



Heidi Salo

## **Aineiden kulkeutumismallin kehittäminen ja soveltaminen typen prosessien kuvaamiseen peltomittakaavassa**

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

Espoossa 10.03.2014

Valvoja: Professori Harri Koivusalo

Ohjaajat: Lassi Warsta, Mika Turunen

---

**Tekijä** Heidi Salo

---

**Työn nimi** Aineiden kulkeutumismallin kehittäminen ja soveltaminen typen prosessien kuvaamiseen peltomittakaavassa

---

**Laitos** Yhdyskunta- ja ympäristötekniikan laitos

---

**Professuuri** Tekninen vesitalous

---

**Professuurikoodi** Yhd-12

---

**Työn valvoja** Prof. Harri Koivusalo

---

**Työn ohjaajat/Työntarkastajat** TkT Lassi Warsta, DI Mika Turunen

---

**Päivämäärä** 10.03.2014

**Sivumäärä** 80+5

**Kieli** Suomi

---

### Tiivistelmä

Suomessa pintavesiin kulkeutuvasta ihmisperäisestä typpikuormituksesta lähes 60 % on peräisin maataloudesta. Salaojitetuissa savimaissa erilaiset suuret huokokset eli makrohuokokset mahdollistavat nopean veden virtauksen sekä liuenneiden typpifraktioiden kulkeutumisen pellon pintaosista salaojiin. Savipeltojen hydrologiaa ja aineiden kulkeutumista kuvaavia malleja tarvitaan ravinnekuormitukseen vaikuttavien tekijöiden arvioimiseen.

Tässä tutkimuksessa kehitettiin geneerinen, kolmiulotteinen, aineiden kulkeutumista kuvaava numeerinen malli. Kehitystyössä käytettiin hydrologista ja veden laadun aineistoa Etelä-Suomessa sijaitsevalta Nummelan koekentältä, joka kuuluu Salaojitustekniikat ja pellon vesitalouden optimointi -hankkeeseen. Kulkeutumismalli integroitiin osaksi kolmiulotteista hydrologista FLUSH-mallia, jolla voidaan kuvata veden virtausta ja eroosiota salaojitetuilla savimailla pohjoisilla leveysasteilla. Kehitettyllä aineiden kulkeutumismallilla voidaan simuloida useiden eri aineiden samanaikaisia prosesseja savimatriisissa ja makrohuokosissa. Simuloitavat aineet kulkeutuvat huokossysteemissä sekä niiden välillä advektio- ja dispersiomekanismien avulla. Pellon pinnalla aineen kulkeutumista kuvataan advektiolla. Maaperässä aineiden pidentymistä maapartikkeleihin voidaan kuvata lineaarisella, Freundlichin tai Langmuirin isotermeillä. Aineiden välille voidaan luoda reaktioketjuja, joissa hajoava aine muuttuu toiseksi aineeksi, ja hajoamisreaktioita voidaan säätää kosteus- ja lämpötilarajoittimilla. Pintakulkeutumista kuvaava osittaisdifferentiaaliyhtälö ratkaistaan iteroimalla. Maaperän kolmiulotteista kulkeutumista kuvaava osittaisdifferentiaaliyhtälöpari ratkaistaan vertikaalisessa suunnassa pentadiagonaalisella matriisialgoritmilla ja horisontaalisessa suunnassa iteroimalla. Kehitetty numeerinen ratkaisu rinnakaistettiin MPI-rajapinnan avulla.

Geneerinen aineiden kulkeutumismalli muokattiin kuvaamaan typen prosesseja. Kehitetyn typpimallin toimintaa arvioitiin soveltamalla sitä kasvukauden jälkeisinä syyskausina (2008 ja 2011) Nummelan koekentän savipeltolohkoille (1,3 ja 3,4 ha). Simulaatioilla tutkittiin ammoniumin- ja nitraattitypen kulkeutumista pinta- salaoja- ja pohjavesivaluntaan 1D maaprofiilissa. Sovelluksessa fraktioiden kulkeutumiseen vaikuttivat mineralisaatio-, nitrifikaatio- ja denitrifikaatioreaktiot sekä ammoniumtypen pidentymisen tasapainotilassa. Mallilla pystyttiin kuvaamaan nitraattitypen pitoisuuksien dynamiikkaa salaojavalunnassa, ja ammoniumtyppipitoisuuksissa saavutettiin mittausten mukainen kertaluokka. Kulkeutumismallin prosessien kuvausta arvioitiin myös herkkyysanalyysillä. Mallin lateraalisten komponenttien toiminnan varmistamiseksi typpimallia sovellettiin myös 3D simulaatioissa koko peltoalueelle (9,2 ha).

---

**Avainsanat** Aineen kulkeutuminen, FLUSH, mallinnus, typpi

---

---

**Author** Heidi Salo

---

**Title of thesis** Development of solute transport model and an application to describe field scale nitrogen processes

---

**Department** Civil and Environmental Engineering

---

**Professorship** Water Resource Management

**Code of professorship** Yhd-12

---

**Thesis supervisor** Prof. Harri Koivusalo

---

**Thesis advisors / Thesis examiners** D.Sc. (Tech.) Lassi Warsta, M.Sc. (Tech.) Mika Turunen

---

**Date** 10.03.2014

**Number of pages** 80+5

**Language** Finnish

---

### **Abstract**

In Finland, almost 60% of anthropogenic nitrogen (N) load originates from agriculture. In clayey fields, large pores, i.e. macropores, enable preferential flow and transport of dissolved nitrogen fractions from the tillage layer to subsurface drains. Models, which are able to describe hydrology and solute transport in clayey fields, are needed to evaluate factors that affect nutrient loading from cultivated fields.

In this study, a new, generic, three-dimensional (3D) numerical model was developed to describe solute transport on the field surface and underlying soil layers. Hydrological and water quality data from the Nummela experimental field in southern Finland was applied in the development phase. The transport model was integrated into the 3D hydrological FLUSH model, which simulates water flow and soil erosion in clayey, subdrained cultivated fields in northern latitudes. The solute transport model can simultaneously describe movement and reactions of several solutes in the soil matrix and macropore systems. Transport of solutes is simulated with advection and dispersion mechanisms in the pore systems, and the same transport processes are applied to depict mass exchange between the pore systems. Solute transport on the field surface is described with advection. Adsorption of solutes in the subsurface system is based on the equilibrium adsorption approach using linear, Freundlich or Langmuir isotherm. It is possible to create reaction chains between solutes, where decaying solute is transformed into another solute in the simulation. The reaction processes can be adjusted with moisture and heat based limiters. The partial differential equation that describes overland transport is solved by iteration. Equations for the 3D transport in the subsurface profile are solved with the pentadiagonal matrix algorithm and horizontal fluxes by iteration. The numerical model was parallelized with the MPI application interface.

An N transport model was developed from the generic solute transport model. The model was evaluated by simulating N processes during two autumn periods (2008 and 2011) in clayey field sections (1,3 and 3,4 ha) in the Nummela field. Simulations described transport of ammonium and nitrate in 1D soil profiles. N fractions were lost via tillage layer runoff, drainflow and horizontal groundwater outflow. In the application, transport of nitrogen fractions was affected by mineralisation, nitrification and denitrification reactions together with equilibrium sorption of ammonium. The model was able to simulate the dynamic increase of nitrate concentration in drainflow in the autumns, and the simulated ammonium concentrations in the drainflow were in the same order of magnitude as the concentrations derived from water sample analysis. Processes of the transport model were also evaluated with a sensitivity analysis, and the functioning of the lateral components was tested by conducting 3D simulations of nitrogen transport in the whole Nummela field area (9,2 ha).

---

**Keywords** Solute transport, FLUSH, modeling, nitrogen

---

## Alkusanat

Työ toteutettiin osana *Salaojitus tekniikat ja pellon vesitalouden optimointi 2* –hanketta, jossa olivat mukana Salaojayhdistys, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuslaitos, Sven Hallinin tutkimussäätiö, Aalto-yliopisto, Helsingin yliopisto ja Suomen ympäristökeskus. Hanketta rahoittivat Salaojituksen tukisäätiö, Salaojituksen tutkimusyhdistys, Maa- ja metsätalousministeriö sekä Maa- ja vesitekniikan tuki ry. Hankkeessa selvitettiin eri ympärysaineilla ja ojaväleillä toteutettujen salaojien toimivuutta sekä vaikutuksia satoon, vesistökuormitukseen ja maan rakenteeseen. Hanke on toteutettu vuosina 2011-2013 ja se on jatkoa vuosina 2006-2010 toteutetulle *Pellon vesitalouden optimointi* –hankkeelle. Tämän työn valvojana oli professori Harri Koivusalo sekä ohjaajina TkT Lassi Warsta ja DI Mika Turunen.

Haluan kiittää valvojaani professori Harri Koivusaloa mahdollisuudesta tehdä diplomityö kiinnostavasta aiheesta. Haluan kiittää myös Salaojayhdistyksen ry:n toiminnanjohtajaa Helena Äijöä mahdollisuudesta osallistua diplomityöni kautta mielenkiintoiseen hankkeeseen. Kiitos DI Jyrki Nurmiselle maastoretkestä Nummelan koekentälle, TkL Maija Paasonen-Kivekkäälle tärkeästä typpiasiantuntemuksesta, ohjaajalleni DI Mika Turuselle kaikista hyvistä neuvoista ja erityisesti opastuksesta Nummelan koekentän vesitaseen mallinnukseen. Kiitos myös koko PVO2-työryhmälle. Erityiskiitos ohjaajalleni TkT Lassi Warstalle, joka on ideoillaan ja aktiivisella ohjauksella tukenut työn etenemistä sekä jaksanut löytää ratkaisuja ongelmatilanteissa. Viimeisenä haluan kiittää työkavereitani kaikista ihanista työpäivistä sekä ystäviäni ja perhettäni tärkeästä tuesta ja kannustuksesta.

Espoo 10.03.2014

Heidi Salo

# Sisällysluettelo

<b>Kuvaluettelo .....</b>	<b>6</b>
<b>Taulukkuuettelo .....</b>	<b>7</b>
<b>Merkinnät .....</b>	<b>8</b>
<b>Lyhenteet .....</b>	<b>9</b>
<b>1 Johdanto .....</b>	<b>10</b>
1.1 Tausta .....	10
1.2 Tutkimuskysymykset ja tavoitteet .....	12
<b>2 Kirjallisuuskatsaus .....</b>	<b>14</b>
2.1 Typen kierto .....	14
2.2 Aineiden kulkeutumisyhtälö .....	16
2.3 Typpimallit .....	18
2.4 Typpitutkimukset Suomessa ja pohjoismaissa.....	22
<b>3 Aineisto ja koealueen kuvaus.....</b>	<b>26</b>
<b>4 Menetelmät .....</b>	<b>29</b>
4.1 FLUSH-malli .....	29
4.2 Aineiden kulkeutumismalli .....	31
4.2.1 Konseptuaalinen ja matemaattinen kuvaus .....	31
4.2.2 Numeerinen malli .....	34
4.2.3 Tietotekninen toteutus.....	38
4.3 Typpimallin kehitys .....	40
4.4 Herkkyyshanalyysi.....	43
<b>5 Mallisovellus .....</b>	<b>44</b>
5.1 Vesimallin parametrisointi ja kalibrointi .....	44
5.2 Ainemallin parametrisointi ja kalibrointi .....	45
5.3 Vesimallin tulokset.....	48
5.4 Ainemallin tulokset.....	52
5.5 Aineen kulkeutuminen kolmiulotteisessa peltoosysteemissä .....	56
5.6 Herkkyyshanalyysi.....	58
<b>6 Tulosten tarkastelu .....</b>	<b>63</b>
6.1 Vesimalli .....	63
6.2 Ainemalli.....	64
6.3 Jatkotutkimus .....	69
<b>7 Johtopäätökset .....</b>	<b>71</b>
<b>Lähdeluettelo.....</b>	<b>73</b>
<b>Liitteet .....</b>	<b>81</b>

## Kuvaluettelo

Kuva 1	Typen kierto maaperässä.....	15
Kuva 2	Nummelan koekenttä (a) ja sen sijainti Suomessa (b). .....	26
Kuva 3	Konseptuaalinen kuvaus aineiden kulkeutumismallin prosesseista. ....	32
Kuva 4	Reaktioketjujen muodostuminen aineiden välillä. Termi $\mu$ tarkoittaa reaktionopeuskerrointa. ....	32
Kuva 5	Ainepitoisuuksien ryhmitteleminen pentadiagonaalisen matriisin vektoreihin <b>A, B, C, D, E</b> . Kuvan esimerkissä ratkaistaan kerroksen $k$ matriisisolun pitoisuutta.....	37
Kuva 6	Termien ryhmittely pentadiagonaaliseen matriisiin. Alaindeksi $k$ kuvaa kerrosta. Vaalennetut termit ( $B$ ja $D$ ) kerrotaan nolllalla vuorokerroksittain, kun $B$ - ja $D$ -termeihin tallennetaan huokosnaapurin pitoisuus riippuen ratkaistavan solun huokossysteemistä. ....	37
Kuva 7	Ainesolujen perintäjärjestys sekä osoitinyhteydet muihin solutyyppeihin. ....	39
Kuva 8	Havainnollistava kuva MPI laskennasta, jossa on käynnissä kaksi rinnakkaista prosessia. ....	40
Kuva 9	Typin mallin konseptuaalinen kaaviokartta tyypifraktioiden huuhtoutumisreiteistä sekä reaktioista. Kaaviossa nit. = nitraattityppi, amm. = ammoniumtyppi, m = matriisi ja f = makrohuokosto.....	41
Kuva 10	Typen reaktiot ja reaktiokertoimet. ....	42
Kuva 11	Kehitysprosessin a) ensimmäinen ja b) toinen vaihe. ....	43
Kuva 12	Kehitysprosessin a) kolmas ja b) neljäs vaihe.....	43
Kuva 13	Mitatut ja mallinnetut kumulatiiviset salaojavalunnat a) B- ja b) D-lohkoilla kalibrointikautena (2008). ....	49
Kuva 14	Mitatut ja mallinnetut kumulatiiviset salaojavalunnat a) B- ja b) D-lohkoilla validointikautena (2011). ....	49
Kuva 15	Mitatut ja mallinnetut tunnittaiset salaojavalunnat lohkoilla a) B ja b) D kalibrointikautena (2008). ....	50
Kuva 16	Mitatut ja mallinnetut tunnittaiset salaojavalunnat lohkoilla a) B ja b) D validointikautena (2011). ....	50
Kuva 17	Mitatut ja mallinnetut (matriisi ja makrohuokokset) pohjavedenpinnankorkeudet kalibrointikaudella (2008) alueella a) B (ojaväli 16 m) ja b) D (ojaväli 32 m).....	51
Kuva 18	Mitatut ja mallinnetut (matriisi ja makrohuokokset) pohjavedenpinnankorkeudet validointikaudella (2011) alueella a) B (ojaväli 16 m) ja b) D (ojaväli 32 m).....	51
Kuva 19	Mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan nitraattityypipitoisuudet a) B- ja b) D-lohkoilla sekä mallinnetut pintakerros- ja pohjavesivalunnan nitraattityypipitoisuudet c) B- ja d) D-lohkoilla kalibrointikaudella (2008). ....	54
Kuva 20	Mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan ammoniumtyypipitoisuudet a) B- ja b) D-lohkoilla sekä mallinnetut pintakerros- ja pohjavesivalunnan ammoniumtyypipitoisuudet c) B- ja d) D-lohkoilla kalibrointikaudella (2008). ....	55
Kuva 21	Mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan nitraattipitoisuudet a) B- ja b) D-lohkoilla validointikaudella (2011). ....	56
Kuva 22	Mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan ammoniumpitoisuudet a) B- ja b) D-lohkoilla validointikaudella (2011). ....	56
Kuva 23	1D ja 3D mallinnetut kumulatiiviset salaojavalunnat B- ja D-lohkoilta. ....	57
Kuva 24	a) Nitraatti- ja b) ammoniumpitoisuudet salaojavalunnassa B-lohkoilla (2008) 3D- ja 1D-simulaatioissa.....	58
Kuva 25	Eri tekijöiden vaikutus a) nitraatti- ja b) ammoniumtyypin pitoisuuksiin salaojavalunnassa kalibrointikaudella (2008) B-lohkoilla. ....	59
Kuva 26	Kalibrointijakson hajoamisvaihtoehtojen vaikutus D-lohkon nitraattityypin pitoisuuksiin salaojavalunnassa. ....	61
Kuva 27	Laskentaselimen suurentamisen vaikutus pohjavedenpinnan purkautumispinta-alaan. ....	62

Kuva 28	Jokioisten Nummelan koepellon salaojituskartta vuodelta 1952. ....	81
Kuva 29	Mallisovelluksessa käytetty laskentaverkko (1D), joka koostuu 16 kerroksesta ja kahdesta huokossysteemistä. ....	85

## Taulukkoluetelo

Taulukko 1	Peltomittakaavan typpimallien ominaisuudet. NO = nitraattityppi, NH = ammoniumtyppi, DON = liukoinen orgaaninen typpi, SOM = maan orgaanisen aineksen typpi, MN = mineralisaatio, NIT = nitrifikaatio, DNI = denitrifikaatio, UPN = kasvin typenotto, BD = biohajoaminen, LIN = lineaarinen, FR = Freundlich, LM = Langmuir, KS = kineettinen sorptio, concep. = konseptuaalinen, adv. = advektio, ADE = advektio-dispersioyhtälö. ....	19
Taulukko 2	Maan rakenne- ja maalajitietoja sekä kemiallisia ominaisuuksia. ....	27
Taulukko 3	Vuosien 2008 ja 2011 lannoitus-, kylvö- ja sadon typpitiedot sekä syksyn viljelytoimet. ....	28
Taulukko 4	Vesimallin tarkasteltavat muuttujat. (* Muuttujan alkuarvoa ei kalibroitu. ....	44
Taulukko 5	B- ja D-lohkolle kalibroidut parametrien arvot. ....	45
Taulukko 6	Mallisovelluksessa käytetyt tyypilähteiden alkuarvot. ....	46
Taulukko 7	Laskeuman pitoisuudet [ $\text{mg N l}^{-1}$ ] kalibrointi- ja validointijaksolla kuukausittain. ....	46
Taulukko 8	Maaperän aineen kulkeutumisen parametrisointi. ....	47
Taulukko 9	Mallisovelluksen kalibroitavat aineparametrit. ....	47
Taulukko 10	Kirjallisuudesta otettuja reaktinopeuksia. ....	47
Taulukko 11	Aineparametrien kalibroidut arvot B- ja D-lohkolle. ....	48
Taulukko 12	Simulaatioiden vesitasetarkastelu. Vesitaseen komponentit on annettu yksikössä [mm]. ....	48
Taulukko 13	Simuloidut typpireaktiot ja valuntojen epäorgaanisen typen kuormat. Prosentuaalinen jakaantuminen nitraatti- ja ammoniumtypen kesken ( $\text{NO}_3\text{-N/NH}_4\text{-N}$ ) on esitetty suluissa. ....	53
Taulukko 14	Salaojavalunnan typpihuuhtoumat syys-joulukuulta. Suluissa on mitatut huuhtouma-arvot. ....	53
Taulukko 15	Laskentaprosessien hajautuksen nopeuskertoimet [-]. ....	58
Taulukko 16	FLUSH-mallin herkkyysanalyysin tulokset nitraattitypen mallinnuksessa. Taulukossa on esitetty vesi- sekä aineparametrit herkkyysjärjestyksessä siten, että parametri, jolla oli suurin vaikutus salaoja- (DF) ja pintakerrosvalunnan (SR) nitraattikuormitukseen, on esitetty ensimmäisenä. Herkkyysanalyysissä kalibroidun parametrin arvoa on muutettu $\pm 10\%$ ja kuormituksen suhde alkuperäiseen kuormitukseen nähden. ....	82
Taulukko 17	FLUSH-mallin herkkyysanalyysin tulokset ammoniumtypen mallinnuksessa. Taulukossa on esitetty vesi- sekä aineparametrit herkkyysjärjestyksessä siten, että parametri, jolla oli suurin vaikutus salaoja- (DF) ja pintakerrosvalunnan (SR) ammoniumkuormitukseen, on esitetty ensimmäisenä. Herkkyysanalyysissä kalibroidun parametrin arvoa on muutettu $\pm 10\%$ ja kuormituksen suhde alkuperäiseen kuormitukseen nähden. ....	83
Taulukko 18	pF-käyrän parametrisointi Nummelan koekentän peltolohkoille B ja D. ....	84

## Merkinnät

$\Gamma_S$	$[M L^{-3} T^{-1}]$	Aineen vaihtotermi huokossysteemien välisessä vaihdossa
$\Gamma_W$	$[T^{-1}]$	Veden vaihtotermi huokossysteemien välisessä vaihdossa
$\zeta$	[-]	Advektiokulkeutumisen parametri pintakulkeutumisessa
$\Omega_S$	[L]	Virtausreitien pituus salaojaan
$\alpha_W$	$[L^{-1} T^{-1}]$	Ensimmäisen kertaluokan vaihtotermi vedelle
$\alpha_S$	$[T^{-1}]$	Ensimmäisen kertaluokan vaihtotermi aineelle
$\beta$	[-]	Geometriakerroin parametreissa $\alpha_W$ ja $\alpha_S$
$\delta$	$[M L^{-3}]$	Laskeuma
$\varepsilon$	$[L^3 L^{-3}]$	Maan huokoisuus
$\gamma_W$	[-]	Skaalauskerroin parametrissa $\alpha_W$
$\eta$	[-]	Simulaation aika-askel taso
$\kappa$	[-]	Hajoamisen muutostermi
$\lambda$	[-]	Populaation kasvunopeus Michaelis-Menten kinetiikassa
$\lambda_{max}$	[-]	Populaation maksimikasvunopeus Michaelis-Menten kinetiikassa
$\mu$	$[T^{-1}]$	Reaktionopeuskerroin
$\theta$	$[L^3 L^{-3}]$	Vesipitoisuus
$\rho_s$	$[M L^{-3}]$	Maan kuivatiheys / kuivatilavuuspaino
$\omega$	[-]	Aineen indeksi
$\zeta$	[-]	Advektiokulkeutumisen parametri maaperäkulkeutumisessa
$\Upsilon$	[-]	Mikrobiaktiivisuus Michaelis-Menten kinetiikassa
$A$	$[L^2]$	Solun pinta-ala
$B$	[-]	Mikrobipopulaation kasvunopeus Michaelis-Menten kinetiikassa
$D$	$[L^2 T^{-1}]$	Dispersiokerroin
$D^*$	$[L^2 T^{-1}]$	Molekulaarinen diffuusio
$E_{NS}$	[-]	Nash-Sutcliffe hyvyysluku
$H$	[L]	Hydraulinen korkeus
$K$	$[L T^{-1}]$	Kyllästymätön hydraulinen johtavuus
$K_A$	$[L T^{-1}]$	Hydraulinen johtavuus huokossysteemien välillä
$K_C$	[-]	Michaelis-Menten kinetiikan parametri
$K_D$	$[L^3 M^{-1}]$	Lineaarisen isotermin jakaantumiskerroin
$K_f$	$[L T^{-1}]$	Kyllästymättömän maan hydraulinen johtavuus makrohuokosissa
$K_F$	$[L^3 M^{-1}]$	Freundlichin isotermin jakaantumiskerroin
$K_{hf,MUL}$	$[T^{-1}]$	Makrohuokoston horisontaalinen johtavuus kyllästyneessä maassa
$K_L$	$[L^3 M^{-1}]$	Langmuirin isotermin jakaantumiskerroin
$K_m$	$[L T^{-1}]$	Kyllästymättömän maan hydraulinen johtavuus matriisissa
$N$	[-]	Freundlichin isotermin parametri
$Q$	$[L^2 T^{-1}]$	Pinnan yksikkövirtausnopeus
$R$	[-]	Hidastuvuuskerroin aineen kulkeutumisyyhtälössä
$S_m$	$[M^3 M^{-3}]$	Pidättyneen aineen määrä
$S_W$	$[T^{-1}]$	Lähde- ja nielutermi veden virtauksessa maaperässä
$S_S$	$[T^{-1}]$	Lähde- ja nielutermi aineen kulkeutumisessa maaperässä
$U$	$[L T^{-1}]$	Pinnan virtausnopeus
$b$	[-]	Pidätyspaikkojen määrä Langmuirin isotermissä
$c$	$[M L^{-3}]$	Pitoisuus liukoisessa muodossa
$c^*$	$[M L^{-3}]$	Massanvaihdossa aineen pitoisuus vaihdon suunnan mukaan
$c'$	$[M L^{-3}]$	Lähde-/nielutermien mukainen pitoisuus



$d$	[L]	Matriisiagregaatin ominaissäde
$h$	[L]	Veden painekorkeus
$h_{W,THR}$	[L]	Painannevaraston rajavesisyvyys
$i$	[-]	Horisontaalinen soluindeksi
$j$	[-]	Horisontaalinen soluindeksi
$k$	[-]	Vertikaalinen soluindeksi
$k_b$	[T <sup>-1</sup> ]	Biohajoamisen kerroin
$q$	[L T <sup>-1</sup> ]	Huokosveden virtausvuo yksikköpinta-alaa kohden
$s_s$	[T <sup>-1</sup> ]	Lähde- ja nielutermin aineen kulkeutumisessa pinnalla
$s_w$	[T <sup>-1</sup> ]	Lähde- ja nielutermin veden virtauksessa maan pinnalla
$v$	[L T <sup>-1</sup> ]	Veden virtausnopeus maaperässä
$w$	[L L <sup>-3</sup> ]	Makrohuokoisuuden osuus kokonaishuokoisuudesta
$x$	[L]	Horisontaalisen sijainnin koordinaatti
$y$	[L]	Horisontaalisen sijainnin koordinaatti
$z$	[L]	Vertikaalisen sijainnin koordinaatti

## Lyhenteet

1D	Yksiulotteinen
2D	Kaksiulotteinen
3D	Kolmiulotteinen
MPI	Message Passing Interface
MAE	Mean Absolute Error
N	Typpi
N <sub>2</sub>	Molekyylimuotoinen typpi, kaasu
N <sub>2</sub> O	Dityppioksidi / typpioksiduuli, kaasu
NH <sub>4</sub> -N	Ammoniumtyppi
NO <sub>3</sub> -N	Nitraattityppi
OpenMP	Open Multi-Processing
Org. N	Orgaaninen typpi
PDMA	Pentadiagonaalinen matriisialgoritmi
PET	Potentiaalinen evapotranspiraatio
PVO	Pellon vesitalouden optimointi
PVO2	Salaojitustekniikat ja pellon vesitalouden optimointi 2
SYKE	Suomen Ympäristökeskus
TDR	Time-domain reflectometer

# 1 Johdanto

## 1.1 Tausta

Maaperässä tapahtuu jatkuvaa typen aktiivista kiertoa, jossa orgaaninen typpi muuttuu epäorgaaniseen muotoon ja päinvastoin. Suurin osa maaperän tyypestä on sitoutunut orgaaniseen ainekseen. Suurin typpivarasto on kuitenkin ilmakehä, josta tyyppiä päätyy maahan erilaisissa muodoissa sateen mukana sekä biologisen typensidonnan kautta (Vitousek ym., 1997). Typpi on elämälle, myös kasveille, välttämätön ravinne. Suurin osa kasveista käyttää ravinteeksi epäorgaanisia typen fraktioita (ammonium- ja nitraattityppeä), joita on luonnostaan maaperässä vähän. Maaperän typen kulkeutumista säätelee veden virtauksen lisäksi typen muutosreaktiot. Muutosreaktiot ja maan typpivarastot ovat riippuvaisia ympäristötekijöistä, kuten lämpötilasta, happamuudesta, happipitoisuudesta ja maan koostumuksesta (esim. Shepherd ja Postma, 2000). Peltomaassa myös viljelytoimet vaikuttavat typen kiertoon ja monimutkaistavat prosessien kuvaamista (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009).

Typpi on yleensä veden jälkeen tärkein rajoittava tekijä viljelyssä (esim. Shepherd ja Postma, 2000) ja sen puute vähentää sadon määrää tai huonontaa sen laatua. Pohjoisissa oloissa, joissa kasvukausi on lyhyt, käytetään viljelyssä typpilannoitteita. Lannoitteiden typpi on yleensä epäorgaanisessa muodossa, joka on kasveille käyttökelpoista ravinnetta, mutta huuhtoutuu myös herkästi pinta- ja pohjavesiin. Ihmisen toiminta onkin vaikuttanut paljon typen luonnolliseen kiertoon (Vitousek ym., 1997). Typpilannoitteiden liikakäyttö on rehevöittänyt pintavesiä (esim. Pietiläinen ym., 2008) ja nostanut pohjavesien nitraattipitoisuutta (esim. Rozemeijer ym., 2010). Kløven ym. (2013) mukaan ilmastomuutos tulee todennäköisesti lisäämään vesiliukoisten yhdisteiden, kuten nitraattitypen, kulkeutumista pohjavesiesiintymiin. Ihmisen toiminta on aiheuttanut muutoksia myös ilmakehän typpiyhdisteisiin sekä sitä kautta typpilaskeumaan (Vitousek ym., 1997). Maatalous tuo oman lisänsä laskeumaan, kun karjalannan ammoniakkaa vapautuu ilmakehään (Mattila, 2006). Laskeuman määrä vaihtelee Suomessa suuresti, ollen suurinta maatalousvaltaisessa Etelä- ja Länsi-Suomessa, jossa 70-80% typpilaskeumasta on epäorgaanista tyyppiä (Pietiläinen, 2008).

Maatalous on Suomessa merkittävä vesistöjen typpikuormittaja. Maatalouden vesistöihin kohdistuvan typpikuormituksen osuus eri kuormituslähteistä oli vuonna 2012 arviolta 56 %, kun vesistöihin tulevasta kuormasta laskeuman osuudeksi arvioitiin 12,5% (Suomen ympäristökeskus, 2013). Suomen liittyttyä EU:hun maatalouden vesiensuojeluun on kiinnitetty huomiota erityisesti ympäristötuen kautta (Akkula ym., 2010). Suomessa on tutkittu maatalouden ympäristötuen vaikutusta maatalouden ravinnekuormien vähentämisessä (esim. Granlund ym., 2005; Turtola ja Lemola, 2008; Akkula ym., 2010). Tutkimuksissa on huomattu, että maatalouden ympäristötuella ei ole vielä saatu aikaan toivottua tulosta typen kuormituksen vähentämisessä.

Salaojituksella on merkittävä rooli typen huuhtoutumisessa. Suomessa ja muissa maissa on todettu, että salaojien kautta kulkeutuu huomattavia määriä tyyppiä (esim. Seuna ja Kauppi 1981; Turtola ja Paajanen 1995; Larsson 1999; Paasonen-Kivekäs ym. 2008). Lisäksi viimeaikaisissa seurantalutkimuksissa on havaittu pohjavesivalunnan muodostavan merkittävän typpikuormituksen komponentin (Van der Eertwegh ym., 2006; Rozemeijer ym. 2010). Kasvukauden jälkeisellä syyskaudella tärkeä epäorgaanisen typen lähde on pellolle jääneiden kasvin jäänteiden hajoaminen eli orgaanisen typen mineralisoituminen (esim. Rankinen ym., 2008). Tärkeimmät huuhtoutumistapahtumat ovat kevätulanta sekä

syksyn sateista muodostuvat valunnat (esim. Puustinen ym., 2010). Vuodenaikojen ja vuosien hydrologiset ja meteorologiset erot säätelevät ravinnekuormitusta maanviljelytoimien ohella (esim. Vuorenmaa ym., 2002; Ekholm ym., 2007). Deelstra ym. (2009) arvioivat pohjoismaissa tehdyissä tutkimuksissa, että suuri osa ravinnehäviöistä ajoittuu talviaikaan. Aikaisemmin Suomessa tehdyssä tutkimuksessa todettiin, että leutoina talvina typen huuhtoutuminen on vähäisempää, sillä pellolta syntyi enemmän typpipäästöjä ilmakehään (Puustinen ym., 2004). Rankinen (2006) totesi, että ammoniumtyppeä kertyy kylmään ja kosteaan maahan. Ammoniumtyppi pysyy pidättyneenä maapartikkelien pinnoilla, sillä lämpötilan laskiessa ammoniumtypen hajoaminen vähentyy ja talviaikoina valuntatapahtumien vähäisyys hidastaa kulkeutumista.

Maatalouden ravinnekuormituksen pitkäaikaismuutoksia on tutkittu Suomessa 2000-luvulla. Vuorenmaa ym. (2002) tutkivat typen ja fosforin kulkeutumista maatalousmailta 1980- ja 1990-luvuilla, mutta eivät havainneet ravinnekuormissa selkeitä trendejä, joskin typpikuormat olivat hieman kasvaneet. Ekholm ym. (2007) havaitsivat viisivuotisessa tutkimuksessaan, jossa seurattiin useiden Etelä- ja Länsi-Suomessa sijaitsevien maatalousvaltaisten valuma-alueiden ravinnehuuhtoumia, että kokonais- ja nitraattitypen huuhtoumatrendit olivat nousevia, kun taas ammoniumtypen kokonaishuuhtouma oli laskusuunnassa. Suomen viljelysmaiden typpitaseissa on havaittu lannoitteiden käytön vähentymistä (Salo ja Lemola, 2010), vaikka maatalouden vesistöihin aiheuttaman typpikuormituksen arvioidaan edelleen olevan 10–20 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (esim. Paasonen-Kivekäs 2009).

Ravinteiden ja muiden aineiden kulkeutumiseen vaikuttavat paikalliset olosuhteet, kuten maaperän laatu ja pinnan topografia. Etelä- ja Länsi-Suomessa sijaitsevilla pelloilla viljely perustuu salaojitukseen ja pellot ovat tyypillisesti savimaita. Näissä kuivuminen muodostaa maaperään kutistumishalkeiluverkkoja, jotka paisuvat umpeen kosteuden vaikutuksesta (esim. Rasa ym. 2009). Koska savimatriisi johtaa vettä huonosti, on kutistumishalkeamilla ja muilla suurilla maahuokosilla, kuten lierojen onkaloilla ja kasvien juurikanavilla, suuri merkitys profiilin hydraulisiin ominaisuuksiin (esim. Beven ja Germann, 1982). Savipellon veden virtauksen sekä ravinteiden ja kiintoaineen kulkeutumisen mallintamisessa on oleellista ottaa huomioon näiden ns. makrohuokosrakenteiden vaikutus (esim. Rasa ym., 2009). Savipelloilla merkittävä osa salaoja- ja pohjavesivalunnasta on peräisin makrohuokosista savimaan rakenteellisuudesta johtuen (esim. Mohanty ym., 1998).

Ravinnepäästöt vesistöihin syntyvät maataloudessa monista pienistä, toisistaan poikkeavista ja usein vaikeasti mitattavista lähteistä (Pietiläinen, 2008). Ongelmia aiheuttaa mm. se, että ravinteet kertyvät laajoilta alueilta, joilla on myös muita ravinnelähteitä, kuten taustakuormitus (esim. Finér ym., 2010). Laskentamalleilla voidaan yleistää kokeellisesta tutkimuksesta saatua mittaustietoa ja arvioida kuormitusta peltoalueilta, joilta ei ole olemassa empiiristä tietoa. Kokeellinen tutkimus on tärkeä osa mallikehityksessä, koska ilman sitä matemaattisten mallien epävarmuudet kasvavat liian suuriksi. Kehittyneillä laskentamalleilla voidaan tutkia tarkemmin pellolla tapahtuvia monimutkaisia prosesseja ja niiden aiheuttamaa kuormitusta. Typpitaselaskelmia (esim. Salo ja Turtola, 2006; Rankinen ym., 2008; Korpelainen, 2014) ja erilaisia matemaattisia malleja käytetään enenevässä määrin maatalouden kuormituksen ja siihen vaikuttavien tekijöiden arvioimiseen (Granlund ym. 2010).

Tutkimushankkeissa on mahdollista mitata rajallisten resurssien vuoksi vain osaa peltoalueen vesi- ja ainetaseen komponenteista. Matemaattisilla malleilla voidaan yhdistää hajanainen mittausaineisto yhteen kvantitatiiviseen järjestelmään ja arvioida eri muuttujien ja prosessien vaikutuksia tutkitussa systeemissä. Typen kulkeutumista on tutkittu jo pitkään, ja kulkeutumisen kuvaamiseen on kehitetty useita matemaattisia, eri tarkoituksiin soveltuvia, malleja eri ominaisuuksilla. Nämä voidaan jaotella pelto- ja valuma-alueittakaavan malleihin (Granlund ym. 2010). Tässä työssä keskitytään peltomittakaavassa tehtävään mallintamiseen. Peltomittakaavassa toimivat mallit mahdollistavat typen prosessien yksityiskohtaisen tarkastelun ja kuormituksen laskemisen. Suomessa ja muissa pohjoismaissa on COUP-mallilla (Jansson ja Karlberg, 2010) tutkittu hydrologisia prosesseja ja epäorgaanisen typen huuhtoutumista peltomaassa (esim. Larsson 1999; Granlund ym., 2000; Rankinen ym., 2008). GLEAMS-mallilla (Leonard ym., 1987) on tarkasteltu mallin soveltuvuutta pitkäaikaisten typpihuuhtoumien arvioimiseen (Knisel ja Turtola, 2000). DRAINMOD-malli (Skaggs, 1982) ja siitä jatkokehitetyt versiot ovat olleet käytössä useissa tutkimuksissa Ruotsissa (esim. Salazar ym., 2009) ja Pohjois-Amerikassa (esim. Brevé ym., 1998; Dayaani ym., 2010). Valuma-alueiden kuormituksen mallinnuksessa tarkastellaan isompia alueita maankäytön mukaan. Esimerkiksi INCA-N mallia (esim. Whitehead ym., 1998; Wade ym., 2002) on käytetty pohjoisissa oloissa typen huuhtoutumiseen liittyvien prosessien arvioimiseen (Rankinen, 2006).

Monet typen kulkeutumisen ja prosessien laskentaan käytetyt mallit kuvaavat kulkeutumista ja prosesseja yksiulotteisissa peltoprofiilissa (esim. COUP, DRAINMOD, ANIMO). Osassa näistä malleista ammoniumtyppi kuvataan liikkumattomana varastona ja sen prosessit rajautuvat hajoamiseen (esim. DRAINMOD-N, GLEAMS). Vesi- ja ainemalli voivat olla myös toisistaan erillisiä malleja. Esimerkiksi ANIMO-ainemallia (Groenendijk ja Kroes, 1997; Kroes ja Roelsma, 1998) on käytetty SWAP-mallin (van Dam, 2000) kanssa peltojen ravinnehuuhtoumien arvioimiseen (esim. Marinov ym., 2005).

## **1.2 Tutkimuskysymykset ja tavoitteet**

Tässä tutkimuksessa pyrittiin selvittämään, mitkä tekijät säätelevät typen kulkeutumisen ja huuhtouman ajankohtaa sekä suuruutta kasvukauden jälkeisinä syksyinä. Tutkittava ajanjakso ajoittui syyskuusta joulukuuhun, jolloin syyssateet säätelivät valuntatapahtumia, ja haihdunta oli vähäistä. Menetelmänä käytettiin matemaattista mallintamista, jota testattiin koepelloilta kerätyllä mittausaineistolla. Typen prosessien ja kulkeutumisen tarkempi ymmärtäminen on tärkeää, kun halutaan hallita maatalouden typpihuuhtoumia.

Työssä oli kaksi päätavoitetta: 1) kehittää kolmiulotteiseen hydrologiseen FLUSH-malliin (Warsta, 2011; Turunen ym., 2013; Warsta ym., 2013a; b) geneerinen aineiden kulkeutumismalli sekä 2) soveltaa kehitettyä laskentamallia typen prosessien kuvaamiseen salaojitetulla savipellolla. FLUSH on kehitetty alun perin salaojitettujen savipeltojen vesitaseen ja eroosion tarkasteluun. Mallilla voi nykyään kuvata myös talvioloja, kuten lumen kerääntymistä ja sulamista sekä maaperän jäätymistä. Kulkeutumismallin kehitysvaiheessa pyrittiin soveltamaan kolmiulotteista FLUSH-mallia yhdessä ulottuvuudessa veden virtauksen ja aineiden kulkeutumisen kuvaamisessa. Työn tavoitteena oli, että kulkeutumismallia voidaan jatkossa soveltaa myös muille aineille, suuremmille alueille ja useammassa ulottuvuudessa.

Työssä sovellettiin aineiden kulkeutumismallia PVO2-hankkeen Nummelan koekentällä kuvaamalla typen kulkeutumista. Sovelluksen tavoitteena oli tutkia kulkeutumiseen vaikuttavien tekijöiden osuutta kasvukauden jälkeisien syksyjen huuhtoumiin, sekä pystyä

kuvaamaan biologisten muutosreaktioiden vaikutusta huuhtoumiin syyskaudella silloin, kun ympäristötekijät rajoittavat mikrobiologista aktiivisuutta. Tässä työssä olosuhteiden vaikutuksia reaktioihin tutkittiin lämpötilan ja kosteuden osalta. Tutkimuksessa tavoitteena oli hyödyntää tutkimuskohteista mitattujen maan hydraulisten ominaisuuksien sekä typen kulkeutumiseen liittyviä tietoja kulkeutumis- sekä vesimallin parametrisoinnissa.

Oleellista typen kulkeutumisen kuvaamisessa ovat useiden eri fraktioiden samanaikaiset liikkeet pellon pinnalla ja maaperässä sekä niiden muodostamat reaktioketjut, joiden kuvaukset malliin oli tavoitteena kehittää. Savimaissa oikovirtauksilla on suuri merkitys liukoisen typen kulkeutumiselle pellon pintaosista salaojiin ja pohjaveteen (esim. Mohanty ym., 1998). Tavoitteena oli pystyä kuvaamaan kulkeutumista sekä maamatriisissa että makrohuokosissa.

Työ rakentuu kirjallisuustutkimuksesta, mallikehityksestä sekä sovellusosasta. Työn kirjallisuusosuudessa on selvitetty typen kierron prosessien teoriaa sekä kulkeutumisen matemaattista kuvausta. Lisäksi perehdyttiin olemassa oleviin typpi- ja ainemalleihin sekä näiden toteutuksiin. Kirjallisuusosuudessa myös tutustuttiin aikaisemmin pohjoisissa oloissa tehtyihin empiirisiin ja mallinnustyyppitutkimuksiin. Menetelmät-osuudessa on kuvattu nykyisen FLUSH-mallin ominaisuudet sekä ohjelmarakenteen pääpiirteet. Näiden lisäksi kuvattiin aineen kulkeutumismallin konseptuaalinen, matemaattinen sekä numeerinen malli. Tutkimuksen sovellusosuudessa kulkeutumismallin toiminta typen kulkeutumisen ja prosessien kuvaamiseen selvitettiin soveltamalla sitä Etelä-Suomessa sijaitsevalle peltolohkelle kasvukauden ulkopuolella. Tuloksissa tarkasteltiin myös aineen kulkeutumismallin herkkyyttä vesi- ja aineparametrisoinnille.

Tämä työ tehtiin osana Pellon vesitaloudellinen optimointi 2 –hanketta, jota edelsi Pellon vesitaloudellinen optimointi –hanke. Kummassakin hankkeessa tutkittiin koepeltojen salaojitustekniikoiden eroja sekä niiden vaikutuksia pellon ravinnekuormitukseen, vesitaseeseen sekä satoon. Ensimmäinen hanke alkoi vuonna 2006 ja toinen vaihe vuonna 2011. Hankkeeseen kuului useita koekenttiä ympäri Suomea.

## 2 Kirjallisuuskatsaus

Kirjallisuuskatsauksessa selvitettiin typen käyttäytymiseen liittyvien reaktioiden teoriaa sekä tutustuttiin typen mallinnuksen periaatteisiin ja muissa malleissa käytettyihin ratkaisuihin sekä pohjoisissa oloissa tehtyihin typpitutkimuksiin.

### 2.1 Typen kierto

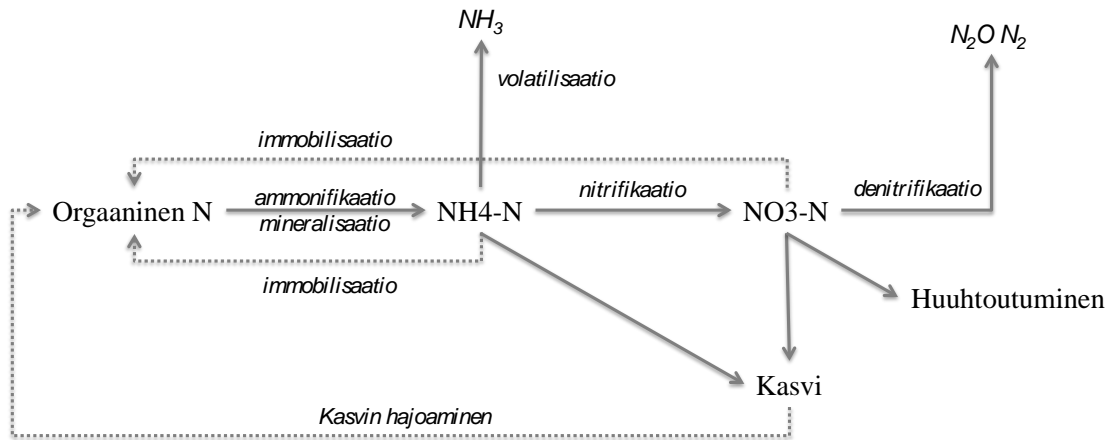
Suurin typpivarasto maapallolla on ilmakehä. Sen typpimolekyyleillä ( $N_2$ ) on vahva kolmoissidos, jonka purkaminen vaatii suuren määrän energiaa (esim. Canfield ym., 2010). Eräät maassa tai kasvien juurissa elävät bakteerit pystyvät muuntamaan ilmakehän typen epäorgaaniseen muotoon (esim. Vitousek ym., 1997). Tämän biologisen typensidonnan seurauksena maaperän kokonaistyppimäärä lisääntyy. Myös sadeveden mukana tulee typen eri fraktioita ilmakehästä maahan. Ihmisen toiminnalla on vaikutusta typen kiertoon, esimerkiksi ilmakehässä esiintyvien typen fraktioiden määrään ja muotoihin (esim. Canfield ym., 2010), mikä taas vaikuttaa suoraan laskeuman suuruuteen (esim. Vitousek ym., 1997). Typen kierron eri prosessit maaperässä on havainnollistettu kuvassa 1.

Maaperän tpestä suurin osa on orgaanisessa muodossa, osana maan orgaanista ainesta (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009). Mineralisaatiossa orgaanisen aineksen typpi muuttuu epäorgaaniseen muotoon. Vastakkaista reaktiota, jossa maan organismit käyttävät epäorgaanista typpeä solujensa rakennusaineeksi, kutsutaan immobilisaatioksi. Nettomineralisaatio on näiden kahden vastakkaisen reaktion erotus ja sen määrä on riippuvainen maaperän typpi-hiili-suhteesta (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009). Orgaanisen typen mineralisaatioon, sekä muihin muutosreaktioihin, vaikuttavat useat ympäristökijät. Ammoniumtypen muodostumisessa orgaanisen aineksen sisältämä typpi hapettuu ammoniakkin kautta ammoniumtypeksi. Ammoniumtyppeä muodostuu vain riittävän happamassa maassa, sillä jos maaperässä ei ole tarpeeksi vapaita  $H^+$ -ioneja, kaasumuotoinen ammoniakki haihtua ilmakehään ennen ammoniumtypen muodostumista (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009). Lämpimässä ja kosteassa maassa ammoniakkin haihtuminen on merkittävä reitti ilmakehän typpipäästöille (Mattila, 2006), mikä vaikuttaa myös typen kokonaishäviöön, typpihuuhtoumiin ja kasvien typenottoon. Ammoniakkin haihtumisen tuloksena vähemmän ammoniumtyppeä huuhtoutuu vesistöihin tai on käytettäväksi kasvien ravinteeksi. Haihtunut ammoniakki ei kulje pitkiä matkoja, vaan palaa maahan laskeumana hyvin lähellä alkulähdettään (esim. Mattila, 2006).

Orgaanista ainesta on useimmiten enemmän ylemmissä maakerroksissa (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009). Syyskaudella mineralisaatioon vaikuttaa näiden ylempien maakerrosten happitilanne sekä maan lämpötilan lasku (esim. Koskiaho ym., 2002). Ylemmät maakerrokset ovat myös herkimpiä lämpötilanmuutoksille (esim. Rankinen, 2006). Mineralisaatio on sidoksissa myös maan biomassaan, joka on yksi määräävistä tekijöistä siinä, kuinka paljon orgaanista typpeä muuttuu epäorgaaniseen muotoon (esim. Shepherd ja Postma, 2000).

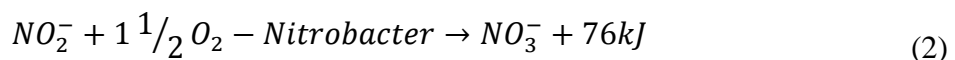
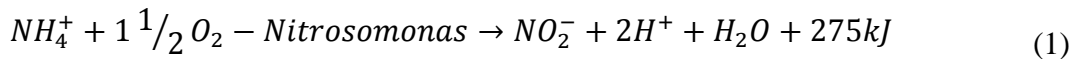
Kasvit ottavat typpeä maasta juurillaan ja käyttävät ravinteena pääasiassa epäorgaanisia typen fraktioita, ammonium- ja nitraattityppeä. Nitraattityppi on näistä pysyvämpi muoto. Ammoniumtyppi hapettuu herkästi nitraattitypeksi, mutta se myös pidättyy maassa kiinnittymällä maapartikkeleihin positiivisen varauksensa ansiosta. Toisin kuin ammoniumtyppi nitraattityppi ei kiinnity maapartikkeleihin vaan liukenee herkästi veteen ja kulkeutuu virtauksen mukana. Kasvin typenotossa epäorgaaninen typpi yhdistyy osaksi

orgaanista ainesta ja kasvin hajotessa sen sisältämä typpi palaa maaperän orgaanisen typen varastoon. (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009)



Kuva 1. Typen kierto maaperässä.

Bakteeritoiminta säätelee typpireaktioiden suuntaa sekä nopeutta (esim. Canfield ym., 2010). Hapellisessa maassa ammoniumtyppi hapettuu nitraatiksi kahdessa peräkkäisessä eksotermisessä reaktiossa, joiden lämpöenergiaa bakteerit käyttävät elintoimintoihinsa (esim. Gerald, 2002). Nitrifikaation ensimmäisessä vaiheessa ammoniakki hapettuu bakteerien soluhengityksessä nitriitiksi ja samalla vapautuu vetyioneja ( $H^+$ ). Vetyioneilla on hapettava, pH:ta alentava, vaikutus. Toinen vaihe on ensimmäistä nopeampi ja siinä nitriitti hapettuu edelleen nitraatiksi, joka on typen hapetusmuodoista pysyvämpi (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009).



Kaavoissa (1) ja (2) esitetyt nitrifikaatiobakteerit ovat pääasiallisesti vastuussa maassa tapahtuvasta nitrifikaatiosta. Niitä tavataan lähinnä maan pinnan alapuolisissa kerroksissa, koska ultraviolettisäteilyllä on niihin tuhoava vaikutus (esim. Gerald, 2002; Canfield ym., 2010). Kummatkin reaktiot tapahtuvat bakteerisolun sisällä ja molempiin tarvitaan vapaata molekyylihuotoista happea (Gerald, 2002). Kokonaisreaktio on lämpötilariippuvainen, sillä bakteerien kasvunopeus on sidoksissa lämpötilaan.

Denitrifikaatioreaktio tapahtuu hapettomissa oloissa ja on monimutkaisempi prosessi nitrifikaatioon verrattuna (McLaren, 1976). Reaktiossa nitraattityppi pelkistyy kaasumaiseen muotoon, sillä maaperän nitriitti- ja nitraattityppi ovat erälle mikrobeille hapen lähde. Reaktion lopputuloksena ilmaan vapautuu typpioksiduulia,  $N_2O$ , tai molekulaarista typpiä,  $N_2$  (esim. Canfield ym., 2010). Kumpaan reaktiotuotteeseen päädytään, vaihtelee reaktioympäristön olosuhteiden mukaan. Esimerkiksi maatalouspelloilta on mitattu suuria dityppioksidin pitoisuuksia (Regina ym., 2013). Maanviljelylle kasvukauden aikainen denitrifikaatio on haitallista, sillä sen seurauksena vähemmän nitraattityppiä on käytettävissä kasvin ravinteeksi. Toisaalta

denitrifikaatioreaktio vähentää huuhtoutumisalttiin nitraattitypen määrää, mitä hyödynnetään maatalouden vesiensuojelussa (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009)

Typhen huuhtoutumiseen maaveden mukana vaikuttaa reaktioiden lisäksi sen kyky pidäytyä maahiukkasiin. Pidätynyt aine voi kulkeutua maahiukkasten mukana eroosion vaikutuksesta (esim. Taskinen ja Bruen 2007b). Positiivisesti varautunut ammoniumtyppi pidättyy herkästi negatiivisesti varautuneiden savipartikkelien kationinvaihtopinnoille. Kationinvaihtokapasiteetti riippuu vaihtopaikkojen määrästä, maan varauksen laadusta sekä vaihtoon osallistuvista ioneista (esim. Hillel, 1998). Savimineraaleilla on pääasiassa pysyvä, pH:sta riippumaton negatiivinen sähkönvaraus (esim. Hillel, 1998). Pidätynyt ammoniumtyppi vapautuu vähitellen takaisin kasvien käyttöön sekä on nitrifikaatiobakteerien käytössä myös pidättyneessä muodossa (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009).

Typpeä huuhtoutuu pelloilta eri muodoissa pinta- ja pohjavesiin. Nitraattitypen huuhtoutumishäviöt ovat tyypillisesti suuremmat ammoniumtyypeen verrattuna (esim. Paasonen-Kivekäs ym., 1999). Kokonaistyyppihuuhtoumaan vaikuttaa myös liukoisen orgaanisen typhen huuhtoutuminen. Epäorgaaniset typpifraktiot ovat huomattavasti vesiliukoisempia kuin orgaaniset muodot. Eteläsuomalaisista savipelloista 80% on salaojitettu viljelytoiminnan edistämiseksi (esim. Turtola ja Paajanen, 1995). Salaojituksen tarkoituksena on poistaa ylimääräinen vesi ja pitää peltomaa riittävän kuivana maanviljelyn käyttötarkoituksiin. Salaojitus on kuitenkin lisännyt liukoisen typhen huuhtoutumista (esim. Seuna ja Kauppi, 1981; Turtola ja Paajanen, 1995). Ylemmissä maakerroksissa on kuivatuksen sekä maanmuokkauksen ansiosta parempi happipitoisuus, joka lisää mineralisaatiota ja vähentää denitrifikaatiota (esim. Koskiahho ym., 2002). Sadetapahtumilla on suora vaikutus typpihuuhtoumiin. Rankat sadetapahtumat huuhtovat pellon ravinteita pinta- ja salaojavaluntaan, mutta myös huomattavia määriä uskotaan joutuvan pohjaveteen (esim. Van der Eertwegh ym., 2006; Rozemeijer ym., 2010). Savimailla makrohuokokset ovat tärkeitä veden virtaus- ja aineiden kulkeutumisreittejä salaojiin (esim. Mohanty ym., 1998) koska savimatriisin hydraulinen johtavuus on huono.

## 2.2 Aineiden kulkeutumisyyhtälö

Laskentamalleilla on mahdollista kvantifioida aineiden kulkeutumista peltomaassa ja kulkeutumiseen liittyviä prosesseja kuvataan malleissa vaihtelevalla tarkkuudella riippuen niiden käyttötarkoituksista. Prosessipohjaisissa malleissa aineiden reaktioita ja kulkeutumista kuvataan yleensä tavallisilla tai osittaisdifferentiaaliyhtälöillä (esim. Meerschaert ja Tadjeran, 2004), jotka ratkaistaan numeerisilla menetelmillä. Joissain erikoistapauksissa yhtälöt voidaan ratkaista myös analyyttisesti (esim. van Genuchten ja Wierenga, 1976). Aineiden kulkeutumisyyhtälössä (3) kulkeutumista kuvataan advektio- ja dispersiomekanismeilla. Advektio kuvaa aineen kulkeutumista virtauksen mukana, kun taas dispersiolla simuloidaan pitoisuusrintaman hajoamista väliaineen ominaisuuksien ja molekulaarisen diffuusion vaikutuksista. Maaperässä väliaineesta johtuva dispersio syntyy virtausnopeuksien ja suuntien vaihteluista huokostilassa (esim. Rose, 1977). Molekulaarisessa diffuusiosta pitoisuuserot maavedessä tasaantuvat, kun ainetta kulkeutuu suuremmasta pitoisuudesta pienempään molekyylien lämpöliikkeen vaikutuksesta. Aineen kulkeutuminen voidaan esittää muodossa:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial t} - \frac{\partial S}{\partial c} \pm \kappa \quad (3)$$



missä  $c$  [ $M L^{-3}$ ] on aineen pitoisuus,  $D$  [ $L^2 T^{-1}$ ] on dispersiokerroin,  $v$  [ $L T^{-1}$ ] on veden virtausnopeus,  $S$  [ $M M^{-1}$ ] on pidättyneen aineen määrä ja  $\kappa$  [ $M L^{-3}$ ] kuvaa aineen hajoamisen vaikutusta pitoisuuteen.

Aineen pidättyminen voidaan kuvata tasapainotilan sorptiolla tai aikariippuvaisesti kineettisellä sorptiolla, jossa pidättyvän (adsorptio) ja liukenevan (desorptio) aineen määrä muuttuu ajan suhteen (esim. Bahr ja Rubin, 1987). Tasapainotilan sorptiossa pidätyspaikkoja voidaan kuvata äärettömällä tai äärellisellä määrällä, mihin voidaan käyttää erilaisia adsorptioisotermejä, jotka kuvaavat maahan pidättyneen aineen määrän suhdetta maamassaan. Yleisimpiä isotermejä ovat lineaarinen, Freundliuchin ja Langmuirin isotermit. Lineaarista isotermiä (kaava 4) voidaan käyttää silloin, kun liukoisen aineen määrä maavedessä on pieni mahdollisiin pidättymispaikkoihin verrattuna:

$$S = K_D c \quad (4)$$

missä  $K_D$  [ $L^3 M$ ] on jakaantumiskerroin. Freundlichin isotermi (kaava 5) sopii lineaarisen isotermin tavoin tilanteisiin, joissa pidätyspaikkojen määrä on suuri pidättyvien aineiden määrään verrattuna, sillä kaavoissa (4) ja (5) pidättyneen aineen määrään ei vaikuteta pidätyspaikkojen määrällä. Freundlichin isotermi lasketaan kaavalla:

$$S = K_F c^N \quad (5)$$

missä  $N$  [-] on kokeellinen parametri, joka määritetään maalajikohtaisesti tietyllä jakaantumiskertoimella ja se muodostaa parametriparin  $N:n$  kanssa (esim. Goldberg, 2005). Näitä pareja ei tule erottaa eli parametrin  $N$  arvoa ei voida muuttaa jakaantumiskerrointa muuttamatta.

Langmuirin isotermissä (kaava 6) otetaan huomioon pidätyspaikkojen äärellinen määrä (esim. Bahr ja Rubin, 1987). Kun konsentraatio on riittävän suuri, kaikki pidätyspaikat ovat käytössä, eikä isotermi enää kasva konsentraation suurentuessa (esim. Goldberg, 2005). Isotermi esitetään kaavalla:

$$S = \frac{K_L b c}{1 + K_L c} \quad (6)$$

missä  $b$  [-] kuvaa pidätyspaikkojen maksimimäärää, joka määritetään kokeellisesti jakaantumiskerroin  $K_L$  kohtaisesti. Myös Langmuirin isotermissä pidättymispaikkojen maksimimäärää kuvaava parametri  $b$  muodostaa parin jakaantumiskertoimen kanssa. Lineaarista isotermiä voidaan käyttää tilanteissa, joissa isotermien parametreja ei tunneta (esim. Goldberg, 2005).

Aineen kulkeutumisyhtälössä hajoaminen voidaan laskea reaktionopeutta kuvaavalla kertoimella. Reaktionopeus esitetään usein nollannen tai ensimmäisen kertaluvun reaktiona tai käyttämällä Michaelis-Menten kinetiikkaa (esim. Cabrera ym., 2008). Nollannen kertaluvun reaktio ei ole riippuvainen hajoavan aineen pitoisuudesta (esim. Cabrera ym., 2008):

$$\frac{\partial c}{\partial t} = k_b \quad (7)$$

missä  $k_b$  [-] on reaktion nopeuskerroin, joka voi olla riippuvainen ulkoisista tekijöistä (esim. lämpötila, kosteus, pH). Ensimmäisen kertaluvun reaktiossa huomioidaan hajoavan aineen pitoisuus (esim. Cabrera ym., 2008):

$$\frac{\partial c}{\partial t} = k_b c \quad (8)$$

Michaelis-Menten kinetiikassa hajoamisreaktio on riippuvainen ainetta käyttävän mikrobiologisen populaation kasvunopeudesta (esim. Cabrera ym., 2008):

$$\frac{\partial B}{\partial t} = \lambda B \quad (9)$$

missä  $B$  [-] on populaation määrä ja  $\lambda$  [-] on populaation kasvunopeus, joka lasketaan:

$$\lambda = \frac{\lambda_{max} c}{(K_c + c)} \quad (10)$$

missä  $\lambda_{max}$  [-] on maksimikasvunopeus ja  $K_c$  [-] on aineen pitoisuus, jossa puolet maksimikasvunopeudesta on saavutettu. Muutosreaktion nopeus lasketaan:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{\partial B}{\partial t} \frac{1}{Y} \quad (11)$$

missä  $Y$  [-] on mikrobiaktiivisuus.

Typen mallintamisessa tulosten epätarkkuutta voidaan vähentää kokeellisesti määritetyillä reaktiokertoimilla, sillä reaktioiden nopeuksien tiedetään olevan riippuvaisia ympäristöoloista. Biologisten reaktioiden nopeuksien mittaaminen on usein haastavaa ja vaatii monimutkaiset koejärjestelyt. McLaren (1976) kehitti matemaattisen mallin biohajoamisen reaktiokertoimien laskemiseen. Tutkimuksessa osoitettiin, että mielekkäiden reaktiokertoimien määrittämisessä on otettava huomioon biomassan määrä, joka liittyy kyseiseen reaktioon eli esimerkiksi nitrifikaatiossa maaperän nitrifioivien bakteerien määrä. Denitrifikaation ja nitrifikaation kertoimet voidaan laskea funktiolla, jossa huomioidaan reaktiosyvyys maan pinnasta, veden virtaus ja hydrodynaaminen dispersio sekä biomassa (McLaren, 1976).

### 2.3 Typpimallit

Typen kulkeutumisen kuvaamiseen on kehitetty suuri määrä erilaisia matemaattisia malleja, jotka voidaan jakaa tilastollisiin, empiirisiin, prosessipohjaisiin ja paikkatietopohjaisiin malleihin. Tilastolliset ja empiiriset mallit on johdettu mittaustuloksista, kun taas prosessipohjaisissa malleissa pyritään kuvaamaan kulkeutumiseen liittyviä prosesseja eri tarkkuuksilla riippuen mallin käyttötarkoituksesta. Tässä kappaleessa käsitellään peltomittakaavassa toimivia typpimalleja, mutta malleja on kehitetty myös valuma-alue- ja valtakunnallisiin mittakaavoihin. Osa malleista on pistemäisiä, kun taas toiset hajauttavat tutkittavan alueen pikseleihin tai laskentasoluihin ja kuljettavat typpeä solujen välillä. Katsausartikkeleita typpi- ja ainemalleista ovat aikaisemmin julkaisseet esim. Parsons ym. (2001) ja Šimunek ym. (2003). Taulukkoon 1

on koottu aineiden kulkeutumisen kuvaamiseen kehitettyjä peltomittakaavanmalleja ominaisuuksineen.

Taulukko 1. Peltomittakaavan typpimallien ominaisuudet. NO = nitraattityppi, NH = ammoniumtyppi, DON = liukoinen orgaaninen typpi, SOM = maan orgaanisen aineksen typpi, MN = mineralisaatio, NIT = nitrifikaatio, DNI = denitrifikaatio, UPN = kasvin typenotto, BD = biohajoaminen, LIN = lineaarinen, FR = Freundlich, LM = Langmuir, KS = kineettinen sorptio, concep. = konseptuaalinen, adv. = advektio, ADE = advektio-dispersio-yhtälö.

Malli	Dim.	aika	Typen fraktiot	Typen reaktiot	Sorptio	Makro
ADAPT	1D	h/d/a	NO,NH,ON	MN,NIT,DNI,UPN	LM	concep.
ANIMO	1D	d	NO,NH,DON,SOM	MN,NIT,UPN	FR,LM,KS	ADE
COUP	1D	d	NO,NH,DON,SOM	IM,MN,NIT,DNI,UPN	LIN	concep.
CROPWATN	1/2D	d	NO,SOM	MN,DNI,UPN	-	adv.
DAISY	1/2D	h	NO,NH,ON	IM,MN,NIT,DNI,UPN	FR,LM	ADE
DRAINMOD-N	1D	h/d/a	NO,ON	NIT,DNI,UPN	-	-
DRAINMOD-NII	1D	h/d/a	NO,NH,DON,SOM	MN,NIT,DNI,UPN	LIN	-
GLEAMS	1D	h/d/a	NO,ON	MN+NIT,DNI,UPN	LM	-
HYDRUS	1/2/3D	h	geneerinen	BD,UPN	FR,KS	ADE
ICECREAM	1D	h/d/a	NO,ON	MN+NIT,DNI,UPN	LM	-
LEACHM	1D	d	geneerinen	BD,UPN	LIN	-
MACRO	1D	d	geneerinen	BD,UPN	FR,KS	adv.
SWAP	1D	d	geneerinen	BD,UPN	FR	concep.

SWAP-malli (van Dam, 2000) on avoimen lähdekoodin, ilmainen ohjelma, jota kehitetään Wageningenissa Hollannissa. Sillä kuvataan hydrologisia prosesseja sekä lämpö- ja ainetalouksia. ANIMO-mallia kehitetään myös Wageningenissa ja se on SWAP-mallin tavoin ilmainen, mutta ohjelmakoodiltaan rajatumpi. Mallilla kuvataan typen, fosforin ja hiilen kiertoa peltomaassa (esim. Groenendijk ja Kroes, 1997; Kroes ja Roelsma, 1998). SOIL, SOIL-N ja COUP-mallit ovat avoimen lähdekoodin ohjelmia ja kuuluvat samaan Ruotsissa kehitettyyn prosessimalliperheeseen (Jansson ja Karlberg, 2010). Niillä kuvataan veden, lämmön ja aineiden liikkeitä. MACRO-malli (Larsson ja Jarvis, 1998) on ilmainen suljetun lähdekoodin ohjelma, joka on kehitetty Ruotsissa. Sillä kuvataan veden ja aineiden kulkeutumista. CROPWATN on Suomessa kehitetty vesi-typpi-kasvi-systeemin kuvaava malli (Karvonen ja Kleemola, 1995). DAISY-malli (Hansen ym., 1990) on Tanskassa kehitetty avoimen lähdekoodin ohjelma, jota käytetään vesi-kasvi-typpi-systeemin kuvaamiseen.

SWMS\_3D (Simunek ym., 1995) on Yhdysvalloissa kehitetty veden ja aineiden kuvaamiseen tarkoitettu kolmiulotteinen vapaan lähdekoodin malli. Siitä edelleen kehitetyt HYDRUS-1D (ilmainen) ja -2D (kaupallinen) (Simunek ja van Genuchten 2008) ovat geneerisiä kyllästymättömän ja kyllästyneen vyöhykkeen prosessipohjaisia koodeja, jotka kuvaavat hydrologisia sekä lämpö- ja aineprosesseja maaperässä (suljettu koodi). DRAINMOD (esim. Skaggs, 1982) on Yhdysvalloissa kehitetty salaojasuunnitteluun suunnattu prosessipohjainen malli, josta on myös johdettu erityisesti typen prosesseihin erikoistuneita versioita DRAINMOD-N (Brevé ym., 1997) ja DRAINMOD-NII (Youssef ym., 2005). CREAMS (Knisel, 1980) ja GLEAMS (Leonard ym., 1987) ovat Yhdysvalloissa alunperin pohjaveden kuormituksen kuvaamiseen tarkoitettuja huuhtoutumismalleja, joiden ainekomponentti on tarkoitettu vain typen ja fosforin prosessien kuvaamiseen. Suomessa GLEAMS ja CREAMS malleista on jatkokehitetty

kylmiin oloihin soveltuva ICECREAM (esim. Rekolainen ja Posch, 1993). ADAPT (Leonard et al., 1987; Desmond ym., 1996) on GLEAMS mallista johdettu vesitasemalli, jonka vesikomponenttia on kehitetty salaojitetulle pellolle sopivammaksi. LEACHM (Wagenet ja Hutson 1986) on myös Yhdysvalloissa kehitetty yksiulotteinen geneerinen kemiallisten aineiden kulkeutumiseen tarkoitettu malli, jonka lähdekoodi on tutkimuskäyttöön saatavilla. MODFLOW (McDonald ja Harbaugh, 1988) on Yhdysvaltojen geologisen tutkimuskeskuksen kehittämä 3D pohjavesimalli (avoin koodi, mutta myös kaupallisia versioita), jossa ei ole ainekomponenttia vaan aineen kulkeutumiseen on liitettävä erillinen ainemalli (esim. MT3DMS).

Savimaiden maamatriisin hydraulinen johtavuus on heikko, joten makrohuokosilla on tärkeä rooli veden virtauksessa ja aineiden kulkeutumisessa pellon pinnalta salaojiin. DRAINMOD-malli huomioi epäsuorasti makrohuokosten vaikutuksen veden virtaukseen, koska osa vedestä ohjataan välittömästi sateen jälkeen pohjavesivarastoon ja malli asettuu heti sateen jälkeen hydrauliseen tasapainoon (esim. Brevé ym., 1997; Karvonen, 2009). GLEAMS ja ADAPT kuvaavat konseptuaalisesti makrohuokosten vaikutusta veden virtaukseen ja aineen kulkeutumiseen, eikä makrohuokosten vesimäärää lasketa eksplisiittisesti. COUP-mallissa makrohuokosten nopea veden virtaus ja siten myös aineiden kulkeutuminen lasketaan ns. *bypass*-virtauksella, jossa osa vedestä kulkee kerroksen ohi seuraavaan alempaan kerrokseen. CROPWATN, HYDRUS ja MACRO ovat kaksihuokosmalleja, joissa erotetaan hitaan kulkeutumisen matriisihuokossysteemi ja oikovirtausreitit kuvaava makrohuokossysteemi. *dual-porosity* -tyyppisissä malleissa veden ja aineen liikkeet rajoittuvat makrohuokossysteemiin, kun taas matriisi toimii varastona, jossa vesi ja aineet eivät voi liikkua. *dual-permeability* -tyyppisissä malleissa vesi ja aineet voivat liikkua kummassakin huokossysteemissä. LEACHM ei huomioi maan makrohuokoisuutta, eikä pellon pinnan veden virtausta tai laatua. HYDRUS-3D mallista puuttuu maaperän pinnan kuvaus, minkä vuoksi mallilla ei voida kuvata pintavirtailua eikä lumen kertymistä maan pinnalle.

Pohjoisissa oloissa lumen kertyminen pellon pinnalle on huomioitava ympärivuotisessa mallinnuksessa. DAISY kuvaa lumen sulamista funktiolla, jossa huomioidaan ilman lämpötila, lyhytaalto säteily sekä maan pinnan lämpö. GLEAMS ja siitä johdetut mallit huomioivat lisäksi myös lumen tiivistymisen. COUP kuvaa lumen kertymistä ja sulamista empiirisellä funktiolla tai energiatasefunktiolla. DRAINMOD, MACRO ja SWAP kuvaavat lumen kertymistä ja sulamista ilman lämpötilan mukaan.

Maaperän orgaaninen aines koostuu monista erilaisilla toimivista varastoista, kuten humuksesta ja kasvin jäänteistä. Orgaanisen aineksen tyyppi voi olla kiinnittynyt kiinteään ainekseen kemiallisin sidoksin sekä esiintyä liukoisessa muodossa. ANIMO ja COUP kuvaavat myös liukoisen orgaanisen aineksen kulkeutumista. Kummassakin mallissa on kolme orgaanisen typen varastoa, jotka on tarkoitettu eri orgaanisen aineksen lajeille kuten humukselle ja kasvin jäänteille. GLEAMS ja siitä johdetut ICECREAM sekä ADAPT kuvaavat orgaanisen ja ammoniumtypen varastot liikkumattomina. DRAINMOD-N-mallissa ainoastaan nitraattityppi kulkeutuu veden mukana, kun taas DRAINMOD-NII lisättiin mahdollisuus kuljettaa myös ammoniumtyppeä. Kummassakin mallissa on lisäksi eloperäisen orgaanisen typen varasto. CROPWATN huomioi orgaanisen typen ja mineraalitypen varastot sekä kuvaa mineraalitypen kulkeutumista. Geneerisissä ainemalleissa typpifraktioiden kuvaamisella ei ole rajoituksia, koska jokainen aine voidaan parametrisoida kuvaamaan halutun fraktion ominaisuuksia.

Ympäristötekijät, kuten lämpötila ja kosteuspitoisuus, ovat tärkeitä tekijöitä mikrobiologisille reaktioille. Taulukossa 1 on esitetty kunkin mallin kuvaamat reaktiot, joita rajoitetaan ympäristön olosuhteiden mukaan. GLEAMS-mallissa lämpötilalla ja kosteuspitoisuudella rajoitetaan denitrifikaatiota ja nitrifikaatiota sekä mineralisaatiota. Mineralisaatio kuvataan ensimmäisen kertaluvun reaktiona ja nitrifikaatio nollannen kertaluvun reaktiona. GLEAMS-mallissa denitrifikaatiota esiintyy, kun maan vesipitoisuus ylittää määritetyn raja-arvon ja sen esiintymistä eri maakerroksissa voidaan rajoittaa. Denitrifikaatiota tapahtuu ylemmissä kerroksissa sateen tai kastelun aikana ja alemmissa kerroksissa silloin, kun sinne virtaa vettä juuristokerroksesta pidemmällä aikavälillä. COUP-mallissa on denitrifikaatiolle ja nitrifikaatiolle lämpötila-, kosteus- ja pH-rajoitusfunktiot. COUP-mallissa orgaanisen typen mineralisaatio voidaan kuvata implisiittisesti tai eksplisiittisesti biomassan funktiona, jossa ammoniumtypen muodostumisessa huomioidaan biomassan hiili-typpi-suhde sekä lämpötila ja kosteuspitoisuus. COUP-mallissa myös denitrifikaation määrittämisessä voidaan huomioida maaperän sisältämä denitrifioiva biomassa, joka jaetaan maaprofiilin kerrokseen. CROPWATN rajoittaa mineralisaatiota sekä denitrifikaatiota kerroksen suhteellisen kosteuden sekä lämpötilan mukaan. ANIMO-malli muokkaa reaktiokerrointa lämpötila-, kosteus- ja pH-alirutiineissa, joiden kuvaukset on säädetty erikseen kullekin mallinnettavalle typen fraktiolle. ANIMO mahdollistaa maanmuokkaustoimien kuvaamisen fysikaalis-empiirisellä alimallilla, joka huolehtii maaperän ominaisuuksien tilapäisistä muutoksista. DRAINMOD-NII mallissa on mahdollista huomioida maanmuokkauksen vaikutus typen prosesseihin maan häirintää kuvaavalla intensiteettikertoimella. DRAINMOD-NII lisää sadonkorjuun jälkeen kasvin jäänteet orgaanisen typen varastoon ja typen prosesseja simuloidaan käyttämällä Michaelis-Menten kinetiikkaa.

Geneerisissä ainemalleissa (LEACHM, SWAP, HYDRUS, MACRO) biohajoaminen pyritään toteuttamaan monelle eri aineelle sopivilla menetelmillä. Usein kuvaus toteutetaan ensimmäisen kertaluvun reaktiona, jota säädellään eksplisiittisten mallien tavoin erilaisilla rajoitustekijöillä, kuten lämpötilalla ja kosteuspitoisuudella. Esimerkiksi SWAP simuloi aineen hajoamista laskemalla reaktiokertoimen jokaisella aika-askeleella kosteuden, lämpötilan ja syvyyden funktiona. Tällaisissa tapauksissa on muistettava, että esimerkiksi kosteuspitoisuus vaikuttaa eri tavalla nitrifikaatioon ja denitrifikaatioon. Myös MACRO ja HYDRUS huomioivat kosteuspitoisuuden jokaisen aineen hajoamiskertoimessa ja aineiden erilainen käyttäytyminen eri kosteuspitoisuuksissa huomioidaan parametrilla, joka voi olla erisuuruinen typen eri fraktioille.

Ammoniumtypen pidätyskykyä kuvataan malleissa usein tasapainotilan sorptiolla. Pidättyminen huomioidaan aineidenkulkeutumisyhtälössä, mutta muihin toimintoihin (kasvin typenotto tai biohajoaminen) se ei vaikuta. Taulukossa 1 on listattu mallien käyttämät tasapainotilan sorption isotermit.

Malleissa typen fraktioiden lähteet ovat tyypillisesti alkutilan typpivarasto, lannoitteet sekä laskeuma. Monissa malleissa (ANIMO, DRAINMOD-NII, HYDRUS, MACRO, SWAP) alkuvarasto annetaan maaveden ainepitoisuutena. GLEAMS-mallissa orgaanisen typpivaraston alkuarvo asetetaan maan painon ja orgaanisen aineksen määrän funktiona, kun taas nitraattitypen alkuarvo lasketaan muiden typpivarastojen erotuksena, kun kokonaistypelle on määrätty maaperäkohtaiset arvot. Laskeuma annetaan tyypillisesti sateen pitoisuutena. Lisäksi osa malleista (esim. GLEAMS) huomioi myös kasteluveden typpipitoisuuden tai biologisen typensidonnan (esim. COUP). Lannoituksen vaikutus maan

typpivarastoihin kuvataan suoraan lisäämällä maavarastojen kokoa tai erillisellä liukenemiskomponentilla (esim. CROPWATN, GLEAMS). COUP-mallissa lannoitus sijoitetaan maanpinnalle valitun lannoitusasteen mukaisesti. CROPWATN huomioi typen lähteistä lannoitteen, jonka liukeneminen pellon pinnalla kuvataan ensimmäisen kertaluvun yhtälönä. GLEAMS-mallissa on mahdollista asettaa lannoite johonkin tiettyyn syvyyteen tai pellon pinnalle, joista lannoite sekoittuu maaperän varastoihin sateen tai maanmuokkauksen yhteydessä. DRAINMOD-NII-mallissa on lannoitekomponentti, joka simuloi lyhytaikaiset prosessit kuten lannoitteen liukenemisen, urean hydrolyysin sekä pH:n muutoksen.

## **2.4 Typpitutkimukset Suomessa ja pohjoismaissa**

Typpitutkimuksien suureen määrään vaikuttavat typen tärkeä rooli viljelyssä sekä vesistökuormituksen aiheuttajana. Mallintamalla on arvioitu kasvien ravinteiden ottoa, pelloilta huuhtoutuvia ravinnemääriä sekä eri viljelymenetelmien, kuten lannoituksen ja muokkauksen, sekä salaojituksen vaikutuksia ravinnekuormitukseen ja satotasoon. Malleja ja taselaskelmia käytetään enenevässä määrin päätöksenteon ja ympäristölupien myöntämisen apuvälineenä (EU: Vesipolitiikan puitedirektiivi, 2000). Tämän luvun tarkastelussa keskitytään Suomessa ja pohjoismaissa tehtyihin typpitutkimuksiin.

Ympäristöolojen ja maatalouden käytäntöjen vaikutuksia ravinteiden huuhtoutumiseen on tutkittu Suomessa monilla tutkimuspelloilla. Suora yleistäminen peltoaluemittakaavassa tehtyjen tutkimusten tuloksista suuremmille alueille voi olla harhaanjohtavaa (esim. Mohanty ym., 1998; Bärlund ym., 2007). Mallinnuksessa keskitytään ympäristön ja maatalouden käytäntöjen vaikutusten erottamiseen silloin, kun arvioidaan ravinnepäästöjen suuruutta pelto- tai valuma-alueittain (Bärlund ym., 2007). Bärlund ym. (2007) tutkivat SWAT-mallin (Arnold et al., 1998; Neitsch et al., 2001) soveltuvuutta Pyhäjärven valuma-alueella. Tarkoituksena oli arvioida soveltuuko malli päätöksenteon tueksi, kun arvioidaan maankäytön vaikutuksia typpihuuhtoumiin. Rankinen (2006) tutki Pohjois-Suomessa jokivaluma-alueen epäorgaanisen typpikuorman ajoitusta ja alkuperää INCA-N-mallin (esim. Whitehead ym., 1998; Wade ym., 2002) avulla. Mallilla typen kulkeutumista tarkasteltiin maankäyttöalueittain. Kuormituksen arvioimiseen valuma-alueittain tarkoitettu empiirinen VIHMA-malli on kehitetty Suomessa tehtyjen pitkän aikavälin tutkimustulosten perusteella (Puustinen ym., 2010) ja sillä voidaan arvioida pelloilta tulevaa kokonaiskuormitusta sekä vertailla maatalouden toimenpiteiden vaikutuksia. VIHMA-mallia sovellettiin seitsemän pellon kuormituksen arvioimiseen Etelä- ja Keski-Suomessa erilaisissa maaperissä (Puustinen ym., 2010).

DRAINMOD-NII mallin soveltuvuutta pohjoisissa oloissa on arvioitu useissa tutkimuksissa, joissa on osittain myös arvioitu mallin parametrisoinnin herkkyyttä (esim. Wang ym., 2005; Dayaani ym., 2010). Salazar ym. (2009) tutkivat DRAINMOD-NII-mallin (Youssef ym., 2005) soveltuvuutta hiekkamaiden typen kulkeutumisen kuvaukseen aineistolla, joka oli peräisin salaojitetulta pelloilta Etelä-Ruotsista. Sovelluksessa mallinnettiin nitraatti- ja ammoniumtypen huuhtoutumista salaojavalunnan kautta. Tutkimuksessa ammoniumtypen mallinnustuloksia ei käytetty DRAINMOD-NII-mallin toiminnan arvioimiseen. Øpstad ja Rivedal (2013) käyttivät DRAINMOD-NII-mallia sekä SWAP/ANIMO malliparia salaojajärjestelmien toiminnan arviointiin Norjassa. Tutkimuksessa selvitettiin myös erilaisten ilmastoskenaarioiden vaikutuksia typpihuuhtoumiin ja N<sub>2</sub>O-päästöihin.

Ekholmin ym. (2007) mukaan kuivien kausien vaikutus typen huuhtoumaan on tärkeä tekijä, kun arvioidaan maatalouden typpihuuhtouman suuruutta ja lähteitä. Ale ym. (2013) tutkivat DRAINMOD-NII ja ADAPT-mallien (Leonard ym., 1987) eroja 14 vuoden pituisella aineistolla, joka oli kerätty pohjoisamerikkalaiselta savipelloilta. Tutkimuksessa haluttiin selvittää mallien toiminnalliset erot ja miten erot vaikuttavat simulointituloksiin. Kummallakaan mallilla ei pystytty kuvaamaan kuivan jakson jälkeisen rankkasateen vaikutusta suuriin typpihuuhtoumiin salaojavalunnassa. Myös Rankinen ym. (2008) huomasivat kuivien jaksojen merkityksen typpihuuhtoumiin.

COUP-mallia (Jansson ja Karlberg, 2010) on käytetty yleisesti Pohjoismaissa pellon hydrologian kuvaamisessa ja typenhuuhtoumien arvioimisessa. Suomessa mallia ovat käyttäneet mm. Rankinen ym. (2008), jotka arvioivat mallinnettuja typpihuuhtoumia typpitaseen rinnalla. Tutkimuksessa selvitettiin mallintamisella myös erilaisten lannoitus- ja kasvin typenotto-skenaarioiden vaikutusta typpihuuhtoumaan. Rankinen ym. (2008) totesivat, että COUP-mallinnuksen mukaan lyhyen ajan typpitase ei korreloinut epäorgaanisen typpihuuhtouman kanssa, mikä osittain johtui siitä, että epäorgaanisella typpellä oli taipumusta kerääntyä maahan kuivien jaksojen aikana. Granlund ym. (2000) tutkivat typen lannoitustason vaikutusta nitraattityppihuuhtoumiin eri maaperissä SOIL/SOILN-mallilla, joka on aikaisempi versio COUP-mallista. Tutkimuksessa todettiin huuhtoumien erojen eri maaperissä johtuneen maaperien erilaisista veden pidätyskyvyistä ja lämmön johtumisominaisuuksista, jotka vaikuttivat typen reaktioihin (mineralisaatioon ja denitrifikaatioon).

CROPWATN mallia (Karvonen ja Kleemola, 1995) sovellettiin Lapuan koekentällä (Paasonen-Kivekäs ym., 2000). Tutkimuksessa typen kulkeutumista mallinnettiin kahdessa huokossysteemissä. Mallia on käytetty myös kasvien vesi- ja typpitaseen kuvaamiseen (esim. Karvonen ja Kleemola, 1995) sekä erilaisten salaojitusten ravinnehuuhtoumien arviointiin (Karvonen, 2009).

Räsänen (2009) simuloi typen kulkeutumista yhdessä ulottuvuudessa hiesulysimetrissä Espoossa ja kahdessa ulottuvuudessa peltomittakaavassa Sjäskullan koekentällä HYDRUS 1D ja 2D malleilla (Simunek ja van Genuchten, 2008). Ammoniumin- ja nitraattitypen liikkeitä kuvattiin hiesulysimetrissä yhdessä huokossysteemissä ja koepellolla kaksoishuokosmenetelmällä, jossa veden virtaus ja aineiden kulkeutuminen oli rajoitettu makrohuokosiin. Gärdenäs ym. (2006) totesivat aikaisemmin, että kaksoishuokosmalli, jossa aineet ja vesi voivat liikkua kummassakin huokossysteemissä, toimii savimaassa paremmin kuin *dual-porosity*-tyyppinen malli. Räsänen (2009) tutkimuksessa onnistuttiin kuitenkin kuvaamaan typen kulkeutumisen dynamiikka salaojitetulla savipelloilla onnistuneesti HYDRUS 2D-mallilla. Sjäskullan koekentän typen mallinnuksessa huomioitiin ammoniumin pidättyminen, ammoniakkin haihtuminen, nitrifikaatio sekä denitrifikaatio ja reaktioihin eivät vaikuttaneet maan kosteus, lämpötila tai pH.

Knisel ja Turtola (2000) mallinsivat typen kulkeutumista usean vuoden pituisissa simulaatioissa GLEAMS-mallilla aineistolla, joka oli peräisin Kotkanojan koekentältä Jokioisista. Sovelluksessa tutkittiin mallin kykyä kuvata typen ja fosforin huuhtoutumista liukoisessa ja kiinteässä muodossa. Rekolainen ja Posch (1993) muokkasivat CREAMS-mallin (Knisel, 1980) hydrologiakomponenttia vastaamaan Suomen ilmasto-oloja ja liittivät siihen maan jäätymistä kuvaavan osamallin. Muokatussa versiossa päivän keskilämpötilalla määritetään kunkin päivän sateen olomuoto (lumi/vesi) ja tämä muutos on otettu osaksi GLEAMS-mallia. Maan jäätyminen määritetään GLEAMS-mallilla maan

lämpötilan mukaan, joka kuvataan usean eri tekijän funktiona (mm. ilman ja maan keskilämpötila, vesipitoisuus ja lumipeite). Granlund ym. (2007) tutkivat ICECREAM-mallilla kymmenen vuoden pituisessa simuloinnissa erilaisten typpilannoitustasojen vaikutuksia typpihuuhtoumiin eri ilmasto-olosuhteissa. Simuloiduilla nitraattityppihuuhtoumilla ei ollut suoraa yhteyttä lannoitustasoon, sillä alueellinen ja vuosittainen sääoloista johtuva vaihtelu huuhtoumissa oli suurta verrattuna lannoitustason vaihteluun. Granlund ym. (2007) totesivat, että sääolojen ja lämpötilan vaikutus on tärkeä huomioida, kun arvioidaan lannoituksen vaikutusta veden laatuun, sillä ravinnehäviöihin vaikuttaa kasvuston, ilmaston, maaperän fysikaalisten ja biokemiallisten ominaisuuksien sekä viljelytoiminnan monimutkainen yhteisvaikutus. Empiirisissä typpitutkimuksissa Etelä-Ruotsissa on huomattu, että lannoituksen määrä ei juuri vaikuttanut nitraattitypen huuhtoutumiseen, kunhan sadon määrä kasvoi lannoituksen kasvun mukaan (Delin ja Stenberg 2014).

Paasonen-Kivekäs ym. (2008) tutkivat typen kulkeutumista salaojitetulla savipellolla pinta- ja salaojavalunnan kautta. Tutkimuksessa pyrittiin selvittämään salaojavalunnan typpihuuhtoumiin vaikuttavia tekijöitä, joita tarkasteltiin vaihtelevan mittaisissa tutkimusjaksoissa peltomittakaavassa. Mittaukset oli tehty vuosien 1993-1999 aikana Sjököllan koepellolla, joka on salaojitettu savipelto Kirkkonummella. Aiemmassa kentällä tehdyssä tutkimuksessa oli todettu, että nitraattityppi muodosti suuren osan kokonaistyyppikuormasta, (Paasonen-Kivekäs ym., 1999). Samassa tutkimuksessa todettiin, että kasvukauden ulkopuolella huuhtoutuminen johtui pintakerros- ja salaojavalunnasta sekä savimaan makrohuokoisuudesta. Salaojituksen vaikutusta veden laatuun ovat aiemmin tutkineet Seuna ja Kauppi (1981), jotka totesivat salaojituksen lisäävän kokonaistyyppihuuhtoumaa, josta suurin osa muodostui nitraattitypestä. Turtola ja Paajanen (1995) tutkivat uusintasalaojituksen vaikutuksia fosforihäviöihin ja typpihuuhtoumiin Jokioisissa savipellolla. Tutkimuksessa verrattiin aineistoja, jotka oli kerätty ennen salaojitusmenetelmien ja niiden jälkeen. Lähes 30 vuotta vanhan salaojituksen uusintaohjitus lisäsi typpihuuhtoumia.

Vuodenaikojen vaikutusta typpihuuhtoumiin ovat myös tutkineet Deelstra ym. (2009) pohjoismaissa tehdyssä seuranta-tutkimuksessa, jonka tarkoituksena oli selvittää talven vaikutusta ravinnehuuhtoumiin sekä selvittää, minkälaisia vaatimuksia kulkeutumismalleille tulisi asettaa tutkimustulosten perusteella. Tutkimuksessa käytettiin aineistoa neljältä pohjoismaiselta valuma-alueelta. Vuorenmaa ym. (2002) tutkivat ravinnehuuhtoumia ja niihin liittyviä trendejä 80- ja 90-luvun aineistolla maatalousvaltaisilta valuma-alueilta. Valuma-alueella sää aiheuttama vaihtelu oli yleensä pääsyy muutoksiin ravinnehuuhtoumissa. Pelloilla kasvukauden ulkopuolelle ajoittuva ravinnehuuhtouma on merkittävä tekijä vuosittaisesta ravinnehuuhtoumasta (esim. Rankinen ym., 2004). Koskiaho ym. (2002) tarkastelivat syksyn aikaisen maanmuokkauksen vaikutusta maatalouden ravinnekuormitukseen ja tutkimuksessa huomattiin, että kyntämättömältä pellolta huuhtoutui vähemmän nitraattitypeä kuin kynnetyltä pellolta. Eron ajateltiin johtuneen muokatun maan paremmasta happitilanteesta, joka korreloi positiivisesti mineralisaatio- ja negatiivisesti denitrifikaatioprosessin kanssa (esim. Koskiaho ym., 2002). Myös leutoina talvina on havaittu peltojen typpihuuhtouman vähentymistä (Puustinen ym., 2004).

Suomessa typpitaseella on pyritty arvioimaan typpihuuhtoumien suuruutta peltoalueilta (esim. Salo ja Turtola, 2006; Korpelainen 2014). Typpitasetarkasteluissa on kuitenkin omia rajoituksia, sillä osa komponenteista on vaikeasti mitattavissa. Salo ja Turtola (2006)



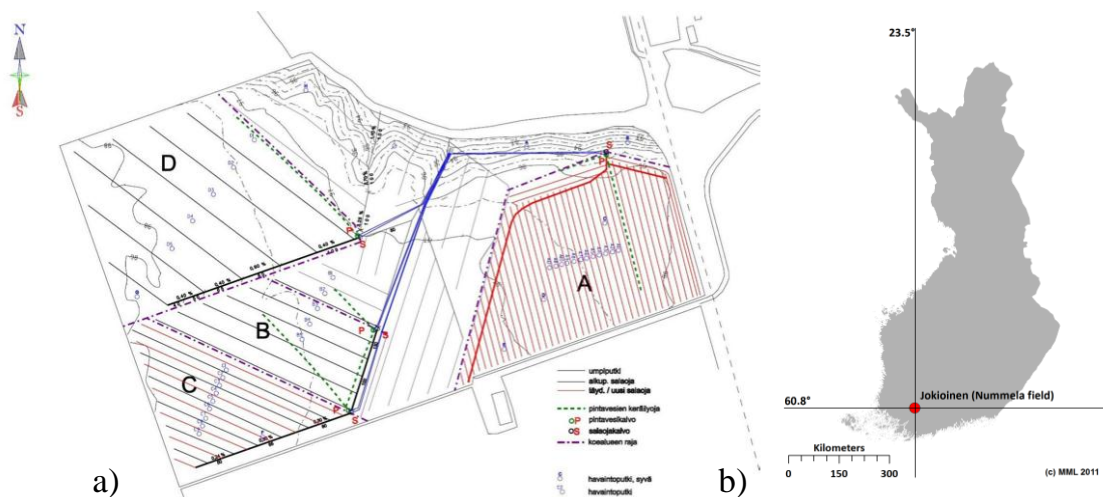
tutkivat maan typpitaseen ja huuhtouman välistä riippuvuutta kahdella maaperältään erilaisella suomalaisella viljelysmaalla. Savimaalla typpitasetta tutkittiin kahdenkymmenen ja hiekkamaalla yhdeksän vuoden aineistolla. Salo ja Turtola (2006) havaitsivat tutkimuksessaan, että vuosittaista typpihuuhtoumaa ei voitu riittävän hyvin arvioida käyttämällä pellon typpitasetta. Myös Rankinen ym. (2008) totesivat, ettei typpitase ollut käyttökelpoinen vuosittaisen typpihuuhtouman arvioimiseen, mutta sopi paremmin pidemmän ajan huuhtouman arvioimiseen, kun sadannan ja viljelytoimien vaikutukset tasoittuivat usean vuoden tarkastelussa. Korpelainen (2014) analysoi typpitaseita Nummelan koepellolla Jokioisissa. Taseen jäännöstermiin kuuluivat pohjavesivalunnan kautta poistuva typpi sekä kaasumaiset typpiyhdisteet. Matemaattisilla peltomittakaavan malleilla voidaan aineen kulkeutumista tutkia yksityiskohtaisemmin ja arvioida sekä huuhtoutumia että muita päästöjä, kuten ammoniakkin haihtumista ja dityppioksiduulin ( $\text{N}_2\text{O}$ ) muodostumista. Reginan ym. (2013) mukaan dityppioksidin päästöt vaihtelevat suuresti,  $0,12\text{--}2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Yhteenvetona aikaisemmissa typpitutkimuksissa on huomattu, että kasvukauden jälkeisen syyskauden typen prosessit ja kulkeutuminen ovat tärkeitä tekijöitä vuosittaisessa vesistökuormituksessa. Erilaisten maatalouskäytäntöjen vaikutusta ravinnehuuhtoumiin on tutkittu Suomessa (esim. Seuna ja Kauppi, 1981; Koskiahho ym., 2002; Granlund ym., 2005; Rankinen ym., 2008) ja muissa maissa (esim. Brevé ym., 1998; Øpstad ja Rivedal, 2013), mutta käytäntöjen vaikutusten erottaminen muiden tekijöiden (ilmasto ja ilmastomuutos, sääolot ja maaperä) vaikutuksesta on haastavaa. Typpitaseella ei olla pystytty arvioimaan riittävän hyvin vuosittaista tai lyhyemmän jakson typpihuuhtoumaa (esim. Salo ja Turtola, 2006; Rankinen ym., 2008). Typen huuhtoutumisen ja kuormituksen kvantitatiivista arviointia varten on kehitetty useita erilaisia typen kulkeutumisen kuvaamiseen soveltuvia malleja, joiden kehitys perustuu mittausaineistoihin. Olemassa olevat typpimallit perustuvat samojen typen prosessien kuvaamiseen, mutta niiden matemaattisissa kuvauksissa ja ratkaisutavoissa on eroja. Mallien soveltuvuutta erilaisiin ympäristöihin ja maaperiin on tutkittu ja huomattu, että niillä voidaan kuvata liukoisen ja pidättyvän typen liikkeitä ja prosessit pääpiirteittäin, vaikka kaikkia tapahtumia ei ole pystytty simuloimaan (esim. kuivan kauden vaikutus liukoisen typen huuhtoumiin tai talvikaudelle ajoittuva ammoniumtypen huuhtoutuminen).

### 3 Aineisto ja koealueen kuvaus

Työssä käytetty mitta-aineisto on peräisin Nummelan koekentältä. Koekenttä sijaitsee Jokioisissa, joka on Etelä-Suomessa sijaitseva Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus MTT:n (MTT) hallinnoima salaojitettu koepelto. Peltoalueen kartta on esitetty kuvassa 2. Alueella on tehty kuivatukseen liittyvää tutkimusta 1950-luvulta alkaen, jolloin pellolle asennettiin salaojitus, jonka ojavälit olivat 16 ja 32 m. Mittausaineisto kerättiin PVO- ja PVO2-hankkeissa vuosien 2006–2013 aikana. Tässä luvussa kuvataan koealue sekä työssä käytetty aineisto mitta- ja analyysimenetelmien.

Peltoalue on PVO- ja PVO2-hankkeissa jaettu neljään monitoroituun peltolohkoon (A, B, C ja D, kuva 2a). Monitoroitujen peltolohkojen pinta-ala on yhteensä noin 9 ha, ja ne ovat lievästi kaltevia koilliseen (kaltevuus <1 %). Maaperä on aitasavea. Kokeellisessa tutkimuksessa alueella sovellettiin vertailualuemenetelmää, joka muodostuu kalibrointi- ja käsittelyjaksosta. Kalibrointijaksolla selvitetään toimenpidealueen ja vertailualueen suhde, jolla pyritään ennustamaan käsittelyjakson toimenpidealueen käyttäytyminen ja siihen vaikuttavat tekijät. Lohkolla A (2,9 ha) tehtiin uusintaojitus ja loholla C (1,7 ha) täydennysojitus kesäkuussa 2008, jolloin 16 m ojaväli loholla C muuttui 8 m ja lohkon A uudeksi ojaväliseksi tuli 6 m. Lohkot B (1,3 ha) ja D (3,4 ha) säilyivät koskemattomina vertailualueina 16 ja 32 m ojaväleihin. Uusintaojituksen toteutus sekä aiemmat toimet Nummelan pellolla on kuvattu tarkemmin julkaisussa Vakkilainen ym. (2010). Salaojat on asennettu keskimäärin yhden metrin syvyyteen ja salaojaputkien sisähalkaisija on 0,05 m (Vakkilainen ym., 2010). Vanhan salaojakartan mukaan asennussyvyudeksi on merkitty 1,2 m (Liite 1). Lohkot A ja D rajautuvat jyrkkään rinteeseen Raiskionojan kohdalla (kuva 2a), missä pohjavesi pääsee todennäköisesti purkautumaan ojaan (Turunen ym., 2013).



Kuva 2. Nummelan koekenttä (a) ja sen sijainti Suomessa (b).

Pellon maanäytteet otettiin ja analysoitiin syksyllä 2006 ennen PVO-hankkeen mittauksen alkamista. Näytteistä selvitettiin maan fysikaaliset (esim. rakeisuuskäyrä ja tilavuuspaino), hydrauliset (vedenjohtavuus ja –pidätys) ja kemialliset ominaisuudet (esim. orgaaninen aines, pH, liukoiset (Ca, Mg, K, P) ravinteet) ennen ojitustoimenpiteitä. Näytteitä otettiin viidestä kohdasta jokaiselta lohkolta kolmesta eri syvyydestä (0–0,2; 0,2–0,4 ja 0,4–0,6 m). Taulukkoon 2 on koottu maanäytteiden analyysituloksia, jotka on esitetty laajemmin julkaisussa Vakkilainen ym. (2008; 2010). Maan rakenne B- ja D-lohkoilla oli

samankaltainen tilavuuspainon, makrohuokoisuuden ja huokosjakauman suhteen. Kyntökerroksen alapuolella oli tiivis maakerros (0,2–0,4 cm syvyydessä), jossa oli suurin tilavuuspaino ja vähiten suuria makrohuokosia. Orgaanisen aineksen määrä ylemmissä kerroksissa oli hieman suurempi D- kuin B-lohkolla. Kemialliset ominaisuudet vaihtelivat alueiden kesken, esimerkiksi pH-luvun osalta, jonka mukaan D-lohko oli muita happamampi. (Vakkilainen ym., 2010).

Taulukko 2. Maan rakenne- ja maalajitietoja sekä kemiallisia ominaisuuksia.

	Syvyys	B	D
Tilavuuspaino [g cm <sup>-3</sup> ]	0-0,2	1,1	1,1
	0,2-0,6	1,3	1,3
Kokonaishuokostila maan kokonaishuokoisuudesta [%]	0-0,2	54	56
	0,2-0,4	55	56
	0,4-0,6	59	58
Isojen huokosten osuus maan Kokonaistilavuudesta [%]	0-0,2	6	8
	0,2-0,4	1	1
	0,4-0,6	3	2
pH	0-0,2	6,2	5,9
	0-0,2	6,5	7,0
Orgaaninen aines [%]	0,2-0,4	5,3	6,0
	0,4-0,6	0,9	1,1
	0,6-1,0	0,5	0,5

Työn sovellusosassa käytettiin aineistoa vuosilta 2008 ja 2011 B- ja D-lohkoilta. Tutkimus rajattiin kasvukauden jälkeisille syyskausille, jotka alkoivat syyskuun alusta ja jatkuivat vuoden loppuun saakka. Ajanjakso valittiin sen vuoksi, että silloin pellolla ei ollut typpitaseeseen vaikuttavaa viljelykasvustoa ja toisaalta alueella esiintyi syyskausina sekä pinta- että salaojavaluntaa, joista oli olemassa laatutietoja. Kauden valintaan vaikutti myös se, että syyskautena syntyi suuri osa vuotuisesta kuormituksesta (Vakkilainen ym., 2010).

Kummaltakin lohkolta mitattiin salaoja- ja pintakerrosvaluntaa 15 min välein jatkuvatoimisesti siivikkomittareilla mittausasemalla, jonne valumavedet johdettiin lohkoille asennettujen putkien ja kaivantojen kautta. Pohjavedenpinnan korkeutta mitattiin peltolohkolle asennettujen pohjavesiputkien avulla. Kummallakin lohkolle putkia oli viisi ja ne ulottuivat 1,5 metrin syvyyteen. Putket oli asennettu samalle suoralle salaojitusta vastaan kohtisuorasti (kuva 2a). Työkoneet väistivät pohjavesiputkia, mutta eivät pintakerrosvalunnan keräämiseen tehtyjä maavalleja, mikä saattoi vaikuttaa pintakerrosvalunnan mittaustuloksiin. Pintakerrosvaluntakeräimiä kunnostettiin syksyllä 2009 ja 2010 sekä marraskuussa 2011. Lohkon B pintakerrosvalunnan mittauksen epävarmuuden vähentämiseksi lohkojen B ja A väliselle, koealueisiin kuulumattomalle, alueelle tehtiin syksyllä 2011 kolme salaojaa. Koealueita ei eristetty toisistaan vaan vesien annettiin virrata vapaasti lohkojen välillä. Muokkauskerroksen kosteutta mitattiin manuaalisesti TDR (Time-domain reflectometer)-kosteusmittarilla. Roudan syvyyttä mitattiin manuaalisesti metyleenisiniputkilla.

Sadantaa mitattiin mittausaseman läheisyydessä sijaitsevalla automaattiselta sademittarilla (RainWise ja RAINEW 111). Tämän lisäksi sadantamittaukset tilattiin Ilmatieteen laitoksen Jokioisten havaintoasemalta, joka sijaitsee noin 7 km päästä koekentältä. Samalta havaintoasemalta saatiin myös tuntihavainnot ilman lämpötilasta, tuulen nopeudesta, suhteellisesta kosteudesta ja lyhytaaltosäteilystä. Laskeuman typpipitoisuuden kuukausitiedot saatiin SYKE:n Jokioisten mittausasemalta.

Pinta- ja salaojavaluntavesistä otettiin virtaamapainotteisia kokoomanäytteitä, joista analysoitiin kokonais-, nitraatti- ja ammoniumtyppi. Kokoomanäytteet otettiin tilanteen mukaan 30-200 m<sup>3</sup> välein edustamaan koko edeltävää ajanjaksoa. Nitraatti- ja ammoniumtyypen määrittämiseen käytettiin suodatettuja näytteitä eli tuloksissa näkyy vain liukoisin aineen määrä. Kokonaistyyppi määritettiin suodattamattomista näytteistä. Analyysimenetelmät on kuvattu julkaisussa Turtola ja Paajanen (1995). Kokoomanäytteiden pitoisuuksien oletettiin edustavan näytevälin keskimääräistä pitoisuutta. Koealueilta Raiskionjoaan kulkeutuneet ravinne- ja kiintoainemäärät laskettiin kunkin näytteenottovälin ainepitoisuuksien ja vesimäärän tulona (Vakkilainen ym., 2010).

Viljelykasvit ja -menetelmät ovat säilyneet pellolla samana vuosikymmenien ajan. PVO- ja PVO2-hankkeiden aikana lohkoilla viljeltiin eri vuosina kauraa (2007, 2008, 2010 ja 2012) ja ohraa (2009 ja 2011). Kylvölannoituksessa käytettiin Suomen salpietaria ja lannoituksen määrä vaihteli 100–350 kg ha<sup>-1</sup> välillä sen mukaan, käytettiinkö myös lietelantaa. Suomen salpietarin typpipitoisuus oli 27 %. Vuosina 2007 ja 2008 721 m<sup>3</sup> lietelantaa levitettiin koko kentälle. Sadonkorjuu ajoittui yleensä syyskuulle ja syysmuokkaus syys-lokakuulle. Syyslannoitusta ei ole tehty vuoden 2007 jälkeen. Taulukossa 3 on esitetty vuosien 2008 ja 2011 osalta lannoituksen määrä sekä siementen sisältämä typpi, joka päättyi pellolle kevätkylvön yhteydessä. Taulukkoon 3 on koottu myös syksyn sadonkorjuun ja syysmuokkauksen ajankohdat sekä sadon mukana peltosysteemistä poistuva typpi.

Taulukko 3. Vuosien 2008 ja 2011 lannoitus-, kylvö- ja sadon typpitiedot sekä syksyn viljelytoimet.

Vuosi	Pellolle typpeä [kg N ha <sup>-1</sup> ]			Sadon typpi [kg N ha <sup>-1</sup> ]		Sadonkorjuu [pvm]	Syysmuokkaus [pvm]
	Lannoite	Lanta	Siemenet	B	D		
2008	27	60	3,0	72,7	64,1	24.9.	26.9.
2011	94,5	-	4,1	43,0	42,0	17.9.	Lokakuussa

## 4 Menetelmät

FLUSH on 3D hajautettu, dynaaminen hydrologinen malli, jolla voidaan simuloida veden virtausta, lumiprosesseja, lämmönkulkeutumista ja eroosiota salaojitetuilla savipelloilla peltomittakaavassa (Warsta, 2011; Warsta ym., 2012; Turunen ym., 2013; Warsta ym., 2013a; b). Järjestelmään kehitettiin geneerinen, kolmiulotteinen, aineen kulkeutumismalli kuvaamaan eri aineiden samanaikaista kulkeutumista. Kehitettyä aineiden kulkeutumismallia sovellettiin typen prosessien kuvaamiseen ja peltoalueen typpikuormituksen arvioimiseen. Tässä luvussa kuvataan FLUSH-mallin toiminta ja esitetään aineiden kulkeutumismallin rakenne ja toimintaperiaate mukaan lukien konseptuaalinen, matemaattinen ja numeerinen kuvaus sekä tietotekninen toteutus.

### 4.1 FLUSH-malli

Hajautetun rakenteen vuoksi FLUSH-mallilla voidaan tarkastella peltolohkon hydrologiaa, esimerkiksi pinta-, salaoja- ja pohjavesivaluntaa, maan kosteutta sekä pohjaveden pinnankorkeutta eri pisteissä (Warsta ym., 2013a). Järjestelmän eroosiomallilla voidaan kuvata eroosiota peltoalueella ja kiintoainekuormia pinta- ja salaojavalunnan kautta (Warsta ym., 2013b). Tutkimusalueelle voidaan sijoittaa useita erillisiä pinta- ja salaojaverkostoja, joihin vesi ja kiintoaine pääsevät purkautumaan (Turunen ym., 2013). Malliin on integroitu myös prosessipohjainen lumimalli (Koivusalo ym., 2001) ja maaperän lämmönkulkeutumismalli (Warsta ym., 2012), jolla voidaan tarkastella maan lämpötasetta sekä maan jäätymistä ja sulamista.

Järjestelmän vesimallissa pintavirtailua kuvataan 2D Saint Venantin yhtälöiden diffuusioaalto yksinkertaistuksella (esim. Johnson ym. 2000). Jatkuvuusyhtälö pintavirtailulle ja pinnan yksikkövirtausnopeus voidaan kuvata kaavoilla (Taskinen ja Bruen, 2007a):

$$\frac{\partial h_w}{\partial t} + \frac{\partial Q_x}{\partial x} + \frac{\partial Q_y}{\partial y} = \pm s_w \quad (12)$$

$$Q_x = U_x h_w, \quad Q_y = U_y h_w \quad (13)$$

missä  $Q$  [ $L^2 T^{-1}$ ] on pinnan yksikkövirtausnopeus,  $s_w$  [ $L T^{-1}$ ] kuvaa lähde- ja nielutermejä maan pinnalla,  $h_w$  [L] on maan pinnan vedenkorkeus ja  $U$  [ $L T^{-1}$ ] on pinnan virtausnopeus (esim. Warsta, 2011).

Maaperässä veden virtausta kuvataan Richardsin yhtälöllä (Richards, 1931) kaksihuokosmallilla, jossa kokonaishuokostilavuus jaetaan matriisi- ja makrohuokossysteemeihin. Tämä mahdollistaa maamatriisin hitaan ja makrohuokosten nopean virtauksen sekä huokossysteemien välillä tapahtuvan veden vaihdon kuvaamisen samanaikaisesti, mihin käytetään kaavoissa (14) ja (15) esitettyä osittaisdifferentiaaliyhtälöparia.

$$\frac{\partial \theta_m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( K_{mx} \frac{\partial H_m}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{my} \frac{\partial H_m}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{mz} \frac{\partial H_m}{\partial z} \right) + \frac{\Gamma_w}{1-w} \pm S_{wm} \quad (14)$$

$$\frac{\partial \theta_f}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( K_{fx} \frac{\partial H_f}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{fy} \frac{\partial H_f}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{fz} \frac{\partial H_f}{\partial z} \right) - \frac{\Gamma_w}{w} \pm S_{wf} \quad (15)$$

missä  $\theta$  [ $L^3 L^{-3}$ ] on volumetrinen vesipitoisuus,  $K$  [ $L T^{-1}$ ] on kyllästymättömän maan hydraulinen johtavuus,  $H$  [ $L$ ] on hydraulinen korkeus,  $w$  [ $L^3 L^{-3}$ ] on makrohuokoisuuden osuus maaperän kokonaishuokoisuudesta,  $\Gamma_w$  [ $T^{-1}$ ] on vedenvaihtotermi huokossysteemien välillä ja  $S_w$  [ $T^{-1}$ ] kuvaa lähde- ja nielutermejä. Alaindeksit  $f$  ja  $m$  kuvaavat makrohuokos- ja matriisisysteemejä. Veden vaihto huokossysteemien välillä lasketaan (esim. Gerke ja van Genuchten, 1993) kaavalla:

$$\Gamma_w = \alpha_w (h_f - h_m) \quad (16)$$

missä  $h$  [ $L$ ] on painekorkeus ja  $\alpha_w$  [ $L^{-1} T^{-1}$ ] on ensimmäisen kertaluokan vedenvaihtokerroin, joka lasketaan seuraavasti (Gerke ja van Genuchten, 1993):

$$\alpha_w = \frac{\beta}{d^2} K_A \gamma_w \quad (17)$$

missä  $\beta$  [-] on geometriakerroin,  $d$  [ $L$ ] matriisiagregaatin ominaissäde,  $K_A$  [ $L T^{-1}$ ] on hydraulinen johtavuus huokossysteemien välillä ja  $\gamma_w$  [-] on skaalauskerroin. Kokonaisvesipitoisuus lasketaan huokossysteemien vesipitoisuuksien summana:

$$\theta = w\theta_f + (1 - w)\theta_m \quad (18)$$

Lumimallissa lumipeite jaetaan kahteen kerrokseen (Koivusalo et al. 2001). Lumen sulaminen alkaa silloin, kun lumipeitteen pintaan tulevan energian määrä ylittää siitä lähtevän energiamäärän. Ylimääräinen energia käytetään lumen sulamiseen. Toisin kuin veden virtaus, lämmönkulkeutumista kuvaava konvektio-diffuusio yhtälö ratkaistaan yhdessä huokossysteemissä ja ratkaisussa oletetaan, että lämpö voi kulkeutua vapaasti maapartikkelien, liukoisen veden, jään ja ilman välillä (Warsta ym., 2012).

FLUSH-mallin hydrologian konseptuaalisessa kuvauksessa sadanta kerääntyy pellon pinnan painanteisiin, joiden täytyttyä vesi virtaa pintavirtailuna topografian mukaisesti avo-ojiin tai infiltroituu pinnalta joko matriisi- tai makrohuokossysteemiin. Pintavaluntaa syntyy myös silloin, kun pohjavedenpinnan korkeus saavuttaa maanpinnan, eikä vesi pääse infiltroitumaan kyllästyneeseen maahan. Pellon pinnalla tapahtuva haihdunta sekä transpiraatio, eli kasvihaihdunta, on yhdistetty mallissa evapotranspiraatioksi. Vesi poistuu salaojavaluntana, kun veden paine huokossysteemissä ylittää salaojissa vallitsevan ilmanpaineen. Salaojiin virrannut vesi ei enää pääse virtaamaan takaisin maahan. Mallinnettavalle alueelle ei voi virrata pohjavettä alueen ulkopuolelta, mutta pohjavesi pääsee virtaamaan pois alueelta paine- ja korkeuserojen takia pohjavesivaluntana. Nielujen kautta vettä poistuu sekä makro- että matriisihuokossysteemeistä. Warstan (2011) on käsitellyt nielutermejä tarkemmin.

Simulointia varten tarvitaan lähtötiedoiksi hydrometeorologisia aikasarjoja tunnin aika-asteleella (sadanta, ilman lämpötila, tuleva lyhyt- ja pitkäaaltosäteily, tuulen nopeus, suhteellinen kosteus ja potentiaalinen haihdunta (PET)). Keväällä, kesällä ja syksyllä PET lasketaan mallin ulkopuolella (Turunen ym., 2013), mutta talviaikaan lumimalli pitää huolen lumipeitteestä tapahtuvasta haihdunnasta (Koivusalo ym., 2001). Maan vedenpidätystä ja kyllästymätöntä hydraulista johtavuutta kuvataan van Genuchtenin (1980) funktioilla, joita varten malli tarvitsee lähtötiedoksi vedenpidätyskäyräsovitukset sekä makrohuokos- että matriisisysteemeille. Lisäksi tarvitaan maan kyllästyneet hydrauliset johtavuudet ja makrohuokoisuudet (huokoset joiden läpimitta on  $> 0.3$  mm). Maaperän kutistumisominaisuuksien tuntemus voi parantaa simulaatiotuloksia.

Koealueesta on saatava myös geometriatietoja kuten alueen rajat, maankäyttö- ja maaperäalueet, ojituseräjästylyt sekä korkeusmalli.

Laskennassa käytetään maksimissaan tunnin aika-askelta, joka vastaa meteorologisten aikasarjojen aika-askelta. Laskentatulokset tallennetaan tunnin aika-askeleella, vaikka laskennassa käytetään tyypillisesti pienempiä aika-askelia laskentatarkkuuden vuoksi. Laskentatarkkuuteen voidaan vaikuttaa myös laskentaverkon resoluutiolla. Peltoalue jaetaan pinta- ja maaperäosiin, joista pintaosa jaetaan edelleen soluihin 2D laskentaverkolla, joka koostuu neliönmuotoisista soluista, kun taas 3D maaperäosa jaetaan heksaedrin muotoisiin soluihin. Malli rakentaa laskentaverkon automaattisesti syöttötietojen mukaan ja sen resoluutiota voidaan muuttaa tarvittaessa.

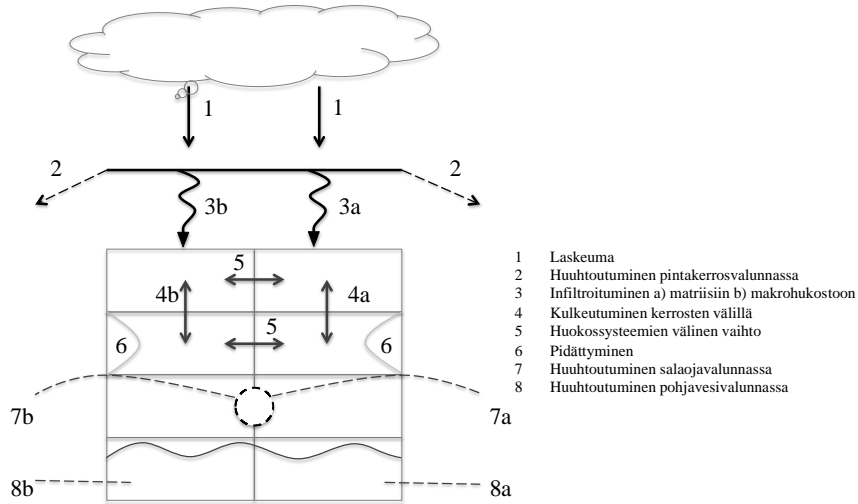
## **4.2 Aineiden kulkeutumismalli**

Aineiden kulkeutumismallista esitetään ensin konseptuaalinen ja matemaattinen kuvaus, minkä jälkeen johdetaan laskennassa käytetyt numeeriset ratkaisut. Lopuksi käsitellään vielä numeerisen kuvauksen tietoteknistä toteutusta.

### **4.2.1 Konseptuaalinen ja matemaattinen kuvaus**

Aineiden kulkeutumismalli suunniteltiin siten, että sillä voidaan tarkastella samanaikaisesti useiden eri liukoisten aineiden kulkeutumista sekä prosesseja vedellä kyllästymättömässä ja kyllästyneessä maassa. Mallilla voidaan tarkastella myös pidäytyvien aineiden liikkeitä tasapainotilan sorptiolla tai kuvata aine kokonaan liikkumattomana eli immobiilina ainevarastona.

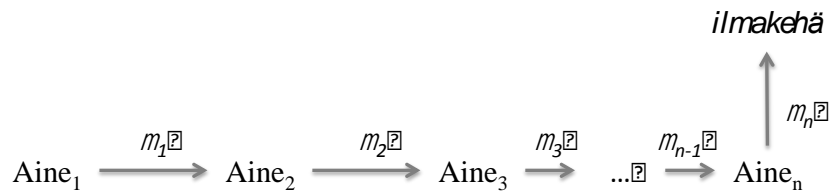
Konseptuaalinen malli koostuu prosesseista ja kulkeutumismekanismeista, jotka on esitetty kuvissa 3 ja 4. Tutkituille aineille annetaan alkumassa maaperässä simuloitavan alueen eri osissa ja syvyyksissä. Aineita voi päätyä pellolle myös sateen mukana laskeutuvana, joka ensin varastoituu pellon pinnalle. Liukoiset aineet voivat kulkeutua pintavirtailun mukana avo-ojiin (termi 1 kuvassa 3) tai infiltroitua maaperän matriisiin tai makrohuokosiin (termi 3 a ja b kuvassa 3). Maaperässä aineet kulkeutuvat veden liikkeiden ja pitoisuuserojen mukaisesti (4) sekä matriisiin ja makrohuokosten välillä samoilla mekanismeilla (5). Pidäytyvän aineen kulkeutumista hidastaa adsorptoituminen maapartikkelien pinnoilla (6). Aineet voivat osallistua muutosprosesseihin, joissa ne muuttuvat toisiksi aineiksi hajoamisreaktioiden takia. Aineet voivat muuttua myös kaasumaisiksi yhdisteiksi, joiden liikkeitä ei kuvata mallissa (kuva 4). Reaktioketjujen pituutta tai määrää ei ole rajoitettu. Liukoiset aineet voivat poistua avo-ojien lisäksi salaojien (7 a ja b) sekä pohjavesivalunnan (8 a ja b) kautta. Aineiden liikkeitä avo- ja salaojissa ei kuvata. Mallissa ei ole kasvimalia, joten kasvien aineiden ottoa ei voida vielä tarkastella.



- 1 Laskeuma
- 2 Huuhtoutuminen pintakerrosvalunnassa
- 3 Infiltoituminen a) matriisiin b) makrohukostoon
- 4 Kulkeutuminen kerrosten välillä
- 5 Huokossysteemien välinen vaihto
- 6 Pidättyminen
- 7 Huuhtoutuminen salaojavalunnassa
- 8 Huuhtoutuminen pohjavesivalunnassa

Kuva 3. Konseptuaalinen kuvaus aineiden kulkeutumismallin prosesseista.

Immobiilit aineet eivät liiku pellon pinnalla tai maaperässä, mutta voivat mobiilien aineiden tavoin osallistua hajoamisreaktioihin ja muuttua toisiksi aineiksi määritettyjen reaktioketjujen mukaisesti.



Kuva 4. Reaktioketjujen muodostuminen aineiden välillä. Termi  $\mu$  tarkoittaa reaktionopeuskerrointa.

Aineiden kulkeutumista pellon pinnalla kuvataan aineen jatkuvuusyhtälöllä, jossa aine kulkeutuu advektiomekanismin vaikutuksesta:

$$\frac{\partial(h_w c)}{\partial t} + \frac{\partial(Q_x c)}{\partial x} + \frac{\partial(Q_y c)}{\partial y} = \pm s_s c' \quad (19)$$

missä  $c$  [ $M L^{-3}$ ] on aineen pitoisuus pellon pinnalla olevassa vedessä,  $s_s$  [ $T^{-1}$ ] kuvaa aineen lähde- ja nielutermejä (laskeuma, avo-oja tai infiltraatio) sekä  $c'$  [ $M L^{-2}$ ] on lähde- ja nielutermien mukainen pitoisuus (sateen tai pinnan pitoisuus). Aineen pidättymistä ja hajoamista ei käsitellä pellon pinnalla. Aineiden kulkeutumista maaperässä kuvataan mallissa kahden kolmiulotteisen advektio-dispersioyhtälön muodostamalla osittaisdifferentiaaliyhtälöparilla, johon on lisätty aineen pidättäminen ja hajoaminen sekä aineenvaihto huokossysteemien välillä:

$$\begin{aligned}
 R_m \frac{\partial \theta_m c_m}{\partial t} = & \frac{\partial}{\partial x} \left( \theta_m D_{mxx} \frac{\partial c_m}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \theta_m D_{myy} \frac{\partial c_m}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( \theta_m D_{mzz} \frac{\partial c_m}{\partial z} \right) \\
 & - \frac{\partial}{\partial x} (q_{mx} c_m) - \frac{\partial}{\partial y} (q_{my} c_m) - \frac{\partial}{\partial z} (q_{mz} c_m) - k_b \theta_m c_m \\
 & - k_b (S_m \rho_s) + \frac{\Gamma_s}{1-w} \pm S_{sm} c'
 \end{aligned} \quad (20)$$



$$\begin{aligned}
R_f \frac{\partial \theta_f c_f}{\partial t} = & \frac{\partial}{\partial x} \left( \theta_f D_{fxx} \frac{\partial c_f}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \theta_f D_{fyy} \frac{\partial c_f}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( \theta_f D_{fzz} \frac{\partial c_f}{\partial z} \right) \\
& - \frac{\partial}{\partial x} (q_{fx} c_f) - \frac{\partial}{\partial y} (q_{fy} c_f) - \frac{\partial}{\partial z} (q_{fz} c_f) - k_b \theta_f c_f \\
& - k_b (S_f \rho_s) - \frac{\Gamma_s}{w} \pm S_{sf} c'
\end{aligned} \tag{21}$$

missä  $R$  [-] on hidastuvuuskerroin,  $D$  [ $L^2 T^{-1}$ ] on dispersiokerroin,  $q$  [ $L T^{-1}$ ] on huokosveden virtausvuo yksikköpinta-alaa kohden,  $k_b$  [ $T^{-1}$ ] on hajoamisen nopeuskerroin,  $\Gamma_s$  [ $M L^{-3} T^{-1}$ ] on aineenvaihtotermi huokossysteemien välillä,  $S_s$  [ $T^{-1}$ ] kuvaa lähde- ja nielutermejä (infiltraatio, muutosreaktio, avo-oja, salaoja tai pohjavesi) sekä  $c'$  [ $M L^{-2}$ ] on lähde- ja nielutermien mukainen pitoisuus (pinnan, toisen aineen tai solun ainepitoisuus). Kolmiulotteisen kulkeutumisyhtälön dispersiokomponentit ( $D_{xx}$ ,  $D_{yy}$  ja  $D_{zz}$ ) eri suunnissa lasketaan pitkittäisen ja poikittaisen dispersiviteetin ja molekulaarisen diffuusion avulla (Warsta, 2011). Kaavojen (20) ja (21) yhtälöitä sovelletaan jokaiseen simuloitavaan aineeseen.

Hidastuvuuskerroimen yleinen muoto on:

$$R = 1 + \frac{\rho_s}{\theta} \frac{\partial S_m}{\partial c} \tag{22}$$

missä  $\rho_s$  [ $M L^{-3}$ ] on maan kuivatiheys ja  $S$  [ $M M^{-1}$ ] on pidättyneen aineen määrä. Mallissa voidaan soveltaa sekä Freundlichin (Freundlich, 1906), kaava (5), että Langmuirin (Langmuir, 1916), kaava (6), isotermejä. Kummallakin isotermillä voidaan kuvata myös lineaarinen isotermi, kaava (4). Freundlichin isotermin hidastuvuuskerroin  $R_F$  saadaan johdettua aineidenkulkeutumisyhtälön yleisen muodon (kaava 3) ja Freundlichin isotermin kaavasta (esim. Van Genuchten ja Wierenga, 1976):

$$\begin{aligned}
\frac{\partial C}{\partial t} &= -\frac{\rho_s}{\theta} \left( \frac{\partial S_m}{\partial t} \right) \\
\frac{\partial S_f}{\partial t} &= K_f n C^{n-1} \frac{\partial C}{\partial t} \\
\frac{\partial C}{\partial t} &= -\frac{\rho_s}{\theta} \left( K_f n C^{n-1} \frac{\partial C}{\partial t} \right) \Leftrightarrow \frac{\partial C}{\partial t} \left( 1 + \frac{\rho_s}{\theta} K_f n C^{n-1} \right) = 0 \\
R_F &= \left( 1 + \frac{\rho_s}{\theta} K_f n C^{n-1} \right)
\end{aligned} \tag{23}$$

Langmuirin isotermin hidastuvuuskerroin  $R_L$  voidaan johtaa samalla menetelmällä (kaava 23) ja hidastuvuuskerroin esitetään kaavalla (esim. Bahr ja Rubin, 1987):

$$R_L = 1 + \frac{\rho_s}{\theta} \left[ \frac{K_L b}{(1 + K_L C)^2} \right] \tag{24}$$

Langmuirin tai Freundlichin isotermien käyttö edellyttää laboratoriossa tehtyjä sorptiomittauksia, joiden avulla isotermien parametri-jakaantumiskerroin parit määritetään. Hidastuvuuskerroimessa termi  $\frac{\rho_d}{\theta}$  [ $m^3 kg^{-1}$ ] kuvaa maan ja veden suhdetta, joka on yleensä erilainen kenttäolosuhteissa kuin laboratoriokokeissa.

Aineen vaihtumista matriisiin ja makrohuokosten välillä kuvataan aineenvaihtotermillä  $\Gamma_s$  [ $\text{M L}^{-3} \text{T}^{-1}$ ] (Gerke ja van Genuchten, 1996):

$$\Gamma_s = \alpha_s(1 - w)\theta_m(c_f - c_m) + \Gamma_w c^* \quad (25)$$

missä  $c^*$  [ $\text{M L}^{-3}$ ] on matriisi- tai makrohuokossysteemin pitoisuus riippuen siitä kumpaan suuntaan virtaus tapahtuu. Ensimmäisen kertaluokan aineenvaihtokerroin  $\alpha_s$  [-] lasketaan kaavalla (Gerke ja van Genuchten, 1996):

$$\alpha_s = \frac{\beta}{d^2} D_a \quad (26)$$

missä  $D_a$  [ $\text{L}^2 \text{T}^{-1}$ ] on kerroin, joka kuvaa matriisin ja makrohuokossysteemin välisen diffuusion nopeutta.

Aineen kulkeutuminen on kuvattu liukoisten aineiden osalta ja mallilla ei vielä tarkastella kiintoaineen pinnalle adsorptoituneen aineen kulkeutumista. Valuntojen mukana kulkeutuvat ainemassavirrat pinta-, salaoja- ja pohjavesivalunnassa lasketaan advektiolla.

## 4.2.2 Numeerinen malli

Numeerinen malli koostuu matemaattisen mallin jatkuvien osittaisdifferentiaaliyhtälöiden diskretoiduista numeerisista ratkaisuista sekä konseptuaalisissa mallissa mainituista prosesseista, joilla matemaattisen mallin eri osat (esim. kaavat 19 sekä 20 ja 21) on yhdistetty toisiinsa. Numeerinen malli voidaan myös kirjoittaa tietokoneohjelman muotoon, kääntää konekielelle ja ajaa tietokoneissa. Aineiden kulkeutumista kuvaavien yhtälöiden spatiaaliset termit diskretoitiin samalla lähestymistavalla, jota on sovellettu myös muiden FLUSH-mallin yhtälöiden ratkaisuun eli implisiittisellä kontrollitilavuusmenetelmällä. Vastaavasti aikaderivaattakomponentit diskretoitiin taaksepäin differenssimenetelmällä. Pellon pinnalla käytettiin nelikulmionmuotoisia soluja, kun taas maaperän kuvaamisessa käytettiin heksaedrin muotoisia soluja. Esitetyt numeeriset ratkaisut linkittyvät vastaaviin virtauskomponentteihin pellon pinnalla ja maaperässä (Warsta, 2011).

Pellon pinnalla tapahtuvaa kulkeutumista kuvaava yhtälö (kaava 19) voidaan esittää diskretoidussa muodossa seuraavasti:

$$\begin{aligned} & A_{i,j} \frac{c_{i,j,\omega}^{\eta+1} + c_{i,j,\omega}^{\eta}}{2} \frac{h_{W,i,j}^{\eta+1} - h_{W,i,j}^{\eta}}{\Delta t} + A_{i,j} \frac{h_{W,i,j}^{\eta+1} + h_{W,i,j}^{\eta}}{2} \frac{c_{i,j,\omega}^{\eta+1} - c_{i,j,\omega}^{\eta}}{\Delta t} \\ & + L_{i\pm 0.5,j} \frac{c_{i,j,\omega}^{\eta+1} + c_{i\pm 1,j,\omega}^{\eta+1}}{2} \left[ \varsigma_{i\pm 0.5,j} U_{X,i\pm 0.5,j}^{\eta+1} h_{W,i,j}^{\eta+1} - (1 - \varsigma_{i\pm 0.5,j}) U_{X,i\pm 0.5,j}^{\eta+1} h_{W,i\pm 1,j}^{\eta+1} \right] \\ & + L_{i\pm 0.5,j} \frac{\varsigma_{i\pm 0.5,j} U_{X,i\pm 0.5,j}^{\eta+1} h_{W,i,j}^{\eta+1} + (1 - \varsigma_{i\pm 0.5,j}) U_{X,i\pm 0.5,j}^{\eta+1} h_{W,i\pm 1,j}^{\eta+1}}{2} (c_{i,j,\omega}^{\eta+1} - c_{i\pm 1,j,\omega}^{\eta+1}) \\ & + L_{i,j\pm 0.5} \frac{c_{i,j,\omega}^{\eta+1} + c_{i,j\pm 1,\omega}^{\eta+1}}{2} \left[ \varsigma_{i,j\pm 0.5} U_{Y,i,j\pm 0.5}^{\eta+1} h_{W,i,j}^{\eta+1} - (1 - \varsigma_{i,j\pm 0.5}) U_{Y,i,j\pm 0.5}^{\eta+1} h_{W,i,j\pm 1}^{\eta+1} \right] \\ & + L_{i,j\pm 0.5} \frac{\varsigma_{i,j\pm 0.5} U_{Y,i,j\pm 0.5}^{\eta+1} h_{W,i,j}^{\eta+1} + (1 - \varsigma_{i,j\pm 0.5}) U_{Y,i,j\pm 0.5}^{\eta+1} h_{W,i,j\pm 1}^{\eta+1}}{2} (c_{i,j,\omega}^{\eta+1} - c_{i,j\pm 1,\omega}^{\eta+1}) \\ & = -S_S A_{i,j} c_{i,j}^{\eta+1} \end{aligned} \quad (27)$$

missä  $A_{i,j}$  [ $L^2$ ] on solun pinta-ala,  $L_{i\pm 0.5,j}$  ja  $L_{i,j\pm 0.5}$  [L] kuvaavat pintasolun dimensiota,  $\eta$  [-] tarkoittaa simulaation aika-askelta ja  $\varsigma$  [-] kerroin huolehtii, ettei vesi virtaa ylävirtaan. Jos vesi virtaa soluun  $i,j$   $\varsigma$  saa arvon nolla ja kun vesi virtaa pois tarkasteltavasta solusta  $\varsigma$  saa arvon yksi. Kertoimen  $\varsigma$  arvo lasketaan jokaisessa neljässä suunnassa. Yhtälöissä 27 ja 28 vastakkaiset suunnat kummassakin ulottuvuudessa ( $i$  ja  $j$ ) ilmaistaan merkin  $\pm$  avulla. Alaindeksi  $\omega$  tarkoittaa laskettavan aineen tunnistetta ja se saa arvon 0 ja  $n$  välillä. Uutta solun pitoisuutta kuvaava muuttuja  $c_{i,j}^{\eta+1}$  voidaan ratkaista suoraan yhtälöstä (27):

$$c_{i,j,\omega}^{\eta+1} = \left[ L_{i\pm 0.5,j} c_{i\pm 1,j,\omega}^{\eta+1} (1 - \varsigma_{i\pm 0.5,j}) U_{X,i\pm 0.5,j}^{\eta+1} h_{W,i\pm 1,j}^{\eta+1} + L_{i,j\pm 0.5} c_{i,j\pm 1,\omega}^{\eta+1} (1 - \varsigma_{i,j\pm 0.5}) U_{Y,i,j\pm 0.5}^{\eta+1} h_{W,i,j\pm 1}^{\eta+1} + A_{i,j} \frac{c_{i,j,\omega}^{\eta} h_{W,i,j}^{\eta}}{\Delta t} \right] / \left( \varsigma_{i\pm 0.5,j} U_{X,i\pm 0.5,j}^{\eta+1} h_{W,i,j}^{\eta+1} + \varsigma_{i,j\pm 0.5} U_{Y,i,j\pm 0.5}^{\eta+1} h_{W,i,j}^{\eta+1} + A_{i,j} \frac{h_{W,i,j}^{\eta+1}}{\Delta t} + s_S A_{i,j} \right) \quad (28)$$

Aineiden kulkeutuminen pellon pinnalla aika-askeleen aikana saadaan ratkaisemalla yhtälö (28) jokaisessa laskentaverkon solussa ja iteroimalla, kunnes pitoisuusmuutokset kaikissa soluissa alittavat määritetyn konvergointi-arvon tai kunnes saavutetaan maksimi-iteraatiomäärä.

Maaperässä tapahtuvaa kulkeutumista kuvaavat yhtälöt (kaavat 20 ja 21) voidaan esittää diskretoiduissa muodoissa seuraavasti:

$$R_{f,i,j,k,\omega} \frac{\theta_{f,i,j,k}^{\eta+1} c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta+1} - \theta_{f,i,j,k}^{\eta} c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta}}{\Delta t} V_{i,j,k} \quad (29)$$

$$= -A_{i\pm 0.5,j,k} [\zeta_{f,i\pm 0.5,j,k} v_{fX,i\pm 0.5,j,k}^{\eta+1} c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta+1} - (1 - \zeta_{f,i\pm 0.5,j,k}) v_{fX,i\pm 0.5,j,k}^{\eta+1} c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta}]$$

$$- A_{i,j\pm 0.5,k} [\zeta_{f,i,j\pm 0.5,k} v_{fX,i,j\pm 0.5,k}^{\eta+1} c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta+1} - (1 - \zeta_{f,i,j\pm 0.5,k}) v_{fX,i,j\pm 0.5,k}^{\eta+1} c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta}]$$

$$- A_{i,j,k\pm 0.5} [\zeta_{f,i,j,k\pm 0.5} v_{fX,i,j,k\pm 0.5}^{\eta+1} c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta+1} - (1 - \zeta_{f,i,j,k\pm 0.5}) v_{fX,i,j,k\pm 0.5}^{\eta+1} c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta}]$$

$$+ \frac{A_{i\pm 0.5,j,k} \theta_{f,i\pm 0.5,j,k}^{\eta+1} D_{fXX,i\pm 0.5,j,k,\omega}^{\eta+1} (c_{f,i\pm 1,j,k,\omega}^{\eta+1} - c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta+1})}{L_{i\pm 1,j,k}}$$

$$+ \frac{A_{i,j\pm 0.5,k} \theta_{f,i,j\pm 0.5,k}^{\eta+1} D_{fYY,i,j\pm 0.5,k,\omega}^{\eta+1} (c_{f,i,j\pm 1,k,\omega}^{\eta+1} - c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta+1})}{L_{i,j\pm 1,k}}$$

$$+ \frac{A_{i,j,k\pm 0.5} \theta_{f,i,j,k\pm 0.5}^{\eta+1} D_{fZZ,i,j,k\pm 0.5,\omega}^{\eta+1} (c_{f,i,j,k\pm 1,\omega}^{\eta+1} - c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta+1})}{L_{i,j,k\pm 1}}$$

$$- k_b c_{f,i,j,k,\omega}^{\eta} \theta_{f,i,j,k}^{\eta} - k_b S_{f,i,j,k,\omega}^{\eta} V_{i,j,k} \rho_{i,j,k}$$

$$- \alpha_s (w_{i,j,k,\omega} \theta_{f,i,j,k}^{\eta+1}) / w_{i,j,k,\omega} \pm S_S c'$$

$$\begin{aligned}
& R_{m,i,j,k,\omega} \frac{\theta_{m,i,j,k}^{\eta+1} c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1} - \theta_{m,i,j,k}^{\eta} c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta}}{\Delta t} V_{i,j,k} \\
&= -A_{i\pm 0.5,j,k} [\zeta_{m,i\pm 0.5,j,k} v_{mX,i\pm 0.5,j,k}^{\eta+1} c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1} \\
&\quad - (1 - \zeta_{m,i\pm 0.5,j,k}) v_{mX,i\pm 0.5,j,k}^{\eta+1} c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1}] \\
&\quad - A_{i,j\pm 0.5,k} [\zeta_{m,i,j\pm 0.5,k} v_{mX,i,j\pm 0.5,k}^{\eta+1} c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1} \\
&\quad - (1 - \zeta_{m,i,j\pm 0.5,k}) v_{mX,i,j\pm 0.5,k}^{\eta+1} c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1}] \\
&\quad - A_{i,j,k\pm 0.5} [\zeta_{m,i,j,k\pm 0.5} v_{mX,i,j,k\pm 0.5}^{\eta+1} c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1} \\
&\quad - (1 - \zeta_{m,i,j,k\pm 0.5}) v_{mX,i,j,k\pm 0.5}^{\eta+1} c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1}] \\
&\quad + \frac{A_{i\pm 0.5,j,k} \theta_{m,i\pm 0.5,j,k}^{\eta+1} D_{mXX,i\pm 0.5,j,k,\omega}^{\eta+1} (c_{m,i\pm 1,j,k,\omega}^{\eta+1} - c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1})}{L_{i\pm 1,j,k}} \\
&\quad + \frac{A_{i,j\pm 0.5,k} \theta_{m,i,j\pm 0.5,k}^{\eta+1} D_{mYY,i,j\pm 0.5,k,\omega}^{\eta+1} (c_{m,i,j\pm 1,k,\omega}^{\eta+1} - c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1})}{L_{i,j\pm 1,k}} \\
&\quad + \frac{A_{i,j,k\pm 0.5} \theta_{m,i,j,k\pm 0.5}^{\eta+1} D_{mZZ,i,j,k\pm 0.5,\omega}^{\eta+1} (c_{m,i,j,k\pm 1,\omega}^{\eta+1} - c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1})}{L_{i,j,k\pm 1}} \\
&\quad - k_b c_{m,i,j,k,\omega}^{\eta} \theta_{m,i,j,k}^{\eta} - k_b S_{m,i,j,k,\omega}^{\eta} V_{i,j,k} \rho_{i,j,k} \\
&\quad - \alpha_s (w_{i,j,k} \theta_{f,i,j,k}^{\eta+1}) / (1 - w_{i,j,k}) \pm S_{sm} c'
\end{aligned} \tag{30}$$

missä  $V_{i,j,k}$  [L<sup>3</sup>] on solun tilavuus ja  $\zeta$  [-] muuttujalla eliminoidaan komponentit, jotka kuljettavat ainetta solujen välillä veden virtaussuuntaa vastaan. Advektio ratkaistaan tässä tapauksessa ylävirtamenetelmällä. Kun vesi virtaa koordinaatin  $i,j,k$  soluun,  $\zeta$  saa arvon 0 ja vastakkaisessa tapauksessa se saa arvon 1. Laskettaessa solujen välisiä ainevirtoja laskennassa on otettava huomioon naapurisolun hidastuvuuskerroin. Myös huokossysteemien välisessä vaihdossa on huomioitava, että matriisissa ja makrohuokosissa on erisuuruiset hidastuvuuskerroimet. Laskennassa tämä otetaan huomioon siten, että naapurisolujen ainevirrat jaetaan naapurisolujen hidastuvuuskerroimella ja kerrotaan laskettavan solun hidastuvuuskerroimella, jolloin massatasevirhettä ei synny. Huokossysteemien välisessä vaihdossa toimitaan samoin, mutta jakajana on naapurihuokoksen hidastuvuuskerroin.

Työssä käytetään pentadiagonaalista matriisialgoritmia (PDMA) (esim. Stone, 1968) ja iterointia aineiden kulkeutumisyhtälöiden numeeriseen ratkaisuun maaperässä. Warsta ym. (2013a) sovelsivat vastaavaa menetelmää maaperän virtausta kuvaavien yhtälöiden ratkaisuun. Kulkeutumisprosessit laskentaverkon pystysuorissa kolumneissa kummassakin huokossysteemissä ratkaistaan suoraan PDMA:lla, kun taas horisontaalinen kulkeutuminen kolumnien välillä ratkaistaan iteroimalla. Menetelmässä diskretoitujen aineidenkulkeutumisyhtälöiden termit (yhtälöt 29 ja 30) laskentaverkon yhden kolumnin kaikista soluista (matriisi- ja makrohuokosissa) ryhmitellään pentadiagonaaliseen järjestykseen (yhtälö 31), jossa matemaattisen matriisin diagonaali ja kaksi diagonaalia sen ylä- ja alapuolilla eroavat nolasta (kuva 6):

$$\begin{aligned}
& \mathbf{A}_{2k-2} \mathbf{C}_{m,i,j,k-1,\omega}^{\eta+1} + \mathbf{B}_{2k} \times 0 + \mathbf{C}_{2k} \mathbf{C}_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1} + \mathbf{D}_{2k} \mathbf{C}_{f,i,j,k,\omega}^{\eta+1} + \mathbf{E}_{2k+2} \mathbf{C}_{m,i,j,k+1,\omega}^{\eta+1} = \mathbf{F}_{2k} \\
& \mathbf{A}_{2k-1} \mathbf{C}_{f,i,j,k-1,\omega}^{\eta+1} + \mathbf{B}_{2k+1} \mathbf{C}_{m,i,j,k,\omega}^{\eta+1} + \mathbf{C}_{2k+1} \mathbf{C}_{f,i,j,k,\omega}^{\eta+1} + \mathbf{D}_{2k+1} \times 0 + \mathbf{E}_{2k+2} \mathbf{C}_{f,i,j,k+1,\omega}^{\eta+1} = \mathbf{F}_{2k+1}
\end{aligned} \tag{31}$$



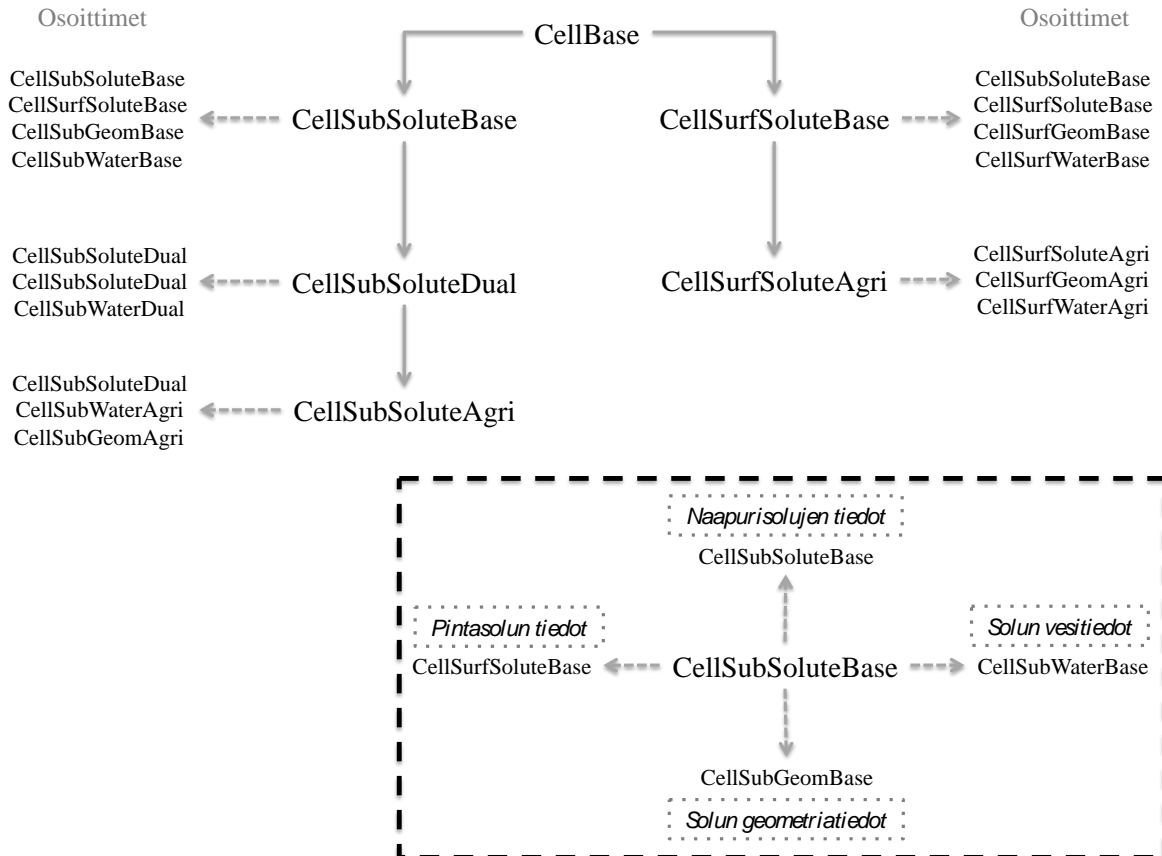
samanlaista iteratiivista ratkaisua, jota käytetään aineiden kulkeutumisen ratkaisuun pellon pinnalla, mutta yhtälöt kuvaavat myös dispersiokulkeutumista maaperässä. Kulkeutumismallissa ratkaistaan kulkeutumisprosessit yhdelle aineelle kerrallaan. Laskennan ulkopuolella ainemääriä säilytetään soluissa massoina eikä pitoisuuksina massataseen turvaamiseksi. Hajoaminen toteutetaan eksplisiittisesti siten, että jos viimeinen ratkaistava aine lisää ensimmäisen aineen varastoa tulee lisääntynyt ainemäärä ensimmäisen aineen kulkeutumisessa otettua huomioon vasta seuraavalla aika-askeleella. Hajoaminen vaikuttaa sekä liukoiseen että pidättyneeseen ainevarastoon. Infiltraatio toteutetaan massanvaihtona pintasolun ja ensimmäisen kerroksen maaperäsolun välillä. Massanvaihdon laskennassa huomioidaan, ettei pintavalunnan ainevarasto saa negatiivisia arvoja eli aineen infiltraatiota voi tapahtua vain ainevaraston koon verran veden infiltraation yhteydessä. Koska infiltraatio lasketaan maaperän ainemallissa, hidastuvuuskerroin vähentää pidättyvän aineen infiltraatiota.

### 4.2.3 Tietotekninen toteutus

FLUSH-mallin numeerinen ratkaisu on toteutettu C++ ohjelmointikielellä ja sitä on ajettu sekä Windows- että Linux-ympäristöissä. Ohjelman osat on toteutettu olio-ohjelmoinnilla, jossa tehtävät jaetaan luokkiin, joiden toiminnallisuuksia ja muuttujia voidaan hyödyntää rajapintojen kautta. Olio-ohjelmoinnissa tieto ja funktiot (ts. metodit) yhdistetään luokaksi. Luokista luodaan ohjelman ajon aikana niiden ilmentymiä eli olioita, jotka käsittelevät niiden sisään tallennettua tietoa omilla metodeillaan.

Ohjelma koostuu 1) malliluokista, joihin kuuluvat prosessipohjaiset mallit pinta- ja maaperäosille, 2) laskentaverkkoluokista, jotka pitävät sisällään laskennassa tarvittavat spatiaalisesti hajautetut muuttujat pinta- ja maaperäosille sekä 3) luokasta, joka säilyttää laskennassa aggregoituja simulaatiotuloksia, esimerkiksi salaojavalunnan arvoja koko simulaatioajalta, tulostusta varten. Laskentaverkkoluokista luodut oliot täytetään simulaatioissa soluluokan olioilla. Soluluokissa on osoitinyhteys laskentaverkon viereisiin soluihin ja toiseen huokossysteemiin, jos sellainen on olemassa. Osoitin on muuttuja, joka viittaa toiseen muuttujaan osoittamalla sen sijainnin tietokoneen muistissa. Osoittimet mahdollistavat naapurisolujen välisen kommunikoinnin sisäisissä metodeissaan. Lisäksi soluluokissa on osoitinyhteys geometriasoluihin (paitsi geometriasoluilla) sekä solutyypistä riippuen muihin laskennassa tarvittaviin soluihin. Esimerkiksi aineen pitoisuuden laskemiseksi voidaan osoittimien kautta selvittää vesisolusta vesimäärä, joka taas voidaan laskea geometriasolusta saadun solun tilavuuden avulla (kuva 7). Erillisten laskentaverkkojen solut, jotka on kiinnitetty toisiinsa osoittimilla muodostavat ohjelman tietorakenteen, jonka muuttujiin prosessipohjaiset mallit vaikuttavat.

Luokkien suunnittelussa on hyödynnetty olio-ohjelmoinnissa mahdollista periytymistä, joka tarkoittaa, että joku luokka voi periä toisen luokan ominaisuudet ja toiminnot. Tämä lisää ohjelman toiminnallisuutta ja hyödynnettävyyttä sekä selkeyttää koodia, kun muuttujia ja metodeja ei tarvitse sijoittaa samaan luokkaan vaan toiminnallisuuksia voidaan lisätä osissa. Soluluokat jaetaan perus- (*Base*), kaksoishuokos- (*Dual*) ja maatalousversioihin (*Agri*) ja jokaisessa tuodaan uusia metodeja ja muuttujia jo perittyjen ominaisuuksien päällä (kuva 7). Edellä kuvatulla toteutuksella tavoitellaan uudelleen käytettävää rakennetta. Mallirakenne voidaan purkaa osiin ja käyttää osia uudestaan erilaisessa tarkoituksessa.



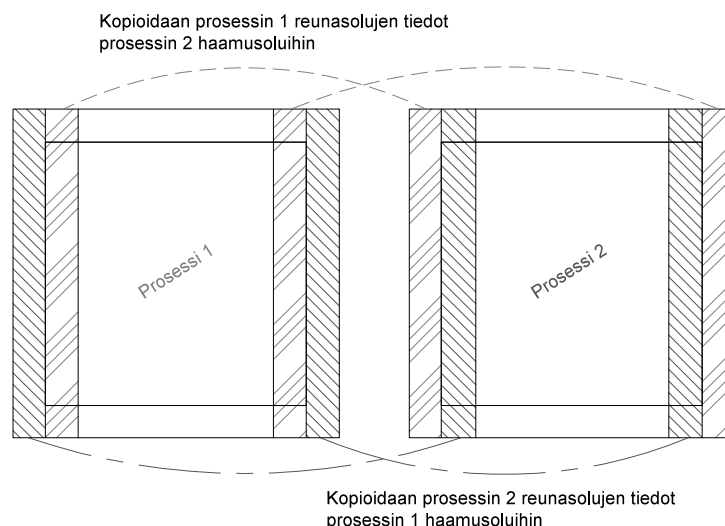
Kuva 7. Ainesolujen perintäjärjestys sekä osoitinyhteydet muihin solutyyppeihin.

Aineiden kulkeutumismallien (pinta ja maaperä) ratkaisualgoritmit toimivat samalla periaatteella kuin muut FLUSH-järjestelmän mallien algoritmit (Warsta, 2011; Warsta ym., 2012; Turunen ym., 2013; Warsta ym., 2013a; b). Aika-askelen suoritukseen kuuluu jokaisen mallin osalta 1) valmistelu-, 2) iterointi- ja 3) viimeistelyvaiheet. Rakenteen tarkoituksena on nopeuttaa mallin suoritusaikaa jokaisella aika-askeleella siten, että iteraation aikana muuttumattomat algoritmin osat lasketaan valmisteluvaiheessa ja laskennan tulokset tallennetaan muistiin vasta viimeistelyvaiheessa. Mallissa on tehty yksinkertaistuksia esimerkiksi Richardsin yhtälön laskennassa raskaan laskennallisen kuorman pienentämiseksi. Yksinkertaistuksessa kyllästämättömän maan hydraulista johtavuutta päivitetään ainoastaan valmisteluvaiheessa eikä siihen tehdä muutoksia iteroinnin aikana, mikä saattaa aiheuttaa epätarkkuuksia veden virtaus- ja aineidenkulkeutumistuloksiin intensiivisten sadetapahtumien aikana, jos laskennassa käytetään pitkiä aika-askelilla (~1 h). Epätarkkuuksien minimoimiseksi sadetapahtumien aikana mallissa käytetään lyhyempiä aika-askelia.

Laskennallisissa tieteissä kehitetään matemaattisia malleja ja kvantitatiivisia menetelmiä, joita sovelletaan tietokoneissa. Perinteisesti tietokoneen prosessori suorittaa laskennan käskyt sarjassa eli tehtävä toisensa jälkeen, mikä on usein ajallisesti pitkä ratkaisutapa. Nykyaikaisten työasemien prosessorit sisältävät kuitenkin kaksi tai useampia identtisiä prosessoriytimiä, joita voidaan kaikkia käyttää laskennassa hyväksi. Rinnakkaislaskennassa laskentatehtäviä tai niiden osia suoritetaan samanaikaisesti. Menetelmällä voidaan saavuttaa huomattavaa nopeutusta simulaatioiden suorittamiseen ja sitä käytetäänkin yleisesti monimutkaisten fysikaalisten ongelmien ratkaisuun. Yleisiä tieteellisessä laskennassa käytettyjä rinnakkaislaskentaratapintoja ovat OpenMP (*Open*

*Multi-Processing*) ja MPI (*Message Passing Interface*), joita voidaan soveltaa C, C++ ja FORTRAN ohjelmointiympäristöissä. MPI-laskenta sopii hyvin hajautettujen laskennallisten ongelmien ratkaisuun, koska laskentaverkko voidaan jakaa paloihin, jotka suoritetaan omissa prosesseissaan. Hajautuksessa on huomioitava, että virtaus- ja kulkeutumislaskennassa prosessien on pystyttävä vaihtamaan tietoja naapuriprosessien kanssa, jotta ongelman ratkaisu olisi jatkuva prosessien välillä. Käytännössä ongelma ratkaistaan usein niin, että prosesseissa käsiteltävien laskentaverkon palojen kokoa kasvatetaan yhdellä solulla joka suuntaa (kuva 8). Näihin aavesoluihin (*ghost cell*) voidaan kopioida naapuriprosessin reunasolujen muuttujien arvot, kuten pitoisuudet, jokaisella iteraatiokierroksella. Lopputuloksena on jatkuva ratkaisu koko laskentaverkon alueella.

Warsta (2011) käytti OpenMP-rajapintaa FLUSH-mallin prosessien rinnakaistamiseen. Nykyisessä FLUSH-mallissa käytetään MPI-rajapintaa, joka on mahdollistanut laskennan siirtämisen suurempiin laskentaklustereihin, kun OpenMP menetelmä rajasi hajautuksen yhden työaseman resursseihin. MPI-versiossa FLUSH-mallin laskentaverkko jaetaan suorakulmisiin paloihin horisontaalisissa suunnissa. Laskentaverkkoa ei paloitella vertikaalisessa suunnassa. Simulaatioiden iterointivaiheen lopuksi prosessit vaihtavat reunasolujensa tiedot (esim. ainepitoisuudet) viereisten prosessien kanssa, jonka jälkeen voidaan siirtyä seuraavalle iteraatiokierrokselle (Kuva 8).



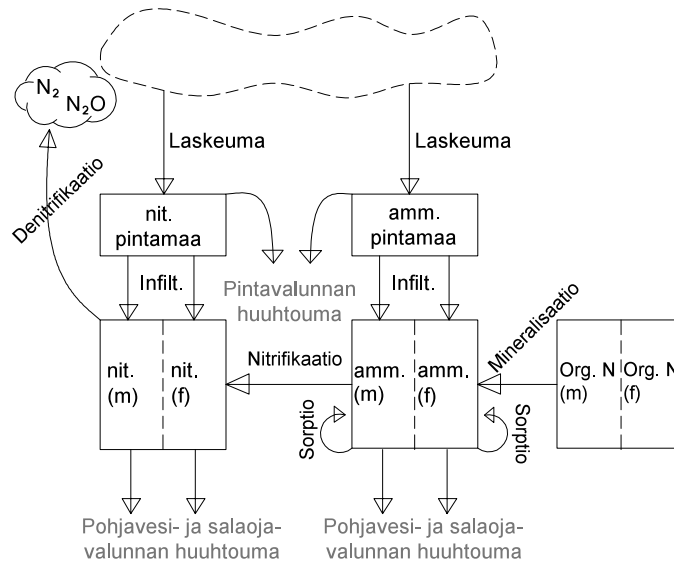
Kuva 8. Havainnollistava kuva MPI laskennasta, jossa on käynnissä kaksi rinnakaista prosessia.

### 4.3 Typpimallin kehitys

Aineiden kulkeutumismallista johdettiin tyypin prosesseja kuvaava malli. Tässä luvussa käydään läpi typpimallin ominaisuudet sekä kehitysprosessin eteneminen.

Typpimallissa on mukana epäorgaaniset nitraatti- ja ammoniumtyppifraktiot (kuvassa 9 nit. ja amm.) sekä orgaanisen tyypin varasto (kuvassa 9 Org. N). Ammonium- ja nitraattityppi kuvataan mobiileina aineina. Orgaanista tyyppiä käsitellään mallissa immobiilina ainevarastona. Märkälasseuman mukana maan pinnalle kerääntyy sekä nitraatti- että ammoniumtyppiä. Maan pinnalla kumpikin fraktio voi infiltroitua maamatriisiin ( $m$ ) tai makrohuokostoon ( $f$ ) (kuva 9). Laskentaverkko koostuu kerroksista ja kahdesta huokossysteemistä. Jokaisessa kerroksessa lasketaan aineen kulkeutuminen erikseen matriisi- ja makrohuokossysteemissä sekä aineen vaihto huokossysteemien välillä.





Kuva 9. Tyypimallin konseptuaalinen kaaviokartta typpifraktioiden huuhtoutumisreiteistä sekä reaktioista. Kaaviossa nit. = nitraattityppi, amm. = ammoniumtyppi, m = matriisi ja f = makrohuokosto.

Orgaanisen typen varasto muokkauskerroksessa kuvaa pellolle sadonkorjuun jälkeen jääneiden kasvinosien ja muun helposti hajoavan orgaanisen aineksen sisältämää tyyppiä. Ammoniumtyppi esiintyy maaperässä liukoisessa (*l*) sekä kiinteässä (*s*) muodossa (kuva 12). Nitraattityppi esiintyy vain liukoisessa muodossa, kunnes se muuttuu kaasumaiseen (*g*) muotoon ja poistuu systeemistä. Epäorgaanisia typhen fraktioita voidaan asettaa profiiliin haluttuun syvyyteen asti ja kerrokseen sijoitettava typhen määrä voi olla riippuvainen esimerkiksi kerroksen huokoisuudesta kaikkien sijoituskerrosten huokoisuuteen nähden (kaava 32). Kerrosten typpimassa voidaan asettaa alkutilassa myös muilla kriteereillä, esimerkiksi niin, että massa pienenee lineaarisesti alempaan kerrokseen siirryttäessä (kaava 33).

$$m_{layer} = m_{init} \frac{\varepsilon_{layer}}{\varepsilon_{tot}} \quad (32)$$

$$m_k = m_{k-1} \frac{k}{k-1} \quad (33)$$

Ammoniumvarastosta vapautuu nitraattityppiä nitrifikaatiossa (Kuva 10), johon voidaan liittää lämpötila- ja kosteusrajoitukset. Nitrifikaatio kuvataan ensimmäisen kertaluvun reaktiona, jossa oletetaan, että ammoniumtyppi hapettuu suoraan nitraattitypeksi eli nitriittitypen välimuotoa ei huomioida (kuva 10). Nitraattityppi muuttuu kaasumaiseksi tyyppiä ensimmäisen kertaluvun denitrifikaatioreaktiossa, johon voidaan myös liittää lämpötila- ja kosteusrajoitukset. Happipitoisuuden oletetaan olevan suoraan yhteydessä kosteuteen eli veden täyttämässä solussa oletetaan olevan hapettomat olosuhteet. Kosteuspitoisuudella hajoamisreaktiota voidaan rajata siten, että nitrifikaatio hidastuu denitrifikaation voimistuessa.

$$f(\theta) = \left( \frac{\theta}{\theta_s} \right)^B \quad (34)$$

missä  $B$  [-] on kalibroitava parametri. Koska kosteuspitoisuudella on vastakkainen vaikutus denitrifikaatio- ja nitrifikaatioreaktioihin, käytetään reaktioille vastakkaisia kosteusrajoittimia (kaava 36 ja 37). Lämpötilarajoittimen laskemiseen sovelletaan, myös INCA-N- ja COUP-malleissa käytettyä, Bunnell ym. (1977) kaavaa:

$$f(T) = t_{q10}^{(T-t_{bas})/10} \quad (35)$$

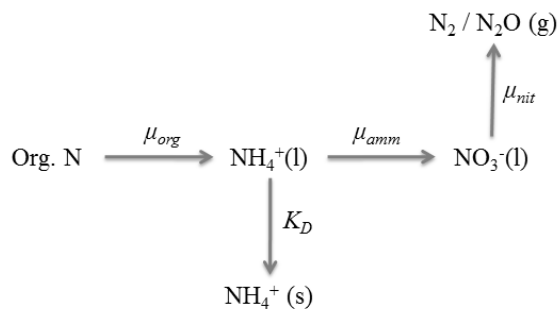
missä  $t_{q10}$  [°C] on 10 °C lämpötilamuutoksen kerroin,  $t_{bas}$  [°C] on optimilämpötila ja  $T$  [°C] on maakerroksen lämpötila.

$$\mu_{nitrifikaatio} = \mu_{amm}[1 - f(\theta)]f(T) \quad (36)$$

$$\mu_{denitrifikaatio} = \mu_{nit}f(\theta)f(T) \quad (37)$$

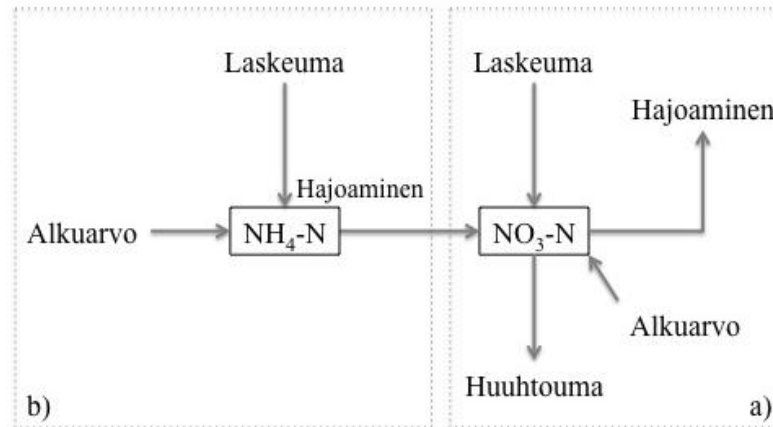
Hajoamis- ja muutosprosessit voidaan kuvata myös pelkillä vakiohajoamiskertoimilla, jolloin hajoavan aineen määrä saadaan kertomalla laskettavan solun aineen pitoisuus sille määrättyllä hajoamiskertoimella ( $\mu_{amm}$ ,  $\mu_{org}$ ,  $\mu_{nit}$ ).

Ammoniumtyypen pidättymistä kuvataan tasapainotilan sorptiolla Freudlichin (kaava 5) tai Langmuirin isotermillä (kaava 6). Hidastuvuuskerroin pienentää advektio-dispersiokulkeutumista sekä infiltroitumista pinnalta maaperään.

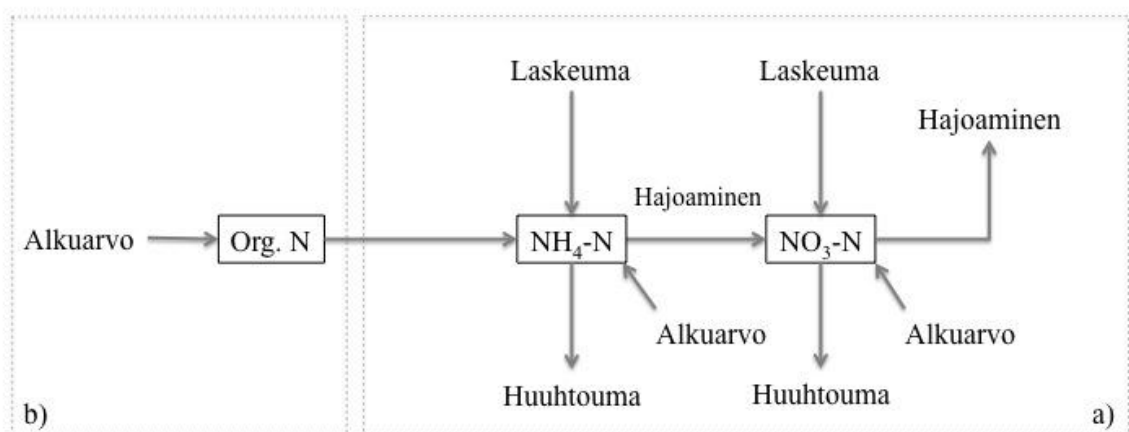


Kuva 10. Typen reaktiot ja reaktiokertoimet.

Mallin kehitysprosessia ohjasivat erilaiset typpiprosessit peltomaassa. Ensimmäisessä vaiheessa reaktioketjuun kuului vain nitraattityppi (kuva 11a), joka on useimmin simuloitu typen muoto. Toisessa vaiheessa reaktioketjuun lisättiin immobiili ammoniumtyypen varasto (kuva 11b), jonka tehtävänä oli toimia nitraattityypen lähteenä nitrifikaatioreaktion kautta. Kolmannessa vaiheessa ammoniumtyppi muutettiin mobiiliin muotoon siten, että sen kulkeutumista hidastettiin pidättymisominaisuudella (kuva 12a). Reaktioketjuun lisättiin vielä orgaanisen typen varasto (kuva 12b), jonka tarkoitus oli ylläpitää ammoniumvaraston kokoa.



Kuva 11. Kehitysprosessin a) ensimmäinen ja b) toinen vaihe.



Kuva 12. Kehitysprosessin a) kolmas ja b) neljäs vaihe.

#### 4.4 Herkkyysanalyysi

Herkkyysanalyysissä tarkasteltiin vesi- ja aineparametrien arvojen sekä prosessikuvausten vaikutusta kulkeutumistuloksiin. Herkkyysanalyysillä arvioitiin simulaatioiden epävarmuutta, joka liittyy parametriarvoihin ja prosessikuvauksiin. Hydrologisissa malleissa parametrit ovat harvoin itsenäisiä ja erilaiset parametriyhdistelmät voivat tuottaa samankaltaisia tuloksia (esim. Rankinen, 2006). Herkkyysanalyysiä on mahdollista tehdä manuaalisesti (esim. Warsta ym., 2013a; b) tai erilaisten ohjelmien avulla (PEST yms. Doherty, 2005). Parametriherkkyysanalyysissä tavoitteena oli suhteuttaa parametrien vaikuttavuus toisiinsa nähden. Jatkossa voidaan sitten kiinnittää erityistä huomiota näiden parametrien kalibroimisessa. Parametriherkkyysanalyysissä sovellettiin manuaalista menetelmää, jossa kalibroitujen parametrien arvoja muutettiin yksitellen 10 % kumpaankin suuntaan ja tarkasteltiin muutoksen vaikutuksia pinta- ja salaojavalunnan typpikuormiin. Menetelmällä ei voitu arvioida parametrimuutosten yhteisvaikutuksia.

## 5 Mallisovellus

Mallisovelluksessa tyypimmällin toimintaa testattiin Nummelan koepellon aineistolla. Sovelluksessa tarkasteltiin yksiulotteisia maakolumneja kahdella peltolohkolla (B ja D). Simuloidun, neliön muotoisen alueen sivun pituus oli sama kuin ojaväli (16 ja 32 m) ja profiilin syvyys oli 2,4 m. Profiili koostui 16 kerroksesta, joiden korkeudet olivat 0,02; 0,05; 0,08;  $0,1 \times 9$ ; 0,25; 0,25; 0,35 ja 0,5 m (kts. Liite 5). Kummankin simuloidun kolumnin läpi kulki yksi salaoja diagonaalisesti 1 m syvyydessä. Salaojan pituus B-lohkolla oli noin 22 m ja D-lohkolla 45 m. Testilohkojen avo-ojat sijoitettiin neliön yhdelle sivulle sen koko pituudelle. Tarkasteltu aineisto jaettiin kalibrointi- ja validointikausiin. Vesi- ja aineparametrien kalibrointi suoritettiin manuaalisesti. Nash-Sutcliffe (1970) hyvyyslukuilla ja keskimääräisellä absoluuttisella virheellä (MAE) arvioitiin, kuinka hyvin simulaatiot kuvasivat mittauksia.

### 5.1 Vesimallin parametrusointi ja kalibrointi

Turunen ym. (2013) mallinsivat Nummelan koepellon koko peltoalueen vesitasetta kolmiulotteisesti käyttämällä vuosien 2007, 2008 ja 2009 aineistoa, jolloin vesiparametrit kalibroitiin kaikille lohkoille. Kolmiulotteisen sovelluksen vesiparametriarvot eivät suoraan sovi yksiulotteisen peltolohkon veden virtauksen kuvaamiseen. Esimerkiksi topografian vaikutusta pintavirtailuun tai horisontaaliseen veden virtaukseen maaperässä ei voida huomioida yksiulotteisessa laskentaverkossa.

Vesiparametrien kalibrointi oli tärkeä vaihe tämän työn kannalta, sillä virtaava vesi on tärkeä aineiden kuljetusmekanismi. Vesiparametrien kalibroinnissa käytettiin mitattuja salaojavalunnan tuntiarvoja. D-lohkolla käytettiin myös pintakerrosvalunnan tuntiarvoja, kun taas B-lohkolta ei kalibrointikaudelta ollut mitattu pintakerrosvaluntaa. Kalibroinnissa verrattiin myös simuloituja pohjavedenpinnan korkeuksia ja maankosteuksia mitattuihin arvoihin. Kalibrointiin käytettiin aineistoa ajalta 1.9.–31.12.2008 ja validointiin 1.9.–31.12.2011. Kalibroinnissa määritetyt vesiparametrit on esitelty taulukossa 4. Kalibroidut parametriarvot on esitetty taulukossa 5.

Taulukko 4. Vesimallin tarkasteltavat muuttujat. (\* Muuttujan alkuarvoa ei kalibroitu.

Parametri	Yksikkö	Selite
$\Psi_W$	$[T^{-1}]$	Veden vaihto huokossysteemien välillä
$\Omega_S$	[L]	Salaojavalunnan resistanssi
$d_S$	[L]	Salaojan sisähalkaisija
$h_{W,THR}$	[L]	Painannevaraston rajavesisyvyys
$h_{GW}$ (*)	[L]	Pohjaveden pinnankorkeuden alkuarvo
$h_{DR}$ (*)	[L]	Salaojasyvyys
$K_{hf,MUL}$	$[L T^{-1}]$	Makrohuokoston horisontaalinen johtavuus kyllästyneessä maassa

Pohjaveden pinnankorkeuksien ( $h_{GW}$ ) alkuarvo (taulukko 5) arvioitiin mitattujen pohjaveden pinnankorkeuksien avulla. Samaa alkuarvoa käytettiin koko alueella, vaikka pohjaveden pinnankorkeus vaihteli lohkon sisällä (Vakkilainen ym., 2010). Mittausten ja aineistoanalyysin pohjalta pohjaveden pinnankorkeus asetettiin sekä kalibrointi- että validointikauden alussa B-lohkolla 1,25 m ja D-lohkolla 1,0 m syvyyteen.

Salaojavalunnan resistanssi ( $\Omega_S$ ) (taulukko 5) kuvaa veden virtausreitien pituutta salaojaan ja sen arvioitiin olevan noin puolet solun sivun pituudesta. D-lohkoon kalibrointivaiheessa huomattiin, että mallinnettu pintakerrosvalunta oli huomattavasti mitattua määrää suurempi (120 mm vs. 40 mm). Pintakerrosvalunnan määrää pienennettiin nostamalla makrohuokosten horisontaalista kyllästynyttä hydraulista johtavuutta ( $K_{hf,MUL}$ ), mikä lisäsi veden virtausta pohjavesivaluntaan (taulukko 5). D-lohkolla painannevaraston rajavesisyvyyden ( $h_{w,THR}$ ) kalibroinnilla muutettiin pintavalunnan kumulatiivista määrää vastaamaan paremmin mittaustuloksia. B-lohkolla pintavalunnan kumulatiivisen määrän arvioinnissa voitiin käyttää vertailuarvona muilta vuosilta olemassa olevaa tietoa. Viimeisenä parametrina kalibroidiin salaojan sisähalkaisijan suuruutta ( $d_S$ ). Tällä kuvattiin huonosti toimivia salaojaputkia, joiden sisään oli päässyt maa-ainesta (esim. Sikkilä, 2014).

Taulukko 5. B- ja D-lohkolle kalibroidut parametrien arvot.

Parametri	Yksikkö	B	D
$\Psi_W$	[h <sup>-1</sup> ]	0,009	0,005
$\Omega_S$	[m]	8	16
$d_S$	[m]	0,05	0,04
$h_{w,THR}$	[m]	0,002	0,001
$h_{GW}$	[m]	1,25	1,0
$h_{DR}$	[m]	1,0	1,0
$K_{hf,MUL}$	[m h <sup>-1</sup> ]	0,02...1	1,0
		(suurenee syvyyssuunnassa)	(kaikissa syvyyksissä)

Testilohkojen pF-käyrät määritettiin samalla menetelmällä kuin mitä Turunen ym. (2013) käyttivät, mutta tässä työssä käytettiin Nummelan koekentän mittauksia maan vesipitoisuuksista 0, 0,1, 1 ja 150 m imuilla määritetyistä näytteistä, jotka olivat peräisin 0–0,2; 0,2–0,4 ja 0,4–0,6 m syvyyksistä. Mittaussyvyyttä alempana sijaitsevien (0,6–2,4 m) maakerroksien vedenpidätysominaisuudet asetettiin alimman mitatun kerroksen mukaan.

Haihdunnan estimoinnissa potentiaalisen evapotranspiraation laskemiseen käytettiin Penman-Monteithin yhtälöä (Allen ym., 1998). Yksityiskohtaisemmin haihdunnan laskenta on esitetty tutkimuksissa Turunen (2011) ja Turunen ym. (2013). Poiketen Turusen (2011) ja Turusen ym. (2013) käyttämästä menetelmästä tässä työssä pilvisuusindeksi laskettiin mitatun lyhytaaltosäteilyn ja lasketun (Allen ym., 1998) pilvettömän taivaan lyhytaaltosäteilyn funktiona. Syys-joulukuussa haihdunnan osuu koko vuoden haihdunnasta (1–12 %) on pieni, kun verrataan kesäkuukausien haihdunnan osuuteen koko vuoden haihdunnasta (17–23 %) (Vakkilainen, 1986). Haihdunnan määrään ei kalibroinnissa puututtu.

## 5.2 Ainemallin parametrusointi ja kalibrointi

Aineiden kulkeutumismallia kalibroidiin ensimmäistä kertaa typen prosessien kuvaamiseen. Maaperän mineraalityypen määrän arvioinnissa käytettiin aiempien tutkimusten tietoja, koska pellon maanäytteistä ei ollut saatavilla mineraalityypen määrää syyskauden alussa. Pietola ym. (1999) arvioivat tutkimuksessaan, että maassa olisi syksyllä mineraalityppeä noin 2,5 mg/kg (0–0,6 m, savimaassa), kun kasvukautena oli viljelty keväthevettä ja lannoitustaso oli 90 kg N/ha. Samassa tutkimuksessa esitettiin, että ammoniumtyppeä olisi maassa enemmän kuin nitraattityppeä. Tutkimuksen perusteella

tehtyjen laskelmien mukaan oletettiin, että B-lohkon peltokolumnissa (16×16 m<sup>2</sup>) olisi alkutilanteessa ammoniumtyyppiä 0,18 kg ja nitraattityyppiä 0,14 kg. D-lohkon peltokolumni oli pinta-alaltaan nelinkertainen (32×32 m<sup>2</sup>), joten varastojen alkuarvot oletettiin niin ikään nelinkertaisiksi (ammoniumtyyppiä 0,79 kg ja nitraattityyppiä 0,57 kg).

Orgaanisen typpivaraston koko arvioitiin hyödyntämällä laskettuja ammonium- ja nitraattityppivarastojen alkuarvoa siten, että orgaanisen typen osuuden oletettiin olevan yli 90 % kokonaistyyppivarastosta (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009). Sovelluksessa orgaanisen typen varaston alkuarvoksi oletettiin B-lohkokolla 4 kg ja D-lohkokolla 16 kg. Taulukossa 6 on esitetty kaikkien eri varastojen alkuarvot pinta-alaa kohden sekä laskeuman vaihteluvälit.

Taulukko 6. Mallisovelluksessa käytetyt typpilähteiden alkuarvot.

Parametri	Yksikkö	Alkuarvo
$m_{amm}$	[kg N ha <sup>-1</sup> ]	7,32 (0–0,65 m)
$m_{org}$	[kg N ha <sup>-1</sup> ]	167,6 (0–0,25 m)
$m_{nit}$	[kg N ha <sup>-1</sup> ]	5,55 (0–0,65 m)
NH <sub>4</sub> -N laskeuma	[kg N ha <sup>-1</sup> ]	0,12–0,32
NO <sub>3</sub> -N laskeuma	[kg N ha <sup>-1</sup> ]	0,11–0,4

Epäorgaanisten typpifraktioiden alkuvarastot sijoitettiin maaprofiilin seitsemään ylimpään kerrokseen (0–0,65 m) siten, että aineen määrä jaettiin kunkin kerroksen huokoisuuden mukaan huomioiden sijoitusprofiilin kokonaishuokoisuus. Sijoitussyvytydessä otettiin huomioon Pietola ym. (1999) maaperän typpianalyysien tulokset. Orgaanisen typen varasto sijoitettiin kokonaan muokkauskerrokseen (0–0,25 m syvyyteen).

Laskeuman tiedot pinta-alaa kohti saatiin SYKE:n mittauksista Jokioisten asemalta. Laskeuman ja sadannan tiedoista voitiin laskea sadannan nitraatti- ja ammoniumtyppipitoisuudet, jotka on esitetty kuukausittain kummallekin mallinnusjaksolle taulukossa 7. Nitraatti- ja ammoniumtypen pitoisuuksien välillä ei ollut huomattavia eroja (taulukko 7). Sateen pitoisuudet vaihtelivat kuukausittain nitraatti-, ammonium- ja kokonaistypelle. Laskeumassa huomioitiin kuitenkin vain ammonium- ja nitraattitypen osuudet. Käytettävissä oli myös mittauksia kokonaistypen laskeumasta, jossa muuta kuin ammonium- tai nitraattityyppiä oli 4–33 % (typpijäännös). Tälle laskeuman osuudelle ei voitu määrittää kohdevarastoa, koska sen laadusta ei ollut tarkkaa tietoa. Sekä kalibrointi- että validointivuosina typpijäännöksen osuus kokonaistypen laskeumasta oli suurimmillaan lokakuussa (23 % 2008 ja 33 % 2011) ja pienimmillään joulukuussa (4 % 2008 ja 12 % 2011).

Taulukko 7. Laskeuman pitoisuudet [mg N l<sup>-1</sup>] kalibrointi- ja validointijaksolla kuukausittain.

	2008		2011	
	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N
Syys	0,27	0,31	0,20	0,23
Loka	0,33	0,27	0,36	0,31
Marras	0,31	0,21	0,37	0,46
Joulu	0,45	0,33	0,26	0,15

Taulukossa 8 on esitetty väliainetta ja maaperää kuvaavien muuttujien, (maan kuivatiheys,  $\rho$  [ $M L^{-3}$ ], pitkittäinen dispersio,  $D_L$  [ $L^2 T^{-1}$ ], poikittainen dispersio,  $D_T$  [ $L^2 T^{-1}$ ], ja molekulaarinen diffuusio,  $D^*$  [ $L^2 T^{-1}$ ]), parametrisointi tässä mallisovelluksessa. Kerrokset olivat väliaineominaisuuksiltaan yhtenevät ja kummallakin lohkolle käytettiin taulukossa 8 esitettyjä arvoja. Maanäyteistä määritetty kuivatiheys vaihteli ylemmissä kerroksissa (0–0,6 m) 1100–1300  $kg m^{-3}$  välillä, mutta alemmista kerroksista ei ollut näytetietoja (Vakkilainen ym., 2010). Koko profiilille käytettiin samaa kuivatiheyden arvoa.

Taulukko 8. Maaperän aineen kulkeutumisen parametrisointi.

Kerrossyvyys [m]	$\rho$ [ $kg m^{-3}$ ]	$D_L$ [ $L^2 T^{-1}$ ]	$D_T$ [ $L^2 T^{-1}$ ]	$D_w$ [ $L^2 T^{-1}$ ]
0–2,4	1500	0,1	0,01	$3,6 \cdot 10^{-6}$

Kalibroittavat parametrit on listattu taulukkoon 9. Näiden suuruutta pyrittiin arvioimaan kirjallisuuden perusteella. Typen reaktioiden kirjallisuusarvoja on koottu taulukkoon 10.

Taulukko 9. Mallisovelluksen kalibroittavat aineparametrit.

Parametri	Yksikkö	Selite
$\Psi_S$	[ $T^{-1}$ ]	Aineen vaihto huokossysteemien välillä
$\mu_{amm}$	[ $T^{-1}$ ]	Ammoniumtypen hajoaminen, nitrifikaatioreaktio
$\mu_{org}$	[ $T^{-1}$ ]	Orgaanisen typen hajoaminen, mineralisaatioreaktio
$\mu_{nit}$	[ $T^{-1}$ ]	Nitraattitypen hajoaminen, denitrifikaatioreaktio
$K_D$	[ $L^3 M^{-1} T^{-1}$ ]	Adsorptiossa ainekohtainen jakaantumiskerroin

Jakaantumiskertoimen kalibrointi tehtiin vain ammoniumtypelle, koska nitraattityppi ei pidäty maa-ainekseen. Pidättymisen aiheuttavan hidastuvuuskertoimen suuruus laskettiin lineaarisella isotermillä (kaava 4). Ammoniumtypen jakaantumiskertoimen oletettiin vaihtelevan 2–4  $l kg^{-1}$  välillä (esim. Paasonen-Kivekäs, 2009).

Taulukko 10. Kirjallisuudesta otettuja reaktinopeuksia.

Komponentti	Kirjallisuusarvoja
Mineralisaatio	$1,1 \cdot 10^{-5} h^{-1}$ (Räsänen, 2009) $0,1-1,0 d^{-1}$ (Karvonen ja Kleemola, 1995)
Nitrifikaatio	$0,06 kg ha^{-1} d^{-1}$ (Friman, 2003)
Denitrifikaatio	$0,9-1,9 mg l^{-1} d^{-1}$ (Dayyani, 2010) $0,006 kg ha^{-1} d^{-1}$ (Friman, 2003)

Kalibroidut parametrien arvot on esitetty taulukossa 11. Reaktiokertoimet ( $\mu_{amm}$   $\mu_{org}$   $\mu_{nit}$ ) asetettiin mataliksi kuvaamaan syksyn ja alkutalven aikaisia hitaita mikrobiologisia reaktioita. Orgaanisen typen hajoamiskerroin, jonka mukaan mineralisaatio lasketaan, vaikuttaa vain muokkauskerroksessa (0–0,25 m), sillä varasto kuvaa kasvin jäänteitä ja liukoisen orgaanisen typen kulkeutumista ei simuloida. Sen sijaan ammonium- ja nitraattitypen hajoamiskertoimet vaikuttavat koko profiilissa eli nitrifikaatio- ja denitrifikaatioreaktiot eivät rajoitu tiettyyn syvyyteen. Huokossysteemien välistä aineen vaihtoa kuvaavalla parametrilla oletettiin olevan tärkeä merkitys aineen kulkeutumisessa, sillä suurin osa aineesta sijoitettiin simulaation alussa matriisiin ja makrohuokossysteemin oletettiin olevan pääasiallinen reitti salaoja- ja pohjavesivaluntaan.

Taulukko 11. Aineparametrien kalibroidut arvot B- ja D-lohkolle.

Parametri	Yksikkö	B	D
$\Psi_S$	[h <sup>-1</sup> ]	0,001	0,001
$\mu_{amm}$	[h <sup>-1</sup> ]	0,0001	0,0001
$\mu_{org}$	[h <sup>-1</sup> ]	0,00001	0,00001
$\mu_{nit}$	[h <sup>-1</sup> ]	0,00025	0,0009
$K_D$	[kg <sup>-1</sup> ]	4,0	4,0

### 5.3 Vesimallin tulokset

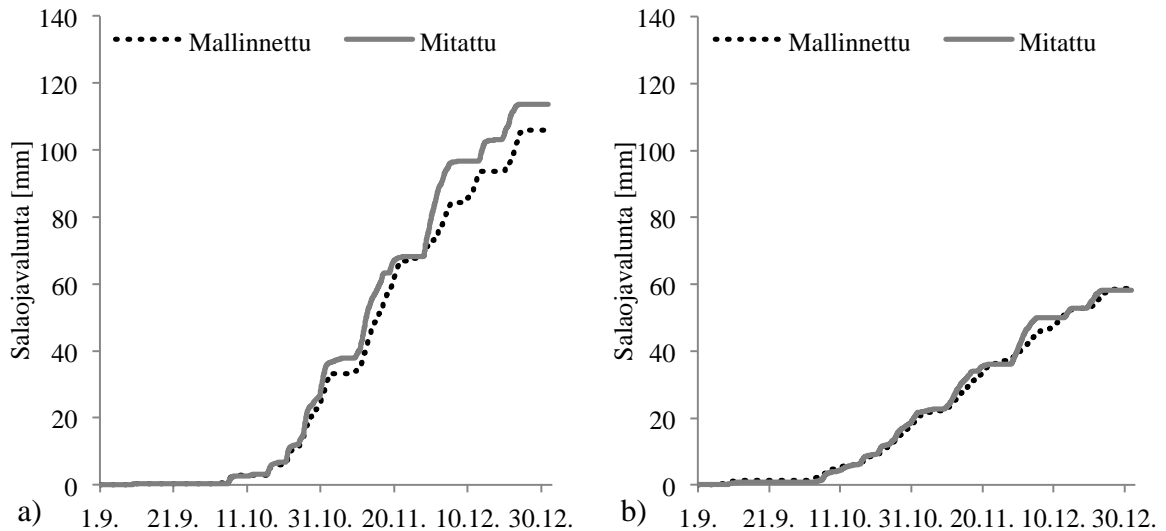
Vesitaseet (mm) kummaltakin lohkolta kalibrointi- ja validointikausilta on esitetty taulukossa 12. Suluissa on esitetty komponentin prosentuaalinen osuus sadannasta. Iteratiivisesta ratkaisutavasta johtuva tasevirhe kuvaa virheen osuutta sadantaan verrattuna. Vuoden 2011 sadanta (307 mm) syys-joulukuussa oli 5 % suurempi kuin vuoden 2008 sadanta (291 mm) vastaavan ajanjaksona. Kalibrointikaudella (2008) salaojavaluntaa mitattiin B-lohkolta 113 mm ja D-lohkolta 58 mm sekä pintavaluntaa 40 mm. Etenkin kalibrointikauden sateinen joulukuu nosti pintavalunnan osuutta lohkolta D ja osuudeksi mitattiin 54% kokonaisvalunnasta (salaoja- ja pintakerrosvalunta). Validointikaudella maahan ei kertynyt pysyvää lumipeitettä, kun taas kalibrointikaudella lunta alkoi kertyä joulukuun puolivälistä.

Taulukko 12. Simulaatioiden vesitasetarkastelu. Vesitaseen komponentit on annettu yksikössä [mm].

Komponentti	Kalibrointikausi		Validointikausi	
	B	D	B	D
Sadanta	291	291	307	307
Pintavalunta	46 (16%)	83 (28%)	40 (13%)	75 (24%)
Haihdunda	34(12%)	34 (12%)	34 (11%)	34 (11%)
Salaojavalunta	106 (36%)	59 (20%)	120 (39%)	69 (23%)
Pohjavesivalunta	75 (26%)	91 (31%)	82 (27%)	101 (33%)
Varaston muutos	31 (11%)	24 (8%)	33 (11%)	28 (9%)
Tasevirhe	< 1 (0%)	< 1 (0%)	-1 (-1%)	< 1 (0%)

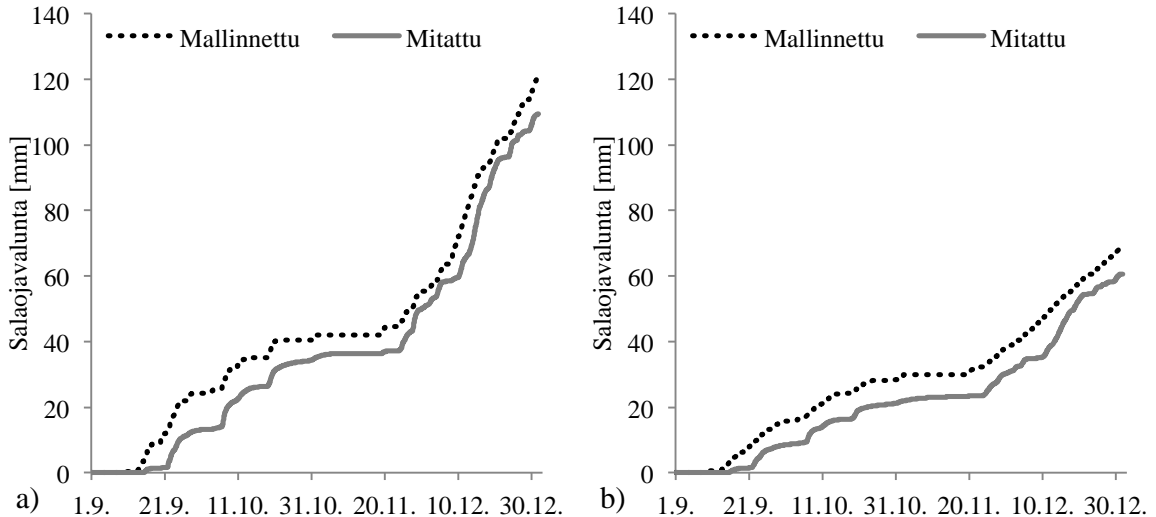
Kuvassa 13 on esitetty kalibrointikauden (2008) mitatut ja mallinnetut kumulatiiviset salaojavalunnat B- ja D-lohkoilta. B-lohkolta salaojavaluntaa muodostui enemmän kuin D-lohkolta. Mitattu salaojavalunta oli B-lohkolta 7 mm suurempi kuin mallinnettu, kun taas D-lohkolta mitatut ja mallinnetut arvo olivat yhtäsuuret. Pintakerrosvalunnan mittausten ongelmien vuoksi mallin kalibrointi tehtiin ensisijaisesti salaojavalunnan mittausten perusteella. Pintakerrosvalunnan mallintaminen oli myös ongelmallista, koska pinnan topografiaa ei voitu ottaa huomioon yksilulotteisessa mallisovelluksessa. B-lohko on kuitenkin suhteellisen tasainen, joten topografian puuttuminen ei vaikuttanut suuresti B-lohkon pintakerrosvalunnan simulointituloksiin. Mallinnettu pintakerrosvalunta huomioitiin vesitasetarkastelussa siten, että sen osuus vesitaseesta oli realistisella tasolla.





Kuva 13. Mitatut ja mallinnetut kumulatiiviset salaojavalunnat a) B- ja b) D-lohkoilla kalibrintikautena (2008).

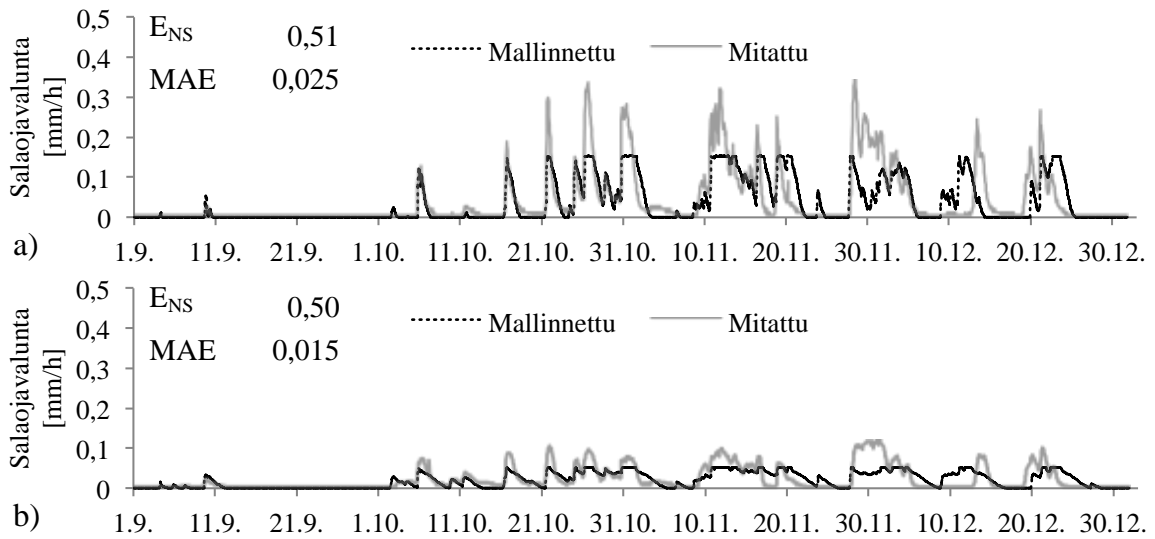
Kuvassa 14 on esitetty validointikauden (2011) mitatut ja mallinnetut kumulatiiviset salaojavalunnat B- ja D-lohkoilta. Myös validointikaudella D-lohkon kumulatiivinen salaojavalunta oli selvästi pienempi kuin B-lohkon. Kummallakin lohkoilla mallinnettu kumulatiivinen arvo yliarvioitiin mitattuun arvoon nähden (~10 mm). Mallinnettu salaojavalunta alkoi kummallakin lohkoilla mitattuun valuntaan nähden aikaisemmin, mitä ei kalibrintikaudella tapahtunut. Lisäksi validointikaudella simuloitua salaojavaluntaa muodostui kumulatiivisesti enemmän (B 2,7 % ja D 3,2 %) kuin kalibrintikaudella.



Kuva 14. Mitatut ja mallinnetut kumulatiiviset salaojavalunnat a) B- ja b) D-lohkoilla validointikautena (2011).

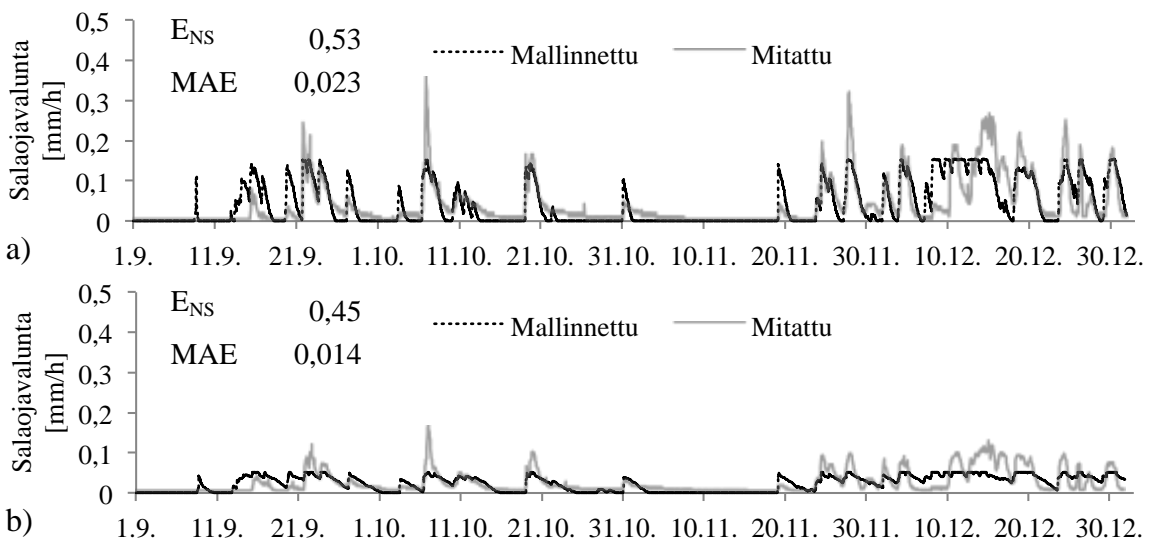
Kuvassa 15 on esitetty mitatut ja mallinnetut tunnitaiset salaojavalunnat kalibrintijaksolta B- ja D-lohkoilta. Kummallakin lohkoilla oli joulukuun alussa valuntapiikki, joka oli simulointituloksissa mitattua piikkiä ajallisesti edellä. Kalibrintikaudella joulukuun alussa osa sateesta tuli lumena, mikä myöhästytti valunnan tapahtumista. Simuloitujen tunnitaiten salaojavaluntojen piikit jäivät mitattuja piikkejä alemmaksi (~0,1 mm), mutta ajoittuivat ennen joulukuuta mittausten kanssa samaan kohtaan. Molemmilla lohkoilla suurin mallinnettu salaojavalunnan tunnitainen arvo oli alle 50 % mitatusta maksimiarvosta syys-joulukuulta. Matalaksi jäävät valuntapiikit simulaatioissa voivat

johtua maaperän liian pienestä hydraulisesta johtavuudesta, liian pitkästä virtausreitistä salaojaan sekä matalasta salaojan asennussyvyydestä.



Kuva 15. Mitatut ja mallinnetut tunnitaiset salaojavalunnat lohkoilla a) B ja b) D kalibroitautena (2008).

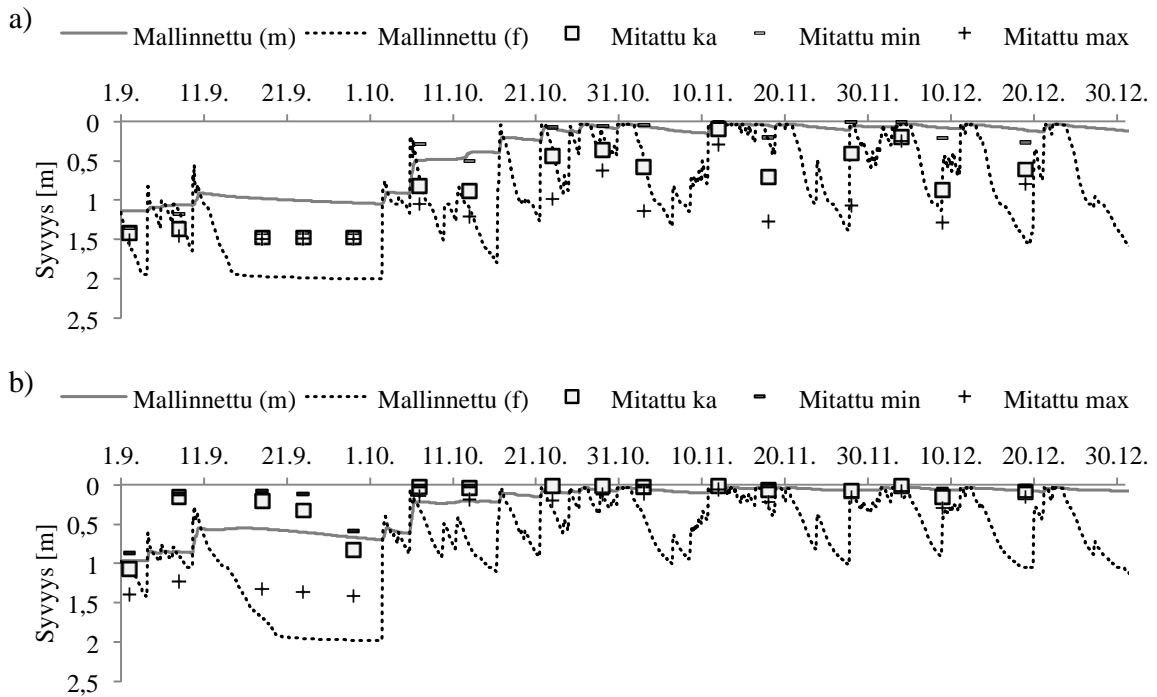
Kuvassa 16 on esitetty mitatut ja mallinnetut tunnitaiset salaojavalunnat validointikaudelta B- ja D-lohkoilta. Simuloitujen tunnitaisen salaojavalunton piikit jäivät jälleen mitattuja arvoja alemmaksi. Validointikaudella salaojavalunnon ajoittuminen erosi kalibroitautesta siten, että valuntaa muodostui enemmän simulointijakson alussa ja lopussa, kun kalibroitautella valunnon muodostuminen painottui simulointijakson keski- ja loppuvaiheeseen.



Kuva 16. Mitatut ja mallinnetut tunnitaiset salaojavalunnat lohkoilla a) B ja b) D validointikautena (2011).

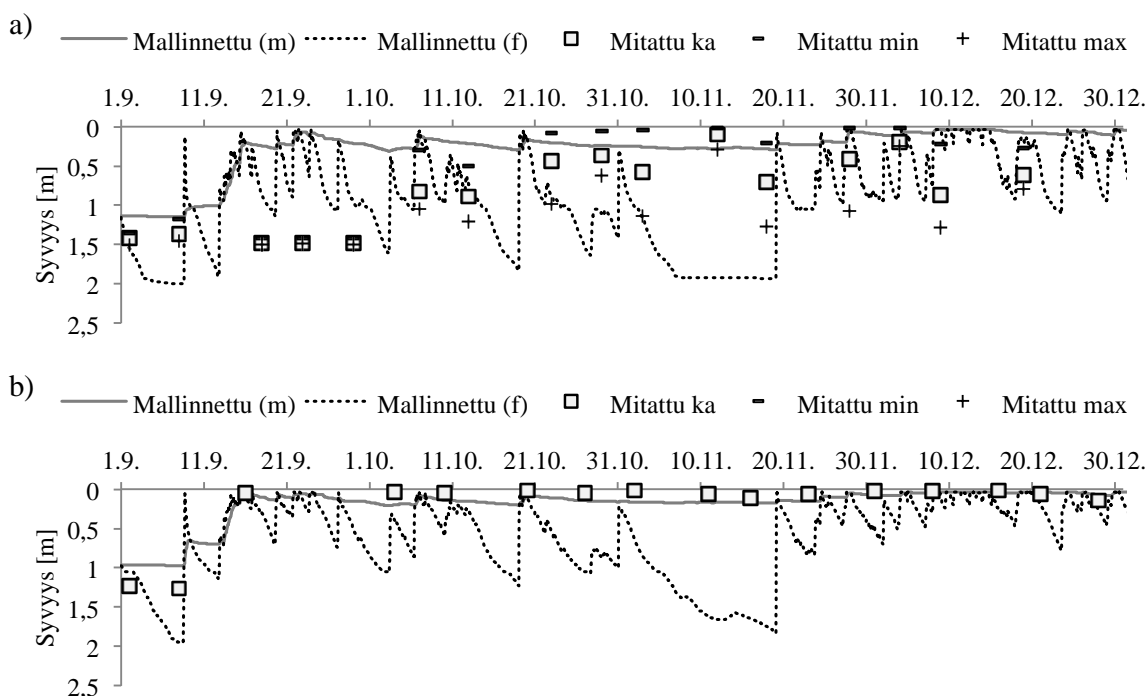
Mitatut ja mallinnetut pohjavedenpinnankorkeudet kalibroitautella lohkoilla B- ja D on esitetty kuvassa 17, jossa mallinnetut pinnankorkeudet on esitetty erikseen matriisissa ja makrohuokosissa. Pohjavedenpinnankorkeusmittausten ja simulaatioiden mukaan D-lohkolla pohjavedenpinta oli korkeammalla kuin B-lohkolla. Pohjavedenpinnankorkeuden mallinnustuloksista huomataan, että makrohuokoston pohjavedenpinnankorkeus reagoi herkemmin sadetapahtumiin kuin matriisin pohjavedenpinnankorkeus. Matriisin ja

makrohuokoston pohjavedenpinnankorkeuden vaihtelut noudattivat samaa dynamiikkaa, mutta matriisissa muutokset, etenkin pohjavedenpinnan lasku, oli hitaampaa. Pohjavedenpinnankorkeuden mittauksista ei voitu päätellä, kuvasiko mitattu havainto matriisiin vai makrohuokoston pohjavedenpinnankorkeutta. B-lohkolla syyskuussa mitatut pohjavedenpinnankorkeuksien minimi- ja maksimiarvot olivat samalla tasolla, kun taas D-lohkolla syyskuussa vaihteluväli oli suurempi. Pohjavesiputket oli asennettu B- ja D-lohkoille 1,5 metrin syvyyteen (Vakkilainen ym., 2010), joka oli suurin mahdollinen mitattu pohjavedenpinnankorkeus.



Kuva 17. Mitatut ja mallinnetut (matriisi ja makrohuokokset) pohjavedenpinnankorkeudet kalibrointikaudella (2008) alueella a) B (ojaväli 16 m) ja b) D (ojaväli 32 m).

Mitatut ja mallinnetut pohjavedenpinnankorkeudet validointikaudella lohkoilla B- ja D on esitetty kuvassa 18. Simuloitu pohjavedenpinta nousi salaojasyvyyden yläpuolelle jo syyskuun alussa, mikä aiheutti simuloitujen salaojavalunton muodostumisen alkamisen aiemmin kalibrointikauteen verrattuna. Simuloituissa tuloksissa on havaittavissa kuivempi jakso marraskuun alussa, jolloin mallinnettu pohjavedenpinta makrohuokostossa laski melkein kahteen metriin. Sama jakso näkyi myös mitatussa ja mallinnetussa salaojavalunnassa (kuvat 14 ja 16). Kalibrointi- ja validointikausien mittausten mukaan pohjavedenpinnankorkeus vaihteli saman peltolohkon sisällä. D-lohkolla vaihtelu ajoittui syyskuulle ja B-lohkolla loka-joulukuulle. Myöskään validointikauden mittauksista ei voitu päätellä, kuvasiko mitattu korkeus matriisiin vai makrohuokoston tilannetta.



Kuva 18. Mitatut ja mallinnetut (matriisi ja makrohuokokset) pohjavedenpinnankorkeudet validointikaudella (2011) alueella a) B (ojaväli 16 m) ja b) D (ojaväli 32 m).

#### 5.4 Ainemallin tulokset

Taulukossa 13 on esitetty kalibrointi- ja validointikausien reaktioiden ja huuhtoumien suuruudet pinta-alaa kohden. Mallinnetut huuhtoumat olivat hyvin samankaltaiset molemmilla kausilla, kun taas testilohkojen välillä oli eroa huuhtouman jakaantumisessa eri komponentteihin. Nitraattityppeä kulkeutui eniten salaoja- ja pohjavesivaluntaan, kun taas ammoniumtyypen massatasearkasteluissa suurimmat häviökomponentit olivat hajoaminen (nitrifikaatio) ja salaojavalunta. Huuhtoumien eroon vaikutti myös, että nitraattityypen hajoamiskerroin oli sadasosa ammoniumtyypen hajoamiskertoimesta (taulukko 13). Typen reaktiot molemmilla testilohkoilla olivat monilta osin samanlaiset. Denitrifikaatio oli suurempi D- kuin B-lohkolla (esim. validointijaksolla 3,45 vs. 6,51 kg ha<sup>-1</sup>). Mallinnetun pintakerroshuuhtouman osuus typen kokonaishuuhtoumasta oli B-lohkolla (13–17%) pienempi kuin D-lohkolla (26–35%).

Aineiden kulkeutumismallin pintaosaan ei toteutettu pidättymisominaisuutta, minkä vuoksi ammoniumtyypen kulkeutuminen avo-ojiin oli saman suuruista nitraattityypen kanssa ja vahvasti riippuvainen laskeumasta. Maan pinnan alapuoliset huuhtoumat ammoniumtyypen osalta olivat selvästi pienemmät kuin nitraattityypen, vaikka kummankin alkuarvo sekä laskeuma olivat lähellä toisiaan. Orgaanisen typen mineralisaatiota ammoniumtyypeksi tapahtui simulointijaksoilla yhteensä 4,51 kg ha<sup>-1</sup>. Mineralisaatiota tapahtui ainoastaan muokkauskerroksessa vakiohajoamiskertoimella koko simulointijakson ajan. Ammoniumtyypen varasto oli ainoa, joka kasvoi simulointijaksolla, kun taas nitraatti- ja orgaanisen typen varastot pienenevät. Sovelluksessa ei käytetty reaktioiden lämpö- tai kosteusrajoittimia.

Taulukko 13. Simuloidut typpireaktiot ja valuntojen epäorgaanisen typen kuormat. Prosentuaalinen jakaantuminen nitraatti- ja ammoniumtypen kesken (NO<sub>3</sub>-N/NH<sub>4</sub>-N) on esitetty suluissa.

Komponentti	Kalibrointijakso (2008)		Validointijakso (2011)	
	B [kg ha <sup>-1</sup> ]	D [kg ha <sup>-1</sup> ]	B [kg ha <sup>-1</sup> ]	D [kg ha <sup>-1</sup> ]
Laskeuma	1,76 (56/44)	1,76 (56/44)	1,56 (53/47)	1,56 (53/47)
Mineralisaatio	4,51	4,95	4,51	4,51
Nitrifikaatio	2,50	2,50	2,50	2,50
Denitrifikaatio	3,51	6,66	3,45	6,51
Salaojavalunta	0,96 (75/25)	0,53 (75/25)	0,95 (74/26)	0,61 (70/30)
Pohjavesivalunta	0,56 (73/27)	0,38 (78/22)	0,59 (68/32)	0,67 (70/30)
Pintakerrosvalunta	0,29 (47/53)	0,78 (51/49)	0,22 (49/51)	0,40 (50/50)

Mitatuista valunnoista ja kokoomanäytteiden analyysituloksista laskettiin mitatut huuhtoumat siten, että näytteen pitoisuuden oletettiin kuvaavan näytevälin salaojavalunnan pitoisuutta. Kalibrointikaudella viimeinen näyte oli otettu 19.12.2008, jonka jälkeen salaojavaluntaa syntyi vielä B-lohkolta 10 mm (9 % lohkon koko kauden salaojavalunnasta) ja D-lohkolta 5 mm (9 %). Näille valuntamäärille käytettiin seuraavan vuoden ensimmäisen kokoomanäytteen (otettu 27.1.2009) pitoisuutta. Validointikaudella viimeinen kokoomanäyte oli otettu 28.12.2011, jonka jälkeen valuntaa salaojasta tuli vielä B-lohkolta 5 mm (5 % lohkon koko kauden salaojavalunnasta) ja D-lohkolta 2,5 mm (4%). Näille käytettiin tammikuun ensimmäisen kokoomanäytteen (otettu 2.1.2012) pitoisuutta.

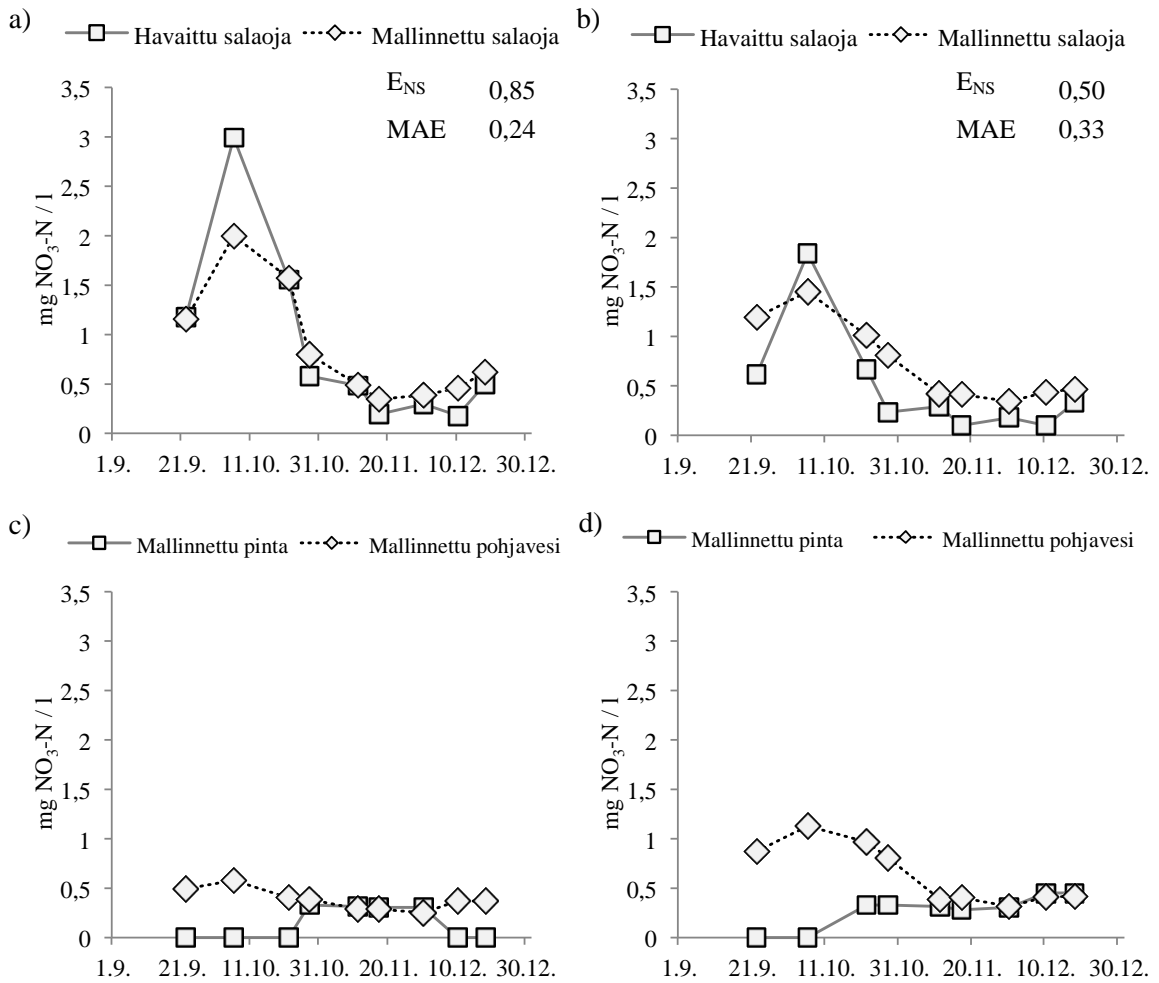
Taulukkoon 14 on koottu kalibrointi- ja validointikauden ammonium- ja nitraattitypen mallinnetut ja mitatut huuhtoumat salaojavalunnassa kummaltakin testilohkolta. Validointikauden mallinnettu nitraattihuuhtouma salaojasta oli pienempi kuin mittauksista laskettu huuhtouma (16 % lasketusta B-lohkolla ja 10 % D-lohkolla). Lohkolla B kalibrointikaudella mallinnettu nitraattitypen huuhtouma oli 16 % suurempi kuin mittauksista laskettu huuhtouma. D-lohkolla mallinnettu salaojavalunnan huuhtouma oli 89 % suurempi kuin mitattu huuhtouma, mikä voi johtua liian alhaisesta denitrifikaatiosta ja liian voimakkaasta nitrifikaatiosta. Mallinnetut ammoniumtypen huuhtoumat salaojavalunnassa yliarvioitiin kummallakin kaudella. Mittauksista laskettujen huuhtoumien mukaan validointikaudella myös ammoniumtypen huuhtoutuminen salaojavalunnassa nousi kalibrointikauteen verrattuna.

Taulukko 14. Salaojavalunnan typpihuuhtoumat syys-joulukuussa. Suluissa on mitatut huuhtouma-arvot.

	Kalibrointijakso (2008)		Validointijakso (2011)	
	B [kg ha <sup>-1</sup> ]	D [kg ha <sup>-1</sup> ]	B [kg ha <sup>-1</sup> ]	D [kg ha <sup>-1</sup> ]
Nitraattityppi	0,72 (0,62)	0,40 (0,212)	0,71 (4,33)	0,43 (1,75)
Ammoniumtyppi	0,24 (0,056)	0,13 (0,026)	0,11 (0,07)	0,20 (0,053)

Koska salaoja- ja pintakerrosvalunnoista mitatut typpipitoisuudet määritettiin kokoomanäytteistä, simulointituloksista laskettiin niin ikään kokoomanäytetyyppiset valunnan pitoisuustulokset. Mallinnettu valunnalla painotettu pitoisuus saatiin jakamalla kokoomanäytevälin mallinnettu typpimassa saman aikavälin mallinnetulla vesimäärällä (salaoja- tai pintakerrosvalunta).

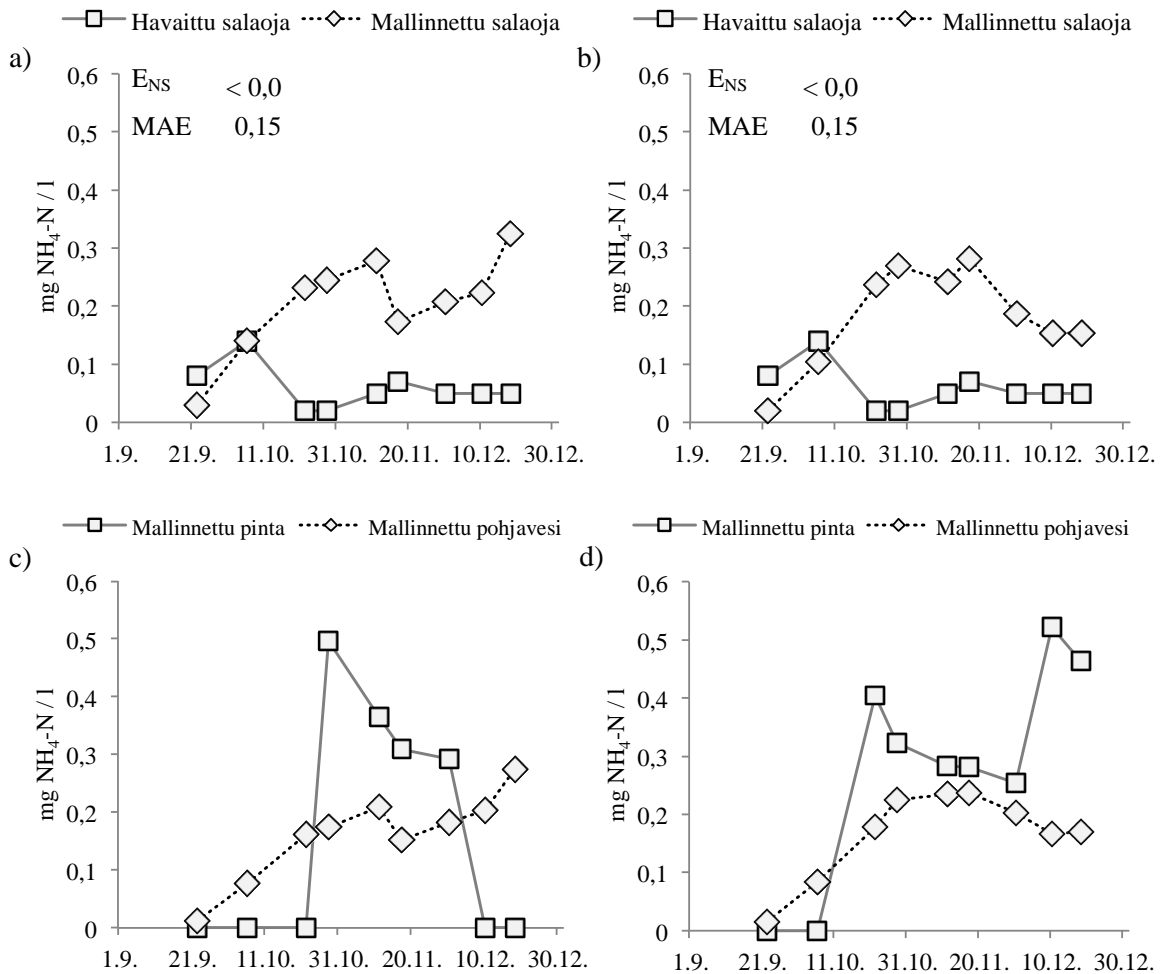
Kuvassa 19 on esitetty mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan nitraattipitoisuudet a) B- ja b) D-lohkoilla kalibrintikaudella (2008) sekä hyvyysluvut (Nash-Sutcliffe ja MEA). Mallilla pystyttiin simuloimaan kokoomanäytteiden pitoisuuksien dynamiikkaa molemmilla lohkoilla. Syksyn huippupitoisuutta (3.10.2008) ei aivan saavutettu, mutta loppuvuoden osalta mallinnetut arvot olivat mittausten suuruusluokassa. Vaikka alkusyksyn pitoisuudet simulaatiotuloksissa olivat mitattuja alhaisempia, koko jakson mallinnettu typpihuuhtouma salaojavalunnassa oli kummaltakin lohkolta yliarvioitu mittauksiin nähden (taulukko 14). Lähes kaikki salaojavalunnan mallinnettu nitraattityppi oli peräisin makrohuokossysteemistä ja vain ~0,001% matriisista. Kuvassa 19 on myös esitetty mallinnetut pintakerros- ja pohjavesivalunnan nitraattipitoisuudet c) B- ja d) D-lohkoilta. Mallinnettua pintakerrosvaluntaa alkoi muodostua vasta lokakuun puolessavälissä.



Kuva 19. Mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan nitraattityppipitoisuudet a) B- ja b) D-lohkoilla sekä mallinnetut pintakerros- ja pohjavesivalunnan nitraattityppipitoisuudet c) B- ja d) D-lohkoilla kalibrintikaudella (2008).

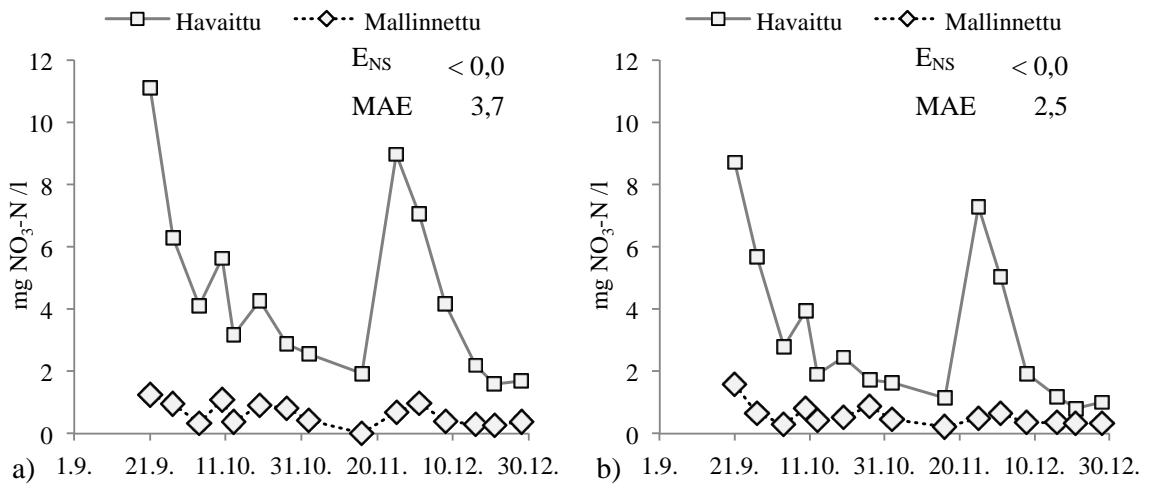
Kuvassa 20 on esitetty mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan sekä mallinnetut pintakerros- ja pohjavesivalunnan ammoniumtyppipitoisuudet a) B- ja b) D-lohkoilla kalibrintikaudella (2008). Salaojavalunnan ammoniumtypeistä suurin osa oli peräisin makrohuokosista. Mitatut ja mallinnetut ammoniumtyppipitoisuudet salaojavalunnassa olivat kuitenkin noin 10-kertaa pienemmät nitraattityypin pitoisuuksiin verrattuna. Mallinnetut pintavalunnan ammoniumpitoisuudet olivat samaa suuruusluokkaa

nitraattitypen kanssa, sillä aineiden kulkeutumisessa pellon pinnalla ei sovellettu pidättymis- eikä hajoamisprosesseja.



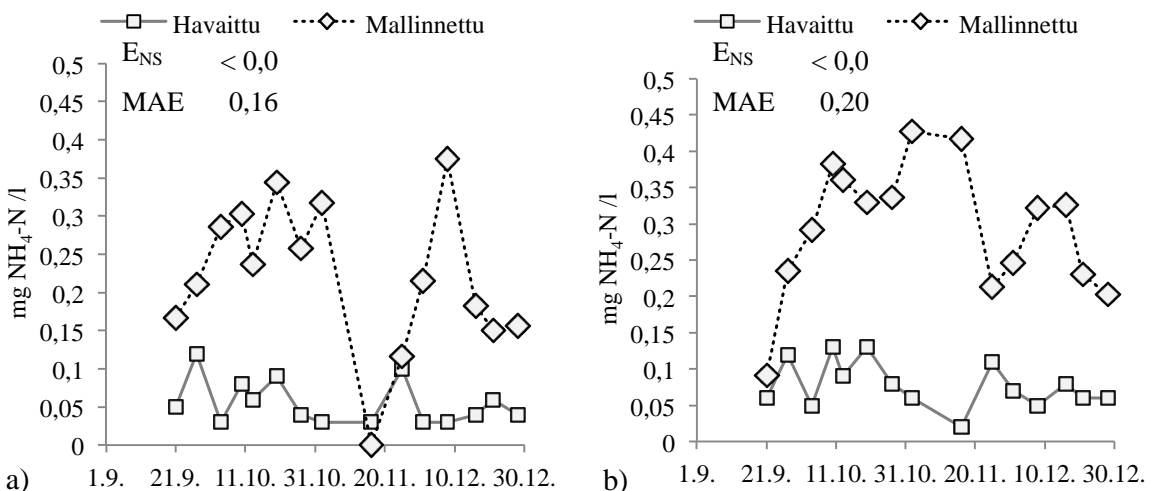
Kuva 20. Mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan ammoniumtyppipitoisuudet a) B- ja b) D-lohkoilla sekä mallinnetut pintakerros- ja pohjavesivalunnan ammoniumtyppipitoisuudet c) B- ja d) D-lohkoilla kalibrointikaudella (2008).

Kuvassa 21 on esitetty mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan nitraattityppipitoisuudet B- ja D-lohkoilla validointikaudella. Kalibrointikaudella salaojavalunnan typpipitoisuuksien mittausten dynamiikka erosi selvästi validointikauden dynamiikasta. B- ja D-lohkojen mitatut pitoisuudet noudattivat samaa dynamiikkaa kummallakin jaksolla. Validointikauden mitatut pitoisuudet olivat myös selvästi korkeammat kuin kalibrointikaudella, vaikka valunnan kumulatiivinen määrä oli samaa suuruusluokkaa. Validointikaudella satotaso ja sadonkorjuun mukana poistunut typi olivat pienemmät kuin kalibrointikaudella. Maahan jäi huuhtoutumisaltista typpeä enemmän validointi- kuin kalibrointikaudella, mitä ei huomioitu validointikauden typpivarastojen alkuarvoissa. Tämä johti osittain validointikauden typpihuuhtoumien ja pitoisuuksien aliarviointiin nitraattitypen osalta.



Kuva 21. Mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan nitraattipitoisuudet a) B- ja b) D-lohkoilla validointikaudella (2011).

Kuvassa 22 on esitetty mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan ammoniumpitoisuudet B- ja D-lohkoilla validointikaudella. Kalibrointikauden tavoin ammoniumtyyppipitoisuudet salaojavalunnassa olivat selvästi pienemmät nitraattityyppipitoisuuksiin verrattuna. Salaojavalunnan mitatut ammoniumtyyppipitoisuudet olivat samaa suuruusluokkaa kalibrointi- ja validointikaudella. Myös mallinnettujen pitoisuuksien suuruusluokka oli molempina kausina sama. Kuvasta 22 huomataan, että ammoniumtyyppipitoisuudet yliarvioitiin selvästi myös validointikaudella.



Kuva 22. Mitatut ja mallinnetut salaojavalunnan ammoniumpitoisuudet a) B- ja b) D-lohkoilla validointikaudella (2011).

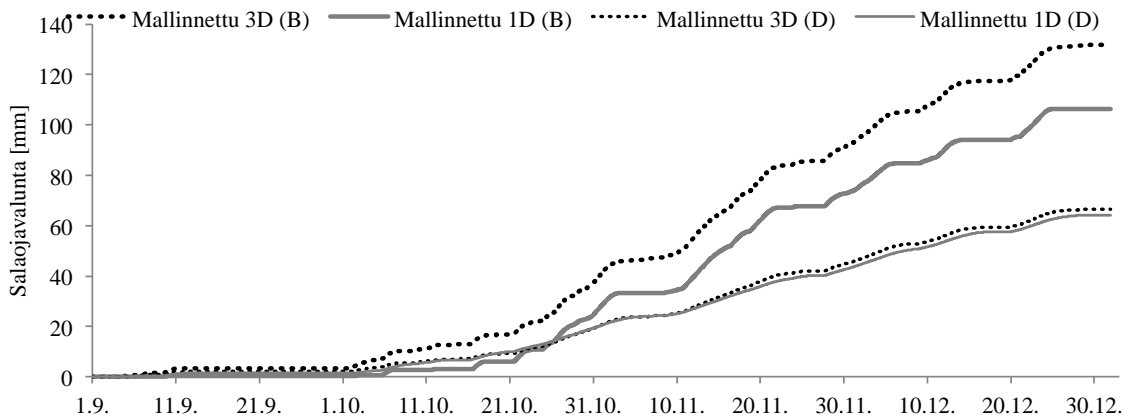
## 5.5 Aineen kulkeutuminen kolmiulotteisessa peltosysteemissä

Ainemallin lateraalisia kulkeutumisprosesseja ja rinnakkaislaskennan toimivuutta testattiin simuloimalla typen prosesseja kolmiulotteisesti Nummelan pellolla. Kolmiulotteisen vesimallin parametrusointi saatiin edellisestä tutkimuksesta (Turunen ym., 2013), johon tehtiin pieniä päivityksiä vedenpidätyskäyrien (Liite 4) sekä korkeusmallin (Maanmittauslaitoksen 2×2 m<sup>2</sup> laserkeilausaineisto) ja maakerrosten anisotrooppisuuden osalta (Berisso ym., 2013). Lisäksi vesiparametrit kalibroitiin uudestaan päivitysten jälkeen vuoden 2007 mittausaineistoa vasten. Typen kulkeutumisen simulaatiojaksoksi valittiin yksiulotteisen mallin kalibroinnissa käytetty jakso (1.9.-31.12.2008), mikä



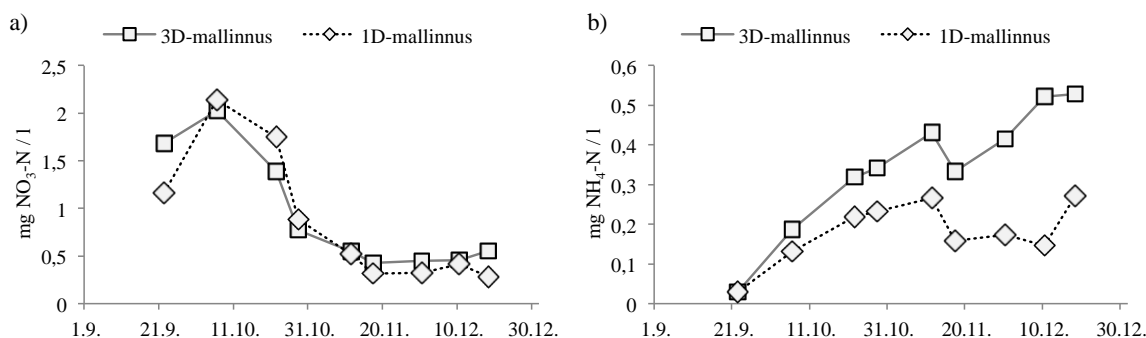
mahdollisesti kolmiulotteisten simulaatio tulosten vertaamisen yksiulotteisen simulaation tuloksiin. Typen prosesseja ei kalibroitu kolmiulotteisessa simuloinnissa, vaan simulointiajoissa käytettiin yksiulotteiselle mallille kalibroituja parametriarvoja. Typpifraktioiden parametrit erosivat hajoamiskertoimien osalta B- ja D-lohkojen välillä. Koko pellon simulaatioissa käytettiin B-lohkon hajoamiskertoimia. Simulaatioissa käytettiin laskentaverkkoa, jonka resoluutio oli  $18 \times 12 \times 16$  solua (x-, y- ja z-suunnissa). Solun horisontaaliset mitat olivat  $40 \times 40 \text{ m}^2$ .

Kolmiulotteisissa simulaatioissa mallinnettujen tunnittaisten salaojavaluntojen  $E_{NS}$  arvot olivat B-lohkolle 0,52 ja D-lohkolle 0,46. Mallinnetut tunnittaiset salaojavalunnat vastasivat dynamiikaltaan hyvin mittauksia, mutta yksiulotteisen simulaation tavoin huippuarvoista jäätiiin kummallakin lohkolle  $\sim 0,04\text{--}0,15 \text{ mm}$ . Kumulatiiviset salaojavalunnat kummallakin lohkolle yliarvioitiin  $\sim 10\text{--}20 \text{ mm}$ . Kuvassa 23 on esitetty 1D- ja 3D-mallinnetut kumulatiiviset salaojavalunnat B- ja D-lohkoilta.



Kuva 23. 1D ja 3D mallinnetut kumulatiiviset salaojavalunnat B- ja D-lohkoilta.

Salaojavalunnan yliarviointi 3D-mallinnuksessa vaikutti myös nitraatti- ja ammoniumtypen huuhtoumien yliarviointiin. Kuvassa 24 on esitetty 1D- ja 3D-mallinnetut nitraatti- ja ammoniumpitoisuudet salaojavalunnassa. Kummankin ulottuvuuden mallilla pystyttiin kuvaamaan salaojavalunnan nitraattityppipitoisuuksia vuoden 2008 simulointijakson osalta. Pintakerrosvalunnan kuvaaminen 1D- ja 3D-malleilla tuotti kuitenkin erilaisia tuloksia. 1D-mallinnuksessa mallinnettua pintakerrosvaluntaa alkoi muodostua vasta lokakuun puolella, mikä vaikutti osaltaan siihen, ettei mitattuja pintavalunnan huippupitoisuuksia pystytty simuloinnilla kuvaamaan, sillä pintavalunnan pitoisuudet olivat korkeimmillaan alkusyksystä (Vakkilainen ym., 2010; PVO2 Väiliraportti). 3D-mallinnuksessa pintakerrosvalunnan muodostuminen alkoi huomattavasti aikaisemmin (9.9.2008), jolloin myös typpifraktioiden oli mahdollista kulkeutua veden virtauksen mukana pinnalla.



Kuva 24. a) Nitraatti- ja b) ammoniumpitoisuudet salaojavalunnassa B-lohkolla (2008) 3D- ja 1D-simulaatioissa.

Kuten myös tässä työssä, monissa muissakin tieteellisten ongelmien ratkaisemisessa laskennan monimutkaisuus on huomioitava ja siihen kuuluva laskenta-aika. Tässä työssä tarkasteltiin laskennan hajauttamisesta syntyvää nopeutusta 3D simuloinneissa. 1D simulaatiot ajettiin vain yhdessä ytimestä, joten näiden laskenta-aikaan hajautuksella ei voitu vaikuttaa. 3D mallinnuksessa laskenta voidaan hajauttaa useampaan samanaikaiseen prosessiin. MPI-hajautuksen vaikutusta laskenta-aikaan tarkasteltiin kahdella eri laskentaverkon resoluutiolla ( $18 \times 12 \times 16$  ja  $36 \times 24 \times 16$  solua) ja neljällä eri prosessimäärällä (1, 2, 3 ja 4). Taulukossa 15 on esitetty laskenta-ajan nopeutuskertoimet eri resoluutioilla, kun rinnakkaisia prosesseja oli 1, 2, 3 tai 4. Nopeutuskertoimet laskettiin siten, että yhden laskentaprosessin laskenta-aika jaettiin kunkin eri hajautuksen laskenta-ajalla (Warsta, 2011). Laskenta-aikaa kului kummallakin resoluutiolla neljällä samanaikaisella prosessilla puolet vähemmän kuin yhdellä prosessilla. Resoluutioiden laskenta-aikoja ei vertailtu keskenään.

Taulukko 15. Laskentaprosessien hajautuksen nopeuskertoimet [-].

Resoluutio\prosessit	1×1	2×1	3×1	4×1	2×2
18×12×16	1.0	1.4	1.5	-	2.0
36×24×16	1.0	1.3	1.6	1.7	1.9

## 5.6 Herkkyysanalyysi

Herkkyysanalyysi tehtiin kalibrintikauden B-lohkon aineistolle. Parametrien muutosten vaikutuksia tutkittiin erikseen ammonium- ja nitraattityypelle, sillä joidenkin parametrien muuttaminen vaikutti eri tavoin eri fraktioihin. Parametriherkkyysanalyysin tulokset on esitetty nitraattityypelle Liitteessä 2 ja ammoniumtyypelle Liitteessä 3.

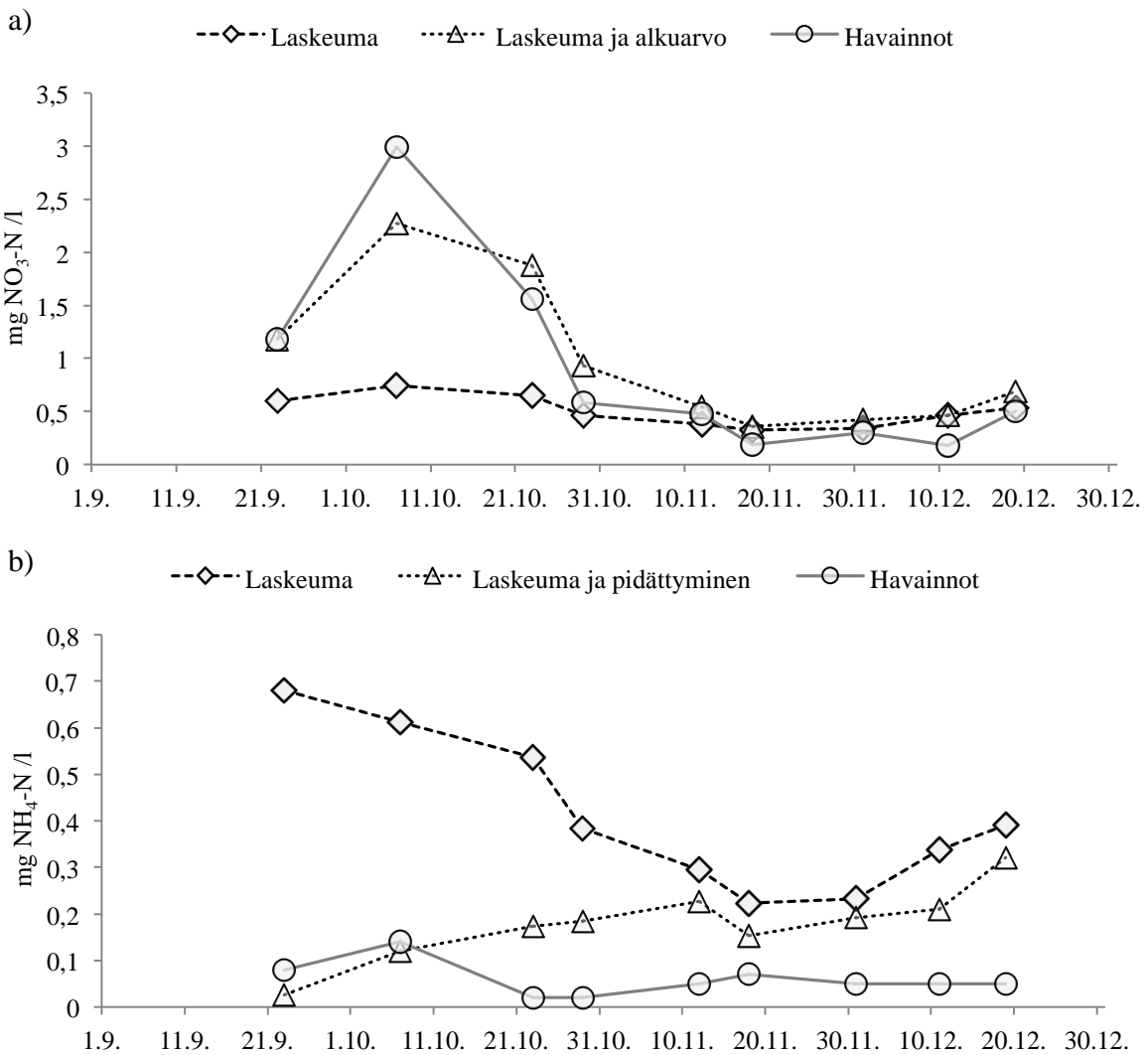
Kummatkin aineet olivat erityisen herkkiä salaojiin liittyvissä parametreissa ( $h_{DR}$  (sijoitus herkkyysanalyysissä 1),  $d_{DR}$  (3) ja  $\Omega_S$  (4)). Lisäksi laskeuman muutoksella oli suuri vaikutus tuloksiin ( $\delta_{nit}$  ja  $\delta_{amm}$  (2)). Aineen vaihtokertoimen muutoksilla ei ollut suurta vaikutusta typpikuormiin ( $\alpha_S$  (20)). Tämä johtui siitä, että aineenvaihtumiseen huokossysteemien välillä vaikutti enemmän advektiivinen vaihto eli veden mukana kulkeutunut aineen määrä. Veden vaihtokertoimen aiheuttama muutos oli suurempi nitraatti- (9) kuin ammoniumtyypelle (11). Tämä johtui ilmeisesti ammoniumtyypen pidättymisestä, jonka vuoksi huokossysteemien välillä kulkeutuvaa ainetta oli soluissa vähemmän.

Työssä tarkasteltiin eri tekijöiden vaikutusta typen kulkeutumiseen sekä huuhtoumiin. Tekijöiden vaikutusten arviointiin käytettiin pääasiallisesti kalibrintikauden B-lohkon

asetuksia. Joidenkin tekijöiden vaikutuksia tutkittiin myös D-lohkon asetuksilla samalta ajanjaksolta. Validointikauden aineisto rajattiin testausvaiheen ulkopuolelle.

Nitraattitypen mallinnettuihin kokoomanäytepitoisuuksiin salaojavalunnassa vaikutti eniten alkuvaraston lisääminen (kuva 25a). Simulaatioissa tutkittiin ensin pelkän laskeuman vaikutusta salaojavalunnan typpiuhutoumiin. Nitrifikaation ja denitrifikaation lisääminen simulaatioihin ei vaikuttanut suuresti nitraatti- tai ammoniumtypen salaojavaluntapitoisuuksiin. Tämä johtui osittain siitä, että kertoimet oli arvioitu pieniksi syysajalle. Nitraattitypen osalta on myös huomioitava, että nitrifikaatio ja denitrifikaatio osittain kumosivat toistensa vaikutusta nitraattitypen varastoon.

Ammoniumtypen mallinnettuihin kokoomanäytepitoisuuksiin salaojavalunnassa vaikuttivat eniten pidättymisen aktivoiminen, mikä paransi alkusyksyn yliarviointia havaintoihin nähden (kuva 25b). Simulointijakson keski- ja loppuvaiheessa ammoniumtypen pitoisuudet salaojavalunnassa yliarvioitiin kuitenkin edelleen selvästi (kuva 25b). Orgaanisen typen varastolla tai nitrifikaatioreaktion nopeudella ei ollut yliarviointiin ratkaisevaa vaikutusta.



Kuva 25. Eri tekijöiden vaikutus a) nitraatti- ja b) ammoniumtypen pitoisuuksiin salaojavalunnassa kalibroitikaudella (2008) B-lohkokolla.

Ainemäärän sijoitussyvyyden vaikutusta typen kulkeutumiseen tutkittiin sijoittamalla ainevarastoja maan pinnasta eri syvyyksiin asti ja tarkastelemalla, miten sijoitussyvyyden muuttaminen vaikutti aineen hajoamiseen sekä salaoja- ja pohjavesivalunnan huuhtoumiin. Aineen sijoitussyvyyden kasvattaminen vaikutti vähentävästi huuhtoumiin ja lisäävästi hajoamisen määrään. Kun ainetta syötettiin vain ylimpään kerrokseen, se kulkeutui herkimmin salaoja- ja pohjavesivaluntaan. Kokeiluissa ei huomioitu laskeumaa tai aineen pidättymistä. Sijoitussyvyyden kasvaessa salaojavalunnan huuhtouman määrä väheni suhteessa enemmän pohjavesivalunnan huuhtouman vähenemiseen nähden. Eri sijoitussyvyyksillä ei ollut suurta vaikutusta salaojavalunnan typpipitoisuuksien simulointituloksiin. Vaikutus näkyi ensimmäisissä simuloituissa kokoomapitoisuuksissa.

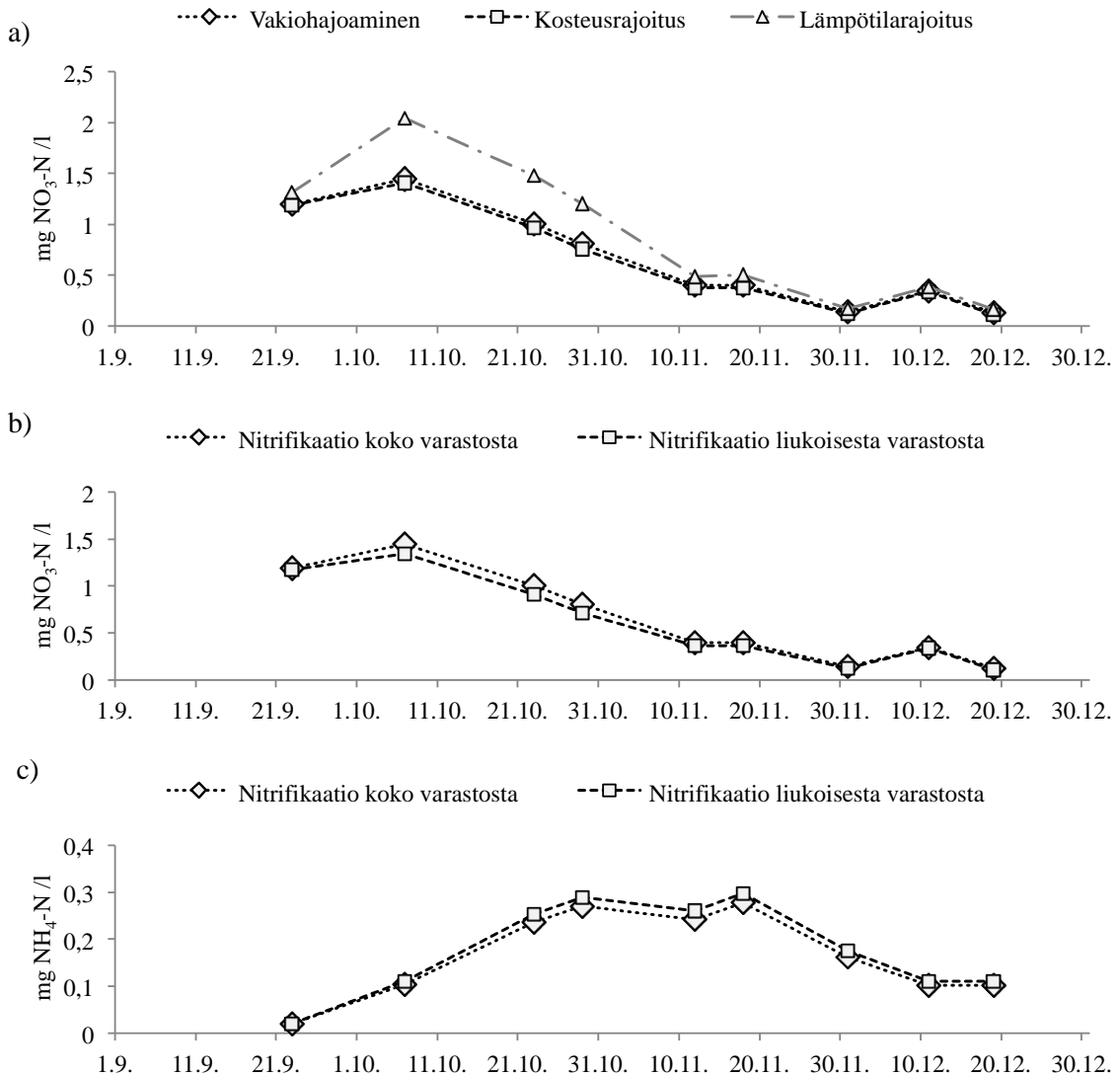
Kerrokseen sijoitettavan aineen määrän jakamisella huokossysteemien välille oli keskeinen vaikutus pohjavesivalunnan huuhtoumaan. Mitä enemmän ainetta sijoitettiin makrohuokossysteemiin, sitä suurempi pohjavesivalunnan huuhtouma oli. Hajoamisen määrä ja salaojavalunnan kautta tuleva huuhtouma puolestaan vähentyivät. Pohjavesivalunnan suuri huuhtouma selittyi sillä, että ensimmäisen sadetapahtuman yhteydessä kaikki aine huuhtoutui veden mukana makrohuokosista pohjavesivaluntaan, koska pohjavedenpinnankorkeus oli tuolloin pienempi kuin salaojasyvyys. Kun kerroksen aineen määrä jaettiin huokossysteemien välillä näiden huokososuuden (kokonaishuokoisuudesta) mukaan, ei huuhtoutuminen pohjavesivaluntaan ollut simulointijakson ensimmäisen sadetapahtuman yhteydessä niin suurta, koska ainetta oli huomattavasti vähemmän makrohuokosissa kuin huonosti vettä johtavassa matriisissa.

Reaktioketjun muodostumisen eri vaiheiden vaikutuksia tarkasteltiin tyypimallin kehitysvaiheessa. Kun reaktioketjuun lisättiin immobiili ammoniumtypen varasto, joka toimi nitraattitypen lähteenä nitrifikaatioreaktion kautta, nitraattitypen huuhtoumat ammoniumtypen vaikutuksesta kasvoivat salaojavalunnassa 5 % ja pohjavesivalunnassa 13 %. Ammoniumtypen lähteitä tässä vaiheessa olivat laskeuma sekä maaperän varasto. Orgaanisen typen varasto lisäsi ammoniumtypen hajoamista 33 % ja kasvatti sen lopputilan varaston kokoa 67 %. Nitraattitypen taseen komponentteihin orgaanisella typpivarastolla ei ollut yhtä suurta vaikutusta, sillä salaoja- ja pohjavesivalunnan huuhtoumat sekä denitrifikaatio kasvoivat alle prosentin.

Simulaatioiden ja mittausten mukaan D-lohkolla pohjavedenpinta oli korkeammalla kuin B-alueella (kuva 17 ja 18). Mallinnetuista kosteuseroista johtuen kokeiltiin, minkälainen vaikutus kosteuspitoisuudella oli salaojavalunnan typpipitoisuuksiin. D-lohkolle kalibroituja ammonium- ja nitraattitypen hajoamiskertoimia muutettiin kosteuspitoisuuden mukaan (kuva 26a). Lämpötilan vaikutusta salaojavalunnan typpipitoisuuksiin kokeiltiin lyhyemmällä simulointijaksolla, josta joulukuu rajattiin lumen vuoksi pois. Kuvassa 26a on esitetty kosteus- ja lämpötilarajoittimien vaikutus salaojavalunnan nitraattityppipitoisuuksiin kalibroitautumiskaudella (2008) D-lohkolla. Lämpötilarajoitus nosti salaojavalunnan mallinnettuja nitraattityppipitoisuuksia alkusyksystä, kun taas kosteusrajoitus vaikutti pitoisuuksiin laskevasti. Rajoitusten yhteisvaikutusta ei tutkittu. Kummatkin rajoittimet lisäsivät ammoniumtyppipitoisuuksia salaojavalunnassa, mutta vaikutus oli pieni ( $< 0,01 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$ ).

Kuvassa 26 on esitetty D-lohkon salaojavalunnan b) nitraatti- ja c) ammoniumtyppipitoisuuksien käyttäytyminen niissä tapauksissa, kun nitrifikaatioreaktio tapahtuu koko ammoniumtyppivarastosta tai vain liukoisen ammoniumtypen varastosta. Kuvasta huomataan, että toteutusmuodoilla ei ollut suurta vaikutusta kummankaan fraktion

pitoisuuksiin, mutta ne vaikuttivat enemmän kummankin fraktion varaston muutokseen. Lopputilan ammoniumtyypen varaston koko oli noin 20% pienempi, kun nitrifikaatio koski koko varastoa. Nitraattityypen varaston koko puolestaan melkein kolminkertaistui, kun pidättyminen ei rajoittanut nitrifikaatioreaktiota.

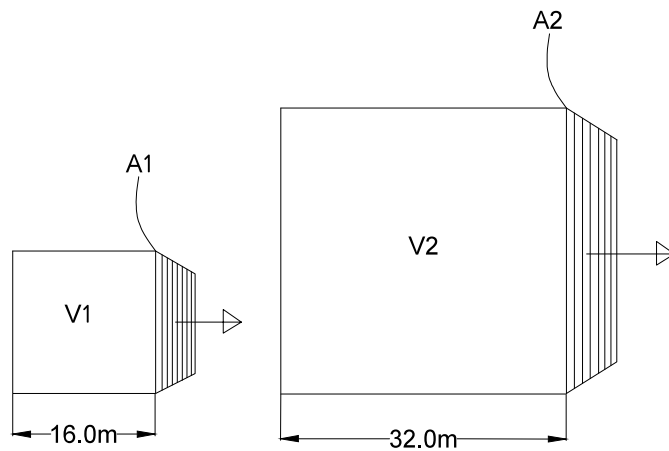


Kuva 26. Kalibrointijaksen hajoamisvaihtoehtojen vaikutus D-lohkon nitraattityypen pitoisuuksiin salaojavalunnassa.

Vesimallin kalibroinnin yhteydessä tutkittiin salaojasyvyyden vaikutusta salaojavaluntaan. Kun salaojan syvyydeksi kalibrointijaksolla B-lohkolla vaihdettiin 1,2 m, salaojan kulkeutui 43 mm (40 %) enemmän vettä kuin sen ollessa 1 m syvyydessä. Pintakerrosvalunnan määrä sen sijaan väheni 38 mm (18 %) salaojasyvyyden ollessa alemmalla tasolla. Pohjavesivalunnan määrä väheni 2 mm (2 %). Kalibrointijaksolla D-alueella tapahtui myös muutoksia vesitaseessa, kun salaojasyvyyttä kasvatettiin. Syvemmällä salaojasyvyydellä salaojavaluntaan päätyi 12 mm (20 %) enemmän vettä kuin 1 m ojasyydydessä. B-lohkosta eroten D-lohkoilla myös pintakerrosvalunnan määrä kasvoi 22 mm (26 %). Pohjavesivalunnan määrä pieneni 32 mm (35 %).

Jyrkkä rinne D-lohkon ulkopuolella lisäsi pohjavesivaluntaa, sillä rinteen ja alueen välille syntyy pohjavesigradientti. Rinteen vaikutusta pohjavesivirtaukseen ei voitu suoraan

huomioida yksiulotteisessa profiilissa. Lohkon reunalla ja ulkopuolella sijaitsevan rinteeseen synnyttämän pohjavesigradientin vaikutusta pyrittiin mallintamaan nostamalla makrohuokoston kyllästyneen maan horisontaalista johtavuutta,  $K_{hf,MUL}$ , arvoon 1,0. Kuvan 27 ja kaavojen (38) ja (39) mukaan solun purkautumispinta-alan suhde solun tilavuuteen pienenee, kun solun koko kasvaa. Soluun tuleva vesimäärä, eli sadanta, säilyy kuitenkin samassa suhteessa. Pohjavesivalunnan määrä ei voinut kasvaa samassa suhteessa, koska sillä oli vähemmän reittejä vesimäärään nähden. Tästä syystä peltoprofiilin vesi kulkeutui muille reiteille, pintakerros- ja salaojavaluntaan. Solun koon kasvattaminen lisäsi pintakerrosvalunnan määrää näistä enemmän ja sen osuus vesitaseesta oli suuremmalla solu koolla 39 %. Pohjavesivalunnan osuus oli vain 15 %, kun salaojavaluntaa syntyi 20 %. Kun horisontaaliset kertoimet muutettiin kaikkiin kerroksiin arvoon 1,0, pintakerrosvalunnan osuus vesitaseesta putosi 27 %:iin.



Kuva 27. Laskentaselun suurentamisen vaikutus pohjavedenpinnan purkautumispinta-alaan.

$$\frac{A_1}{V_1} = \frac{16 \cdot h}{16^2 \cdot h} = \frac{1}{16} \quad (38)$$

$$\frac{A_2}{V_2} = \frac{32 \cdot h}{32^2 \cdot h} = \frac{1}{32} \quad (39)$$

## 6 Tulosten tarkastelu

### 6.1 Vesimalli

Vesimallin kalibrointi ja validointi onnistuivat salaojavaluntojen kumulatiivisten määrien (Kuva 13) ja dynamiikan osilta (Kuva 15) riittävän hyvin aineiden kulkeutumisen mallintamiseen. Pintakerrosvalunnan simulaatiotuloksia ei ollut mahdollista verrata kaikilta osin mittauksiin mittausten puutteen vuoksi (2008 B-lohko), mutta niiltä osin kun mittauksia oli saatavilla, malli yliarvio valuntaa. Pintakerrosvalunnan kuvaaminen yksiulotteisella mallilla on hankalaa ja eroaa kolmiulotteisesta mallinnuksesta, jossa pintakerrosvalunnan muodostumiseen vaikuttavat pinnan topografia sekä painannevaraston että infiltraatiokapasiteetin spatiaalinen vaihtelu (Turtola ym., 2007). Lisäksi pintavaluntakeräimien toiminnassa oli ongelmia ja osa pintavalunnasta ohitti keräimet. Tämän työn 1D simulaatiossa mallinnettu pintakerrosvalunta alkoi sekä kalibrointi- että validointikaudella vasta lokakuun puolessavälissä, kun taas 3D simulaatiossa mallinnettua pintakerrosvaluntaa alkoi muodostumaan selvästi aikaisemmin.

Kalibrointikaudella osa joulukuun sateesta tuli lumena (Vakkilainen ym., 2010), mikä näkyi mallinnettujen ja mitattujen hetkellisten salaojavalunta-arvojen vertailussa siten, että mallinnettu valuntapiikki tuli ennen mitattua valuntatapahtumaa. Lumi kertyi pellon pinnalle, mitä simuloinnissa ei huomioitu, ja suli myöhemmin aiheuttaen valuntapiikin myöhemmän ajankohdan. Maan jäätyminen ei häirinyt simulointia kalibrointijaksolla, koska maa jäätynyt vasta 2009 tammikuun alussa, mutta koealueet olivat kuitenkin osittain lumen peitossa joulukuun puolivälistä eteenpäin (Vakkilainen ym., 2010).

Turunen ym. (2013) mallinsivat Nummelan koekentän vesitasetta siten, että salaojasyyvyys oli 1 m. Tämän työn loppupuolella löydettiin vuoden 1952 vanha salaojakartta, jonka mukaan salaojat oli asennettu 1,2 m syvyyteen. PVO-hankkeessa on tehty uusintaojitus lohkolle A ja täydennysojitus lohkolle C 1 metrin syvyyteen, milloin B- ja D-lohkot säilyivät vertailulohkoina (Vakkilainen ym., 2010). Salaojasyyvyyden muuttaminen olisi edellyttänyt vesiparametrien uudelleen kalibrointia, jotta mallinnettu salaojavalunta olisi saatu vastaamaan mitattua tulosta. Koska alkuperäistä ojitussyvyyttä ei voitu vahvistaa, uudelleen kalibrointia ei tehty, minkä vuoksi salaojasyyvyyden muutoksen vaikutusta validointijakson salaojavaluntaan ja vesitaseeseen ei tutkittu. Salaojasyyvyyden vaikutusta kalibrointikauden vesitaseeseen tarkasteltiin luvussa 5.6.

Herkkyysanalyysissä huomattiin laskentapolun koon suurentamisen vaikuttavan valunnan jakaantumiseen eri komponentteihin. Pienemmällä solukoolla pohjavesivalunnalla oli suhteutettuna enemmän purkaantumispinta-alaa suurempaan solukokoon verrattuna (kuva 29). Muissa 1D malleissa, kuten SWAP (van Dam ym., 2000), MACRO (Larsson ja Jarvis, 1998) ja COUP (Jansson ja Karlberg, 2010), ojitussyvyyden alapuolinen valunta poistetaan käytännössä profiilin pohjasta ja sitä joudutaan kalibroimaan simuloitavan alueen pinta-alan funktiona.

Berisso ym. (2013) tutkivat kaasun diffuusionopeuksia maaprofiilissa ja huokosten ominaisuuksien anisotrooppisuutta. Tutkimuksessa havaittiin, että diffuusionopeuksien anisotrooppisuus (eli ominaisuuksien erot eri suunnissa) pienenevät profiilissa, kun siirryttiin syvemmälle maan pinnasta. Turunen ym. (2013) huomasivat kolmiulotteisissa simulaatioissa, että jyrkkä rinne D-lohkon ulkopuolella lisäsi pohjavesivaluntaa alueella, koska D-alueelle syntyy pohjavesigradientti rinteeseen ja alueen välille. Turunen ym. (2013), Warsta ym. (2013a) ja Warsta (2011) totesivat aikaisemmin, että pohjavesivalunta voi olla

tärkeä vesitasekomponentti myös savipelloilla. Koska tässä työssä tutkittiin yksiulotteista profiilia, ei rinteiden vaikutusta pohjavesivirtaukseen voitu ottaa suoraan huomioon. Tarkastelu yksiulotteisella mallilla vahvistaa Turusen ym. (2013) väitettä, että kolmiulotteisia malleja tarvitaan myös suhteellisen tasaisilla pelloilla.

DRAINMOD-mallissa (Skaggs ym. 1982) maaprofiili asetetaan aina hydrauliseen tasapainotilaan valuntatapahtumien jälkeen, mutta savimaissa maaprofiilin painepotentiaalit ovat harvoin tasapainossa oikovirtausreittien sekä matriisin huonon hydraulisen johtavuuden takia. FLUSH-mallilla (Turunen ym. 2013; Warsta 2011; Warsta ym. 2013a; b) voidaan kuvata veden virtausta profiilissa hajautetusti kahdessa huokossysteemissä ja se mahdollistaa potentiaalierojen syntyminen eri syvyyksissä sekä huokossysteemien välillä. Myös esim. Van der Eertwegh ym. (2006) pitivät tärkeänä, että oikovirtausreittien fysikaaliset parametrit (esim. pieni veden pidätyskyky, nopea kuljetuskapasiteetti) asetetaan siten, että ne kuvaavat suurten huokosten todellista toimintaa mahdollisimman realistisesti.

Vesimallin kalibroituja parametreja olivat salaojavalunnan resistanssi  $\Omega_S$ , salaojan sisähalkaisija  $d_S$ , painannevaraston rajavesisyvyys  $h_{W,THR}$ , veden vaihto huokossysteemien välillä  $\Psi_W$  sekä makrohuokoston horisontaalinen johtavuus kyllästyneessä maassa,  $K_{hf,MUL}$ , eri syvyyksissä.  $\Omega_S$  vaikutti salaojaan virtaavaan vesimäärään yhdessä salaojan pinta-alan ja  $d_S$ :n kanssa.  $\Omega_S$  oli yksi tärkeimmistä kalibroituista vesiparametreista, sillä sen suuruus kuvasi virtausreitit pituutta salaojaan. Ainemallin herkkyyksilyyissä (Liitteet 2 ja 3) huomattiin, että  $\Omega_S$  vaikutti myös selkeästi ainemassojen jakaantumiseen valuntakomponenttien kesken. Toinen tärkeä vesimallin parametri, myös ainemallin tulosten kannalta, oli  $d_S$ . Sen avulla voitiin pienentää salaojavalunnan määrää. Pienentämällä  $d_S$ :n alkuperäistä arvoa (0.05 -> 0.04 m) voitiin kuvata liettyneiden salaojien toimintaa D-lohkolla (Sikkilä, 2014).  $h_{W,THR}$  kuvaa vesimäärää, joka mahtuu maan pinnan painanteisiin ennen kuin pintavalunta alkaa syntyä (Turtola ym., 2007).  $h_{W,THR}$  arvoa suurennettaessa simuloitu pintavalunta pieneni ja infiltraatio sekä salaoja- ja pohjavesivalunta kasvoivat.

## 6.2 Ainemalli

Erityisesti typen prosessien kuvaamiseen kehitetyistä malleista (COUP, GLEAMS, ANIMO, jne.) poiketen, typen kulkeutumista kuvattiin tässä työssä geneerisellä aineiden kulkeutumismallilla, jossa aineiden liikkeet ratkaistaan numeerisesti pentadiagonaalisella matriisialgoritmeilla vertikaalisessa suunnassa ja iteroiden horisontaalisissa suunnissa (Warsta 2011; Warsta ym. 2013a). Aiemmissä tutkimuksissa veden virtaus ja aineiden kulkeutuminen on ratkaistu tridiagonaalisella algoritmeilla vertikaalisessa suunnassa ja iteraatiolla horisontaalisissa suunnissa (esim. Warsta, 2005; Laine-Kaulio, 2011). Kaksihuokosmalleissa (esim. Laine-Kaulio, 2011) joudutaan tällöin iteroimaan ratkaisu myös huokossysteemien väliselle aineenvaihdolle, kun taas esitelty PDMA:han perustuva menetelmä ratkaisee kulkeutumisen matriisissa ja makrohuokostossa sekä näiden välillä suoraan. Laine-Kaulio (2011) käytti huokossysteemien väliselle aineen vaihdolle advektiota, kun taas tässä työssä vaihto on toteutettu sekä advektiivisella että dispersiivisellä vaihdolla. Mallinnusten mukaan veden virtaus matriisista makrohuokosiin on savimaissa hidasta, minkä johdosta dispersiivinen vaihto oli tärkeä aineenvaihdon mekanismi etenkin pienillä virtauksilla. Kuljetusmekanismien vaikutusten testauksessa havaittiin, että huokossysteemien välisessä vaihdossa ja solujen välisessä kulkeutumisessa advektiolla oli suuremmilla virtausmäärillä merkittävämpi vaikutus kuin dispersiolla. Dispersion vaikutus aineiden kulkeutumisessa tuli esiin pienemmällä virtausmäärillä.



Tässä työssä aineen kulkeutuminen pellon pinnalla kuvattiin ainoastaan advektiivisella kulkeutumisprosessilla. Aikaisemmin samanlaista menetelmään on käytetty suspendoituneen kiintoaineen ja liukoisen fosforin kulkeutumisen kuvaamisessa pellon pinnalla (esim. Taskinen ja Bruen 2007b).

Aineiden kulkeutumisen laskennassa käytetään tilamuuttujina ainepitoisuuksia, mutta ainekomponentin ulkopuolella ainemääriä säilytetään soluissa massoina massataseen turvaamiseksi (esim. Warsta, 2011), sillä ainepitoisuus on riippuvainen solun vesimäärästä, joka myös vaihtelee aika-askeleittain. Esimerkiksi COUP-mallissa käytetty menetelmä, jossa tyyppiä tarkastellaan varastoina ja pitoisuutta ei käytetä suoraan kulkeutumiskomponenteissa (Jansson ja Karlberg, 2010), voi johtaa helposti massatasevirheisiin.

Mollerup ym. (2014) tutkivat aineen salaojahuuhtoutumisen mallintamisen toteutusmuotoja. Kirjoittajien mukaan mallintamisessa käytetään usein 1D ratkaisuja vaikka ongelma on kaksiulotteinen. 1D ratkaisutapa tuotti samalla mallilla samanlaisia kulkeutumistuloksia kuin kaksiulotteinen ratkaisu (Mollerup ym., 2014). Tässä työssä huomattiin, että 1D- ja 3D-simulaatiotulokset salaojavalunnan tyyppipitoisuuksissa olivat hyvin samankaltaisia (kuva 24), tosin tässä työssä aineparametreja ei kalibroitu 3D-simuloinnissa. Aikaisemmin yhden ja kahden ulottuvuuden kulkeutumismalleja ovat vertailleet Van der Eertwegh ym. (2006) ja Warsta (2011).

Ainemallin Nummelan koekentän sovelluksessa tyyppimallin kalibrointi onnistui hyvyyslukujen ja tasevertailujen perusteella kohtalaisen hyvin. Mallinnettu nitraattitypen pitoisuus salaojavalunnassa noudatti kokoomanäytteiden pitoisuuksien dynamiikkaa (kuva 19), ja ammoniumtypen osalta pysyttiin samassa suuruusluokassa (kuva 20). Validointijakson simulointi ei onnistunut yhtä hyvin, vaan mallinnetut salaojavalunnan nitraattityppipitoisuudet olivat selvästi pienempiä mitattuihin pitoisuuksiin verrattuna, kun taas ammoniumtyppipitoisuudet yliarvioitiin kalibrointijakson tavoin. Validointijaksolla käytettiin samaa alkuvaraston kokoa kuin kalibrointijaksolla, mikä herkkyysanalyysin perusteella aiheutti pitoisuuksien aliarviointia. Pietola ym. (1999) totesivat tutkimuksessaan, että ohraviljelykauden jälkeen syyskuun alussa mineraalitypen määrä maaperässä oli suurempi, jopa kaksinkertainen kevätvehnäviljelykauteen verrattuna. Myös sadon tasolla voi olla vaikutusta syksyn typpihuhtoumiin, kun matalan satotason alueilla huuhtoutumiselle herkkiä ravinteita jää pellolle enemmän viljelykauden jälkeen (Pesonen ym., 2010; Nousiainen, 2012). Huuhtoutumiselle herkkien ravinteiden ja sadon yhteyttä on tutkittu myös muilla suomalaisilla savipelloilla (Ristolainen ym., 2006; Nousiainen, 2012), mutta selkeää yhteyttä ei ole pystytty osoittamaan. Tyypituloksista ja herkkyysanalyysistä voidaan päätellä, että alkutilan ainevarastojen koon arviointi oli merkittävä tekijä simulointien onnistumiselle.

Kehitetyllä kulkeutumismallilla onnistuttiin kuvaamaan kalibrointijakson nitraattitypen pitoisuuksia salaojavalunnassa hyvin ( $E_{NS} = 0,5-0,85$ ), vaikka alkuvaraston kokoa ei kalibroitu vaan se arvioitiin kirjallisuudesta. Maaperän tyyppipitoisuuksia pellon eri osissa ei yleensä ole saatavilla, mutta pitkäaikaiset simuloinnit voivat toimia apuna tässä ongelmassa. Esimerkiksi Dayaanin ym. (2010) jättivät huomioimatta DRAINMOD-NII (Youssef ym., 2005) mallilla tehdyissä simulaatioissa kalibrointijaksoa edeltävän kahdeksan kuukauden mittaisen jakson, jolloin tulokset saatiin paremmin vastaamaan havaintoarvoja. Dayaanin ym. (2010) tutkimuksessa onnistuttiin kuvaamaan nitraattitypen

huuhtouma salaojitetulla pellolla pohjoisissa oloissa hyvin, vaikka mallisovelluksen parametrisointi perustui suurelta osin kirjallisuusarvoihin kenttämittausten sijasta. Tässä työssä mallinnusjakso kesti vain 4 kuukautta, ja kalibrointijaksoa edeltävä simulointikausi olisi vaatinut kesäkuukausien mukaan ottamista. Kasvukauden typen kulkeutumisen ja prosessien kuvaamiseen tarvittaisiin kasvin ravinteiden käyttöä kuvaava malli, sillä kasvin typen otto on merkittävä komponentti typpitaseessa kasvukaudella (esim. Salo ja Turtola, 2006; Rankinen ym., 2008; Korpelainen, 2014). GLEAMS-mallille tehty parametriherkkyysanalyysi osoitti, että malli oli erityisen herkkä typpivarastojen alkuarvoille (Leonard ym., 1987). Pitkäaikaisissa simuloinneissa näiden parametrien vaikutus oli kuitenkin pienempi. Knisel ja Turtola (2000) huomasivat myös alkuarvon tärkeyden, kun typen kulkeutumista tarkasteltiin GLEAMS-mallilla seitsemän vuoden pituisessa simuloinnissa. Siinä ensimmäisen vuoden mallinnustulokset olivat heikoimmat ja niihin vaikutti eniten simulaatioissa käytetyt alkuarvot.

Dayaani ym. (2010) huomasivat DRAINMOD-NII-mallin kalibroinnissa, että alkuvaraston lisäksi denitrifikaatio- ja nitrifikaatioreaktioiden nopeutta kuvaavat kertoimet olivat herkimpiä parametreja nitraattitypen huuhtoutumisessa. Wang ym. (2005) toteuttivat herkkyysanalyysin DRAINMOD-NII mallille, jossa huomioitiin vain typen simuloinnissa käytettävät parametrit, ja tarkastelu kohdistui vain nitraattitypen mallinnustuloksiin. Tarkastelussa vesiparametrien vaikutuksia simulointituloksiin ei testattu, kuten tässä työssä tehtiin. Wangin ym. (2005) tutkimuksessa todettiin DRAINMOD-NII olevan herkin denitrifikaatioon liittyvissä parametreissa, kun taas tässä työssä kehitetty aineen kulkeutumiskomponentti oli herkin, sekä ammonium- että nitraattitypen osalta, salaojavaluntaan liittyvissä parametreissa. Mallit ovat kuitenkin luonteeltaan erilaisia, ja DRAINMOD-NII huomioi typen reaktiokertoimien laskennassa useita eri muuttujia (esim. lämpötila- ja kosteuskerroin), ja kertoimet muuttuvat simulointien aikana (Youssef ym., 2005). Tämän työn herkkyysanalyysissä reaktiokertoimet olivat vakioita koko tarkastelujakson. Pelkkä reaktiokertoimen arvon muuttaminen tarkoitti erilaisia muutoksia eri malleilla.

Toisin kuin monissa typpimallisovelluksissa pelto- (esim. Brevé ym., 1998; Knisel ja Turtola, 2000; Granlund ym., 2000; Van der Eertwegh ym., 2006 Rankinen, 2008; Ale ym., 2013) ja valuma-alueittakaavassa (esim. Rankinen, 2006; Dayaani ym., 2010; Puustinen ym. 2010) tämän työn sovellusosuudessa simuloitiin myös ammoniumtypen huuhtoutumista pintakerros-, salaoja- ja pohjavesivaluntaan. Pintakerros- ja salaojavalunnan ammoniumtypen huuhtoumat yliarvioitiin sekä kalibrointi- että validointikaudella. Mallinnetut pitoisuudet salaojavalunnassa olivat simulointijakson loppupuolella selvästi analyysituloksia suuremmat. Salazar ym. (2009) mallinsivat myös ammoniumtypen huuhtoutumista, mutta tutkimuksessa mallin hyvyyden arvioinnissa ei huomioitu ammoniumtypen salaojahuuhtoumia, koska sen osuus kokonaishuuhtoumasta oli vain muutaman prosentin. Räsänen (2009) simuloi myös ammoniumtypen kulkeutumista HYDRUS-2D mallilla. Tutkimuksen mukaan ammoniumtypen varastolla ja nitrifikaatiovakioilla oli merkittävä vaikutus salaojavalunnan ammoniumpitoisuuksiin. Tässä työssä ammoniumtypen varaston koolla ei pystytty selittämään salaojavalunnan ammoniumtypen pitoisuuksien yliarviointia, sillä yliarviointi tapahtui jo pelkän laskeuman vaikutuksesta (kuva 25). Myöskään nitrifikaatiokertoimen kasvattaminen ei ratkaissut yliarviointia. Tässä työssä FLUSH-mallille toteutetun herkkyysanalyysin mukaan (Liite 2 ja 3) nitrifikaation suuruudella oli enemmän vaikutusta nitraatti- kuin ammoniumtypen huuhtoumiin.

Ammoniumin pidättymisen kuvauksessa ongelmallista oli isotermien parametrien sovitusta Jokioisten koekentän maaperään sopivaksi. Parametreja ei voitu tässä työssä määrittää kokeellisesti, joten päädyttiin käyttämään lineaarista isotermiä. Laskennallisessa mallissa ammoniumtyypen pidättymistä voitiin kuvata kaikilla malliin kehitetyillä isotermeillä (lineaarinen, Langmuir ja Freundlich). Freundlichin isotermin kanssa hidastuvuuskerroin sai simuloinneissa suuria arvoja silloin, kun aineen pitoisuus oli pieni. Markrohuokosissa hidastuvuuskerroin oli ajoittain erittäin suuri, minkä vuoksi työssä pohdittiin, onko pidättäminen makrohuokosissa etenkin mallinnusjakson alussa liian suurta. Myös Räsänen (2009) pohti HYDRUS-mallin sovelluksessa, pitäisikö makrohuokostossa tapahtuvaa pidättymistä kuvata eri tavalla kuin matriisissa. Tässä työssä salaojavalunnan ammoniumpitoisuudet suurenevät kuitenkin entisestään, kun makrohuokosten pidättäminen kytkettiin pois päältä.

FLUSH-malliin kehitetty aineiden kulkeutumismalli on yhteydessä vesimalliin ja se voidaan liittää myös muihin alimalleihin kuten lämmönkulkeutumis- (Warsta ym. 2012) ja eroosiokomponentteihin (Warsta ym. 2013b). Useat hydrologiset mallit tarvitsevat aineiden kulkeutumisen kuvaamiseen erillisen mallin ja nämä integroidaan toimimaan yhdessä siten, että ainemalli käyttää vesimallin tuloksia. SWAP-mallia tulisi käyttää ANIMO-ravinnemallin kanssa silloin, kun sitä sovelletaan typen, fosforin tai hiilen kierron mallintamiseen makrohuokoisessa maassa (van Dam, 2000). MACRO-mallia on käytetty savimaiden haitta-aineiden kulkeutumisen mallintamiseen (Larsson ja Jarvis, 1998). MACRO-mallilla ei olla mallinnettu typen kulkeutumista, vaan typen prosessien ja kulkeutumisen kuvaamiseen on käytetty COUP-mallia. MACRO-mallin rajoituksena on sen suljettu lähdekoodi eli laskentakoodia ei pystytä muuttamaan, mikä asettaa rajoituksia mallin käytettävyydelle.

Suomessa CROPWATN-mallia (Karvonen ja Kleemola, 1995) on käytetty selvittämään pellon vesitalouden säätelyn vaikutusta ravinnehuuhtoumiin (Friman, 2003; Paasonen-Kivekäs ym., 2000). Mallia on sovellettu sekä savi- että hiesumaille. Paasonen-Kivekäs ym. (2000) tutkimuksissa Lapualla hiesumaalla todettiin, että mallinnetut arvot vastasivat paremmin mittauksia, kun makrohuokosten vaikutus otettiin huomioon simulaatioissa. Myös tässä työssä pidettiin oleellisena, että aineen kulkeutuminen kuvataan kaksihuokossysteemeissä. Friman (2003) käytti typen huuhtoumien laskemiseen CROPWATN-mallia tutkiessaan maaperän vesitalouden säädön vaikutusta ravinnehuuhtoumiin. Mallilla lasketut epäorgaanisen typen huuhtoumat vaihtelivat 1–12 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Mallissa ei huomioitu kiintoaineen mukana kulkeutuvaa typpeä. Mallilla lasketun mineralisaation vaihteluväli (30–80 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) oli selvästi suurempi kuin tämän työn mallisovelluksessa laskettu mineralisaation määrä, joka oli 6–17% Frimanin (2003) vuosiarvosta. Frimanin (2003) tutkimuksessa nettomineralisaatiokerroin oli korkeampi (lähes 20-kertainen), mutta sitä rajoitettiin kosteuden ja lämpötilan mukaan. Kasvukaudella mineralisaation määräksi on mitattu 30–50 kg ha<sup>-1</sup> (Sippola 1986). Syksyllä ja talvella mineralisoituvan typen määrä on oletettavasti vähäistä muuhun vuoteen nähden alhaisten lämpötilojen johdosta (Rankinen ym., 2004). Toisaalta syksyn maanmuokkauksen on tutkittu parantavan muokkauskerroksen happitilannetta (esim. Koskiaho ym., 2002), mikä lisää mineralisaatiota ja ammoniumtyypen hapettumista nitraattitypeksi. Seuna ja Kauppi (1981) havaitsivat nitraattityypen huippuarvon salaojavalunnassa sadonkorjuun jälkeen. Tässä työssä maanmuokkaustoimenpiteen vaikutusta ei kuitenkaan saatu näkymään mallinnustuloksissa, sillä simuloituissa kosteuspitoisuuksista ei voitu havaita maanmuokkauksen ajankohtaa. Maanmuokkauksen kuvaamista on aiemmin kokeiltu FLUSH-mallilla kasvattamalla vedenvaihdon nopeutta huokossysteemien välillä (Turunen

ym., 2013). Dayaani ym. (2010) totesivat DRAINMOD-mallisovelluksessaan, että maanmuokkaus vaikuttaa suurentavasti maan hydrauliseen johtavuuteen.

Ale ym. (2013) vertailivat DRAINMOD-NII- ja ADAPT- mallien (Leonard ym., 1987; Desmond ym., 1996) toimintaa pohjoisamerikkalaisen salaojitetun savipellon aineistolla usean vuoden simulointikokeessa, jossa huomattiin, että kumpikaan malli ei pystynyt kuvaamaan kuivia vuosia seuranneen rankkasateisen kevään vaikutusta nitraattityppihuuhtoumiin salaojavalunnassa, vaikka sen jälkeisinä vuosina mallinnetut ja havaitut vuosiarvot vastasivat toisiaan hyvin. Ekholmin ym. (2007) tutkimuksessa todettiin, että kuivien jaksojen jälkeiset sateet ovat tärkeitä huuhtoutumistapahtumia. Tämän työn mallisovelluksen tuloksista huomattiin, että ammoniumtypen varasto kasvoi simulointijaksojen aikana ja nitraattitypen huuhtoutuminen kuivina jaksoina oli vähäisempää.

Olosuhteiden muutosten vaikutuksia (lämpötila, kosteuspitoisuus) testattiin mallin kehityksen vaiheissa, mutta niitä ei otettu huomioon mallisovelluksessa, mikä osaltaan saattoi myös vaikuttaa validointijakson salaojavalunnan pitoisuuksien aliarviointiin. Reaktiokertoimien arvot asetettiin alhaisiksi, sillä haluttiin, että reaktioiden kumulatiivinen simulointitulokset kuvaisi mahdollisimman hyvin syys-joulukuun tilannetta. Muissa tyypimallinnuksissa, joissa huomioitiin lämpötilan vaikutus reaktioihin, reaktiokertoimet olivat lähtöarvoltaan suuremmat (esim. Friman, 2003; Salazar ym., 2008; Dayaani, 2010) kuin tässä sovelluksessa käytetyt. Syys-talvikaudella oletettiin mineralisaatiokertoimen olevan vakio, sillä lämpötila ei vaihdellut suuresti, ja alhaisissa lämpötiloissa mineralisaatiota tapahtuu vähän tai ei lainkaan (esim. Rankinen ym., 2004). Simuloitujen reaktioiden ja huuhtoumien kokonaissuuruutta arvioitiin vertaamalla näitä Suomessa tehtyihin tyypitutkimuksiin (Seuna ja Kauppi, 1981; Turtola ja Paajanen, 1995; Vuorenmaa ym., 2002; Salo ja Turtola, 2006). Granlund ym. (2000) totesivat, että COUP-mallilla lasketut nitraattihuuhtoumat vaihtelivat huomattavasti maalajin mukaan, minkä arvioitiin johtuvan erilaisista vedenpidätys- ja lämmönjohtumisominaisuuksista, jotka puolestaan vaikuttavat mineralisaatioon, nitrifikaatioon ja denitrifikaatioon. COUP (Jansson ja Karlberg, 2010) ja GLEAMS (Leonard ym., 1987) mallintavat typen reaktioiden esiintymistä lämpötilan ollessa  $> 0$  °C. Mikrobitoiminnan on tutkittu loppuvan erisuuruissa lämpötiloissa, esimerkiksi jätevedenpuhdistusprosessissa nitrifikaatiobakteerin toiminta pysähtyi alle 4 °C lämpötilassa (Gerald, 2002), kun taas Rankisen ym. (2004) mallinnustutkimuksessa havaittiin mineralisaation esiintymistä myös alhaisemmissa lämpötiloissa. CROPWATN (Karvonen ja Kleemola, 1995) mallissa maan jäätyminen lopettaa mikrobiologiset typen reaktiot (Friman, 2003).

Monimutkaisten tyypimallien, kuten GLEAMS-, ICECREAM- ja COUP, sovelluksissa on määritettävä suuri joukko parametriarvoja, joita tarvitaan simulaatioiden lähtötietoina eri prosessien kuvaamiseen. Parametriarvojen puute voi aiheuttaa epävarmuuksia simulaatitulosiin (Granlund ym., 2010). Yksinkertaisimmilla prosessikuvauksilla voidaan joissain tilanteissa saavuttaa yhtä hyvä lopputulos kuin monimutkaisilla malleilla (Mollerup ym., 2014).

Typpi- ja ainemalleja kehitetään usein empiirisen aineiston pohjalta, sillä tavoitteena on kuvata typen monimutkaista käyttäytymistä luonnossa matemaattisilla yksinkertaistuksilla. Mittausaineiston hyödyntäminen mallikehityksessä ja -testauksessa lisää mallin luotettavuutta (esim. Granlund ym., 2010). Mittausaineiston epätarkkuus sekä vähäisyys voi aiheuttaa epävarmuutta myös mallinnustuloksia arvioitaessa. Tässä työssä oli

käytettävissä kokoomanäyteanalyysijä, joiden arvioitiin edustavan pisimmillään jopa kahden viikon salaojavalunnan pitoisuutta. Tämä vaikeutti mallin toiminnan arviointia, sillä mallinnustuloksia oli käytettävissä paljon tiheämmällä aikavälillä (1 h aika-askeleella). Pintakerrosvalunta-aineiston mittaustietojen osittainen puuttuminen aiheutti osaltaan mallisovelluksen tulosten epävarmuutta, sillä tuntemattomia valuntakomponentteja oli kaksi (pintakerros- ja pohjavesivalunta) kolmesta. Mittaus- ja havaintoaineiston vähäisyys voi heikentää tulosten kattavuutta ja yleistämistä (esim. Gustafsson, 1988; Granlund ym., 2007).

### **6.3 Jatkotutkimus**

Tässä työssä toteutetun generisen aineen kulkeutumismallin kehittämistä voidaan jatkaa, olemassa olevien ominaisuuksien pohjalta. Kasvimallin puuttuminen rajaa aineen kulkeutumismallin soveltamista typen osalta kasvukauden ulkopuolelle, koska kasvin typenotto on merkittävä osa typen kiertoa kasvukaudella (esim. Salo ja Turtola, 2006; Rankinen ym., 2008).

Tässä työssä ei otettu huomioon maan pinnalle kertynyttä epäorgaanista typpeä, joka oli tullut laskeumana maan pinnalle lumisateen mukana. Jatkossa on ratkaistava, miten talven aikainen lumikerros maan pinnalla kuvataan aineen kulkeutumismallin näkökulmasta. Malliin on toteutettava lumipeitteen ainevarastot, joista ainetta liukenee sulan veden mukana pellon pinnalle. Talven aikaisilla typen prosesseilla on merkittävä vaikutus kevätsulannan typpikuormituksen suuruuteen (Rankinen, 2006) ja kevään huuhtoutumistapahtuman mallinnus edellyttää lumipeitteen ainevarastojen kuvaamista.

Kun mallilla halutaan kuvata epäorgaanisten fraktioiden lisäksi kokonaistyyppihuuhtoumaa, aineiden kulkeutumismalli on linkitettävä eroosiota kuvaavaan osamalliin, jolloin voidaan tarkastella maapartikkelien mukana kulkeutuvia typpifraktioita. FLUSH-mallin pinta- ja maaperäosien integrointia pitäisi kehittää eteenpäin niin että vesi ja aineet voisivat liikkua vapaasti pinnalta maaperään ja maaperästä takaisin pinnalle. Tällöin myös suspendoitunut kiintoaine voisivat liikkua vapaasti mallin osa-alueiden (pinta ja maaperän) välillä. Tällä hetkellä maaperään infiltroitunut vesi, aineet ja kiintoaine eivät voi ekfilitroitua takaisin pinnalle. Jatkossa aineiden kulkeutumismallia olisi tarkoitus pystyä soveltamaan myös fosforin prosessien kuvaamiseen, jolloin on tutkittava usean pidättymispaikoista kilpailevan aineen kulkeutumista. Usean aineen pidättyminen voidaan toteuttaa esimerkiksi siten, että lasketaan pidättyvien aineiden yhteinen pitoisuus ja selvitetään, kuinka paljon pidättymistä yhteensä tapahtuu. Tämän jälkeen voidaan jakaa pidättymispaikat aineiden kesken painottamalla näiden pidättymiskykyä.

Mallisissa ei vielä kuvata kaasumaisten aineiden kulkeutumista maaperässä. Esimerkiksi denitrifikaatioreaktiossa syntyneet kaasumaiset typpiyhdisteet poistuvat peltosysteemistä ilmakehään heti reaktion jälkeen kaikissa syvyyksissä. Tällä voi olla vaikutusta kokonaistyyppihuuhtouman arvioinnissa, sillä myös kaasumaiset yhdisteet voivat liueta takaisin maaveteen (Hillel, 1998). Mallisovelluksessa ei vielä kuvattu ammoniakkin muodostumista tai päästöjä ilmakehään. Yhdysvalloissa on alettu keskustelemaan ammoniakkin terveyshaitoista ja ovatko maataloudesta saadut hyödyt pieniä verrattuna mahdollisiin terveyskustannuksiin (Stokstad, 2014).

Maaperän hiili-typpi-suhde vaikuttaa typen kiertoon ja prosesseihin (Canfield ym., 2010). Esimerkiksi COUP-mallissa orgaanisen typen mineralisaatiossa huomioidaan orgaanisen

aineksen N:C-suhde. Myös DRAINMOD-NII ja ANIMO kuvaavat hiilen kierron ja sen vaikutuksen maaperän typen kiertoon.

Aikaisemmissa tutkimuksissa on yhdistetty peltomittakaavan malleja suuremman mittakaavan malleihin. Esimerkiksi Dayyani ym. (2010) tutkivat typen huuhtoutumista malliyhdistelmällä, jossa DRAINMOD-malli integroitiin valuma-alueittomittakaavan WARMF-malliin (Chen ym., 1998), mitkä yhdessä muodostavat DRAIN-WARMF-mallin. Valuma-alueittomittakaavan mallinnus voidaan toteuttaa myös samaan järjestelmään. Jos FLUSH-mallin sovelluksissa halutaan siirtyä peltomittakaavasta valuma-alueitasolle, olisi siihen lisättävä ainakin uomien kuvaukset (esim. Haahti, 2014). Esimerkiksi INCA-N on osittain hajautettu hydrologinen malli, johon on integroitu valuma-alueella ja jokiympäristössä tapahtuvat typpiprosessit. INCA-N mallissa ei ole kuitenkaan tarkoitus mallintaa valuma-aluetta yksityiskohtaisesti vaan järjestelmässä kuvataan maankäyttöluokkia alivaluma-alueina.

Tieteellisessä laskennassa laskentaresurssit asettavat osaltaan rajoja tutkittavien ongelmien monimutkaisuudelle. Tässä työssä hajautetun laskennallisen ongelman ratkaisua pyrittiin nopeuttamaan rinnakkaislaskennan avulla käyttäen MPI-rajapintaa. Tulevaisuudessa FLUSH-mallin rinnakkaistamisessa pitäisi siirtyä akseleraattorien käyttöön, joiden avulla laskentaa voidaan todennäköisesti nopeuttaa vielä lisää tai laskea suurempia kokonaisuuksia. Esimerkiksi OpenCL rajapintaa on käytetty RUSLE-mallin nopeuttamiseen (Sten, 2014).

## 7 Johtopäätökset

Työssä kehitettiin FLUSH-malliin geneerinen kolmiulotteinen aineiden kulkeutumismalli, jolla voidaan kuvata useiden eri aineiden samanaikaista kulkeutumista ja reaktioita salaojitetulla savipellolla. Aineiden kulkeutumisprosessit toteutettiin FLUSH-malliin kaksiulotteisesti järjestelmän pintaosaan ja kolmiulotteisesti maaperäosaan. Mallilla on mahdollista kuvata haluttu määrä eri aineita ja niiden välille voidaan luoda reaktioketjuja ensimmäisen kertaluokan hajoamisprosessien avulla. Työn sovellusosassa geneerinen aineiden kulkeutumismalli räätälöitiin kuvaamaan typen kulkeutumista peltomaassa kasvukauden jälkeisinä syksyinä. Sovellusosa osoitti, että geneerinen aineiden kulkeutumismalli voidaan muokata kuvaamaan monipuolisesti erilaisia kemiallisia prosesseja maaperässä. Toisin kuin suuri osa olemassa olevista aineiden kulkeutumismalleista, komponentti on kolmiulotteinen. Kolmiulotteisen rakenteen vuoksi, mallilla on mahdollista kuvata alueita, joilla käytetään erilaisia viljelykäytäntöjä samanaikaisesti. Aineiden kulkeutumismallin kehittäminen mahdollistaa ravinnekuormitusten arvioinnin sekä esimerkiksi torjunta-aineiden ja raskasmetallien kulkeutumisen kuvaamisen FLUSH-mallilla tulevaisuudessa. Monet kehittyneet aineiden kulkeutumista kuvaavat mallit ovat joko suljettuja (esim. MACRO) tai kaupallisia (esim. HYDRUS 2D/3D) eikä niiden lähdekoodia ole mahdollista tarkastella tai kehittää eteenpäin.

Pinta- ja salaojavaluntojen kuvaaminen Nummelan koepellolla FLUSH-mallilla onnistui myös 1D laskentaverkoilla. Realistiset valuntatulokset ovat oleellisia aineiden kulkeutumisen simuloinnin kannalta. Useat vesi- ja ravinnehallit ovat yksiulotteisia (MACRO, DRAINMOD, HYDRUS-1D etc.), eikä niillä voida huomioida pinnan topografian muutoksia. Kolmiulotteisissa simulaatioissa aine voi kulkeutua veden virtauksen vaikutuksesta pinnalla ennen infiltroitumista maaperään. Aiemmin on todettu, että pinnan korkeuserot vaikuttavat valuntojen muodostumiseen kentän alueella, mutta myös kentän ulkopuolinen topografia on syytä huomioida, koska silläkin on vaikutusta valunnan jakaantumiseen eri komponenttien (pintakerros-, salaoja- ja pohjavesivalunta) kesken.

Mallilla pystyttiin kuvaamaan syksyn salaojavalunnan pitoisuudet nitraattitypen osalta paremmin kuin ammoniumtypen. Myös malleilla, joissa ammoniumtypen kulkeutumista maaprofiilissa ei oteta huomioon (esim. GLEAMS), voidaan kuvata onnistuneesti nitraattitypen huuhtoutumista salaojavalunnan mukana. Tämä todettiin myös tämän työn simulaatioissa, joissa ammoniumtypen varasto kuvattiin mallin kehityksessä ensin immobiilina ainevarastona. Herkkyysanalyysin mukaan alkutilan nitraattivaraston koon arviointi oli merkittävä tekijä nitraattihuuhtouman määrityksessä. Useiden aikaisempien mallisovelluksien rajoitukset johtuvat tarkkojen parametrien saatavuudesta. On todettu, että tyyppipitoisuudet voivat vaihdella eri vuosien välillä sekä spatiaalisesti pellon sisällä samana ajankohtana. Laskeumalla oli tärkeä rooli salaojavalunnan tyyppihuuhtoumissa koko syksyn osalta. Kalibroitukauden loppuvuoden salaojavalunnan nitraattityypipitoisuudet selittyivät pääasiassa laskeumalla. Mallin sovelluksessa nitraattitypen reiteistä suurimmat olivat salaoja- ja pohjavesivalunta, kun taas ammoniumtypestä suurin osa hajosi ja päättyi salaojavaluntaan. Ammoniumin salaojapitoisuuksien mallintamisessa oli enemmän haasteita kuin nitraatin.

Maapartikkelin pinnalle pidättyneen aineen kulkeutumista eroosion vaikutuksesta ei otettu vielä huomioon, vaan kaikki kulkeutuva aine oli maavedessä liukoisessa muodossa.

Aineen pidättymistä ei toteutettu ollenkaan pintamalliin, koska aine pidättyy maaprofiilin ylimmässä kerroksessa, johon myös pinta kuuluu. Tällä haluttiin välttää kaksoispidättyminen, jossa aine pidättyy ensin pinnalla ja infiltraation jälkeen vielä uudestaan samaan kerrokseen. Adsorption vaikutus aineen kulkeutumiseen voitiin kuvata samalla tavalla matriisi- ja makrohuokossysteemeissä. Malliin toteutettiin mahdollisuus hidastaa aineiden kulkeutumista erilaisilla isotermeillä (lineaarinen, Freundlich, Langmuir). Usean pidättyvän aineen samanaikaista kulkeutumista ei vielä tarkasteltu.

Mallissa otettiin huomioon maan happitilanne ja sen muutokset ajan suhteen. Maan kosteuspitoisuus on suoraan yhteydessä maan happitilanteeseen, kun oletetaan, että veden täyttämässä huokosissa ei ole happea. Hapellisilla oloilla on vaikutusta typen reaktioiden esiintymiseen. Kostusrajoittimella oli mahdollista parantaa simuloitujen salaojavaluntujen nitraattityypipitoisuuksia kostealla peltolohkolla (kuva 26). Kosteus- ja lämpötilarajoittimien käyttöönotto vaatii vielä lisätutkimusta.

Tutkimuksen alussa arvioitiin, että syksyn aikaiset typpihuuhtoumat ja pitoisuudet salaojavalunnassa selittyisivät kasvukauden jälkeen pellolle jääneen orgaanisen aineksen mineralisaatiolla. Kasvin jäänteet vaikuttavat alkusyksystä, jolloin ensimmäiset syysateet huuhtoivat mineralisoituneen typen salaoja- ja pohjavesivaluntaan. Kasvin jäänteiden vaikutusta kuvattiin orgaanisen typen varastolla ja vakio mineralisaatiokertoimella. Orgaanisen typen varastolla oli kuitenkin pieni vaikutus typpikuormiin salaoja- tai pintavalunnassa. Jotta orgaanisen typen varastolla voitaisiin kuvata todellista kasvin jäänteiden hajoamista, olisi mineralisaatioreaktioon liitettävä lämpötilarajoitin.

Simulointituloksia voitiin verrata kokoomanäytteiden analyysituloksiin, joita oli vähän verrattuna simulaatiokauden pituuteen. Koomanäytteiden oletettiin kuvaavan näytevälin keskimääräistä pitoisuutta. Simulaatioiden hyvyysluvuista huomattiin, että mallinnus onnistui parhaiten kalibrointikaudella nitraattitypen pitoisuuksien kuvaamisessa salaojavalunnassa. Mallilla pystyttiin kuvaamaan validointikauden nitraattitypen pitoisuuksien dynamiikkaa, vaikka pitoisuuksissa jäätiin alemmalle tasolle. Vesiparametrien kalibroinnissa voitiin verrata hetkittäisten valuntujen simulointituloksia mittaustuloksiin, koska valuntamittauksia oli saatavilla tunnin aika-asteleella. Typpipitoisuuksien mallinnustuloksien arviointi hyötyisi myös jatkuvatoimisista mittauksista pitkän aikavälin kokoomanäytteiden sijaan.



## Lähdeluettelo

- Aakkula, J., Manninen, T. ja Nurro, M. (toim.). 2010. Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3). Väliraportti. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2010.
- Ale, S., Gowda, P.H., Mulla, D.J., Moriasi, D.N. ja Youssef, M.A. 2013. Comparison of the performances of DRAINMOD-NII and ADAPT models in simulating nitrate losses from subsurface drainage systems. *Agricultural Water Management*, 129, pp. 21-30.
- Allen, R., Pereira, L., Raes, D. ja Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements – FAO Irrigation and drainage paper 56. Rome: FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. ISBN 92-5-104219-5. Saatavilla: <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm>.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R. 1998. Large area hydrologic modelling and Assessment part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34, pp. 73-89.
- Bahr, J.M. ja Rubin, J. 1987. Direct comparison of kinetic and local equilibrium formulations for solute transport affected by surface reactions. *Water Resources Research*, 23, pp. 438-452.
- Berisso, F.E., Schjønning, P., Keller, T., Lamandé, M., Simojoki, A., Iversen, B. V., Alakukku, L. ja Forkman, J. 2013. Gas transport and subsoil pore characteristics: Anisotropy and long-term effects of compaction. *Geoderma*, 195, pp. 184-191.
- Beven, K. ja Germann, P. 1982. Macropores and water flow in soils. *Water resources research*, 18, pp. 1311-1325.
- Brevé, M.A., Skaggs, R.W., Parsons, J.E. ja Gilliam, J.W. 1997. DRAINMOD-N, A Nitrogen Model for Artificially Drained Soils. *Trans. of the ASAE*, 40, pp. 1067-1075.
- Brevé, M.A., Skaggs, R.W., Parsons, J.E. ja Gilliam, J.W. 1998. Using the DRAINMOD-N model to study effects of drainage system design and management on crop productivity, profitability and NO<sub>3</sub>-N losses in drainage water. *Agricultural Water Management*, 35, pp. 227-243.
- Bunnell, F.L., Tait, D.E.N., Flanagan, P.W. ja Van Clever, K. 1977. Microbial respiration and substrate weight loss—I: A general model of the influences of abiotic variables. *Soil Biology and Biochemistry*, 9, pp. 33-40.
- Bärlund, I., Kirkkala, T., Malve, O. ja Kämäri, J. 2007. Assessing SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment. *Environmental Modelling & Software*, 22, pp. 719-724.
- Cabrera M., Molina J-A. ja Vigil M., 2008, Modeling the nitrogen cycle, teoksessa: Schepers J.S., Raun W.R., (toim.), Nitrogen in agricultural systems, *Agronomy Monograph*, 59, pp. 695-730.
- Canfield, D.E., Glazer, A.N. ja Falkowski, P.G. 2010. The evolution and future of Earth's nitrogen cycle. *Science*, 330, pp. 192-196.
- Chen, W., Herr, J. ja Ziemelis, L. 1998. Watershed Analysis Risk Management Framework—A Decision Support System for Watershed Approach and TMDL Calculation. Documentation Report TR110809. Electric Power Research Institute, Palo Alto, California.
- Dayyani, S., Prasher, S.O., Madani, A. ja Madramootoo, C.A. 2010. Development of DRAIN-WARMF model to simulate flow and nitrogen transport in a tile-drained agricultural watershed in Eastern Canada. *Agricultural water management*, 98, pp. 55-68.
- Deelstra, J., Kværnø, S.H., Granlund, K., Sileika, A.S., Gaigalis, K., Kyllmar, K. ja Vagstad, N. 2009. Runoff and nutrient losses during winter periods in cold climates—requirements to nutrient simulation models. *Journal of Environmental Monitoring*, 11, pp. 602-609.

- Delin, S. ja Stenberg, M. 2014. Effect of nitrogen fertilization on nitrate leaching in relation to grain yield response on loamy sand in Sweden. *European Journal of Agronomy*, 52, pp. 291-296.
- Desmond, E.D., Ward, A.D., Fausey, N.R. ja Workman, S.R. 1996. Comparison of daily water table depth prediction by four simulation models. *Transactions of the ASAE*, 39, pp. 111-118.
- Doherty, J., 2005. PEST: Model Independent Parameter Estimation. fifth edition of user manual. Watermark Numerical Computing, Brisbane, Australia.
- Ekholm, P., Granlund, K., Kauppila, P., Mitikka, S., Niemi, J., Rankinen, K., Räike, A. ja Räsänen, J. 2007. Influence of EU policy on agricultural nutrient losses and the state of receiving surface waters in Finland. *Agricultural and Food Science*, 16, pp. 282-300.
- Finer, L., Mattsson, T., Joensuu, S., Koivusalo, H., Lauren, A., Makkonen, T., Nieminen, M., Tattari, S., Ahti, E., Kortelainen, P., Koskiaho, J., Leinonen, A., Nevalainen, R., Piirani, S., Saarelainen, J., Sarkkola, S. ja Vuollekoski, M. 2010. Metsäisten valuma-alueiden vesistökuormituksen laskenta. *Suomen Ympäristö* 10, 30 pp.
- Freundlich, H.M.F. 1906. Über die adsorption in losungen. *Z Phys Chem*, 57, pp. 385–470
- Friman, H. 2003. Maaperän vesitalouden säädön vaikutus ravinnehuhtoumiin ja satoon peltoalueilla. Diplomityö, Teknillinen korkeakoulu, vesitalouden ja vesirakennuksen laboratorio. Espoo.
- Gerke H.H. ja Van Genuchten M.Th. 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media, *Water Resources Research*, 29, pp. 305-319.
- Gerke, H.H., ja Van Genuchten, M.Th. 1996. Macroscopic representation of structural geometry for simulating water and solute movement in dual-porosity media. *Advances in Water Resources*, 19, pp. 343–351.
- Granlund, K., Rekolainen, S., Grönroos, J., Nikander, A. ja Laine, Y. 2000. Estimation of the impact of fertilisation rate on nitrate leaching in Finland using a mathematical simulation model. *Agriculture, ecosystems & environment*, 80, pp. 1-13.
- Granlund, K., Räike, A., Ekholm, P., Rankinen, K. ja Rekolainen, S. 2005. Assessment of water protection targets for agricultural nutrient loading in Finland. *Journal of Hydrology*, 304, pp. 251-260.
- Granlund, K., Bärlund, I., Salo, T, Esala, M. ja Posch, M. 2007. The effect of decreasing fertilization on agricultural nitrogen leaching: a model study. *Agricultural and food science*, 16, pp. 376-386.
- Granlund, K., Tattari, S., Puustinen, M., Helin, J., Väisänen, S. ja Linjama, J. 2010. Kuormitusmallien mahdollisuudet, kehitystarve ja mallitulosten vertailu. Teoksessa: Väisänen, S. ja Puustinen, M. (toim.). 2010. Maatalouden vesistökuormituksen hallinta: Seuranta, mallit ja kustannustehokkaat toimenpiteet vesienhoidon toimenpideohjelmassa. *Suomen ympäristö* 23, pp. 44-68.
- Gerardi, M.H. 2002. *Nitrification in the Activated Sludge Process*. John Wiley & Sons, Inc. ISBN: 978-0-471-06508-1
- Groenendijk, P. ja Kroes, J.G., 1997. Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water. ANIMO 3.5. Report 144. DLO Winand Staring Centre, Wageningen.
- Goldberg, S., Tabatabai, M.A., Sparks, D.L., Al-Amoodi, L. ja Dick, W.A. 2005. Equations and models describing adsorption processes in soils. *Chemical processes in soils*, pp. 489-517.
- Gustafson, A. 1988. Simulation of nitrate leaching from arable land in southern Sweden. *Acta Agriculturae Scandinavica*, 38, pp. 13-23.
- Gärdenäs, A.I., Šimůnek, J., Jarvis, N. ja Van Genuchten, M.T. 2006. Two-dimensional modelling of preferential water flow and pesticide transport from a tile-drained field. *Journal of hydrology*, 329, pp. 647-660.

- Haahti, K. 2014. Flow simulation in a ditch network of a drained peatland forest catchment in Central Finland. Diplomityö, Insinööritieteiden korkeakoulu, Yhdyskunta- ja ympäristötekniikan laitos, vesitalouden laboratorio.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. ja Svendsen, H. 1990 DAISY: Soil Plant Atmosphere System Model. NPO Report No. A 10. The National Agency for Environmental Protection, Copenhagen, 272 pp.
- Hillel, D., 1998. Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations. Academic press.
- Jansson P., Karlberg L. 2010. Technical manual for the Coup Model. Saatavilla verkosta: <ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf>
- Johnson, B.E., Julien, P.Y., Molnar, D.K. ja Watson, C.C., 2000. The Two-Dimensional Upland Erosion Model Casc2d-Sed1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 36, pp. 31-42.
- Karvonen, T. 2009. Matemaattiset mallit maan vesi- ja ravinnetalouden säädössä. Teoksessa: Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Vakkilainen, P. ja Äijö, H. (toim.). 2009. Maan vesi- ja ravinnetalous – Ojitus kastelu ja ympäristö. Helsinki: Salaojayhdistys ry. 452 s. ISBN 978-952-5345-22-3.
- Karvonen T. ja Kleemola J. 1995. CROPWATN: Prediction of water and nitrogen limited crop production. Teoksessa: Kabat, P., Marshall, B., Van den Broek, B.J., Vos., J. and Van Keulen, H. (toim.). Modelling and parameterization of the soil-plant-atmosphere system: a comparison of potato growth models. Wageningen Pers, pp. 335-369.
- Kløve, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H., Kværner, J., Muotka, T., Mykrä, H., Preda, E., Rossi, P., Uvo, C.B., Velasco, E. ja Pulido-Velazquez, M. 2013. Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. Journal of Hydrology. Available online 27 June 2013, ISSN 0022-1694
- Knisel, W.G., 1980. CREAMS: A field-scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. US Department of Agriculture, Science and Education Administration, Conservation Research Report No. 26, 640 pp.
- Knisel, W.G. ja Turtola, E., 2000. GLEAMS model application on a heavy clay soil in Finland. Agricultural Water Management, 43, pp. 285-309.
- Koivusalo, H., Heikinheimo, M., ja Karvonen, T. 2001. Test of a simple two-layer parameterisation to simulate the energy balance and temperature of a snow pack. Theoretical and Applied Climatology, 70, pp. 65-79.
- Korpelainen, E. 2014. Tyypitase savipellolla – koekenttätuloksia Jokioisten Nummelasta. Julkaisematon diplomityö, Insinööritieteiden korkeakoulu, Yhdyskunta- ja ympäristötekniikan laitos, vesitalouden laboratorio.
- Koskiaho, J., Kivisaari, S., Vermeulen, S., Kauppila, R., Kallio, K. ja Puustinen, M. 2002. Reduced tillage: influence on erosion and nutrient losses in a clayey field in southern Finland. Agricult. Food Sci. Finland, 11, pp. 37-50.
- Kroes, J.G. ja Roelsma, J., 1998. User's Guide ANIMO 3.5. Input instructions and technical program description. Technical Document 46. DLO Winand Staring Centre, Wageningen.
- Laine-Kaulio, H., 2011. Development and Analysis of a Dual-Permeability Model for Subsurface Stormflow and Solute Transport in a Forested Hillslope. Väitöskirja. Insinööritieteiden korkeakoulu, Yhdyskunta- ja ympäristötekniikan laitos, vesitalouden laboratorio, 192 pp.
- Langmuir, I. 1916. The Constitution And Fundamental Properties Of Solids And Liquids. Part I. Solids. Journal of the American Chemical Society 38, pp. 2221-2295

- Larsson, M.H., 1999. Quantifying macropore flow effects on nitrate and pesticide leaching in a structured clay soil: Field experiments and modelling with the MACRO and SOILN models. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Agraria* 164, SLU, Uppsala, Sweden, 34 pp.
- Larsson, M.H. ja Jarvis, N.J. 1998. Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in macroporous soil. *Journal of Hydrology* 215, pp. 153-171.
- Leonard, R.A., Knisel, W.G. ja Still, D.A., 1987. GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 30, pp. 1403–1418.
- Marinov, D., Querner, E. ja Roelsma, J. 2005. Simulation of water flow and nitrogen transport for a Bulgarian experimental plot using SWAP and ANIMO models. *Journal of contaminant hydrology*, 77, pp. 145-164.
- Mattila, P. 2006. Ammonia emissions from pig and cattle slurry in the field and utilization of slurry nitrogen in crop production. Väitöskirja. Maa- ja elintarviketalous (Agrifood research reports).
- McDonald, M.G. ja Harbaugh, A.W. 1988. A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model: U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations, Book 6, Chapter A1.
- McLaren, A.D. 1976. Rate constants for nitrification and denitrification in soils. *Radiation and Environmental Biophysics*, 13, pp. 43-48.
- Meerschaert, M.M. ja Tadjeran, C. 2004. Finite difference approximations for fractional advection–dispersion flow equations. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 172, pp. 65-77.
- Mohanty, B.P., Bowman, R.S., Hendrickx, J.M.H., Simunek, J. ja Van Genuchten, M.Th. 1998. Preferential transport of nitrate to a tile drain in an intermittent-flood-irrigated field: Model development and experimental evaluation. *Water Resources Research*, 34, pp. 1061-1076.
- Mollerup, M., Abrahamsen, P., Petersen, C.T. ja Hansen, S. 2014. Comparison of simulated water, nitrate, and bromide transport using a Hooghoudt based and a dynamic drainage model. *Water Resources Research*.
- Nash, J. ja Sutcliffe, J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of hydrology*, 10, pp. 282-290.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. ja Williams, J.R. 2001. Soil and Water Assessment Tool, Theoretical Documentation. Version 2000. Blackland Research Center, Agricultural Research Service, Texas, USA.
- Nousiainen, R. 2012. Pinta- ja salaojavalunnan muodostuminen peltolohkolla – savipellon vesitaseen mallitarkastelu. Diplomityö. Insinööritieteiden korkeakoulu, Yhdyskunta- ja ympäristötekniikan laitos, vesitalouden laboratorio.
- Øpstad, S. ja Rivedal, S. 2013. Drainage impact on ley productivity, soil physical properties, gas emission and profitability in forage production in Western Norway - DRAINIMP. *Nordic Association of Agricultural Scientists, NJF seminar* 462, pp. 20-20.
- Paasonen-Kivekäs M., Koivusalo H., Karvonen T., Vakkilainen P. ja Virtanen J. 1999. Nitrogen transport via surface and subsurface flow in an agricultural field. Julkaisussa: Heathwaite, L. (toim.): *Impact of Land-Use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources*. IAHS Publ. no. 257, pp. 163-169.
- Paasonen-Kivekäs, M., Karvonen, T. ja Vakkilainen, P. 2000. Vesitalouden säädön vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen. *Salaojituksen tutkimusyhdistys ry:n tiedote N:o 25*, 8-40.
- Paasonen-Kivekäs M., Vakkilainen P. ja Karvonen T., 2008, Nutrient transport through tile drains on a clayey field, *Proceedings of the 10th International Drainage Workshop of ICID Working Group on Drainage*, Helsinki/Tallinn, Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja 16, Espoo, pp. 142-152.

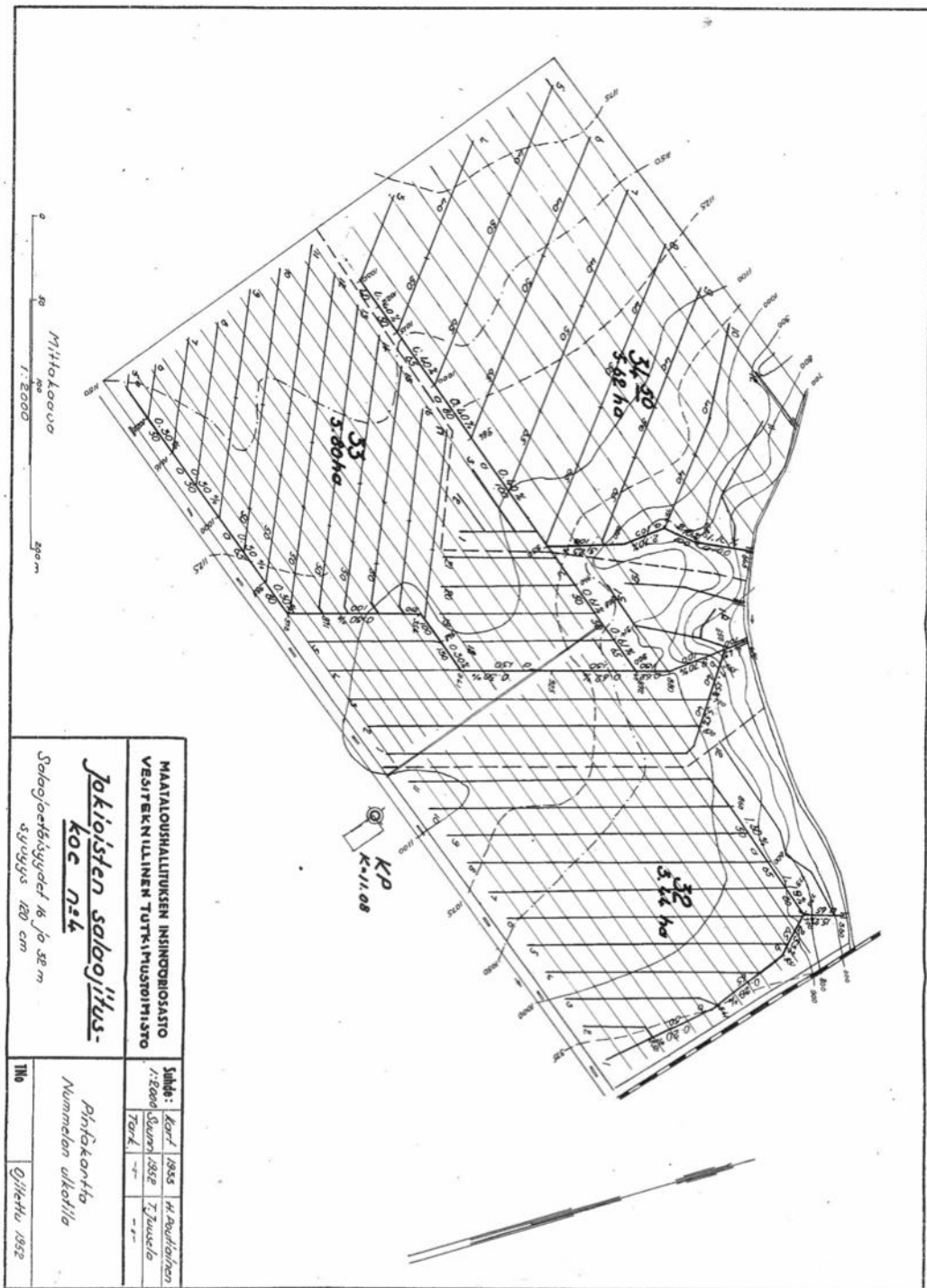
- Paasonen-Kivekäs, M. 2009. Typpi. Teoksessa: Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Vakkilainen, P. ja Äijö, H. (toim.). 2009. Maan vesi- ja ravinnetalous – Ojitus kastelu ja ympäristö. Helsinki: Salaojayhdistys ry. 452 s. ISBN 978-952-5345-22-3.
- Parson, J., Thomas, D. ja Huffman, R. 2001. Agricultural Non-Point Source Water Quality Models: Their Use And Application. ISBN: 1-58161-398-9
- Pesonen, L., Kaivosoja, J. ja Suomi, P. 2010. Täsmäviljely ja ravinteiden käytön tarkentaminen. Tehohankkeen julkaisuja: Tehoa maatalouden vesiensuojeluun 5/2010. 53 pp.
- Pietiläinen, O. (toim.). 2008. Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila. Suomen ympäristö, 46, 71 pp. Saatavilla verkosta: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38370>
- Pietola, L., Tanni, R. ja Elonen, P. 1999. Responses of yield and N use of spring sown crops to N fertilization, with special reference to the use of plant growth regulators. Agricultural and Food Science, 8, pp. 423-440.
- Puustinen, M., Turtola, E. ja Tattari, S. 2004. Leudot talvet ja peltoviljely. Vesitalous 03/2004
- Puustinen, M., Turtola, E., Kukkonen, M., Koskiaho, J., Linjama, J., Niinioja, R. ja Tattari, S. (2010). VIHMA—A tool for allocation of measures to control erosion and nutrient loading from Finnish agricultural catchments. Agriculture, ecosystems & environment, 1383, pp. 306-317.
- PVO2 Väiliraportti. 2012. Käsikirjoitus.
- Rankinen, K., Granlund, K. ja Bärlund, I. 2004. Modelling of seasonal effects of soil processes on N leaching in northern latitudes. Nordic hydrology, 35, pp. 347-357.
- Rankinen K., 2006, Analysis of inorganic nitrogen leaching in a boreal river basin in northern Finland, Väitöskirja, Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja TKK-VTR-13, Teknillinen korkeakoulu, vesitalous ja vesirakennus.
- Rankinen, K., Salo, T. ja Granlund, K. 2008. Simulated nitrogen leaching, nitrogen mass field balances and their correlation on four farms in south-western Finland during the period 2000–2005. Agricultural and food science, 16, pp. 387-406.
- Rasa, K., Horn, R., Rätty, M., Yli-Halla, M. ja Pietola, L. 2009. Shrinkage properties of differently managed clay soils in Finland. Soil use and management, 25, pp. 175-182.
- Regina, K., Kaseva, J. ja Esala, M. 2013. Emissions of nitrous oxide from boreal agricultural mineral soil —Statistical models based on measurements. Agriculture, Ecosystems & Environment, 164, pp. 131-136.
- Rekolainen, S. ja Posch, M. 1993. Adapting the CREAMS model for Finnish conditions. Nordic Hydrology, 24, pp. 309–322.
- Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids through porous mediums. Journal of Applied Physics, 1, pp. 318-333.
- Ristolainen, A., Jaakkola, A., Hänninen, P. ja Alakukku, L. 2006. Sadon ja maan ominaisuuksien vaihtelun käyttö suunnittelussa. Teoksessa: Alakukku, L. (toim.). Maaperän prosessit – pellon kunnan ja ympäristön hoidon perusta: MMM:n maaperätutkimusohjelman loppuraportti. Maa- ja elintarviketalous, 82, pp. 82–92.
- Rozemeijer, J.C., Van der Velde, Y., Van Geer, F.C., Bierkens, M.F.P. ja Broers, H.P. 2010. Direct measurements of the tile drain and groundwater flow route contributions to surface water contamination: from field-scale concentration patterns in groundwater to catchment-scale water quality. Environmental Pollution, 158, pp. 3571–3579.
- Rose, D.A. 1977. Hydrodynamic dispersion in porous materials. Soil Science, 123, pp. 277-283.
- Räsänen, T. 2009. Veden ja typen käyttäytymisen mallintaminen hieta- ja savimaassa HYDRUS-mallilla. Diplomityö, Teknillinen korkeakoulu, vesitalouden ja vesirakennuksen laboratorio. Espoo.

- Salazar, O., Wesström, I., Youssef, M. A., Skaggs, R. W. ja Joel, A. 2009. Evaluation of the DRAINMOD–N II model for predicting nitrogen losses in a loamy sand under cultivation in south-east Sweden. *Agricultural water management*, 96, pp. 267-281.
- Salo, T. ja Lemola, R. 2010. Typpi- ja fosforitaseet. Teoksessa: Aakkula, J., Manninen, T. ja Nurro, M. (toim.). *Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta tutkimus (MYTVAS 3) – Väiliraportti*. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja, Helsinki.
- Salo, T. ja Turtola, E., 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 113, pp. 98-107.
- Seuna, P. ja Kauppi, L. 1981 Influence of sub-drainage on water quantity and quality in a cultivated area in Finland. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja*, 43, pp. 32-47.
- Shepherd, M.A. and Postma, R. 2000, Teoksessa: *Management of nitrogen and water in potato production* Edit. A.J. Haverkort & D.K.L. MacKerron, Wageningen Press, Wageningen (2000).
- Šikkilä, M. 2014. *Esipäällysteen toimivuus salaojituksessa*. Julkaisematon pro gradu –tutkielma. Helsingin yliopisto, Maataloustieteiden laitos.
- Šimunek, J., Huang, K. ja Van Genuchten, M.Th. 1995. The SWMS\_3D code for simulating water flow and solute transport in three-dimensional variably-saturated media. *US Salinity Laboratory Research Report*, 139.
- Šimunek, J., Jarvis, N.J., Van Genuchten, M.Th. ja Gärdenäs, A. 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *Journal of Hydrology*, 272, pp. 14-35.
- Šimunek, J. ja Van Genuchten M.Th. 2008. Modeling non-equilibrium flow and transport using Hydrus. *Vadose Zone Journal*, 7, pp. 782-797.
- Sippola, J. 1986, *Maan typpivarojen mineraloituminen*. *Koetoiminta ja käytäntö* 39: 51.
- Skaggs, R.W. 1982. Field evaluation of a water management simulation model. *Transactions of the ASAE*, 25, pp. 666-674.
- Sten, J. 2014. *Erosion Prediction using Graphical Processing Units*. Master of Science Thesis. Åbo Akademi University, Department of Information Technologies, High Performance Computing Laboratory.
- Stokstad, E. 2014. Ammonia Pollution From Farming May Exact Hefty Health Costs. *Science*, 343, pp. 238-238.
- Stone, H.L. 1968. Iterative solution of implicit approximations of multidimensional partial differential equations. *SIAM Journal on Numerical Analysis*, 5, pp. 530-558.
- Suomen Ympäristökeskus. 2013. *Vesistöjen ravinnekuormitus ja luonnon huuhtouma*. Suomen Ympäristökeskus SYKE. Haettu 18.02.2014 osoitteesta: [http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat\\_ja\\_tilastot/Vesistojen\\_ravinnekuormitus\\_ja\\_luonnon\\_huuhtouma](http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Vesistojen_ravinnekuormitus_ja_luonnon_huuhtouma)
- Taskinen, A. ja Bruen, M. 2007a. Incremental distributed modelling investigation in a small agricultural catchment: 1. Overland flow with comparison with the unit hydrograph model. *Hydrological processes*, 21, pp. 80-91.
- Taskinen, A. ja Bruen M., 2007b. Incremental distributed modeling investigation in a small agricultural catchment: 2. Erosion and phosphorus transport. *Hydrol. Proc.*, 21, pp.92–102.
- Turtola, E., Alakukku, L., Uusitalo, R ja Kaseva, A. 2007. Surface runoff, subsurface drainflow and soil erosion as affected by tillage in a clayey Finnish soil. *Agricultural and food science*, 16, pp. 332-351.
- Turtola, E. ja Lemola, R. (toim.) 2008. *Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2)*. Maa- ja elintarviketalous 120. Jokioinen: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT). 103 pp.

- Turtola, E. ja Paajanen, A. 1995. Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agricultural Water Management*, 28, pp. 295-310.
- Turunen, M. 2011. Pellon vesitaseen ja salaojitusmenetelmien toimivuuden analyysi. Diplomityö, Insinööri-tieteiden korkeakoulu, Yhdyskunta- ja ympäristötekniikan laitos, vesitalouden laboratorio.
- Turunen, M., Warsta, L., Paasonen-Kivekäs, M., Nurminen, J., Mylly, M., Alakukku, L., Äijö, H., Puustinen, M. ja Koivusalo, H. 2013. Modeling water balance and effects of different subsurface drainage methods on water outflow components in a clayey agricultural field in boreal conditions. *Agricultural Water Management*, 121, pp. 135-148.
- Vakkilainen, P. 1986. Haihdunta. Teoksessa: Mustonen S. (toim.), *Sovellettu hydrologia, Vesiyhdistys ry.*, 29-47.
- Vakkilainen, P., Alakukku, L., Mylly, M., Nurminen, J., Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Puustinen, M. ja Äijö, H. 2008. Pellon vesitalouden optimointi – Väliraportti 2008. Salaojituksen tutkimusyhdystys ry:n tiedote 29. Helsinki: Salaojituksen tutkimusyhdystys ry. 100 pp. ISBN 978-952-5345-21-6.
- Vakkilainen, P., Alakukku, L., Koskiahho, J., Mylly, M., Nurminen, J., Paasonen-Kivekäs, M., Peltomaa, R., Puustinen, M. ja Äijö, H. 2010. Pellon vesitalouden optimointi - Loppuraportti 2010. Salaojituksen tutkimusyhdystys ry:n tiedote 30. Helsinki: Salaojituksen tutkimusyhdystys ry. 114 pp. ISBN 978-952-5345-23-0.
- Van Dam, J.C., 2000. Field scale water flow and solute transport. SWAP model concepts, parameter estimation and case studies. PhD thesis, Wageningen Universiteit, 167 pp.
- Van der Eertwegh, G.A.P.H., Nieber, J.L., De Louw, P.G.B., Van Hardeveld, H.A. ja Bakkum, R. 2006. Impacts of drainage activities for clay soils on hydrology and solute loads to surface water. *Irrigation and drainage*, 55, pp. 235-245.
- Van Genuchten, M.Th. ja Wierenga, P.J. 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media I. Analytical solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 40, pp. 473-480.
- Van Genuchten, M.Th. 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils I. *Soil Sci.Soc.Am.J.*, 44, pp. 892-898.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenko, J. ja Mel-Lilo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, pp. 494-499.
- Vuorenmaa J., Rekolainen S., Lepistö A., Kenttämies K. ja Kauppila P. 2002. *Environmental Monitoring and Assessment*, 76 pp.
- Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W.W., Raat, K.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K. ja Lepistö, A. 2002. Towards a generic nitrogen model of European ecosystems: INCA, new model structure and equations. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, T, pp. 559-582.
- Wagenet, R.J., ja Hutson, J.L. 1986. Predicting the fate on nonvolatile pesticides in the unsaturated zone. *J. Environ Quality*, 15, pp. 315-322.
- Wang, X., Youssef, M.Y., Skaggs, R.W., Atwood, J.D. ja Frankenberger, J.R. 2005. Sensitivity analysis of the nitrogen simulation model, DRAINMOD-N II. *Trans. ASAE*, 48, pp. 2205- 2212.
- Warsta, L., 2011. Modelling water flow and soil erosion in clayey, subsurface drained agricultural fields. Doctoral dissertation. Aalto University, School of Engineering, Department of Civil and Environmental Engineering, Espoo, Finland, 212 pp. Available at: <http://lib.tkk.fi/Diss/2011/isbn9789526042893/isbn9789526042893.pdf>.
- Warsta, L., Turunen, M., Koivusalo, H., Paasonen-Kivekäs, M., Karvonen, T. ja Taskinen, A. 2012. Modelling heat transport and freezing and thawing processes in a clayey, subsurface drained agricultural field. 11th ICID Int. Drainage Workshop on Agricultural Drainage Needs and Future Priorities. Cairo 23-27.9.2012, Egypt. Proceedings. 10 pp.

- Warsta, L., Karvonen, T., Koivusalo, H., Paasonen-Kivekäs, M. ja Taskinen, A. 2013a. Simulation of water balance in a clayey, subsurface drained agricultural field with three-dimensional FLUSH model. *Journal of Hydrology* 476, pp. 395–409.
- Warsta, L., Taskinen, A., Koivusalo, H., Paasonen-Kivekäs, M. ja Karvonen, T. 2013b. Modelling soil erosion in a clayey, subsurface-drained agricultural field with a three-dimensional FLUSH model, *Journal of Hydrology*, 498, pp. 132-143.
- Whitehead, P.G., Wilson, E.J. ja Butterfield, D. 1998. A semi- distributed integrated nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA): Part I - model structure and process equations. *Sci. Total Envir., PIHGPII*, pp. 547-558.
- Youssef, M.Y., Skaggs, R.W., Chescheir, G.M. ja Gilliam, J.W. 2005. The Nitrogen Simulation Model, DRAINMOD-N II. *Trans. ASAE*, 48, pp. 611-626.





Kuva 28. Jokiösten Nummela koepellon salaojituskartta vuodelta 1952.

## Liite 2

Taulukko 16. FLUSH-mallin herkkyyssanalyysin tulokset nitraattitypen mallinnuksessa. Taulukossa on esitetty vesi- sekä aineparametrit herkkyyssjärjestyksessä siten, että parametri, jolla oli suurin vaikutus salaoja- (DF) ja pintakerrosvalunnan (SR) nitraattikuormitukseen, on esitetty ensimmäisenä. Herkkyyssanalyysissä kalibroidun parametrin arvoa on muutettu  $\pm 10\%$  ja kuormituksen suhde alkuperäiseen kuormitukseen nähdän.

Merkki	Yksikkö	Selitys	DF (NO3)	DF (NO3)	SR (NO3)	SR (NO3)
			-10%	+10%	-10%	+10%
$h_{DR}$	m	Salaojasyvyys	94.347 %	105.974 %	116.805 %	81.947 %
$\delta_{nit}$	kg m <sup>-3</sup>	Laskeuma	93.330 %	106.670 %	90.010 %	109.990 %
$d_S$	m	Salaojan sisähalkaisija	96.190 %		108.346 %	
$\Omega_S$	m	Salaojaresistanssi	103.314 %	96.560 %	93.775 %	107.574 %
$m$	kg	Kaikki ainevarastot	96.714 %	103.286 %	100.000 %	100.000 %
$m_{nit}$	kg	Varaston alkuarvo	97.076 %	102.924 %	100.000 %	100.000 %
$h_S$	m	Aineen sijoitus syvyys	103.086 %	102.197 %	100.000 %	100.000 %
$K_{hF,MUL}$	-	Horisontaalinen johtavuus makrohuokosissa	101.582 %	99.883 %	106.804 %	95.188 %
$\Psi_W$	1 h <sup>-1</sup>	Vaihtotermin kerroin	98.984 %	100.585 %	99.709 %	98.917 %
$h_{W,THR}$	m	Painannevaraston syvyys	99.358 %	100.448 %	103.381 %	97.599 %
$\mu$	1 h <sup>-1</sup>	Kaikki hajoamiset	99.560 %	100.457 %	99.990 %	100.010 %
$\mu_{amm}$	1 h <sup>-1</sup>	Hajoamiskerroin	99.607 %	100.390 %	99.990 %	100.010 %
$\rho_s$	kg m <sup>-3</sup>	Kuivatilavuuspaino	100.352 %	99.705 %	99.998 %	100.002 %
$K_F$	m <sup>3</sup> kg	Jakaantumiskerroin	100.352 %	99.705 %	99.998 %	100.002 %
$m_{amm}$	kg	Varaston alkuarvo	99.743 %	100.257 %	100.000 %	100.000 %
$m_{org}$	kg	Varaston alkuarvo	99.894 %	100.106 %	100.000 %	100.000 %
$\mu_{org}$	1 h <sup>-1</sup>	Hajoamiskerroin	99.895 %	100.105 %	100.000 %	100.000 %
$\mu_{nit}$	1 h <sup>-1</sup>	Hajoamiskerroin	100.047 %	99.953 %	100.000 %	100.000 %
$\delta_{amm}$	kg m <sup>-3</sup>	Laskeuma	99.956 %	100.044 %	99.990 %	100.010 %
$\Psi_S$	1 h <sup>-1</sup>	Vaihtotermin kerroin	100.000 %	100.000 %	100.000 %	100.000 %

## Liite 3

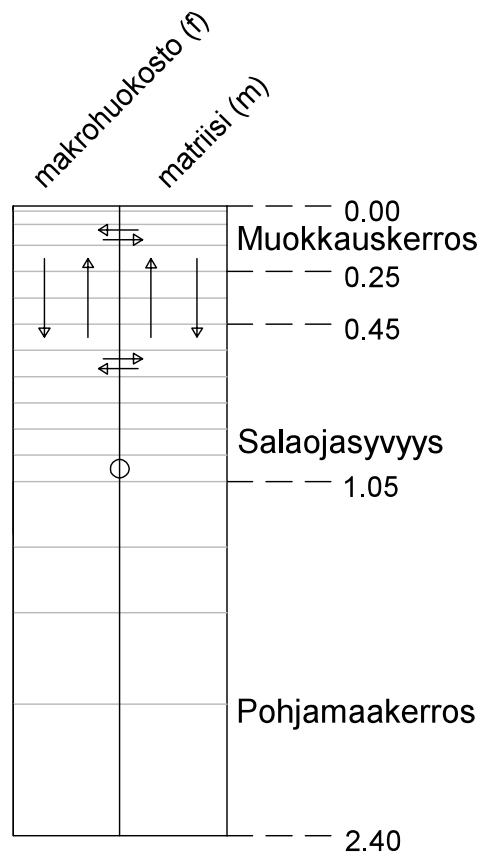
Taulukko 17. FLUSH-mallin herkkyyssanalyysin tulokset ammoniumtypen mallinnuksessa. Taulukossa on esitetty vesi- sekä aineparametrit herkkyyssjärjestyksessä siten, että parametri, jolla oli suurin vaikutus salaoja- (DF) ja pintakerrosvalunnan (SR) ammoniumkuormitukseen, on esitetty ensimmäisenä. Herkkyyssanalyysissä kalibroidun parametrin arvoa on muutettu  $\pm 10\%$  ja kuormituksen suhde alkuperäiseen kuormitukseen nähdän.

Merkki	Yksikkö	Selitys	DF (NH4)	DF (NH4)	SR (NH4)	SR (NH4)
			-10%	+10%	-10%	+10%
$h_{DR}$	m	Salaojasyvyys	90.943 %	111.458 %	115.126 %	85.585 %
$\delta_{amm}$	kg m <sup>-3</sup>	Laskeuma	91.141 %	108.859 %	90.000 %	110.000 %
$d_S$	m	Salaojan sisähalkaisija	95.150 %		107.579 %	
$\Omega_S$	m	Salaojaresistanssi	104.140 %	95.624 %	95.580 %	106.900 %
$K_F$	m <sup>-3</sup> kg	Jakaantumiskerroin	102.794 %	97.305 %	98.655 %	101.259 %
$\rho_s$	kg m <sup>-3</sup>	Kuivatilavuuspaino	102.794 %	97.305 %	98.655 %	101.259 %
$K_{hF,MUL}$	1 h <sup>-1</sup>	Horisontaalinen johtavuus makrohuokosissa	102.425 %	100.235 %	106.401 %	96.548 %
$h_{W,THR}$	m	Painannevaraston syvyys	98.506 %	100.372 %	103.836 %	99.380 %
$m$	kg	Kaikki ainevarastot	98.859 %	101.141 %	100.000 %	100.000 %
$h_S$	m	Aineen sijoitus syvyys	100.969 %	100.354 %	100.000 %	100.000 %
$m_{amm}$	kg	Varaston alkuarvo	99.258 %	100.742 %	100.000 %	100.000 %
$\Psi_W$	1 h <sup>-1</sup>	Vaihtotermin kerroin	99.559 %	100.215 %	99.945 %	99.005 %
$m_{org}$	kg	Varaston alkuarvo	99.601 %	100.399 %	100.000 %	100.000 %
$\mu_{org}$	1 h <sup>-1</sup>	Hajoamiskerroin	99.604 %	100.395 %	100.000 %	100.000 %
$\mu$	1 h <sup>-1</sup>	Kaikki hajoamiset	99.768 %	100.228 %	100.014 %	99.986 %
$\mu_{amm}$	1 h <sup>-1</sup>	Hajoamiskerroin	100.166 %	99.835 %	100.014 %	99.986 %
$\Psi_S$	1 h <sup>-1</sup>	Vaihtotermin kerroin	100.000 %	100.000 %	100.000 %	100.000 %

Taulukko 18. pF-käyrän parametrisointi Nummelan koekentän peltolohkoille B ja D.

Taulukossa  $\alpha$  [-] ja  $c$  [-] ovat Van Genuchtenin yhtälön parametreja,  $\theta_r$  [ $L^3 L^{-3}$ ] on maan residuaali vesipitoisuus ja  $\theta_s$  [ $L^3 L^{-3}$ ] on kyllästyneen maan vesipitoisuus.

Parametri	B-lohko 0-25 cm	D-lohko 0-25 cm	B-lohko 25-45 cm	D-lohko 20-40 cm	B-lohko 40-60 cm	D-lohko 40-60 cm
$\alpha$	2,886	3,561	0,412	0,333	0,679	0,576
$c$	1,15	1,15	1,15	1,15	1,1	1,12
$m$	0,1304	0,1304	0,1304	0,1304	0,0909	0,1071
$\theta_r$	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
$\theta_s$	0,543	0,5598	0,5507	0,5554	0,5909	0,579



Kuva 29. Mallisovelluksessa käytetty laskentaverkko (1D), joka koostuu 16 kerroksesta ja kahdesta huokossysteemistä.