vaikutus on huomattavasti selvemmin nähtävissä erityisesti suurilla vähennystavoitteilla. Maksimiero hiekkamaiden lannoitustasoissa oli 33 kg N/ha. Savimailla pienten ja suurten retentoiden omaavien valuma-alueiden ero lannoitustasoissa on hyvin pieni, suurimmillaankin vain 10 kg N hehtaaria kohden. Minimilannoitus hiekkamailla oli 106 kg N/ha ja savimailla 99 kg N /ha.

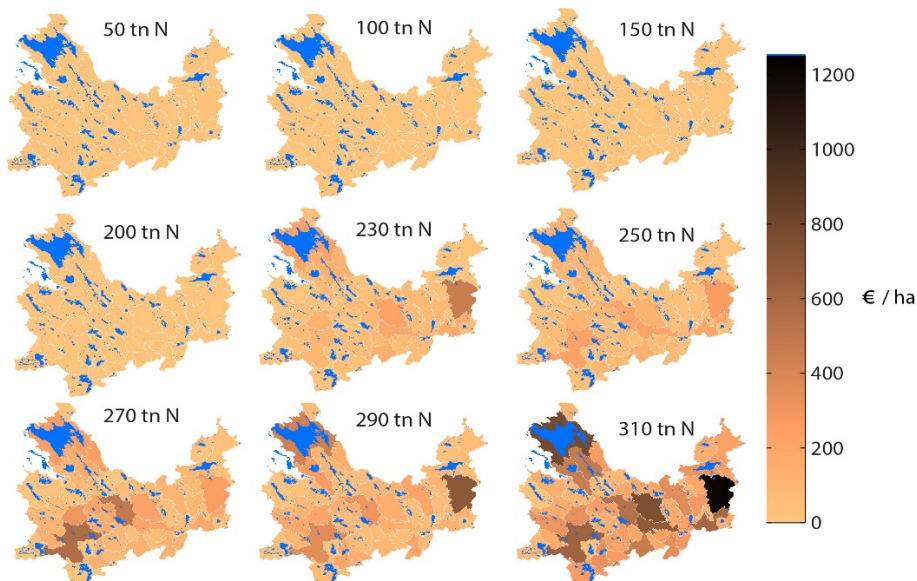
Maatalouden toimenpiteiden osalta suurimmat typpivähennykset kohdistuivat luonnollisesti valuma-alueille, joissa peltopinta-ala on suurimmillaan (kuva 23). Erityisesti Hiidenjoen suualueella, tutkimusalueen eteläpuolella sijaitsevalla Kaartjoen alaosan alueella sekä tutkimusalueen itäpuolella sijaitsevalla Teuronjoen keskiosan alueella kilometrimääräiset vähennykset olivat merkittävästi suurempia kuin muualla. Valuma-alueiden vähennysten keskiarvo oli 100 tonnin tavoitteella noin yksi tonni vuodessa valuma-aluetta kohden. Tavoitteen kaksinkertaistaminen 200 tonniin nosti keskiarvoa noin 1,2 tonniin. Tavoitteen nostaminen 300 tonniin aiheutti merkittävän kasvun

keskiarvossa, joka kohosi lähes kolmeen tonniin valuma-alueita kohden. Suurimmat vähennykset vaihtelivat vastaavilla tavoitteilla 6,4 tonnista 15 tonniin typpeä valuma-alueita kohden. Maksimivähennykset lannoitustasoissa privaattioptimiin olivat savimaalle 30 % ja hiekkamaille hieman vähemmän, noin 24 %.



Kuva 23. Lannoitustasot valuma-alueittain vuotuisen vähennystavoitteen kasvaessa.

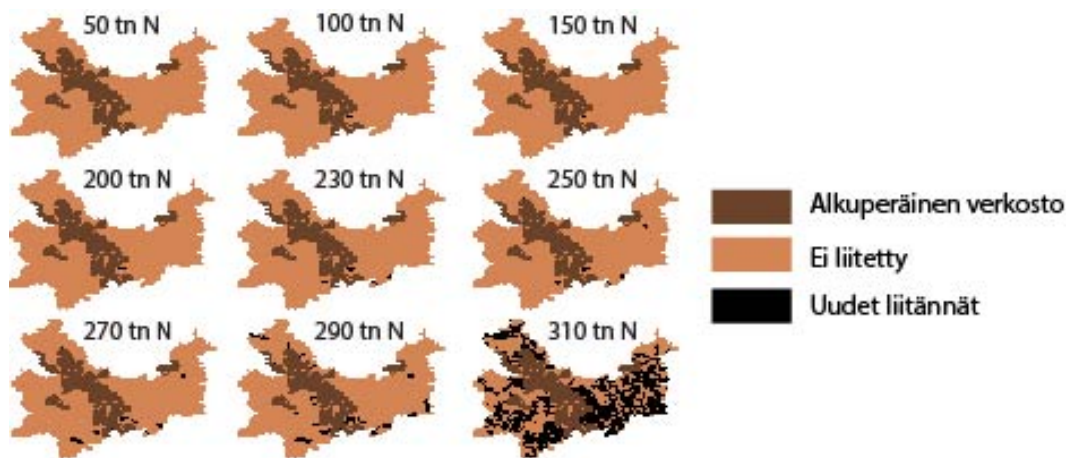
Lannoittamisen vähentämisestä ja kosteikkojen rakentamisesta aiheutuvat kustannukset kohdistuvat samoille valuma-alueille kuin typpivähennykset. Suurimmat kustannukset syntyvät tutkimusalueen itäosan Teuronjoen keskiosan alueella, 310 tonnin tavoitteella kustannus oli lähes 1200 € kevätiljahehtaaria kohden (kuva 24). Keskimääräiset kustannukset kevätilja-hehtaaria kohden olivat 50 tonnin tavoitteella 3 €/ha, 200 tonnin tavoitteella 9,6 €/ha ja 310 tonnin tavoitteella yli 250 €/ha. Valuma-alueiden viljelypinta-alat huomioiden keskimääräiset vuotuiset kokonaiskustannukset vaihtelivat 50 tonnin tavoitteen noin 1560 € ja 310 tonnin tavoitteen 130 000 € kustannuksen välillä valuma-alueita kohden.



Kuva 24. Kustannukset peltohehtaaria kohden valuma-alueittain vuotuisen vähennystavoitteen kasvaessa.

Jätevedenpuhdistamoiden tehonparannus keskittyi lähinnä Paroisten puhdistamoon. Janakkalan puhdistamon tehonparannuspotentiaali oli vain neljä prosenttia eli 2400 kilogrammaa typpeä. Paroisten puhdistamolla taas tehonparannus nousi jo 200 tonnin tavoitteella maksimiarvoonsa 32 prosenttia, joka vastasi 136 tn vähennystä.

Jätevesiverkon laajentaminen osoittautui verrattain kalliiksi toimenpiteeksi pienen vähennyspotentiaalinsa takia. Kuvassa 25 on esitetty jätevesiverkon laajentumista kullakin vähennystavoitteella. Alle 200 tonnin tavoitteilla verkosto laajenee ainoastaan kolmen neliökilometrin alueelle. Tavoitteen kasvaessa 240 tonnista, lisääntyy myös jätevesiverkostoon liittyvien 1 km x 1km -ruutujen määrä tasaisesti 12 ruudusta 65 ruutuun 280 tonnin tavoitteella, jonka jälkeen ruutujen määrä kasvaa nopeasti yli 100 ja lopulta maksimiarvoonsa 1043.

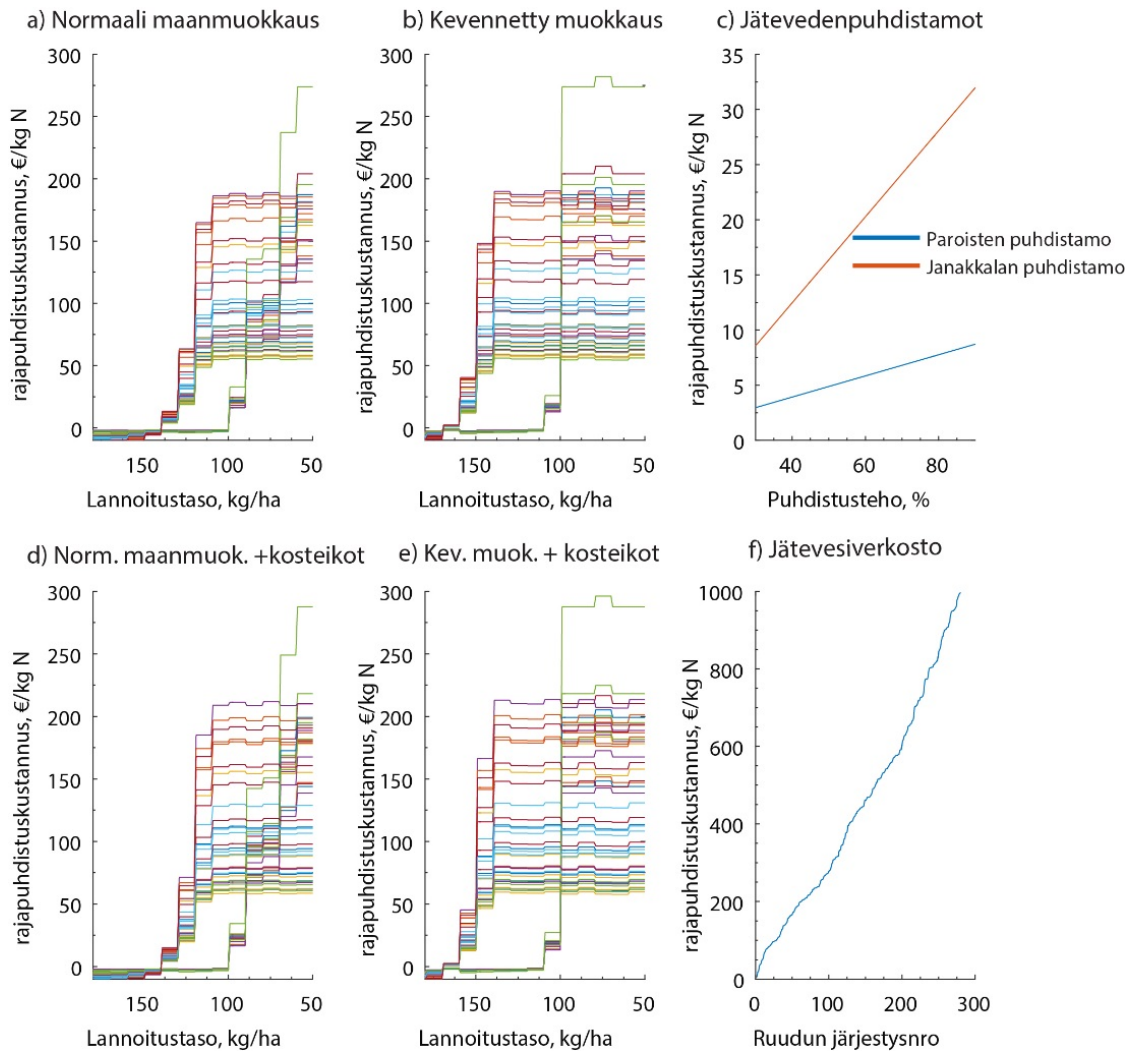


**Kuva 25. Jätevesiverkon laajentuminen vähennystavoitteen kasvaessa.**

Kuvassa 26 on esitetty toimenpiteiden rajakustannuksia vähennettyä typpikiloa kohden. Lannoituksen rajakustannukset nousivat portaittain lannoitustason pienentyessä (kuvat 26 a, b, d, e). Valuma-alueilla oli merkittäviä eroja etenkin maksimirajakustannusten osalta. Ilman kosteikkoja maanviljelyn rajakustannukset vaihtelivat 0 €/kg ja 282 €/kg välillä. Kosteikkojen rakentamisen myötä rajakustannusten maksimiarvo nousi noin 13 €/kg. Keskimääräiset maksimirajakustannukset olivat normaalille muokkaukselle ilman kosteikkoja 127 €/kg ja kosteikoilla 135 €/kg ja kevennetylle maanmuokkaukselle vastaavasti 129 €/kg ja 138 €/kg. Varsinkin kevennetyn maanmuokkauksen osalta muutokset rajakustannuksissa olivat varsin jyrkkiä.

Jätevedenpuhdistamoiden tehonparantamisen rajakustannus vaihteli Paroisten puhdistamolle 3,0 €/kg ja 8,7 €/kg välillä ja Janakkalan puhdistamolle vastaavasti 8,5 €/kg ja 32,0 €/kg välillä (kuva 26 c). Jätevesiverkoston laajentamisen rajakustannukset olivat pääsääntöisesti hyvin suuria; ainoastaan 29 ruutua oli rajakustannukseltaan alle 100 €/kg (kuva 26 f). Jätevesiverkon rajakustannuksia laskettaessa täytyy huomioida, että minkä tahansa ruudun liittäminen verkostoon laskee ympäröivien ruutujen rajakustannuksia.



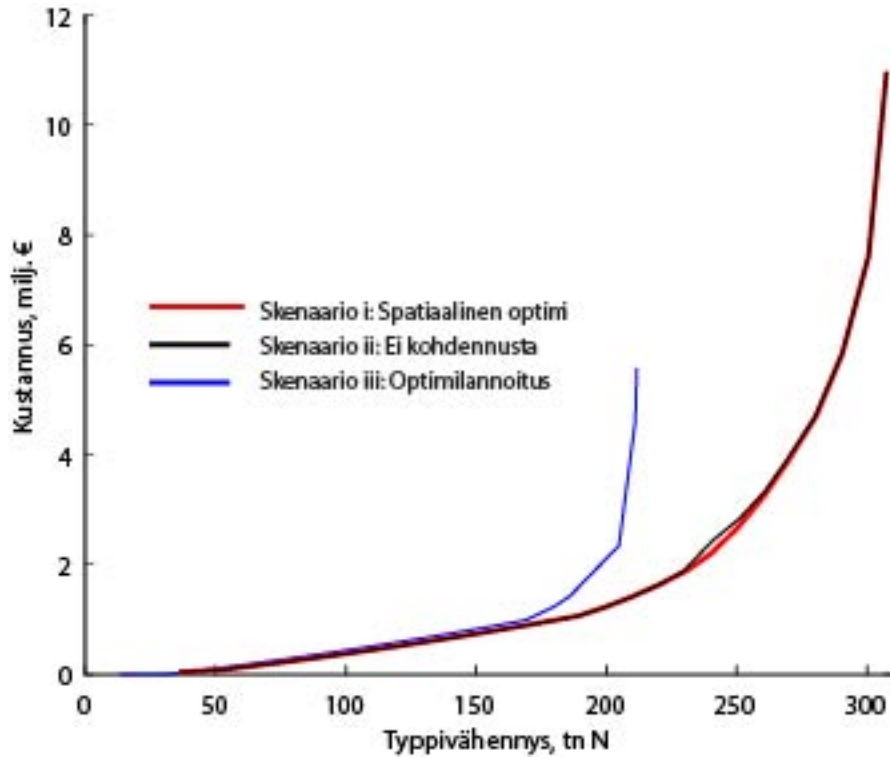


**Kuva 26. Toimenpiteiden rajapuhdistuskustannukset.** Toimenpiteet on jaoteltu seuraavasti: normaali maanmuokkaus (a), kevennetty maanmuokkaus (b), jätevedenpuhdistamot (c), normaali maanmuokkaus ja kosteikot (d), kevennetty muokkaus ja kosteikot (e) sekä jätevesiverkoston laajenemisen rajakustannus (f). Maatalouden toimenpiteet (a,b,d,e) on kuvattu typpilannoitusmäärän funktiona erikseen jokaiselle valuma-alueelle. Jätevedenpuhdistamoiden rajakustannukset (c) on kuvattu puhdistustehon funktiona. Jätevesiverkoston laajenemisessa (f) ruutujen rajakustannukset on laitettu suuruusjärjestykseen pienimmästä suurimpaan. Huom. rajakustannusten skaala vaihtelee kuvittain.

## 5.2 Vaihtoehtoiset politiikkaskenaariot

Spatiaalisen optimin (ks. luku 5.1) lisäksi malli ajettiin kahden eri politiikkaskenaarion oletuksilla (ks. luku 4.3). Kuvassa 27 on esitetty eri politiikkavaihtoehtojen vuosittaisten kokonaiskustannusten kehittyminen. Skenaariossa *ii*, jossa toimenpiteitä ei kohdennettu, ero spatiaaliseen optimiin on melko pieni kaikilla vähennystavoitteilla. Spatiaalisen optimin ja skenaarion *ii* välillä ei havaittu merkittävää eroa. Ero on suurimmillaan noin 250 tonnin tavoitteella, jolloin kustannusten ero skenaarion ja spatiaalisen optimin välillä on noin 330 000 euroa, mikä vastaa noin 16 % kokonaiskustannuksista. Tämä kustannus johtuu skenaariossa käytetyn toimenpiteen muutoksesta, missä kevennetyn maanmuokkauksen lisäksi kaikille alueille rakennetaan kosteikot.

Skenaariossa *iii* oletettiin viljelyn tapahtuvan aina optimaalisella tasolla ja suunnittelija vaikutti ainoastaan käytettyihin toimenpiteisiin. Skenaarion ja spatiaalisen optimin välinen ero kustannuksissa kasvaa huomattavasti 160 tonnin tavoitteen jälkeen (kuva 27). Kustannusten välinen ero on suurimmillaan 92 % kokonaiskustannuksista. Skenaarion *iii* maksimaalinen typpikuormituksen vähennys oli noin 200 tonnia.



Kuva 27. Vaihtoehtoisten politiikkaskenaarioiden vuosittaisten kustannusten kehittyminen vuosittaisen vähennystavoitteen kasvaessa.

## 6 Herkkyysanalyysi

### 6.1 Herkkyysanalyysin lähtötiedot

Mallin spatiaalisen optimitapauksen herkkyysanalyysi suoritettiin Monte Carlo -simulaatiolla. Simulaatiossa muuttujista valittiin satunnaisia arvoja määritetyn todennäköisyysjakauman perusteella, ja suoritettiin mallin optimointi 10 000 kertaa. Lisäksi suoritettiin kolme osittaista herkkyysanalyysia toimenpidekohtaisesti muuttamalla vuorotellen kosteikkojen ja jätevedenpuhdistamoiden tehonparantamisen parametreja sekä viljelyn osalta lannoitteen ja viljan hintoja. Kussakin osittaisessa herkkyysanalyysissä malli ajettiin 5 000 kertaa läpi. Parametrien muuttuessa malli rakentaa spatiaalisen optimiratkaisun aina uudestaan kyseisillä parametrien arvoilla. Kaikkien simulaatiossa käytettyjen muuttujien oletettiin olevan normaalijakautuneita. Herkkyysanalyysin kohteina olleita parametreja oli 10 kappaletta. Taulukossa 11 on esitetty parametrien odotusarvot ja keskihajonnat.

Ohran viljalle odotusarvona käytettiin vuosien 2010–2015 keskiarvoa 160,0 €/tonni ja keskihajontana vastaavan ajanjakson todellista keskihajontaa 32,8 €/tonni. Typpilannoitteen odotusarvo oli 667,2 €/tonni ja keskihajonnan arvioitiin olevan 20 % odotusarvosta. Diskonttokoron keskihajontana käytettiin 0,75 prosenttiyksikköä, mikä vastaa normaalijakautuneena Mooren ym. (2004) ehdottamaa 2-5 prosenttia 95 % luottamusväkillä. Kosteikkojen puhdistustehon keskihajonta oli 15 prosenttiyksikköä. Tämän arvioitiin kuvaavan kosteikkojen typenpidättämistehon vuotuista vaihtelua. Lisäksi kosteikkojen vuosittaisten kustannusten keskihajontana käytettiin 20 %.

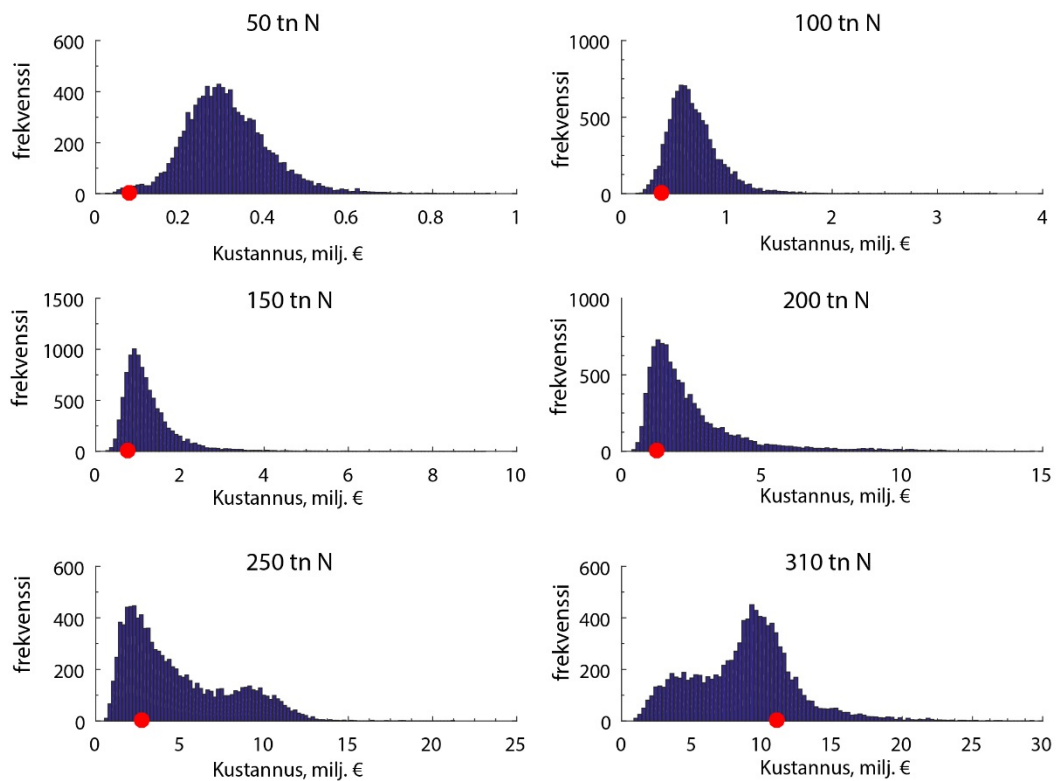
Jätevedenpuhdistamoiden puhdistustehojen sekä puhdistamoille tulevien typpikuormien keskihajonnat saatiin vuosien 2010–2015 kuormitustietojen todellisista keskihajonnoista. Paroisten puhdistamolle puhdistustehon keskihajonta oli noin kahdeksan prosenttiyksikköä ja Janakkalan puhdistamolle kolme prosenttiyksikköä. Puhdistamoille tulevan typpikuormituksen keskihajonta oli vastaavasti 9353 kg N Paroisille ja Janakkalalle 943 kg N. Muille parametreille käytettiin keskihajontana 20 %:ia.

**Taulukko 11. Herkkyysanalyysin parametrit sekä niiden odotusarvot ja keskihajonnat.**

Parametri	Odotusarvo	Keskihajonta
Lannoitteen hinta	667,2 €/tn	20 %
Ohran hinta	160 €/tn	32,8 €/tn
Diskonttokorko	3,5 %	0,75 % -yks.
Kosteikon typenpuhdistusteho	21 %	15 % -yks.
Kosteikon kustannukset	4700 - 29 000 €	20 %
Viljelyn kiinteät kustannukset, norm. maanmuokkaus	521 €	20 %
Viljelyn kiinteät kustannukset, kev. maanmuokkaus	505 €	20 %
Puhdistamoiden puhdistusteho alussa, Paroinen	57,6 %	8 % -yks.
Puhdistamoiden puhdistusteho alussa, Janakkala	85,5 %	3 % -yks.
Puhdistamolle tuleva vuotuinen typpikuormitus, Paroinen	423769 kg N	9353 kg N
Puhdistamolle tuleva vuotuinen typpikuormitus, Janakkala	64020 kg N	943 kg N
Jätevesiverkon liittämiskustannus	58 €/m	20 %
Jätevesiverkkoon liittymisen tehonparannus	21 %	20 %

## 6.2 Herkkyysanalyysin tulokset

Monte Carlo -analyysissä kustannusten luottamusväli kasvoi merkittävästi vähennystavoitteen kasvaessa (kuva 28). Deterministinen optimitapaus eli parametrien odotusarvoilla simuloitujen kustannuksien esitys on esitetty kuvassa punaisella ympyrällä. Tavoitteen kasvattaminen 50 tonnista 100 tonniin kaksinkertaisti 95 % luottamusvälin koon noin miljoonaan euroon. 250 ja 300 tonnin tavoitteilla kustannusten hajonta oli merkittävää; 250 tonnin tavoitteella keskimääräinen kustannus oli 4,8 (95 % luottamusväli 1,2–11,4) miljoonaa euroa ja 310 tonnin tavoitteella 8,8 (95 % luottamusväli 2,3–16,7) miljoonaa euroa.

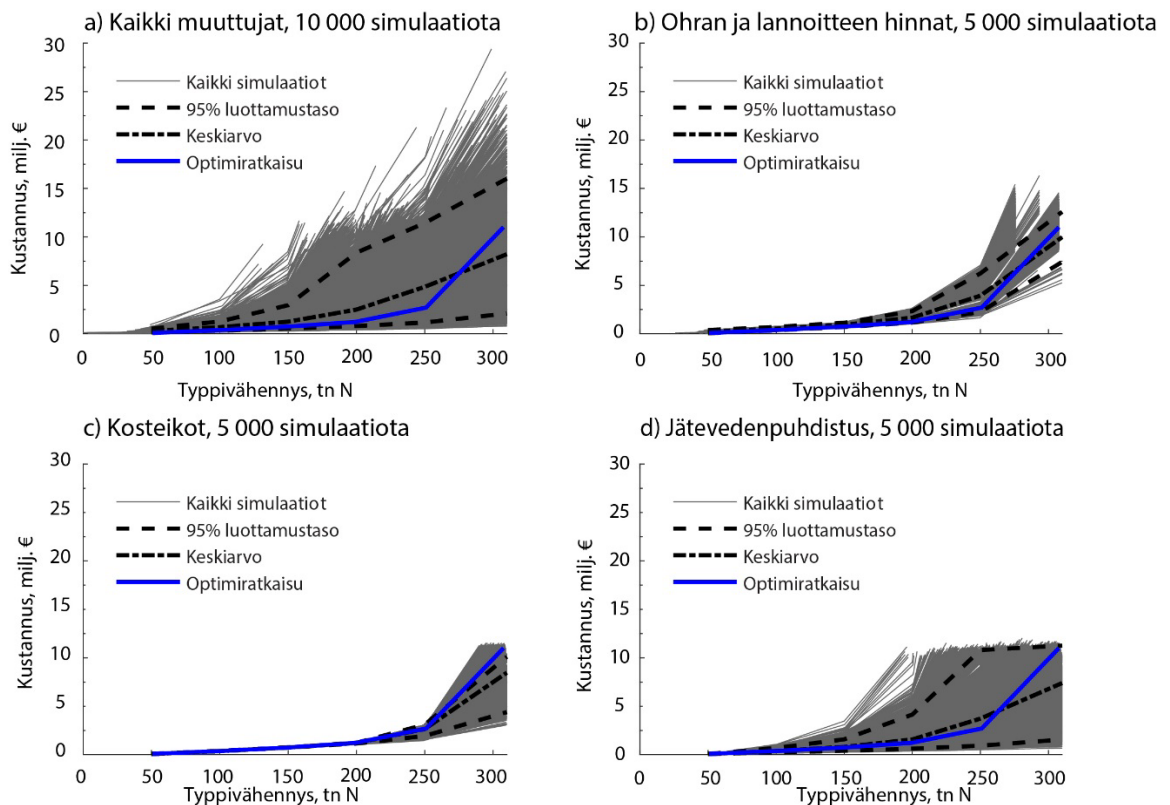


**Kuva 28.** Herkkyysanalyysin vuotuisten kustannusten jakaumat, kun typpekuormituksen vähennystavoite kasvaa 50 tonnin välein. Deterministinen optimitapaus on merkitty punaisella ympyrällä. Huom. kuvien kustannusten ja frekvenssien skaalat ovat erilaisia.

Alle 150 tonnin tavoitteilla kustannukset jakautuvat melko tasaisesti normaalijakauman mukaisesti. Tätä suuremmilla tavoitteilla jakaumiin syntyi pidempiä ns. häntiä sekä satulakohtia. Tavoitteen ollessa alle 250 tonnia simulaatioiden tulokset keskittyivät huomattavasti tiiviimmin. Kustannusten frekvenssit jakautuvat huomattavasti tasaisemmin 250 ja 310 tonnin tavoitteilla.

Kuvassa 29 on esitetty Monte Carlo -simulaatiot kokonaiskustannusten kehittymisestä kaikkien toimenpiteiden parametrien vaihdellessa (kuva 29a) sekä kolmen toimenpiteen parametrien vaihdellessa erikseen. Ohran ja lannoituksen epävarmuuden vaikutus kustannuksiin on esitetty kuvassa 29b, kosteikkojen rakentamisen epävarmuus simulaatiossa kuvassa 29c ja jätevedentehostamisen epävarmuus kuvassa 29d. Epävarmuuksien aiheuttamat vaikutukset kustannuksiin näkyivät simulaatiossa *a* tavoitteen ylittäessä 150 tonnia. Kuvissa 29b, 29c ja 29d kustannusten luottamusvälien

kasvu näkyi selvästi tavoitteen ylittäessä 200 tonnia. 200 tonnin tavoitteella 95 % luottamusväli ohran ja lannoitteen hinnalle oli 1,1–2,3 miljoonaa euroa ja jätevedenpuhdistukselle vastaavasti 0,6–4,1 miljoonaa euroa. Kosteikkojen suhteen ero oli varsin mitätön 200 tonnin tavoitteella, vain noin 70 000 euroa. Maksimitavoitteella suurin luottamusväli oli jätevedenpuhdistuksella, 1,7–11,3 miljoonaa euroa. Vastaavasti ohran ja lannoitteen hinnan sekä kosteikkojen luottamusvälit olivat kooltaan pienempiä, 5,3 miljoonaa ja 6,5 miljoonaa. Jätevedenpuhdistuksella oli suurin luottamusväli kaikilla muilla paitsi 50 tonnin tavoitteella. Kosteikkojen epävarmuus ei vaikuttanut kustannuksiin alle 200 tonnin tavoitteilla.



**Kuva 29.** Herkkyysanalyysien vuotuisten kokonaiskustannusten kehitys vähennystavoitteen kasvaessa. Kaikkien muuttujien herkkyysanalyysi (a), ohran ja lannoitteen hinnan herkkyysanalyysi (b), kosteikkoparametrien herkkyysanalyysi (c) ja jätevedenpuhdistuksen parametrien herkkyysanalyysi (d).

Tavoitteiden välillä oli suuret erot, kun verrataan determinististä optimia herkkyysanalyysien keskiarvoon (kuva 29). Kaikkia parametreja muutettaessa herkkyysanalyysin keskiarvokustannukset suurimmalla vähennystavoitteella olivat noin 8,8 miljoonaa, mikä oli noin 20 % pienempi optimiin verrattuna. Vastaavasti 250 tonnin tavoitteella keskiarvo oli noin 78 % suurempi optimiin verrattuna.

Kaikissa muissa herkkyysanalyysissä paitsi kosteikkojen osalta optimiratkaisun kustannukset olivat alle 250 tonnin tavoitteilla herkkyysanalyysien keskiarvojen alapuolella (kuva 29). Suurimmalla 310 tonnin tavoitteella deterministinen optimiratkaisu oli lähellä kunkin simulaation 95 % luottamustason ylärajaa ohran ja lannoitteen hinnan, kosteikkojen ja jätevedenpuhdistuksen herkkyysanalyysissä. 200

tonnin tavoitteella kustannusten keskiarvot vaihtelivat 1,2–1,7 miljoonan euron välillä ja 310 tonnin tavoitteella kahdeksan ja 11 miljoonan euron välillä.

Osassa herkkyysanalyyseistä toteutunut typpikuormituksen vähennys erosi merkittävästi vähennystavoitteesta. Kaikkien parametrien Monte Carlo -analyysissä toteutunut kuormituksen vähennys jäi tavoitteesta enimmillään lähes 60 %. Myös pelkästään jätevedenpuhdistuksen tehostamista tarkasteltaessa vähennyksen ero tavoitteesta oli suurimmillaan 38 %. Ohran ja lannoitteen hinnan sekä kosteikkojen osalta toteutuneen vähennyksen ero maksimitavoitteesta oli huomattavasti pienempi, vain 21 % ja 7 %.

## 7 Tulosten tarkastelu

### 7.1 Spatiaalinen optimi

Jätevedenpuhdistamoiden tehon parantaminen osoittautui erityisen tehokkaaksi sekä muihin toimenpiteisiin verrattuna edulliseksi tavaksi vähentää typpikuormitusta. Jätevedenpuhdistamoiden kustannustehokkuus on nähtävissä jo aiemmista tutkimuksista (mm. Gren ym. 2008, Turner ym. 1999 ja Ahlvik ym. 2012). Toisaalta Hasler ym. (2012) esittävät puhdistamoiden kustannusten olevan moninkertaisia esimerkiksi kosteikkojen puhdistustehoon ja typpilannoituksen vähentämiseen verrattuna. Pienillä tavoitteilla myös lannoituksen vähentäminen oli edullista, kuten on havaittu aikaisemmissa tutkimuksissa (mm. Hasler ym. 2012, Gren ym. 2008, Hyytiäinen ym. 2012).

Jätevedenpuhdistuksen rajakustannuksissa Turner ym. sekä Gren ym. (2008) eroavat merkittävästi. Vanajavedelle mallinnetut rajakustannukset olivat melko lähellä Turnerin ym. rajakustannuksia Paroisten puhdistamon rajakustannusten osalta. Janakkalan puhdistamon korkeammat rajakustannukset osuivat Turnerin ym. ja Gren ym. esittämien rajakustannusten väliin. Jätevedenpuhdistamon kokoluokalla oli huomattava vaikutus rajapuhdistuskustannusten suuruuteen. Janakkalalle lasketut kokonaiskustannukset olivat lähes kolminkertaiset verrattuna AVL-kokoluokkaa suurempaan Paroisten puhdistamoon.

Kokonaiskustannusten kehittämisessä spatiaalisessa optimitapauksessa on selvästi nähtävissä kosteikkojen rakentamisen merkitys. Kosteikkojen rakentaminen kasvaa merkittävästi vähennystavoitteen ylittäessä 250 tonnia, jolloin kustannusten kasvu kiihtyy merkittävästi. Kosteikot on arvioitu monessa tutkimuksessa erityisen kustannustehokkaaksi tavaksi pienentää typpikuormitusta (mm. Gren ym. 2008, Hyytiäinen ym. 2012, Schou ym. 2006, Hasler ym. 2012, Turner ym. 1999). Vanajavedelle suoritettussa mallinnuksessa kosteikkojen rakentaminen oli kuitenkin verrattain kallista niistä saatavaan hyötyyn nähden, ja toimenpide tulikin pääsääntöisesti käyttöön vain suurilla vähennystavoitteilla. Kosteikkojen mallinnettu vaikutus on tässä työssä mahdollisesti aliarvioitu, sillä kosteikkojen vaikutusta taustakuormitukseen ei otettu huomioon. Kosteikkojen yläpuoliset valuma-alueet kattavat yli viidenneksen koko tutkimusalueesta, joten taustakuormituksen vaikutus voi olla hyvinkin merkittävä. Myös kosteikkojen kustannuksiin liittyy epävarmuutta, vaikka kustannukset ovatkin samaa kokoluokkaa Söderqvistin (2002) havaintojen kanssa.

Kevennetty maanmuokkaus oli normaaliin maanmuokkaukseen verrattuna hallitseva toimenpide kaikkialla. Ero selittyy pitkälti kevennetyn muokkauksen pienemmillä kiinteillä kustannuksilla, sillä erot satotasoissa ovat melko pienet varsinkin savimailla. Mallinnetut lannoituksen taloudelliset optimipisteet normaalille ja kevennetylle muokkaukselle ilman kosteikkoja vastasivat melko hyvin Juntin (2003) sekä Valkaman ym. (2013) esittämiä arvioita. Molempiin tutkimuksiin verrattuna mallinnetut taloudelliset optimipisteet olivat tutkimusten luottamusvälien yläpäässä. Lannoittamisen vähentämisen rajakustannusten osalta Vanajavedelle mallinnetut tulokset olivat luottamusväliltään jonkin verran suurempia Turnerin ym. (1999) ja Gren ym. (2008) esittämiin rajakustannuksiin verrattuna. Suurin havaittu rajakustannus Vanajaveden alueella oli yli kaksi kertaa suurempi Gren ym. arvoihin verrattuna, mutta keskimääräiseen maksimirajakustannukseen verrattuna ero oli vain 50 %.

Jätevesiverkoston laajentaminen oli kuormituksen vähennystoimenpiteenä heikko, sillä suuret investointikustannukset toivat vain pienen vähennyksen typpikuormitukseen. Tämä on linjassa aikaisempien tutkimusten, esimerkiksi Cools ym. (2011) esittämien tulosten kanssa. Jätevesiverkoston laajentaminen laajoille alueille on suhteessa erittäin kallista, mikäli alue on harvaanasuttua ja tämä onkin harvoin kuntien strategiana. Mallissa ei huomioitu yhdyskuntarakenteen muutoksia, mikä vaikuttaa erityisesti jätevesiverkoston laajentumisen kannattavuuteen. Esimerkiksi uusien, tiheään rakennettujen asuinalueiden muodostuminen voisi tukea verkoston laajenemista huomattavasti paremmin kuin nykyinen yhdyskuntarakenne. Jätevesiverkoston laajentamisen mallinnuksen epävarmuutta aiheuttavia tekijöitä on käsitelty tarkemmin luvussa 7.4.

## **7.2 Vaihtoehtoiset politiikkaskenaariot**

Vaihtoehtoisten politiikkaskenaarioiden mallinnustulosten perusteella kosteikkojen rakentamisen kohdentamisella ei ollut kovinkaan merkittävää vaikutusta kokonaiskustannuksiin. Lannoitustasojen vähentämisen kohdistamisella oli kuitenkin merkittävä vaikutus niin kokonaiskustannuksiin kuin vähennyspotentiaaliinkin. Skenaariossa *ii* ainoa merkittävä ero spatiaaliseen optimiin nähdessä syntyi noin 250 tonnin tavoitteella, kun skenaariossa siirryttiin kokonaan kosteikkojen rakentamiseen kun taas toimenpiteiden kohdentamisen sallivassa spatiaalisessa optimissa kosteikot pystyttiin rakentamaan ensiksi pelkästään sinne, missä niistä saatava hyöty on suurimmillaan.

Skenaarion *iii* tulosten perusteella lannoitustasoihin liittyvällä epävarmuudella on erittäin suuri merkitys kustannusten muodostumisessa sekä vähennyspotentiaalissa suurilla vähennystavoitteilla. Mikäli oletetaan, ettei viljelijöiden lannoitustasoihin pystytä vaikuttamaan, jää maatalouden toimenpiteiden vaikutus typpikuormituksen vähentämiseen melko pieneksi. Kosteikkojen suhteellisen pieni vaikutus typpikuormiin heikensi fyysisten toimenpiteiden kohdentamisen kannattavuutta. Mikäli kosteikkojen vaikutus olisi suurempi, esimerkiksi taustakuormituksen vähenemisen ansiosta, saataisiin yksittäisille valuma-alueille rakennetuista kosteikoista enemmän hyötyä. Mitsch ja Gosselink (2000) esittävät, että kosteikkojen tuottaman lisäarvon kohde riippuu suuresti kosteikon sijainnista. Uomissa sijainnin tuottama lisäarvo kohdistuu kalastoihin, jokivarsilla muun muassa tulvasuojeluun sekä ravinteiden pidättämiseen ja rannikolla esimerkiksi kosteikkojen tuottamaan puskurikykyyn myrskyjä vastaan.

Ympäristön tilaan vaikuttavien maataloustukien lannoituksen rajoitteita määrittäessä pitäisi ottaa huomioon sekä retentio että maalaji. Suurimmat rajoitukset lannoitukseen asetetaan hiekka-alueille, joissa suurimmilla tavoitteilla lannoitusta vähennetään jopa 40 % taloudelliseen optimiin nähden. Vähennystavoitteen kasvaessa suurimmat lannoituksen vähentämiset keskittyvät aluksi erityisesti valuma-alueisiin, jotka olivat maalajiltaan pääosin hiekkaa ja joiden valunnasta vain pieni osa pidättyi ennen päätymistä Vanajaveteen. Vanajavettä ympäröivältä alueelta vähennettiin lähes kolmasosa lannoituksesta typpikuormituksen vuosittaisen vähennystavoitteen ollessa 290 tonnia, kun taas muilla savialueilla vähennys oli ainoastaan 10 %.



### **7.3 Herkkyysanalyysien tulokset**

Alle 250 tonnin vähennystavoitteilla deterministinen optimiratkaisu oli pääsääntöisesti simulaatioiden keskiarvojen alapuolella, mikä viittaa vahvasti mahdollisuuteen, että kustannukset olivat näillä tavoitteilla aliarvioitua. Suurinta vähennystavoitetta lähestyttäessä optimiratkaisun kustannukset kasvoivat huomattavasti nopeammin herkkyysanalyysien simulaatioihin verrattuna. Suurin epävarmuus liittyi jätevedenpuhdistukseen, joka oli varsinkin suuremmilla tavoitteilla huomattavasti suurempi verrattuna ohran ja lannoitteen hintojen ja kosteikkojen epävarmuuksien vaikutukseen. 250 tonnin tavoitteella jätevedenpuhdistuksen tehostamisen vaihteluväli oli lähes samankokoinen kuin kaikkia epävarmuuksia käsiteltäessä. Jäteveden epävarmuuden suuruus 310 tonnin tavoitteella oli noin 67 % verrattuna kaikkia epävarmuuksia käsitelleeseen simulaatioon.

Deterministinen optimi oli 50 ja 100 tonnin vähennystavoitteilla huomattavasti pienempi kuin eniten osumia saaneet kustannusvälit. Erityisesti 50 tonnin tavoitteella deterministinen optimi oli varsin pienen todennäköisyyden alueella. Tämä johtui ohran ja lannoitteen hinnan aiheuttamista vaihteluista. Hintojen muutokset aiheuttivat mielenkiintoisen tilanteen, jossa esimerkiksi lannoitteen hinnan laskiessa taloudellisesti optimaalinen lannoitustaso nousee. Suuremmilla lannoitustasoilla saadaan enemmän voittoa ja tällöin lannoituksen vähentämisestä seuraa suurempia yhteiskunnallisia kustannuksia. Kun lannoitteen hinta taas nousee, viljelijän taloudellinen optimilannoitustaso pienenee ja viljelijä vähitellen siirtyy kevennetyistä muokkauksesta normaaliin maanmuokkaukseen, jolla viljelijä saa enemmän satoa pienemmällä lannoitusmäärällä. Kalliilla lannoituksella viljelijä lannoittaa vähemmän ja saa täten vähemmän satoa, mikä puolestaan aiheuttaa determinististä optimia suuremmat yhteiskunnalliset kustannukset.

Osa simulaatioista ei päässyt maksimivähennystavoitteeseensa. Toimenpidekohtaisissa analyyseissa ero muodostui etenkin jätevedenpuhdistuksen tehostamisessa. Jätevedenpuhdistamoiden lisäpuhdistuskapasiteetin pieneneneminen johtui puhdistamoiden alkuperäisten puhdistustehojen kasvusta sekä puhdistamolle tulevan jätevesikuormituksen pienemisestä. Tulos viittaa siihen, että jätevedenpuhdistamoilla on merkittävä vaikutus typpikuormituksen vähennyskapasiteettiin.

### **7.4 Epävarmuustekijät**

Kustannukset minimoivan vähennyspolitiikan toteuttaminen käytännössä sekä kokonaiskustannusten arvioiminen voi olla erittäin haastavaa. Poliitikkojen toteuttamiseen tarvittavien transaktiokustannusten tunnistaminen ja arvioiminen on hankalaa (Gren ym. 1997). Ohjaavia politiikkoja suunniteltaessa ja toimeenpantaessa täytyy huomioida pidemmän aikavälin haluttu kehitys. Ravinteiden vähentämisen suunnittelu lyhyellä aikajänteellä ei ole mielekäästä, mikäli saavutetut hyödyt voivat näkyä vasta monen vuoden jälkeen. Myös poliittisella ilmapiirillä voi olla vaikutusta typpikuormituksen vähennyspolitiikan suunnitteluun sekä toimenpiteiden käytännön toteutuksen onnistumiseen.

Tässä työssä rakennettu kustannustehokkuusmalli antaa yksinkertaistetun kuvan toimenpiteiden vaikutuksista, ja se sisältää useita epävarmuuslähteitä. Mahdollisia epävarmuustekijöitä ovat esimerkiksi ohjelmointivirheet sekä mallinnuksessa käytetyt

oletukset. Esimerkiksi kustannusarviot pohjautuvat vahvasti hyvin karkeille oletuksille. Kustannusarvioihin vaikuttavat niin parametrien luontainen vaihtelu kuin esimerkiksi muutokset toteutuskustannuksissa. Luontainen vaihtelu vaikuttaa merkittävästi esimerkiksi satoihin ja huuhtoumiin, joissa esimerkiksi vuosittaiset säässä ja maankäytössä tapahtuvat muutokset luovat epävarmuutta tuloksiin. Taloudellisella puolella kustannuksiin vaikuttaa muun muassa talouden suhdanteet sekä teknisten ratkaisujen saatavuus.

Kosteikkojen osalta epävarmuudet liittyvät erityisesti puhdistustehoon sekä rakennuskustannuksiin. Erityisesti Suomessa pohjoisen sijainnin aiheuttama lyhyt kasvukausi sekä epätasaiset virtaamat voivat aiheuttaa kosteikkojen puhdistustehossa merkittäviä vaihteluita vuosittain sekä vuodenaikojen välillä. Näiden tekijöiden lisäksi kosteikkoaineistossa ei tarkasteltu kosteikkojen rakennuspaikkojen realistisuutta. Kosteikkojen rakentaminen esimerkiksi asunnoille kaavoitetulle alueelle tai peltoalueiden keskelle on hyvin epätodennäköistä. Potentiaalisten kosteikkojen sijainteja on hyvin työlästä arvioida tarkemmin, sillä täysin varmaa tietoa yksittäisten kosteikkojen rakentamismahdollisuuksista ei saada ilman maastokäyntejä, jotka voivat olla suuria alueita käsiteltäessä kustannuksiltaan erittäin suuria.

Jätevedenpuhdistamoiden tehon parantamiseen liittyy monia merkittäviä epävarmuustekijöitä. Annetun summan investoiminen puhdistamoon ei välttämättä takaa puhdistustehon parantumista tietylle tasolle. Esimerkiksi Janakkalan jätevedenpuhdistamo poisti tyypeä erinomaisesti vuonna 2014, joten puhdistustehon parantaminen lisäinvestoinneilla voi olla hyvin hankalaa. Puhdistamot voivat tarvita hyvin yksilöllisiä teknisiä ratkaisuja lisäkapasiteettia rakennettaessa ja esimerkiksi henkilökunnan ammattitaito vaikuttaa huomattavasti prosessien optimointiin ja tätä kautta puhdistustulokseen (Hautakangas ym. 2014). Myös puhdistamot voivat kärsiä sääoloista, jolloin runsaat sateet ja sulamisvedet voivat aiheuttaa virtaamapiikkejä puhdistamoille ja näin ollen aiheuttaa ohijuoksutuksia. Kylmät vesimassat voivat myös heikentää puhdistamon prosessien toimivuutta.

Jätevesiverkoston osalta epävarmuuslähteitä on useita. Näitä ovat esimerkiksi verkostoon liittymisestä saatava todellinen hyöty, todellinen putkiston määrä alueella, maaston vaikutukset rakennuskustannuksiin ja yhdessä ruudussa tarvittavan putkiston todellinen määrä. Verkostoon liittymisestä saatava lisähyöty riippuu erityisesti kiinteistökohtaisten puhdistamoiden puhdistustehosta sekä siitä, mille kunnalliselle puhdistamolle jätevesi päätyy. Lisäksi jätevesien todellinen vaikutus riippuu hyvin paljon jätevesien poistoputkien sijainneista. Todellisen vesistöön päätyvän kuormituksen arviointi on erittäin hankalaa. Verkoston laajentumisessa täytyy ottaa huomioon myös aineistosta puuttuvat putkistot, kuten alueen vesiosuuskunnat sekä esimerkiksi Kärkölän kunnan alueelta puuttuivat verkostotiedot. Myös muita alueita puuttuu mahdollisesti jätevesiverkostoaineistosta.

## **7.5 Mallin jatkokehitys**

Tässä työssä toteutetussa mallissa käsiteltiin maatalouden osalta vain ohran viljelyä ja sen vaikutuksia tyyppikuormitukseen. Mallin jatkokehityksessä etusijalla on rakentaa kuvaukset myös muista viljelykasveista, jotta saadaan kokonaisvaltaisempi kuva maatalouden vaikutuksista tyyppikuormiin. Parempi ymmärrys kokonaisuudesta auttaa myös politiikkojen suunnittelussa ja toimeenpanossa. Jäteveden osalta on tärkeää

huomioida, että valtaosa Suomen jätevedenpuhdistamoista on hyvin pieniä (AVL < 10 000). Näiden puhdistamoiden tehon parantamisen kokonaiskustannusten sekä rajakustannusten kartoittaminen on tärkeää mallia sovellettaessa muille alueille. Kunnallisen jäteveden lisäksi täytyy huomioida alueella olevat pistekuormittajat, esimerkiksi teollisuuslaitokset, joiden alueellinen vaikutus voi olla hyvinkin merkittävä.

Mallin kehittämistä voidaan jatkaa rakentamalla kuvauksia uusista toimenpiteistä, kuten karjan määrän vähentämisestä, pistekuormittajista sekä kiinteistökohtaisten jätevedenpuhdistamoiden rakentamisesta. Suomen sisävesiä tutkiessa myös fosforin merkitys on tärkeä, sillä se on monella alueella kasvua rajoittavana tekijänä. Fosforipäästöjen mallintaminen edellyttää kuitenkin aikaulottuvuuden huomioimisen, mikä vaatii huomattavasti enemmän työtä (esim. Iho & Laukkanen 2012). Tyypitaseeseen vaikuttavista toimenpiteistä, kuten maanmuokkauksen muutoksista ja kosteikkojen rakentamisesta, on kuitenkin mahdollista saada vähennyksiä myös fosforin osalta ”ilmaiseksi” (Gren ym. 1997).

Yksi mallin tärkeistä kehityskohteista on investointien kustannusten tarkistaminen. Kosteikkojen sekä jätevedenpuhdistamoiden rakentamisen kustannuksista voidaan kerätä erityisesti paikkakohtaista aineistoa, mikä parantaa toimenpiteiden kustannusten kuvauksia. Tarkemmat aineistot kunkin toimenpiteen kustannuksista helpottaisivat myös kustannusten todellisen epävarmuuden arviointia.

Mallia voidaan soveltaa uusille valuma-alueille ja rakentaa typen vähentämisen kustannuksille kuvaus esimerkiksi koko Suomen alueelle. Mallin käyttö uusilla valuma-alueilla antaa mahdollisuuksia kohdentaa toimenpiteitä suurellakin mittakaavalla alueille, joilla toimenpiteistä syntyvä hyöty saadaan mahdollisimman pienin kustannuksin. Tällöin voidaan vertailla myös valuma-alueita, joilla on erilaiset ominaisuudet esimerkiksi järvisyyden ja kuormittavien sektorien osalta. Yksi mahdollinen sovelluskohde olisi vertailla tuloksia järvisen Vanajaveden ja hyvin vähäjärvisen Porvoonjoen valuma-alueilla. Lisääntyneen tiedon avulla voidaan luoda tehokkaampia politiikkoja, joiden avulla voidaan esimerkiksi vaikuttaa Suomesta Itämereen päätyvään typpikuormitukseen. Uusien sovellusalueiden lisäksi on tärkeää arvioida typpikuormituksen vähentämisestä saatuja hyötyjä ja selvittää kuinka saadut hyödyt todellisuudessa vertautuvat kustannuksiin.

## 8 Johtopäätökset

Vähennyspolitiikkaa suunniteltaessa täytyy muistaa, että todellisuudessa hyödyt ja kustannukset voivat tapahtua eri ajanjaksoilla. Kustannusten tapahtumisaika voidaan yleensä ennakoita melko hyvin, mutta hyötyjen realisoitumisen ennakointi voi monella toimenpiteellä olla hankalampaa. Ravinteiden vähentämisen hyötyjen realisoituminen voi kestää pitkään, jolloin vähennyspolitiikan täytyy olla hyvin pitkäjänteistä. Yksittäisten toimenpiteiden vähennyspotentiaali on luonnollisesti pienempi kuin toimenpideyhdistelmien. On siis selvää, että vesistöjen suojelua suunniteltaessa täytyisi pyrkiä vähennyksiin ravinnepäästöissä samanaikaisesti usealla sektorilla, esimerkiksi sekä jätevedenpuhdistamoissa että maataloudessa. Mallia voidaan käyttää päätöksenteon tukena suunniteltaessa tehokkaampia ravinnekuormituksen vähentämiseen tähtäviä politiikoita.

Tässä tutkimuksessa esitetty kustannustehokkuusmalli osoittaa, että typpikuormituksen vähentämisen kustannusten arvioinnissa voidaan saada hyötyä spatiaalisesti tarkemmasta mallintamisesta. Lannoitustasoja määritettäessä alueen maalajilla ja sijainnilla oli suuri merkitys. Mallinnuksen tulosten perusteella siirtyminen kevennettyyn maanmuokkaukseen toisi merkittäviä vähennyksiä kustannuksiin typpikuormitusta pienennettäessä normaaliin maanmuokkaukseen verrattuna. Kosteikkojen rakentaminen ei puolestaan tuonut merkittävää vähennystä typpikuormitukseen, mutta yli kaksinkertaisti kustannukset. Vähennyspolitiikan pitäisikin tämän perusteella painottaa kosteikkojen rakentamiseen vain, mikäli vuotuinen vähennystavoite on yli 250 tonnia. Kosteikkojen rakentamisen perusteluina pitäisi kuitenkin huomioida myös muut kuin vesiensuojelulliset syyt.

Spatiaalisen optimin täydellisesti toteuttavaa vähennyspolitiikkaa voi olla erittäin vaikea luoda, esimerkiksi valvonnan hankaluuden ja poliittisten rajoitteiden vuoksi. Voidaankin olettaa, että tehokkaan vähennyspolitiikan kustannukset sekä kuormituksen vähentämispotentiaali asettuvat todellisuudessa mallinnuksessa esitettyjen skenaarioiden *ii* ja *iii* kustannusten välille. Kustannusten jakautuminen eri toimenpiteille riippuu voimakkaasti halutusta vuotuisesta vähennystavoitteesta. Pienillä, alle 150 tonnin vuosittaisilla typpivähennystavoitteilla vähennykset kannattaa ohjata jätevedenpuhdistuksen kehittämiseen pitäen lannoitustasot korkeina. Mikäli halutaan suurempia vähennyksiä, niin tällöin myös maataloudessa tarvitaan yhä vaativampia ja kalliimpia toimenpiteitä, joista aiheutuu suurempia kustannuksia.

Tässä tutkimuksessa luotua mallia voidaan käyttää yhtenä työkaluna vähennyspolitiikkoihin liittyvien päätösten tukena, mutta tuloksia tulkittaessa täytyy huomioida malliin liittyvien epävarmuuksien vaikutus. Tulevaisuudessa suurempien tutkimusalueiden käyttäminen mallissa voi antaa tarkempaa lisätietoa toimenpiteiden alueellisesta kohdentamisesta esimerkiksi koko Suomen alueella. Lisäksi mallia voidaan kehittää kattamaan myös useita viljalajeja sekä uusia toimenpiteitä.

## Lähdeluettelo

- Ahlvik, L., Ekholm, P., Hyytiäinen, K. & Pitkänen, H. 2014. An economic-ecological model to evaluate impacts of nutrient abatement in the Baltic Sea. *Environmental Modelling & Software*. vol 55. s. 164-175.
- Antikainen, R., Holmberg, M., Kauppila, J., Kauppila, P., Ketola, T., Korpinen, P., Lepistö, A., Lepistö, L., Pietiläinen, O.-., Pitkänen, H., Rantanen, P., Rekolainen, S., Räike, A., Santala, E., Similä, J., Tamminen, T. & Vuorenmaa, J. 2008. Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila. *Suomen ympäristö*. 46/2008. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Arabi, M., Govindaraju, R.S. & Hantush, M.M. 2006. Cost-effective allocation of watershed management practices using a genetic algorithm. *Water Resources Research*. vol. 42. nro. 10.
- Arheimer, B., Löwgren, M., Pers, B.C. & Rosberg, J. 2005. Integrated catchment modeling for nutrient reduction: scenarios showing impacts, potential and costs of measures. *AMBIO*. vol. 34. nro. 7. s. 513-520.
- Arheimer, B. & Wittgren, H. 2002. Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale. *Ecological Engineering*. vol. 19. s. 63-83.
- Artell, J. 2014. Lots of value? A spatial hedonic approach to water quality valuation. *Journal of Environmental Planning and Management*. vol. 57. nro. 6. s. 862-882.
- Byström, O. 1998. The nitrogen abatement cost in wetlands. *Ecological Economics*. vol. 26. nro. 3. s. 321-331.
- Carpenter, S., R., Caraco, N., F., Correll, D., L., Howarth, R., W., Sharpley, A., N. & Smith, V., H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*. vol. 8. nro. 3. s. 559-568.
- Cools, J., Broekx, S., Vanderberghe, V., Sels, H., Meynaerts, E., Vercaemst, P., Seuntjens, P., Van Stijn, H., Wustenberghs, H., Bauwens, W. & Huygens, M. 2011. Coupling a hydrological water quality model and an economic optimization model to set up a cost-effective emission reduction scenario for nitrogen. *Environmental Modelling & Software*. vol. 26. nro. 1. s. 44-51.
- Eloffson, K. 2010. The Costs of meeting the environmental objectives for the Baltic Sea: A review of the literature. *AMBIO*. vol. 39. nro 1. s. 49-58.
- Eloffson, K. 2008. The costs of environmental improvements in the Baltic Sea and Skagerrak. Swedish Environmental Protection Agency. Tukholma.
- Eloffson, K. 2003. Cost-effective reductions of stochastic agricultural loads to the Baltic Sea. *Ecological Economics*. vol. 47. s. 13-31.
- Granéli, E., Wallström, K., Larsson, U., Granéli, W. & Elmgren, R. 1990. Nutrient Limitation of Primary Production in the Baltic Sea Area. *AMBIO*. vol. 19. nro. 3. s. 142-151.
- Gren, I., Elofsson, K. & Jannke, P. 1997. Cost-effective nutrient reductions to the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics*. vol. 10. nro 4. s. 341-362.
- Gren, I., Jonzon, Y. & Lindqvist, M. 2008. Costs of nutrient reductions to the Baltic Sea - technical report. 1. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala. s. 64.
- Hallanaro, E.-. & Kujala-Räty, K. 2011. Haja-asutuksen jätevedet. Lainsäädäntö ja käytännöt Ympäristöopas 2011. Ympäristöministeriö. Helsinki. s. 128.

- Hansson, L., Brönmark, C., Nilsson, P., A. & Åbjörnsson, K., 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both?. *Freshwater Biology*. vol. 50. nro. 4. s. 705-714.
- Hasler, B., Smart, J.C.R. & Fønnesbech-Wulff, A. 2012. Deliverable 8.1. RECOCA. Structure of BALTCOST Drainage Basin scale abatement cost minimisation model for nutrient reductions in Baltic Sea regions. s. 115. [saatavilla nest.su.se/recoca/deliverable\_8.1.pdf]
- Hautakangas, S., Ollikainen, M., Aarnos, K. & Rantanen, P. 2014. Nutrient abatement potential and abatement costs of waste water treatment plants in the baltic sea region. *AMBIO*. vol. 43. nro 3. s. 352-360.
- HELCOM 2011. The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Baltic Sea Environmental. Proceedings. No 128. Helsinki Commission. Helsinki. s. 217. ISSN 0357-2994.
- Helin, J., Laukkanen, M. & Koikkalainen, K. 2006. Abatement costs for agricultural nitrogen and phosphorus loads: a case study of crop farming in south-western Finland. *Agricultural and Food Science*. vol. 15. s. 315-374.
- Helminen, V., Vienonen, S., Ristimäki, M. & Maunula, M. 2013. Haja-asutusalueen yhdyskuntarakenne ja vesihuoltopalvelut vuoteen 2030. Suomen ympäristö. 4/2013. Suomen ympäristökeskus (SYKE). Helsinki. s.103.
- Hupfer, M. & Lewandowski, J. 2008. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments – a Long-Lasting Paradigm in Limnology. *International Review of Hydrobiology*. vol. 93. nro. 4-5. s. 415-432.
- Iho, A. & Laukkanen, M. 2012. Precision phosphorus management and agricultural phosphorus loading. *Ecological Economics*. vol. 77. s. 91-102.
- Jordan, S.J., Stoffer, J. & Nestlerode, J.A. 2011. Wetlands as sinks for reactive nitrogen at continental and global scales: a meta-analysis. *Ecosystems*. vol. 14. s. 144-155.
- Juntti, L. 2003. Typpilannoituksen ja kasvinsuojeluaineiden käytön vaikutus mallas- ja rehuohranviljelyyn taloudelliseen tulokseen. MTT:n selvityksiä. 40. MTT Taloustutkimus. s.1-51.
- Karttunen, E. (toim). 2004, RIL 124-2-2004 Vesihuolto II, Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL ry. Helsinki. s.684. 951-758-438-5.
- Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J. & Puustinen, M. 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands, experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering*. vol. 20. s. 89-103.
- Kurkalova, L.A. 2015. Cost-effective placement of best management practices in a watershed: lessons learned from conservation effects assessment project. *Journal of the American Water Resources Association*. vol. 51. nro. 2. s. 359-372.
- Laitinen, J., Nieminen, J., Saarinen, R. & Toivikko, S. 2014. Paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT) - Yhdyskuntien jäteveden puhdistamot. Suomen ympäristö. 3/2014. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Lankoski, J. & Ollikainen, M. 2003. Agri-environmental externalities: a framework for designing targeted policies. *European Review of Agricultural Economics*. vol. 30. nro. 1. s. 51-75.
- Laukkanen, M. & Huhtala, A. 2008. Optimal management of a eutrophied coastal ecosystem: balancing agricultural and municipal abatement measures. *Environmental and Resource Economics*. vol. 39. nro. 2. s. 139-159.

Lilja, H., Uusitalo, R., Yli-Halla, M., Nevalainen, R., Väänänen, T. & Tamminen, P. 2006. Suomen maannostietokanta. MTT:n selvityksiä. 114. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Jokioinen. s. 70.

Lötjönen, T., Pitkänen, J., Vanhala, P., Jalli, M. & Mikkola, H. 1999. Kyntämättä viljelyn vaikutus rikkakasveihin ja kasvitauteihin. Kirjallisuuskatsaus. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. A 59. Maatalouden tutkimuskeskus. Jokioinen. s. 40

Luonnonvarakeskus 2016. Suomen virallinen tilasto (SVT): Maataloustuotteiden tuottajahinnat. [verkkójulkaisu]. [saatavilla <http://stat.luke.fi/maataloustuotteiden-tuottajahinnat>]. Helsinki.

Maanmittauslaitos 2015. Kiinteistöjen kauppahintatilasto 2014. Maanmittauslaitos. Helsinki. s.70.

Markowska, A. & Zylicz, T. 1999. Costing an international public good: the case of the Baltic Sea. *Ecological Economics*. vol. 30. s. 301-316.

Mattila, M. 2014. Vanajaveden ja Vanajaveden-Pyhäjärven reittien yhteistarkkailu 2013. 707. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. Tampere.

Mitsch, W.J., Bernal, B. & Hernandez, M., E. 2015. Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*. vol. 11. nro. 1. s. 1-4.

Mitsch, W.J. & Gosselink, J., G. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*. vol. 35. nro. 1. s. 25-33.

Moore, M.A., Boardman, A., E., Vining, A., R., Weimer, D., L. & Greenberg, D., H. 2004. "Just give me a number!" Practical Values for the Social Discount Rate. *Journal of Policy Analysis and Management*. vol. 23. nro. 4. s. 789-812.

Mouratiadou, I., Russell, G., Topp, C., Louhichi, K. & Moran, D. 2010. Modelling common agricultural policy-water framework directive interactions and cost-effectiveness of measure to reduce nitrogen pollution. *Water Science & Technology*. vol. 61. nro. 10. s. 2689-2697.

Niemi, J. & Ahlsted J. (toim.) 2015. Suomen maatalous ja maaseutu elinkeinot 2015. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus. 25/2015. Luonnonvarakeskus. Helsinki.

OECD. 2015a. Vaihtokurssi (indikaattori). doi: 10.1787/037ed317-en [haettu 10.10.2015]

OECD. 2015b. Inflaatio (CPI) (indikaattori). doi: 10.1787/eee82e6e-en. [haettu 10.10.2015]

Puustinen, M., Koskiaho, J., Gran, V., Jormola, J., Maijala, T., Mikkola-Roos, M., Puumala, M., Riihimäki, J., Rätty, M. & Sammalkorpi, I. 2001. Maatalouden vesiensuojelukosteikot - VESIKOT-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö. 499. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s.63

Puustinen, M., Koskiaho, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M. & Vikberg, P. 2007. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristö. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 80

Rahm, M., R. & Huffman, W., E. 1984. The adoption of reduced tillage: the role of human capital and other variables. *American Journal of Agricultural Economics*. vol. 66. nro. 4. s. 405-413.

Rekolainen, S., Vuoristo, H., Kauppi, L., Bäck, S., Eerola, M., Jouttijärvi, T., Kaukoranta, E., Kenttämies, K., Mitikka, S., Pitkänen, H., Polso, A., Puustinen, M., Rautio, L.M., Räike, A.,

Räsänen, J., Santala, E., Silvo, K. & Tattari, S. 2006. Rehevöittävä kuormituksen vähentäminen. Suomen Ympäristökeskus. Helsinki. s.42.

Rönnberg, C. & Bonsdorff, E. 2004. Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia*. vol. 514. nro. 1-3. s. 227-241.

Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. & Kasian, S.E.M. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America*. vol. 105. nro. 32. s. 11254-11258.

Schou, J., S., Neye, S., T., Lundhede, T., Martinsen, L. & Hasler, B. 2006. Modelling cost-efficient reductions of nutrient loads to the Baltic Sea - Concept, data and cost functions for the cost minimisation model. NERI Technical report. 592. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment - Denmark. [saatavilla [www.dmu.dk/Pub/FR592.pdf](http://www.dmu.dk/Pub/FR592.pdf)]

Silvan, N., Vasander, H. & Laine, J. 2004. Vegetation is the main factor in nutrient retention in a constructed wetland buffer. *Plant and Soil*. vol. 258. nro. 1. s. 179-187.

Simard, R.R., Beauchemin, S. & Haygarth, P.M. 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality*. vol. 29. nro. 1. s. 97-105.

Smith, V. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems - a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*. vol. 10. nro. 2. s. 126-139.

Spieles, D.J. & Mitsch, W.J. 2000. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering*. . nro. 14. s. 77-91.

Ympäristökarttapalvelu Karpalo. Suomen ympäristökeskus. [Online]. [saatavissa <https://wwwp2.ymparisto.fi/Karpalo/SilverlightViewer.aspx>]. [haettu 15.3.2016].

Söderqvist, T. 2002. Constructed wetlands as nitrogen sinks southern Sweden: An empirical analysis of cost determinants. *Ecological Engineering*. vol. 19. nro. 2. s. 161-173.

Turner, R., K., Georgiou, S., Gren, I., Wulff, F., Barrett, S., Söderqvist, T., Bateman, I., J., Folke, C., Langaas, S., Zylicz, T., Mäler, K.-. & Markowska, A. 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study. *Ecological Economics*. vol. 30. nro. 2. s. 333-352.

Väisänen, S. & Puustinen, M. 2010. Maatalouden vesistökuormituksen hallinta. Suomen ympäristö. 23/2010. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s.134.

Valkama, E., Salo, T., Esala, M. & Turtola, E. 2013. Nitrogen balances and yields of spring cereals as affected by nitrogen fertilization. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. vol. 164. s. 1-13.

Valvonta ja kuormitustietojärjestelmä VAHTI. Pohjois-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. [Online]. [saatavissa <https://wwwp2.ymparisto.fi/oivaVahti/default.htm>]. [haettu 1.2.2016]

Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*. vol. 380. nro 1-3. s. 48-65.

Wade, A., J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W., W., Raat, K., J., Whitehead, P., G., Butterfield, D., Rankinen, K. & Lepistö, A. 2002. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences*. vol. 6. nro. 3. s. 559-582.



Whitehead, P., G., Wilson, E., J. & Butterfield, D. 1998. A semi-distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments(INCA): Part I - model structure and process equations. *The Science of the Total Environment*. . nro. 210-211. s. 547-558.

Wulff, F., Humborg, C., Andersen, H.E., Blicher-Mathiesen, G., Czajkowski, M., Elofsson, K., Fonnesbech-Wulff, A., Hasler, B., Hong, B., Jansons, V., Mörth, C.-., Smart, J.C.R., Smedberg, E., Stålnacke, P., Swaney, D.P., Thodsen, H., Was, A. & Zyllicz, T. 2014. Reduction of Baltic Sea nutrient inputs and allocation of abatement costs within the Baltic Sea catchment. *AMBIO*. vol. 43. s. 11-25.

## Liite 1. Tutkimusalueen valuma-alueet

**Taulukko 12. Tutkimusalueen valuma-alueet. Valuma-alueiden numero vastaa jaottelua kuvassa 3.**

Valuma-alueen nimi	Numero
Vanajanselän lähialue	1
Mervanselän alue	2
Hämeenlinnan alue	3
Rompainojan valuma-alue	4
Valteenjoen valuma-alue	5
Katumajärven valuma-alue	6
Leteenojan valuma-alue	7
Hiidenjoen suualue	8
Katinojan valuma-alue	9
Puujoen alaosan alue	10
Varunteen alue	11
Ansionjärven alue	12
Heinäjoen valuma-alue	13
Mallasjoen valuma-alue	14
Hausjoen valuma-alue	15
Rikiojan valuma-alue	16
Helijoen valuma-alue	17
Punkanjoen valuma-alue	18
Teuronjoen alaosan alue	19
Teuronjoen keskiosan alue	20
Pääjärven alue	21
Pällinkäistenojan valuma-alue	22
Haarajoen valuma-alue	23
Mustajoen valuma-alue	24
Luhdanjoen valuma-alue	25
Valkojan valuma-alue	26
Sääjärvenojan valuma-alue	27
Luhdanjoen valuma-alue	28
Pätälänjoen alaosan alue	29
Karinjoen valuma-alue	30
Laihajoen valuma-alue	31
Tervajoen alaosan alue	32
Alasjärven alue	33
Kesijärven alue	34
Loppijärven valuma-alue	35
Pihtojan valuma-alue	36
Ojajoen valuma-alue	37
Hyvikkälänjoen alaosan alue	38
Haapajärven alue	39
Renkajoen alaosan alue	40
Renkajoen keskiosan alue	41
Renkajoen yläosan valuma-alue	42

Kaartjoen alaosan alue	43
Kaartjärven valuma-alue	44
Heinäjoen valuma-alue	45
Ruokojoen valuma-alue	46
Räikälänjoen alaosan alue	47
Alajärven alue	48
Alajoen valuma-alue	49

---

## Liite 2. Lagrangen funktio ja ensimmäisen kertaluvun välttämättömät ehdot

**Yhtälö 26: Lagrangen funktio**

$$\mathcal{L} = C_{tot}(N, j, p, m) - \lambda \left( \sum_{i=1}^n L_{i,j}(N_{i,j}) + (1-p)N^{wwt} + N^{rural}(m) - \bar{N} \right) \quad (26)$$

**Yhtälöt 27-30: Lagrangen funktion osittaisderivaatat**

$$\frac{d\mathcal{L}}{dN_{i,j}} \Rightarrow \pi'_{ij}(N_{i,j}) - \lambda L'_{i,j}(N_{i,j}) = 0 \quad (27)$$

$$\frac{d\mathcal{L}}{dp} \Rightarrow C'_{wwt}(p) + \lambda N^{wwt} = 0 \quad (28)$$

$$\frac{d\mathcal{L}}{dm} \Rightarrow C'_{rural}(m) - \lambda N^{rural}'(m) = 0 \quad (29)$$

$$\frac{d\mathcal{L}}{d\lambda} \Rightarrow \sum_{i=1}^n L_{i,j}(N_{i,j}) + (1-p)N^{wwt} + N^{rural}(m) - \bar{N} = 0 \quad (30)$$

**Yhtälöt 31-34: osittaisderivaattojen ratkaisut**

$$\lambda = \frac{\pi'_{ij}(N_{i,j})}{L'_{i,j}(N_{i,j})} \quad (31)$$

$$\lambda = -\frac{C'_{wwt}(p)}{N^{wwt}} \quad (32)$$

$$\lambda = \frac{C'_{rural}(m)}{N^{rural}'(m)} \quad (33)$$

$$\sum_{i=1}^n L_{i,j}(N_{i,j}) + N^{wwt} + N^{rural}(m) = \bar{N} \quad (34)$$