

Pro gradu -tutkielma

**Kiintoaineen ja kasviravinteiden vesistökuormituksen
riskialuekarttoitus Aurajoen valuma-alueella**

Alexi Räsänen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

14.9.2010

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ympäristötiede ja -teknologia

Räsänen Aleksis: Kiintoaineen ja kasviravinteiden vesistökuormituksen riskialuekarttoitus Aurajoen valuma-alueella
Pro gradu -tutkielma: 107 s.
Työn ohjaajat: FT Anssi Lensu, FM Sirkka Tattari
Tarkastajat: Professori Aimo Oikari, FT Anssi Lensu
Syksy 2010

Hakusanat: Vesistökuormitus, riskialuekarttoitus, ravinteet, kiintoaine, maatalous, paikkatietojärjestelmät

TIIVISTELMÄ

Maatalouden vesistökuormitusta pidetään merkittävänä suomalaisena ympäristöongelmana ja sen hillitsemiseksi on ehdotettu toimenpiteiden keskittämistä erityisille riskialueille. Tutkimuksen keskeinen tavoite oli soveltaa ja arvioida riskialueiden kartoitusmenetelmiä Aurajoen valuma-alueella, paikantaa riskialueita ja pohtia, miten riskialueiden kartoitus voisi toimia tukena tulevaisuuden toimia suunniteltaessa ja miten riskialueita tulisi esittää.

Kiintoaineen ja partikkelimaisen fosforin kuormitusta mallinnettiin sovelletulla USLElla (Universal Soil Loss Equation), jossa huomioitiin maaperä, rinteiden jyrkkyys ja maankäyttömuoto. Hydrologisia riskejä arvioitiin eri tavoin rakennetulla uomaverkostolla, veden kertymisellä, uomaetäisyyksillä ja topografisella indeksillä. Suojakaistoja mallinnettiin suojakaistaindeksillä ja tarkastelemalla niiden esiintymistä manuaalisesti. Lisäksi simuloiden tutkittiin lannanlevityksen ja eri maataloustoimenpiteiden merkitystä riskin kannalta.

USLE-tarkastelussa riskialueiksi valikoituivat isojen uomien jyrkät rantapelot. Sen sijaan hydrologisten tarkastelujen riskialueiksi luokittoivat sellaiset tasaiset pelot, jotka sijaitsivat pääosin kauempana isoista uomista, jotka vettyvät herkästi ja jotka voivat jäädä tulvavesien alle. Suojakaistatarkastelun mukaan suojakaistojen määrä on valuma-alueella melko vähäinen, mutta joillakin riskialueilla suojakaistoja on jonkin verran. Lannanlevityksen ja maataloustoimenpiteiden huomioonottaminen korosti tiettyjen peltojen merkitystä riskialueina. Kevennettyjen toimenpiteiden suuntaaminen jyrkille peltolohkoille ja vesistöjen läheisyydessä olevien peltojen poistaminen viljelykäytöstä vähensivät riskialueiden määrää.

Aikaisemmissa ei-karttapohjaisissa tarkasteluissa riskialueina on pidetty jyrkkiä rantapelloja. Siten USLE-tarkastelu on hydrologisia tarkasteluja varmemmin oikeansuuntainen ainakin lyhytkestoisten voimakkaiden sateiden vaikutusta arvioitaessa. Tarkempi korkeusmalli, spatiaaliset peltojen kuivatustilatiedot ja tulvaennustemallien käyttö tarkentaisivat hydrologisia tarkasteluja. Tulevaisuudessa riskialueita voi tarkentaa esimerkiksi käyttämällä tarkempia lähtöaineistoja, kuten satelliitti-, laserkeilaus- ja ravinnetaseaineistoja, tekemällä tutkimusta pienemmällä alueella ja käyttämällä apuna empiirisiä mittauksia. Riskialuekarttoja voi hyödyntää edelleen suuntaamalla tulevaisuuden suojelutoimia, kuten kevennettyjä viljelytoimenpiteitä ja suojakaistoja, riskialueille. Siten riskialuekarttojen tulee olla selkeitä ja objektiivisia sekä mahdollistaa maataloustoimenpiteiden suuntaaminen.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science
Department of Biological and Environmental Science
Environmental Science and Technology

Räsänen Aleksis: Mapping critical source areas of the particulate and nutrient loading in the Aurajoki river basin, SW Finland
Master's Thesis: 107 p.
Supervisors: Ph.D. Anssi Lensu, MA Sirkka Tattari
Inspectors: Professor Aimo Oikari, Ph.D. Anssi Lensu
Autumn 2010

Key words: water pollution, critical source areas, nutrients, sediment, agriculture, Geographical Information Systems

ABSTRACT

Water pollution of agricultural origin is regarded as a major environmental problem in Finland. It is suggested that mitigating measures should be concentrated to specific critical source areas (CSAs). The main research goal was to apply and assess CSA mapping methods in the Aurajoki river watershed, locate CSAs and consider how CSA mapping could facilitate future acts and how CSAs should be represented.

Sediment and particulate phosphorus pollution was modeled with applied Universal Soil Loss Equation (USLE), in which soil, slope and land use were taken into account. Hydrological risks were assessed using stream network, which was constructed with several methods, water flow accumulation, distance to streams and topographical index. Buffer strips were modeled with buffer index and considering buffer strip existence manually. Furthermore, manure application as fertilizer and different agricultural management practices were simulated.

In USLE-assessment, CSAs were identified as steep fields located near main streams. Instead, the hydrological assessments placed CSAs to flat areas which are close to by-streams, which saturate easily by water and which are possible flood plains. Buffer strip study suggested that there are few buffer strips in the watershed but there are some strips next to critical source areas. Manure and management practice modeling concentrated CSAs to specific fields. Additionally, if best management practices are directed to steep waterside fields or if waterside fields are no longer cultivated, the amount of critical source areas can be reduced.

In previous non-GIS-based studies, steep waterside fields are regarded as CSAs. Hence, USLE based maps are more likely to be correct than hydrological risk maps, at least if the effect of occasional hard rain is considered. More precise elevation data, spatial data about field drainage and flood prediction models could make hydrological approaches more specific. In the future, CSAs could be specified by using, for instance, more precise data, such as satellite, lidar and nutrient balance data, by researching CSAs in smaller areas and by using empirical measurements. CSA maps can be further utilized by directing future acts, such as best management practices and development of buffer strips, to CSAs. Hence, CSA maps should be distinct and objective, as well as enable directing of management practices.

Sisällysluettelo

1 JOHDANTO.....	1
1.1 Tutkimusongelma ja -kysymykset	1
1.2 Tutkielman rakenne.....	2
2 TUTKIMUKSEN TAUSTA.....	3
2.1 Vesistökuormitus: typpi, fosfori ja kiintoaine.....	3
2.2 Ilmastonmuutos ja tulevaisuudenskenaariot vesistökuormitukselle	7
2.3 Riskinarviointi ja riskikommunikaatio.....	8
2.4 Spatiaalinen ja hydrologinen mallinnus	10
2.5 Riskialuekartoitus.....	12
2.5.1 Kriittiset lähdealueet.....	12
2.5.2 Erilaiset riskialuekartat.....	14
2.5.3 Riskialuekartat Suomessa.....	16
3 AINEISTO JA MENETELMÄT.....	18
3.1 Aurajoen valuma-alue	18
3.2 Aineistot	22
3.3 Tutkittava ajanjakso	24
3.4 Ohjelmat ja mallit.....	24
3.5 USLE ja eroosio	25
3.5.1 USLE:n teoriatausta.....	25
3.5.2 Riskialuekarttojen luominen kiintoainekuormitukselle.....	28
3.6 Hydrologiset riskit.....	32
3.6.1 Tulvan ja valuman mallinnus	32
3.6.2 Uomaverkoston rakentaminen ja horisontaalinen etäisyys	33
3.6.3 Tulvatarkastelun luominen	38
3.6.4 Topografisen indeksin hyödyntäminen vettyvien alueiden tarkastelussa	41
3.6.5 Maaperän läpäisykyvyn arviointi	44
3.7 Suojakaistojen tarkastelu.....	46
3.8 Ravinteiden mallinnus.....	49
3.8.1 Erilaiset ravinneriskit	49
3.8.2 Lannanlevitys pelloille	50
3.8.3 Eri maataloustoimenpiteet	52
4 TULOKSET	55
4.1 Luvun rakenne.....	55
4.2 Kiintoainekuormitusriski	55
4.3 Hydrologiset riskit.....	61
4.3.1 Uomaverkoston rakentamistapojen vertailu	61
4.3.2 Korkeusmallien vertailu	64
4.3.3 Hydrologiset riskialueet	69
4.4 Suojakaistojen tarkastelu.....	74
4.5 Lannanlevitys ja maataloustoimenpiteet.....	77
5 TULOSTEN TARKASTELU JA HYÖDYNTÄMINEN.....	83
5.1 Johdanto tulosten tarkasteluun	83
5.2 Erilaisten riskialuekarttojen vertailu	83
5.3 Riskialuekarttojen paikkansapitävyys.....	85
5.4 Keskeiset riskitekijät	88

	2
5.5 Riskialuekarttojen riskikommunikaatio	90
5.6 Riskialuekarttojen hyödyntäminen tulevaisuudessa	91
6 JOHTOPÄÄTÖKSET.....	95
KIITOKSET.....	96
KIRJALLISUUS.....	97

1 JOHDANTO

1.1 Tutkimusongelma ja -kysymykset

Vuonna 2006 asetetuissa Valtioneuvoston vesiensuojelun suuntaviivoissa vuoteen 2015 (Ympäristöministeriö 2007) tavoitteeksi määritellään ravinnekuormituksen vähentäminen vähintään kolmanneksella vuosien 2001 – 2005 tasoon verrattuna. Suuntaviivoissa keskeisenä pidetään maatalouden osuutta ravinnekuormituksessa ja sen vähentämistä. Toimenpiteistä huolimatta maatalouden ravinnekuormitusta ei ole juurikaan saatu pienenemään (Granlund ym. 2005, Uusitalo ym. 2007, Turtola ym. 2008), vaan se on edelleen merkittävä suomalainen ympäristöongelma (Lyytimäki & Hakala 2008, s. 46) ja ravinnekuormitusta pidetään Itämeren suurimpana ympäristöongelmana (Kauppila ym. 2004). Lisäksi on todettu, että olisi tärkeää suunnata toimenpiteet peltolohkoille, joilta kuormitus on suurta (Uusitalo ym. 2007, Strauss ym. 2007, Turtola ym. 2008, Heckrath ym. 2008, Bechmann ym. 2009).

Suuren kuormituksen peltolohkoja voi kuvata riskipelloiksi tai riskialueiksi. Tutkimuksessa keskityttiin riskialueiden kartoittamiseen paikkatietojärjestelmien (Geographic Information System eli GIS) ja paikkatietoanalyysimenetelmien avulla. Tutkimuksen keskeisinä tavoitteina olivat riskialueiden luokittelu, eri menetelmien kehittäminen riskialuekarttojen luomiseen, riskien esittäminen ja riskialuekarttojen hyödyntäminen edelleen. Ongelmat aukeavat kolmen tutkimuskysymyksen kautta.

1. Mitkä alueet tuottavat merkittävän kiintoaine- ja ravinnekuormitusriskin sekä mitkä tekijät vaikuttavat kuormitusriskiin?

Ensimmäisessä tutkimuskysymyksessä keskeistä oli alueiden riskiluokittelu eri menetelmillä. Tarkoituksena ei ollut laskea kuormitusta kvantitatiivisesti eikä spatiaalisessa mallintamisessa pyritty mahdollisimman suureen tarkkuuteen. Kuormitusta mallinnettiin siten, että riskialueluokittelu voitiin tehdä ja riskialueet voitiin paikantaa. Tavoitteena oli myös pohtia eri riskitekijöiden vaikutusta kuormitukseen ja verrata, ovatko riskialuekarttojen esittämät riskit yhtäpitäviä kirjallisuudessa esitettyjen maatalouden vesistökuormituksen ongelmakohtien kanssa. Painopiste oli maatalouden hajakuormituksen riskien arvioinnissa, koska maatalous on merkittävä vesistökuormittaja ja hajakuormittajana selkeästi tärkein.

2. Minkälaiset riskialuekarttojen luomiseen tarkoitetut menetelmät ovat toimivia ja miten näillä menetelmillä luodut riskialuekartat tulisi esittää?

Tutkimuksessa kokeiltiin ja sovellettiin eri tapoja riskialuekarttojen luomisessa. Yhtäältä tämä tarkoitti sitä, että eroosio-, valuma- ja tulvariskejä käsiteltiin erikseen. Toisaalta riskien mallintamiseen käytettiin erilaisia malleja, joita parametrisoitiin eri tavoin, ja eri lähtöaineistoja vertailtiin. Siten lopputuloksena oli useita erilaisia karttoja, joita arvioitiin ja vertailtiin sekä joissa riskit on luokiteltu eri tavoin. Näitä luokittelutapoja ja niiden tapoja esittää riskiä pohdittiin edelleen. Tarkoituksena oli löytää tavat, joissa riskit pystyttiin esittämään sidostahoille mahdollisimman selkeästi ja objektiivisesti.

3. Miten riskialuekartoitusmenetelmiä ja -karttoja voi käyttää apuna jatkotutkimuksessa ja päätöksenteossa sekä miten kuvattuja riskejä voisi pienentää?

Kolmannessa kysymyksessä pääpaino oli tulosten hyödyntämisessä. Tarkoituksena oli kokeilla menetelmiä, paikantaa riskialueita alustavasti ja tuottaa tietoa jatkotutkimusta varten. Lisäksi tavoitteena oli esittää riskialuekartoitusmenetelmiä, tuottaa riskialuekarttoja ja havainnollistaa riskialueita siten, että tuloksia voitaisiin hyödyntää päätöksenteossa. Tutkimuksessa pohdittiin, millaisilla keinoilla riskien pienentäminen on mahdollista, ja tarkasteltiin maataloustoimenpideratkaisuja, joiden avulla vesistökuormitusta voidaan vähentää.

1.2 Tutkielman rakenne

Luvussa 2 esitetään tutkielman keskeisiä käsitteitä ja taustoitetaan tutkimusaihetta yleisellä tasolla. Luvussa 3 esitellään tutkittava alue eli Aurajoen valuma-alue, kuvataan tutkimuksessa käytettävät aineistot ja esitetään käytetyt menetelmät. Luvussa taustoitetaan menetelmät lukua 2 yksityiskohtaisemmin ja perustellaan menetelmävalintoja. Luku 3 on laajahko, sillä menetelmien soveltaminen ja hyödyntäminen on keskeinen osa tutkimusta sekä menetelmät itsessään toimivat eräänlaisina tutkimustuloksina. Vastaavasti luvussa 4 esitetään menetelmien avulla saadut tulokset. Pääpaino tuloksissa on riskialuekartoissa ja karttapohjaisissa esityksissä, mutta tuloksia esitetään myös muilla tavoin ja pohditaan sanallisesti. Luvussa 5 keskitytään tulosten tarkasteluun, eli tuloksia verrataan toisiinsa ja kirjallisuuteen. Lisäksi luvussa pohditaan keskeisiä riskitekijöitä, riskien esittämistä ja riskialuekarttojen hyödyntämistä sekä ehdotetaan lisätutkimustapoja, joilla riskialuekarttoja voidaan tarkentaa. Tutkielman viimeisessä luvussa 6 vedetään yhteen tärkeimmät tutkimustulokset ja tehdään lyhyesti johtopäätöksiä niiden avulla.

2 TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1 Vesistökuormitus: typpi, fosfori ja kiintoaine

Tässä tutkimuksessa vesistökuormituksella tarkoitetaan ravinne- ja kiintoainekuormitusta. Ravinnekuormitus jaetaan edelleen typpi- ja fosforikuormitukseen. Tarkasteltavia kuormituslähteitä on siten kolme: typpi, fosfori ja kiintoaine. Syy siihen, että tutkimuksessa on valittu ravinteista mukaan ainoastaan typpi ja fosfori, on niiden keskeisyys vesien rehevöitymisessä.

Itämeren osalta ei ole aivan selvää, onko typpi vai fosfori eniten biologista tuotantoa rajoittava ravinne eli minimiravinne. Typpi rajoittaa koko planktonsystemin tuotantoa, mutta fosfori rajoittaa loppukesän sinileväkukintojen biomassaa. Näin tarkastellen sekä typpi- että fosforikuormituksen vähentämiselle on olemassa hyvät perusteet (Lignell & Stipa 2004). Rannikkovesien ja Itämeren minimiravinne on siis yleensä typpi, joskin myös fosfori rajoittaa perustuotantoa. Vastaavasti sisävesillä minimiravinne on yleensä fosfori. Tärkeää on kuitenkin rajoittaa molempien ravinteiden kuormitusta joka paikassa, koska järvistä ja joista ravinteita kulkeutuu mereen (Pietiläinen ym. 2004). Itämereen ja Suomenlahteen valuu ravinteita lisäksi etenkin Neva-joen mukana, mutta erityisesti Suomen rannikkovesien rehevöityminen johtuu suurelta osin suomalaisesta ravinnekuormituksesta (Lignell & Stipa 2004).

Biogeokemiallisesti typpi ja fosfori käyttäytyvät eri tavalla. Typpi huuhtoutuu enemmän veden mukana, kun taas fosforia sitoutuu typpä enemmän maa-ainekseen (Puustinen ym. 1994 s. 103 – 106, Hartikainen 1996, Lyytimäki & Hakala 2008 s. 52). Veden valuma on edelleen jaettavissa pinta-, pintakerros- ja pohjavesivalumaan (Hyvärinen 1986). Huuhtoutumiseen ja maa-aineksen eroosioon vaikuttavat eri tekijät ja ne ovat pääosin toisensa poissulkevia ilmiöitä, joten niitä on hyvä tarkastella erikseen. Biosaatavuuden näkökulmasta liuenneena huuhtoutuneet ravinteet ovat yleensä suoraan käyttökelpoisia vesistön kasveille, kun taas maa-ainekseen sitoutuneiden ravinteiden on erikseen vapauduttava siitä (Hartikainen 1996).

Maa-aines eli kiintoaine on itsessään kuormituslähde. Sen irtoaminen maa- ja kallioperästä määritellään eroosioksi. Suomen oloissa eroosio on vesieroosiota, joka syntyy tasaisilla pinnoilla ja uomissa eli pinta- ja uomaerosiona, kun taas tuulieroosio ei ole merkittävä

tekijä Suomessa (Seuna & Vehviläinen 1986). Maa-aines voidaan jakaa epäorgaaniseen mineraalipitoiseen maahan ja orgaaniseen ainekseen. Suomessa orgaanisen aineksen pitoisuudet vedessä voivat soiden ojituksen ja turvetuotannon takia olla suuria. Sen sijaan mineraalipitoisen maan rapautuminen on vähäistä, koska ilmasto on kylmä ja kallioperä on esikambrikauden aikaista (Niemi ym. 2004). Näistä orgaaninen aines kiihdyttää rehevöitymistä hajotessaan vesistöissä (Lyytimäki & Hakala 2006, s. 52). Peltoviljelyssä eroosio on ravinteiden ohella merkittävä vesistön tilan heikentäjä (Kauppi 1986). Vaikka mineraalipitoisen maan rapauma on vähäistä suhteessa orgaaniseen maahan, Itämeren ravinnekuorma tulee suurimmaksi osaksi mineraalimailta, koska pellot sijaitsevat pääosin niillä (Mäntylähti 2003, Bärlund ym. 2009).

Kuormituksen voi jakaa piste- ja hajakuormitukseen. Pistekuormituksella tarkoitetaan, että kuormituslähteet ovat yksittäisiä ja kansankielellä pistemäisiä. Vastaavasti hajakuormitus on diffuusia, ja kuormitusta tulee isolta alueelta ilman selkeitä keskittyymiä. Esimerkiksi maataloudessa pelloilta tuleva kuormitus on hajakuormitusta, kun taas karjasuojia ja lantaloita voi pitää pistemäisinä lähteinä (Kauppi 1986). Tässä tutkimuksessa pääpaino on maatalouden hajakuormituksessa. Painopisteeseen on vaikuttanut tutkittava Aurajoen valuma-alue, joka on maaseutuvaltainen.

Maatalous on erittäin keskeinen fosfori- ja typpikuormituksen lähde (taulukko 1). Vesistön ihmisperäisestä fosforikuormituksesta noin kaksi kolmannesta ja typpikuormituksesta reilu puolet oli peräisin maataloudesta. Muiden kuormituslähteiden osuudet ovat selkeästi pienempiä. On kuitenkin huomioitava, että ihmisperäisen kuormituksen lisäksi typpeä ja fosforia kulkeutuu vesistöön luonnonhuhoutoumana (Lyytimäki & Hakala 2008 s. 53, Tilastokeskus 2009 s. 57).

Suuri osa pelloilta vesistöön huuhtoutuvasta kuormituksesta johtuu lannoituksesta. On arvioitu, että monilta pelloilta tuleva ravinnekuorma lähtee hiljalleen laskuun lannoittamisen vähentyessä (Rekolainen ym. 1999, Uusitalo ym. 2007). Peltojen fosfori- ja typpitaseet ovatkin laskeneet viime vuosina (MMM 2004, Uusitalo ym. 2007). Lannoitus on kuitenkin edelleen tarpeettoman suurta monella alueella (Uusitalo ym. 2008). Esimerkiksi Varsinais-Suomen alueella, jolla Aurajoki sijaitsee, ongelmaksi muodostuvat suuret karjatilat, koska niiltä syntyy pelloille levitettävää lantaa ylimäärin. Ongelmana on etenkin lannan levittäminen liian pienelle peltoalalle (Uusitalo ym. 2007, Turtola ym. 2008).

Taulukko 1. Ihmistoiminnasta peräisin olevan fosforin ja typen kuormitus vesistöön Suomessa kuormituslähteittäin. Tiedot ovat vuosilta 1990 – 2008. Hajakuormitustiedot ovat arvioita (Tilastokeskus 2009, s. 57).

Päästölähteet	Fosfori t/a	Fosfori %	Typpi t/a	Typpi %
Teollisuus	191	4.7	3203	4.3
Yhdyskunnat	196	4.8	11118	15.0
Kalankasvatus	84	2.0	693	0.9
Turkistarhaus	45	1.1	430	0.6
Turvetuotanto	28	0.7	724	1.0
Pistemäinen kuormitus yhteensä	544	13.3	16168	21.9
Maatalous	2750	67.0	39500	53.4
Haja-asutus	355	8.6	2500	3.4
Metsätalous	231	5.6	3253	4.4
Hajakuormitus yhteensä	3336	81.3	45253	61.2
Laskeuma	225	5.5	12500	16.9
Kuormitus yhteensä	4105	100.0	73921	100.0

Muita keskeisiä riskilähteitä lannan ja lannoituksen lisäksi ovat esimerkiksi eroosioherkkyys, maalaji, kaltevuus sekä pellon sijainti suhteessa vesistöön (Puustinen ym. 1994). Lisäksi maanmuokkausmenetelmät ja eri maataloustoimenpiteet vaikuttavat kuormitukseen. Esimerkiksi kynnön keventäminen, vähentäminen ja siirtäminen syksystä kevääseen, suo-javyöhykkeet sekä pysyvä kasvipeite vähentävät eroosiota ja fosforikuormitusta (Puustinen ym. 2005, 2007). Syynä on, että fosforikuormituksesta ja eroosiosta suurin osa tapahtuu kasvukauden ulkopuolella (Puustinen ym. 2007).

Vesistöön huuhtoutuva fosfori voidaan jakaa kiintoaineeseen sitoutuvaksi partikkelifosforiksi ja liukoiseksi fosforiksi. Partikkelifosforikuormitusta voidaan vähentää samoilla toimenpiteillä kuin eroosiokuormitusta, kun taas liukoisen fosforin kuormituksen pienentämisessä keskeistä on maan helppoliukoisen fosforipitoisuuden alentaminen (Puustinen ym. 1994, Yli-Halla ym. 1995, MMM 2004, Puustinen ym. 2007). Liukoisen fosforin kuormitus voi jopa lisääntyä, kun on tehty toimia, jotka vähentävät eroosiota ja partikkelifosforin kuormitusta (Puustinen ym. 2005). Esimerkiksi suorakylvö on lisännyt liukoisen fosforin kuormitusta, minkä syy ei ole täysin selvillä (Muukkonen ym. 2007). Liukoisen fosforin pitoisuus pellolla korreloi voimakkaasti viljavuutta kuvaavan P-luvun kanssa (Yli-Halla ym. 1995, Uusitalo & Jansson 2002). P-luku kertoo maan muokkauskerroksen keskimääräisestä helppoliukoisen fosforin pitoisuudesta (Puustinen ym. 1994, Uusitalo ym. 2008). Peltojen P-luku on laskenut Suomessa hienoisesti (MMM 2004).

Kasveilta käyttämättä jäävä typpi huuhtoutuu vesistöön helposti nitraattina, jos valumaa on runsaasti (Puustinen ym. 1994 s. 106, Salo ym. 2008). Nitraattityppi muodostaa suurimman osan maatalousvaltaisten alueiden typpikuormasta (Salo ym. 2008). Typpi huuhtoutuu vesistöihin helposti etenkin talvella ja paljaalta maalta. Huuhtoutumista lisää esimerkiksi syksyinen lietteen tai lannanlevitys ja kyntö tai muu maan paljaaksi jättäminen. Keskeistä typpikuormituksen pienentämisessä on vähentää epäorgaanisen ja helposti mineralisoituvan typen määrää pelloilla talvella (Salo & Turtola 2006). Pintavesikuormituksen lisäksi nitraatti voi edistää pohjavesien pilaantumista. Helppoliukoinen nitraatti suotautuu pohjavesiin, jos sitä on paljon ja samalla maaperä läpäisee helposti vettä. Tosin Suomessa nitraatti ei ole pilannut pohjavesiä (Hartikainen 1996).

Peltojen ojitus vaikuttaa, miten kaukaa ravinteet kulkeutuvat vesistöön. Ilman kunnan salaojitusta pintavaluma voi olla suurta. Salaojitus vähentää tehokkaasti liukoisen fosforin kuormitusta, mutta nitraattitypelle vaikutus voi olla päinvastainen (Turtola & Paajanen 1995). Suomen pelloista on 58 % salaojitettu ja 27 % ojitettu, joten ojittamattomia peltoja on 15 % (MMM 2004).

Rinne on merkittävä riskitekijä etenkin, jos maaperä on herkästi erodoituvaa ja pelto sijaitsee vesistön läheisyydessä (Puustinen ym. 1994). Erodoituvuudella tarkoitetaan maan kyvyttömyyttä vastustaa eroosiota eli maan eroosioherkkyyttä. Siihen vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa maa-aineksen raekoko ja läpäisevyys, kosteus, kasvipeite sekä kaltevuus. Hienorakeiset maalajit ovat yleisesti ottaen helpommin erodoituvia kuin karkearakeiset (Seuna & Vehviläinen 1986). Suomessa on keskusteltu etenkin savimaiden erodoituvuudesta. On todettu, että savi on yleisesti vähän erodoituvaa mutta diffuusioeroosio eli pienten savihiukkasten liukeneminen veteen voi olla merkittävää savimailta (Aura ym. 2006). Maaperän läpäisykyky pienentää eroosioherkkyyttä mutta vastaavasti lisää huuhtoumariskiä (Hartikainen 1996).

Suojakaistat vähentävät merkittävästi partikkelimaisen fosforin päätymistä vesistöön etenkin kesällä ja syksyllä. Keväällä vaikutus ei ole niin merkittävä eivätkä suojakaistat rajoita liukoisen fosforin huuhtoumaa yhtä hyvin kuin partikkelimaisen (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000, Uusi-Kämpä 2005). Suojakaistat ovat myös tehokkaita typpi- sekä kiintoainekuormituksen vähentäjiä etenkin kesällä ja syksyllä. Ne ovat tarpeen etenkin jyrkillä rinnepeleillä ja alueilla, jolla valuma on runsasta (Uusi-Kämpä & Kilpinen 2000). Suojakaistojen tapaan kosteikot vähentävät tehokkaasti partikkelimaista ravinnekuormitusta mutta liu-

koisten ravinteiden kuormituksessa niiden vaikutus on vähäisempi (Fisher & Acreman 2004). Kosteikkojen tulee myös olla melko suuria, jotta viipymät olisivat tarpeeksi pitkiä, ja ne tulisi sijoittaa lähelle kuormituslähteitä (Koskiaho ym. 2003).

2.2 Ilmastonmuutos ja tulevaisuudenskenaariot vesistökuormitukselle

Tulevaisuudessa kuormitus vesistöihin voi olla erisuuruista kuin nykyään. Mahdolliseen muutokseen vaikuttavat toimenpiteet, joita tehdään esimerkiksi viljelykäytännöissä, ja ilmastonmuutoksen aiheuttamat muutokset säätiloissa.

Eri ilmastonmuutosskenaarioiden mukaan vuosittaiset sademäärät tulevat lisääntymään Suomessa pari prosenttia vuosikymmenessä siten, että talvella sademäärien kasvu on kesää suurempaa. Samanaikaisesti etenkin talvet lämpenevät, joten Etelä-Suomessa talvella tulee satamaan yhä enemmän vettä ja lumipeite heikkenee. Siten Etelä-Suomessa virtaama tulee lisääntymään talvella mutta keväällä vähentymään lumen sulamisen vähentyessä. Pitkällä aikavälillä kesän virtaama tulee vähenemään mutta haihtuminen ja kovat sateet tulevat lisääntymään. Syksyn virtaaman ennustaminen on sen sijaan vaikeaa (Suomalainen ym. 2006). Virtaaman lisääntyminen tulee lisäämään huuhtoumaa. Siten sekä kiintoaine- että ravinnepäästöt lisääntyvät (Lepistö ym. 2006b). Etenkin talvet, jolloin maa ei ole roudassa, tulevat olemaan riskitekijöitä kuormituksen kannalta (Puustinen ym. 2006). 90-luvun 80-lukua suurempi valuma ja leudommat talvet lisäsivätkin ravinteiden hajakuormitusta Itämereen (Kauppila ym. 2004).

Talvivirtaaman lisääntymisen lisäksi myös tulvariskit kasvavat ilmastonmuutoksen seurauksena. Suurin yksittäinen tekijä on vedenpinnan nousu (Myrberg ym. 2006, Suomalainen ym. 2006). Sademäärän aiheuttamat tulvat tulevat lisääntymään, mutta Etelä-Suomessa kevättulvat tulevat vähentymään (Suomalainen ym. 2006). Lisäksi myrskyisyys eli vallitsevat tuulijaksot, tilapäinen merenpinnan nousu ja isot aallot voivat lisätä tulvia rannikkoseudulla (Silander ym. 2006). Itämeren tulvaherkkyyteen vaikuttaa myös Pohjois-Atlantin ilmanpaine-eroja kuvaava NAO-indeksi. Sen suuret positiiviset arvot tulevat lisääntymään, mikä tarkoittaa lauhoja ja kosteita talvia. Lisäksi jääpeite heikkenee, joten vedenpinnan muutoksista tulee suurempia (Myrberg ym. 2006 s. 80, 180 – 181). Tulvaisuus lisää samalla tavoin ravinne- ja kiintoainekuormitusta kuin virtaaman lisääntyminen.

Ilmastonmuutos ei kuitenkaan ole ainoa virtaamaan, sademääriin ja tulvaisuuteen vaikuttava tekijä. Korhonen (2007) luettelee muiksi tekijöiksi maanpinnan kohoamisen, vesistöjen

muokkaamisen, metsä- ja maataloudelliset muutokset, kaupungistumisen sekä auringon aktiivisuuden. Maanpinnan kohoaminen tulee vähentämään merenpinnan kohoamisen aiheuttamaa vaikutusta, mutta Suomenlahdella merenpinnan nousu tulee todennäköisesti olemaan maanpinnan kohoamista voimakkaampaa (Myrberg ym. 2006 s. 194).

Metsä- ja maataloudellisista muutoksista merkittäviä ovat muutokset eri viljelytoimenpiteissä (Puustinen ym. 2005, Bechmann ym. 2009). Kuitenkin peltojen metsittäminen voi olla vielä parempi tapa vähentää vesistökuormitusta (Basnyat ym. 2000, Koskiahio ym. 2006), koska metsistä kuormitus on huomattavasti peltoja pienempää (Vuorenmaa ym. 2002). Tutkimuksessa pohditaan eri viljelytoimenpiteiden ja maankäytön muutosten vaikutusta vesistökuormitukseen ja tarkastellaan, miten riskejä voisi pienentää ja esittää. Tutkimuksessa keskeistä ovat siten riskit ja niiden esittäminen eli riskikommunikaatio.

2.3 Riskinarviointi ja riskikommunikaatio

Oppikirjamääritelmän mukaan riski tarkoittaa uhan suuruuden ja todennäköisyyden tuloa. Toisin sanoen riskiin vaikuttavat sekä haitallisen tapahtuman seurausten vakavuus että tapahtuman todennäköisyys. Riski, jonka todennäköisyyttä pystytään arvioimaan, on siten erotettavissa uhasta, joka on täysin satunnainen tapahtuma (Breakwell 2007). Tutkimuksessa pureudutaan sekä uhkiin että riskeihin arvioimalla niitä. Riskinarviointi tarkoittaa ammattilaisten tekemää systemaattista riskin analysointia. Vastaavasti tavallisten ihmisten tekemät riskianalyysit nimetään yleensä riskikäsityksiksi. Riskinarviointi on jaettavissa riskiestimaatioon ja -evaluaatioon, joista estimaatio tarkoittaa riskinarvioinnin uhan haittojen ja todennäköisyyksien arviointia sekä haittojen todennäköisyyttä, jos uhka toteutuu. Siten todennäköisyys voidaan jakaa kahteen osaan: uhan todennäköisyyteen ja uhan aiheuttamien haittojen todennäköisyyteen. Riskievaluaatio tarkoittaa puolestaan uhan merkittävyyden arviointia estimaation valossa. Edelleen keskeinen käsite riskeihin liittyen on riskien hallinta, jossa etsitään erilaisia vaihtoehtoja, joilla voidaan vastata analysoituihin riskeihin, ja toteutetaan tietty vaihtoehtoinen toimi (Breakwell 2007 s. 12 – 13, 197). Tässä tutkimuksessa pääpainopiste on riskinarvioinnissa, ja sen osa-alueista lähinnä riskiestimaatiossa. Riskievaluaatio on mukana lähinnä implisiittisesti. Vastaavasti tutkimuksessa ei tehdä päätöksiä tai suosituksia siitä, mitä tehdään, eli ei pyritä hallitsemaan riskejä, mutta arvioidaan, millaisia riskit ovat ja miten niitä voisi mahdollisesti pienentää.

Riskin määrittely ei kuitenkaan ole yksiselitteistä. Esimerkiksi Denney (2005) hahmottelee kuusi eri tapaa riskin käsittämiseen ja määrittelemiseen. Tavat vaihtelevat teknokraattisista asiantuntijoiden määrittelemistä riskeistä sosiaalisesti konstruoituihin riskeihin. Tavat voidaan myös jakaa kriittinen–kritiikitön-akselille, jossa kriittinen tarkoittaa riskin käsitteen problematisointia ja riskin ja sen konstruoinnin pohtimista monesta eri ulottuvuudesta. Tässä tutkimuksessa näkökulma on melko perinteinen ja korkeintaan maltillisen kriittinen: riski määritellään asiantuntijoiden voimin mutta samalla ymmärretään, että riski voidaan esittää eri tavoin ja että riskikommunikaatio on oleellinen osa riskiarviointia (Breakwell 2007).

Riskikommunikaatiolla tässä tutkimuksessa tarkoitetaan eri tapoja esittää riskejä valitulle yleisölle. Näkökulma on Ploughin & Krimskyn (1987) jaottelussa perinteinen ja kapea. Toisin sanoen tavoitteena on esitellä riskejä eikä riskeistä keskustella sidostahojen kanssa. Näkökulma on kapea, koska tutkielman laajuus ei mahdollista laajaa riskikommunikaatio-analyysia. Vaikka ja koska riskeistä ei keskustella sidostahojen kanssa, riskit pyritään esittämään mahdollisimman objektiivisesti ja riskikommunikaatiota pohditaan tutkielmassa. Toisin sanoen eri tapoja esittää riskejä tarkastellaan ja pohditaan, mitä eri esitysmuodot kertovat riskeistä ja miten riskit olisi hyvä esittää päätöksentekijöille, maanviljelijöille ja muille sidostahoille. Objektiivinen ja selkeä riskikommunikaatio on tärkeää etenkin luottamuksen kannalta, jotta esitetyt riskit hyväksytään laajemmin. Luottamus jakautuu kuitenkin moneen eri tekijään ja sen rakentaminen voi olla vaikeaa (Breakwell 2007 s. 140 – 146).

Spatiaalisessa riskikommunikaatiossa on keskeistä spatiaalisten asioiden ja karttojen esittäminen. Karttojen avulla kuvataan spatiaalisia asioita, mutta niiden avulla voi myös ilmaista asioita väärin ja ne esittävät vain yhden näkökulman spatiaalisesta prosessista (Longley ym. 2005 s. 263 – 287). MacEachrenin (1995) mukaan karttoja ei pidetäkään enää objektiivisina tietolähteinä ja pelkkinä kapeina kommunikaation välineinä, vaan ennemminkin yhtenä tapana esittää asioita. Hänen muodostamassa karkeassa jaottelussa kommunikaatio on julkista, esittää tunnettua ja siinä ihmisen ja kartan välinen vuorovaikutus on vähäistä. Sen sijaan näiden akselien toisessa päässä on visualisointi, joka on yksityistä, paljastaa tuntematonta ja jossa ihminen–kartta-vuorovaikutus on suurta. Edelleen esittämistä tapahtuu monella eri tasolla ja siihen vaikuttaa monta eri tekijää. Toisin sanoen karttoilla kommunikaatio ei ole yksinkertaista ja kartat eivät automaattisesti esitä todellisuutta. Sen sijaan karttojen esittämiseen tulee kiinnittää huomiota. Tässä tutkimuksessa sovelle-

taankin riskikommunikaatiota edelleen karttojen esittämiseen ja pohditaan, miten riskit olisi hyvä esittää spatiaalisessa muodossa.

Riskikommunikaatio on keskeistä tutkimuksessa myös, koska osa käytettävästä aineistosta on luottamuksellista ja koska sen julkaiseminen voi rikkoa yksityisyyden suojaa. Siten tutkimuseettisesti tutkielmassa pohditaan, miten riskit voidaan esittää siten, että yksityisyyden suojaa ei rikota (luku 3.8.2). Samanaikaisesti riskien esittämisessä pyritään harhattomuuteen.

Lane ym. (2006) argumentoivat, että yleensä luonnontieteellisessä tutkimuksessa mallin rakentamisessa päähuomio on usein mallissa eikä miten mallia voitaisiin kommunikoida monitieteisesti ja päätöksentekijöille. He toivovatkin, että hajakuormituksen mallintamisessa voitaisiin siirtyä monitieteisempään lähestymistapaan, ymmärtää konteksti, missä mallintamista tehdään, ja tehdä tutkimusta yhteisöille, jotka ovat tutkimuskohteina. Kuten todettua, tässä tutkimuksessa kommunikaatio on melko perinteistä: mallilla kommunikaatio on tutkimuksessa tärkeää, mutta vielä tärkeämpää on mallin kehittäminen eli mallinnus.

2.4 Spatiaalinen ja hydrologinen mallinnus

Yleisesti mallilla tarkoitetaan todellisuuden yksinkertaistusta. Malleille voi luetella erilaisia käyttötarkoituksia (Mulligan & Wainwright 2005). Tässä tutkimuksessa mallien tarkoituksena on ensisijaisesti arvioida vesistökuormitusta ja ennustaa, miltä alueilta vesistökuormitus on suurta eroosio-, tulva- ja huuhtoumatilanteissa. Samalla mallit ovat tutkimustuloksia ja tapoja ymmärtää vesistökuormitusta. Mallinnus avaa myös tutkimuksen tieteenfilosofisia lähtökohtia.

Tieteenfilosofiassa keskeisiä käsitteitä ovat ontologia ja epistemologia. Ontologialla tarkoitetaan todellisuuden luonnetta ja epistemologialla oppia tiedosta sekä pääsyä kiinni todellisuuteen. Tässä tutkimuksessa oletetaan, että todellisuus on olemassa sekä todellisuuteen ja totuuteen tulee pyrkiä. Todellisuuteen pyritään mallintamalla sitä riittävän tarkasti. Mahdollisimman suuri tarkkuus ei ole välttämätöntä, sillä ympäristö (Mulligan & Wainwright 2005) ja hydrologiset prosessit (Mulligan 2005) ovat niin monimutkaisia, että niiden täydellinen mallintaminen on erittäin vaikeaa. Monet painottavat, että mallinnuksessa pitää pyrkiä yksinkertaisuuteen, kun taas toisten mielestä mallinnuksen tulee olla mahdollisimman tarkkaa (Wainwright & Mulligan 2005). Vastaavasti, kun halutaan saada mahdollisimman tarkkaa tietoa jonkin asian ja alueen prosesseista, mallit eivät auta, vaan tarvitaan

toisenlaista – usein kokeellista – lähestymistapaa (Nearing 2005). Malleja voi kuitenkin myös pitää oppimisprosesseina (Beven 2007).

Esimerkiksi eroosion mallintamisessa Quintonin (2005) mukaan monimutkaiset mallit eivät useinkaan anna yhtään tarkempia tuloksia kuin yksinkertainen USLE-tarkastelu (luku 3.5). Tämä ei kuitenkaan hänen mukaansa vähennä tarkempien mallien arvoa. Vaikka lopputulos olisikin suunnilleen sama, monimutkaisten mallien avulla voidaan mallintaa prosesseja tarkemmin. Toisin sanoen ne ovat tarkempia todellisuuden tulkintoja. Mallinnuksessa keskeistä onkin valita tutkimukseen sopiva mallinnustaso (Nearing 2005). Tässä tutkimuksessa pyritään löytämään sopiva tarkkuus: hydrologiaa mallinnetaan siten, että tärkeimmät prosessit huomioidaan, mutta kaikkia pieniä yksityiskohtia ei käsitellä. Mahdollisimman tarkkaa mallinnusta ei tarvita, sillä pääpainopiste on riskialueiden paikantamisessa, ei mikrotason hydrologisissa prosesseissa. Toisin sanoen veden virtaamisen yksityiskohtainen tarkastelu ei ole tarpeen. Sen sijaan tärkeää on havaita ja etsiä kirjallisuuden avulla tärkeimmät asiat, jotka vaikuttavat alueiden riskialttiuteen.

Vaikka mallinnus ei ole mahdollisimman tarkkaa eikä kaikkia asioita voi ottaa huomioon, sen tulee olla harhatonta ja kuvata todellisuutta oikeasuuntaisesti. Eri arvostuksilla ei siten ole suoraan merkitystä. Tämä näkemys vastaa esimerkiksi Ilmo Massan (2009) naiivia realismia, jossa todellisuus on havaintojemme kaltainen. Ongelmana naiivissa realismissa on Massan mukaan, että osa ympäristöongelmista saattaa olla kulttuurisesti syntyneitä. Tässä tutkimuksessa kulttuurisuuteen ei kuitenkaan oteta kantaa, vaan pidetään selvänä, että vesistökuormitus on todellinen ympäristöongelma ja riskialueet ovat merkittäviä vesistökuormituksen aiheuttajia.

Spatiaalisessa mallintamisessa on lisäksi keskeistä epävarmuuden huomioon ottaminen. Longley ym. (2005 s. 127 – 153) jakavat epävarmuuden kolmeen osaan: spatiaalisten ilmiöiden käsitteellistämisen, mittaamisen ja esittämisen sekä analysoinnin epävarmuuteen. Ensiksi, ei ole selvää, miten eri asiat tulisi luokitella, sillä luokittelurajat eivät ole todellisuudessa selviä. Toiseksi, aineistot ovat epätarkkoja: tietyn kohdan arvo ja sijainti eivät ole eksakteja. Esimerkiksi tässä tutkimuksessa paljon käytettävät rasteriaineistot esittävät pintoja homogeenisilla soluilla, jotka voivat kuitenkin olla luonnossa heterogeenisiä. Kolmanneksi, epävarmuus voi kasvaa entisestään tuloksia analysoitaessa. Epävarmuutta voi heidän mukaansa pienentää esimerkiksi hyödyntämällä eri lähtöaineistoja ja käyttämällä sumeita (*fuzzy*) arvoja tai jakaumia tarkkojen arvojen sijaan. Lisäksi Longley ym. (2005 s.

153) korostavat, että epävarmuus tulee tuoda esiin ja siitä tulee keskustella tuloksia esittäessä. Epävarmuusarvioinnin olisi hyvä olla mallin sisällä ja paikkojen tulisi olla aktiivisia objekteja, jotka voisivat ottaa huomioon erilaiset epävarmuustekijät (Beven 2007). Vastaavasti epävarmuutta voi esittää monella eri tavalla (MacEachren 1995) ja sen määrittäminen on tärkeää myös riskinarvioinnissa sekä -kommunikaatiossa (Breakwell 2007 s. 146–151).

Käsitteellisesti mallit voidaan jakaa empiirisiin, käsitteellisiin ja fysikaalisiin malleihin. Empiirisissä malleissa mallinnus pohjautuu mittauksiin ja kokemusperäiseen tietoon, kun taas käsitteellisissä malleissa pääpaino on empiriassa mutta empirian eri osa-alueita eroteetaan teorian avulla, jotta systeemi ymmärrettäisiin paremmin. Fysikaalisissa malleissa sen sijaan ympäristöä mallinnetaan fysikaalisten periaatteiden avulla ilman empiriaa. Spatiaalisesti mallit voidaan jakaa niputettuihin, joissa heterogeenista aluetta kuvataan yhden arvon avulla, ja hajautettuihin, joissa mallinnetaan myös spatiaalista vaihtelua. Useimmissa mallinnuksissa yhdistellään eri käsitteellisiä ja spatiaalisia mallinnustapoja (Mulligan & Wainwright 2005).

Hydrologiaa on mallinnettu monella eri tavalla. Yhtäältä mallintamisen tueksi on rakennettu monimutkaisia ja yksityiskohtaisia malleja. Toisaalta mallintamista on tehty yksinkertaisin menetelmin (Mulligan 2005). Seuraavaksi käsitellään hydrologista mallintamista riskialuekartoituksen yhteydessä. Riskialuekarttatarkastelu tuo esille eri tapoja, joilla mallintamista voi tehdä.

2.5 Riskialuekartoitus

2.5.1 Kriittiset lähdealueet

Tässä tutkimuksessa riskialueilla tarkoitetaan alueita, joilta voi huuhtoutua merkittäviä määriä ravinteita ja kiintoainetta vesistöön. Käsite on suunnilleen yhtäpitävä kriittisen lähdealueen (critical source area eli CSA) kanssa. CSA-käsite on omaksuttu melko laajasti hydrologisessa tutkimuksessa. Tosin se ymmärretään monella eri tavalla. White ym. (2009) määrittelevät CSA:t alueiksi, joilta päästöt ovat suhteettoman suuria. Heidän mukaansa muun muassa seuraavat piirteet vaikuttavat valumaan ja CSA-luokitteluun: maaperä, maankäyttömuoto, käsittely, rinne, sijainti ja etäisyys jokiin tai herkkiin vesialueisiin. Vastaavasti Endreny & Wood (2003) antavat kolme kriteeriä kriittisille alueille: kuormittajan läsnäolo, valuman todennäköisyys kuljettaa kuormittaja ja alapuolisen suojakaistan

puute. Valuma johtuu suuresta hydrologisesta aktiviteetista, joka puolestaan voi olla seurausta esimerkiksi ilmastosta, spatiaalisesta rakenteesta ja geologiasta (Pionke ym. 2000). Lisäksi CSA:t ovat usein lähellä vesistöjä (Sharpley ym. 2001, Weld ym. 2001). Valuman lisäksi kuormittajat voivat kulkeutua vesistöön eroosion mukana (Sharpley ym. 2001).

Pionke ym. (2000) tarkastelevat CSA-yksiköitä muuttuvien lähdealueiden (variable source area eli VSA) hydrologian avulla. VSA-hydrologia pätee hyvin pääosin kosteille, tiheään kasvillisuuden jyrkille alueille, joilla maaperäkerros on ohut ja johon imeytyy paljon vettä (Walter ym. 2000, Agnew ym. 2006). VSA-näkökulmassa keskeistä on, että valuma on erilaista eri alueilta. Suurinta se on alueilta, jotka ovat saturoituneita eli kylläisiä vedestä. Näitä alueita kutsutaan hydrologisesti herkiksi (hydrologically sensitive area eli HSA) (Walter ym. 2000). Tässä näkökulmassa CSA:t puolestaan ovat alueita, joilla on suuri potentiaalinen päästöhuuhtouma ja jotka ovat hydrologisesti herkkiä (Agnew ym. 2006).

VSA-hydrologian tai tarkemmin saturaatioylijäämän aiheuttaman pintakerrosvaluman lisäksi toinen merkittävä pintakerrosvaluman muodostumistapa on imeytysylijäämän aiheuttama pintakerrosvaluma eli niin sanottu hortonilainen virta (Garen & Moore 2005). Nimitys tulee Hortonin (1933) tutkimuksista, joissa hän määrittelee valuman tapahtuvan, kun sademäärä ylittää maaperän imeytyskyvyn. Tämä valumamalli on tavallinen alueilla, joilla maaperän imeytyskyky on heikko ja joilla ei ole paljoa suojaavaa kasvillisuutta, sekä suurien yksittäisten sademäärien aikaan (Agnew ym. 2006, White ym. 2009). On arvioitu, että imeytysylijäämävalumamalli pätee paremmin partikkelimaisille kuin liukoisille ravinteille (Walter ym. 2000, Agnew ym. 2006). Lisäksi on tutkittu, että joillain alueilla pääosa fosforikuormituksesta tapahtuu suurten sateiden aikaan, kun taas typpikuormitus jakautuu tasaisemmin (Pionke ym. 2000). Erot valumatapojen välillä ovat osittain todellisia, osittain alueellisia ja osittain koulukuntaeroja. Lyonin ym. (2006) tutkimuksessa verrattiin imeytysylijäämä- ja saturaatioylijäämämalleja keskenään ja muodostettiin kaksi eri karttaa, jotka kuvaavat valuman syntyalueita. Kartat olivat todella erinäköisiä ja tutkimuksessa todettiin, että valuman muodostumistapa tulee tietää, jotta CSA:t voidaan kartoittaa.

Tässä tutkimuksessa ei kuitenkaan tulla käyttämään CSA-käsitettä vaan riskialuekäsitettä. Riskialueet tarkoittavat CSA-määritelmiä mukaillen alueita, joilla on suuri ravinne- tai kiintoainepotentiaali ja jotka ovat hydrologisesti kriittisiä. Hydrologinen kriittisyys taas tarkoittaa alueita, jotka jäävät helposti veden alle tai joista huuhtoutuu ravinteita ja kiinto-

ainetta helposti vesistöön. Lisäksi tarkastelussa keskeistä on eri ravinnefraktioiden erilainen käsittely.

2.5.2 Erilaiset riskialuekartat

Riskialueita on aikaisemmin määritelty mallien avulla sekä myös muilla tavoin. Osassa tarkasteluista mittakaava on karkea kun taas toisissa on pyritty mahdollisimman tarkkaan mallintamiseen pienillä alueilla. Fysikaalis pohjaista yksityiskohtaista SWAT-mallia (luku 3.4) suoraan pienipiirteisten riskialuekarttojen luontiin ovat käyttäneet muun muassa White ym. (2009) ja Busteed ym. (2009). White ym. (2009) määrittivät mallin heikkouksiksi muun muassa, että sitä ei ole suunniteltu riskialueiden luokitteluun vaan koko valuma-alueen päästöjen laskemiseen, hydrologisten yksiköiden luokittelun epäspatiaalisuuden ja imeytysylijäätarkastelun. Vastaavasti sen yhtenä vahvuutena he pitivät mahdollisuutta määrittellä kvantitatiivisesti riskialueiden huuhtoumaa. Hieman toisenlaisessa tarkastelussa Srinivasan ym. (2005) tarkastelivat SWATin avulla, miltä alueilta valuma syntyy. Mallin heikkoudeksi he nostivat, että SWAT ei mallinna valuman reititystä valuma-alueen läpi. Vastaavasti Tripathi ym. (2003) sovelsivat SWATia tarkastellessaan osavaluma-alueiden vesistökuormitusriskiä. Tässä tarkastelussa mittakaava oli siten karkeampi.

Toisin kuin SWATissa ja joissain muissa vastaavissa malleissa, tarkastelu on usein kvalitatiivista. Tämä tarkoittaa, että riskejä ei kuvata absoluuttisina eikä huuhtouman määrää määrittellä. Esimerkiksi erikseen riskialueiden luokitteluun on luotu SCIMAP-malli, jossa tarkasteltaville alueille annetaan suhteellinen riski. Tästä riskistä johtuva kuormitus voi puolestaan päätyä vesistöön veden virtaaman mukana. Tarkoituksena SCIMAP-mallissa on välttää tarkka ja monimutkainen mallinnus, ja sen sijaan keskittyä luokittelemaan alueita riskin mukaan (Lane ym. 2006).

Mallien lisäksi toinen keskeinen tapa riskialueiden määrittelyssä ovat erilaiset indeksit. Ensimmäisenä fosfori-indeksin kehittivät Yhdysvalloissa Lemunyon & Gilbert (1993). Pohjoismaissa indeksityökaluja on kehitetty eteenpäin (Heckrath ym. 2008). Ravinneindeksejä spatiaaliseen muotoon ovat vieneet esimerkiksi Bechmann ym. (2009). Viimemainitussa tutkimuksessa laskettiin Norjassa pienellä valuma-alueella eroosiolle, fosforille ja typelle omat indeksinsä, joiden avulla erilaisten alueiden riskialttiutta analysoitiin. Jokainen indeksi sisälsi tiedot kuormittajien käyttäytymisestä ja alueominaisuuksista. Lisäksi tutkimuksessa tarkasteltiin erilaisia viljelyskenaarioita. Tutkimuksen tarkastelutapa vaatii melko

paljon empiirisiä havaintoja. Vastaavasti aikaisemmissa riskialueiden indeksitarkasteluissa, kuten Heathwaiten ym. (2000) ja McDowellin ym. (2002) tutkimuksissa, käytettiin asteen yksinkertaisempia fosfori- ja typpi-indeksejä. Niissä tutkimuksissa todettiin, että typen ja fosforin riskikartat näyttävät todella erilaisilta. Syy erilaisiin riskikarttoihin löytyy typen ja fosforin erilaisesta biogeokemiallisesta käyttäytymisestä. Tutkimuksissa korostettiin, että typpikuormituksen vähentämisessä keskeistä on puuttua lähdealueen typpipitoisuuteen ja viljelytoimenpiteisiin eli lähderiskiä, sillä typpi voi kulkeutua vesistöön melkein mistä tahansa. Sen sijaan fosforikuormituksessa pitää huomio kiinnittää lähderiskin lisäksi kulkeumariskiä eli eroosioon ja valumaan. Indeksitarkasteluissa empiiriset havainnot ovat tärkeässä roolissa. Esimerkiksi Pionke ym. (2000) määrittivät riskialueita pitkäaikaisten havaintojen pohjalta ja Weld ym. (2001) yhdistivät liukoisen fosforin pitoisuuksia maaperässä ja vesistössä fosfori-indeksiin.

Yksinkertaista indeksityyppistä GIS-pohjaista riskialuekartoitusta ovat tehneet Sivertun & Prange (2003). Heidän käsittelyssä on neljä eri karttatasoa: maaperä, rinteiden jyrkkyys, maankäyttömuoto ja etäisyys vesistöön. Nämä karttatasot kerrotaan yhteen antamalla esimerkiksi eri arvoja eri maankäyttömuodoille. Tuloksena saadaan riskikarttataso, jossa iso arvo kuvaa isoa riskiä. Pohjana tarkastelussa on eroosiota kuvaava sovellettu USLE-malli (luku 3.5).

Indeksipohjaisissa tarkasteluissa alueita luokitellaan esimerkiksi ravinnepitoisuuden ja eroosioherkkyyden, mukaan mutta ne eivät yleensä sisällä vesistöetäisyyttä tarkempaa hydrologista tarkastelua (Srinivasan & McDowell 2009). Erilaiset hydrologiset tarkastelut, joissa keskitytään veden virtaamiseen, ovatkin yksi tapa mallintaa riskialueita. Gburek ym. (2002) sovelsivat fosfori-indeksiä pidemmälle ottamalla ravinteiden kulkeutumisen vesistöön tarkempaan tarkasteluun. He yhdistivät tarkastelussaan curve number (CN)-metodin, joka on tarkoitettu sademääristä aiheutuvan valuman tarkasteluun (luku 3.6.5), kuivatustiheystarkastelutavan (drainage density eli DD), joka kertoo valuma-alueen koon ja jokien pituuden välisestä suhteesta, ja yksinkertaisen VSA-hydrologisen tarkastelun. Topografista indeksiä (luku 3.6.4), joka yksinkertaisimmillaan ottaa huomioon rinteiden yläpuolisen valuma-alueen ja rinteiden paikallisen jyrkkyyden, voi pitää VSA-hydrologisena tarkastelutapana. Sitä ovat käyttäneet riskialuekartoituksessa Endreny & Wood (2003) yhdistämällä sen suojakaistaindeksitarkasteluun ja Page ym. (2005), jotka lisäksi tarkastelivat eri alueiden P-lukuja empiirisin mittauksin. Monimutkaisempaa topografista indeksiä, joka ottaa huomioon lisäksi maaperän saturoituneen hydraulisen johtokyvyn ja paksuuden, ovat vastaa-

vasti käyttäneet Lyon ym. (2004), jotka yhdistivät sen CN-tarkasteluun, ja Agnew ym. (2006), jotka vertailivat sitä etäisyys joesta -tarkasteluun. Tarkkaa ja pienipiirteistä veden valuman kartoitusta ovat puolestaan tehneet muun muassa Heathwaite ym. (2005), joiden tutkimuksessa keskityttiin veden virtaamiseen TopManage-mallin avulla. Mallissa keskeistä on suuren tarkkuuden korkeusaineisto, jossa mikrotopografia on hyvin kuvattuna. Siihen lisätään tiedot maanmuokkaustavoista, jotta veden virtauksessa päästään suureen tarkkuuteen. Heidän mukaansa mallin yhdistäminen tietoihin ravinteiden sijainneista tuo hyvän pohjan riskialueiden tarkastelulle.

Srinivasan & McDowell (2007, 2009) vertailivat erilaisia hydrologisia riskialuekartoitustapoja tutkimuksissaan. Tutkimuksissa käytettiin empiiris pohjaisina tapoina CN-tarkastelua pelkästään ja yhdistettynä DD-tarkasteluun sekä fosfori-indeksiä eli etäisyys joesta -tarkastelua. Edelleen he käyttivät fysikaalispohjaista topografista indeksiä saturaatioylijäämätarkasteluna ja lisäksi yhdistettynä imeytysyli jäämätarkasteluun, jota käytettiin kovilla mailla, kuten tiealueilla. Alustavissa tarkasteluissa eri mallit antoivat erilaisia tuloksia. Lisäksi kohdealue ja lähtöaineistot vaikuttivat mallien toimivuuteen. Joillain alueilla empiiris pohjaiset CN- ja DD-menetelmät toimivat paremmin, kun taas muualla saatiin parempia tuloksia fysikaalispohjaisilla tarkastelutavoilla (Srinivasan & McDowell 2007). Myöhemmin he nostivat fysikaalispohjaiset tarkastelutavat eniten lupauksia herättäviksi (Srinivasan & McDowell 2009).

2.5.3 Riskialuekartat Suomessa

Suomessa riskialueiden kartoitus on ollut vielä melko vähäistä. Suomen ympäristökeskus (SYKE) sekä Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT) ovat tehneet joitakin hot spot -analyyssejä. Näitä ei kuitenkaan ole tieteellisesti dokumentoitu. SYKEssä luotua VIHMAa (Viljelyalueiden valumavesien hallintamalli) voidaan pitää suomalaisena ravinneindeksityökaluna, jonka avulla riskialueita voidaan kartoittaa (Heckrath ym. 2008). VIHMA-mallissa keskeistä on arvioida ravinnepestöjen suuruutta eri peltoalueita ja priorisoida toimenpiteitä vesistökuormituksen vähentämiseksi. Mallissa pellot luokitellaan rinteiden jyrkkyyden, maaperätyypin, maataloustoimenpiteen, P-luvun ja kuivatustilan avulla (Puustinen & Linjama 2005, Puustinen & Tattari 2005). VIHMAN avulla ei kuitenkaan ole vielä tehty riskialuekarttoja.

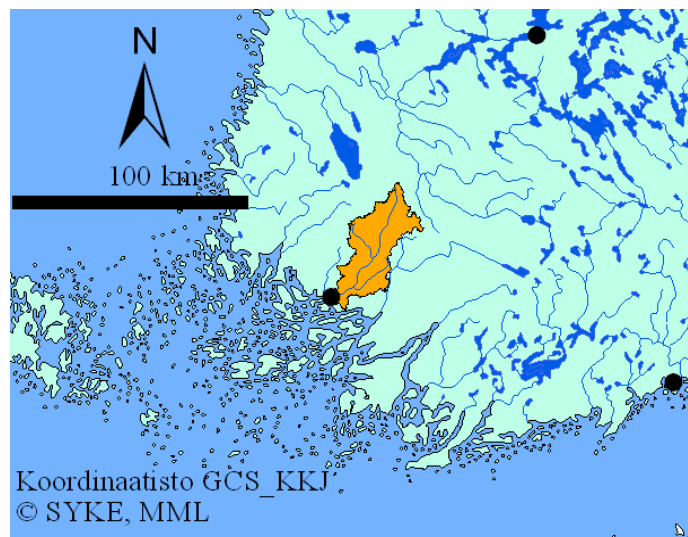
Varsinaiset riskialuekartat Suomessa ovat rajoittuneet lähinnä tulvariskien kartoittamiseen (Sane ym. 2006, Alho ym. 2008; luku 3.6.3) ja suojavyöhyketarkasteluihin (Salmela 1999, Koivisto ym. 2000a, 2000b, 2000c; luku 3.7), joissa on lisäksi kartoitettu eroosioriskiä (Rankinen ym. 2001). Suojavyöhykkeitä on pääosin kartoitettu yksinkertaisten karttatar-kastelujen ja maastokäyntien avulla sekä osallistamalla paikallisia toimijoita. Suojakaistoja on haluttu luoda jyrkille rantapelloille, tulva- ja pohjavesialueille sekä alueille, joilla vilje-lytoimenpiteet aiheuttavat kuormitusriskiä (Salmela 1999).

Ravinnekuormitusriskialuekartat ovat olleet karkeita: koko maan kattavia riskikarttoja on luotu esimerkiksi typelle (Lepistö ym. 2006a). Lisäksi suomalaiset ovat luoneet ris-kialuekarttoja Leningradin ja Kaliningradin alueelle BaltHazAR-hankkeessa, jossa riskejä arvioitiin lähinnä kotieläinten tuottaman lannan ja sen sisältämän ravinnemäärän avulla. Lisäksi tarkastelussa oli mukana maaperän erodoituvuus, etäisyys vesistöihin, veden vir-taaminen ja subjektiiviset havainnot suurilta eläintiloilta (HELCOM 2009). Tämän tutki-muksen keskeinen tarkoitus on luoda Aurajoen valuma-alueelle riskialuekarttoja ja kehittää menetelmiä riskialuekarttojen luomiseksi.

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Aurajoen valuma-alue

Aurajoki sijaitsee Lounais-Suomessa (kuva 1). Se saa alkunsa Oripään harjualueelta ja laskee Turun kohdalla Saaristomereen. 70 kilometrin pituinen Aurajoki on merkittävä kulttuurimaisema ja yksi Suomen kansallismaisemista (Aurajokisäätiö 2002). Aurajoen vedenlaatu on melko heikko etenkin yläjuoksulla, jossa jokeen johdetaan asumajätevesiä. Laatu tosin vaihtelee voimakkaasti vuodenajan ja virtaaman suhteen (Aurajokisäätiö 2002, LOS 2007). Aurajoen kuormitus vaikuttaa merkittävästi Turun edustan veden laatuun. Turun merialueella rehevöityminen on merkittävä ongelma (LOS 2007). Vedenlaadun parantaminen onkin nostettu Aurajoen kehittämissuunnitelmassa (Aurajokisäätiö 2002) tärkeimmäksi tavoitteeksi.



Kuva 1. Aurajoen valuma-alueen sijaintikartta. Valuma-alue on väritetty oranssilla.

Valuma-alueen koko on lähtöaineistojen (luku 3.2) mukaan yhteensä noin 874 km² ja Aurajokisäätiön (2002) mukaan 885 km². Lähtöaineistojen mukaan valuma-alueen korkeus merenpinnasta vaihtelee 0 – 110 metrin välillä (kuva 2 a). Valuma-alue on maatalousvaltainen. Yhteensä maatalousmaaksi laskettavaa maa-alaa on lähtöaineistojen mukaan noin 45 % (kuva 2 b). Aurajokisäätiön (2002) mukaan peltoa on alueella noin 40 %. Pellot ovat voimaperäisesti viljeltyjä ja maataloista alle 30 % on karjataloja (Aurajokisäätiö 2002, LOS 2007). Isolla osalla peltoalaa kylvetään kevätiljaa, kun taas muita kasveja on selvästi vähemmän. Alueella on metsää noin 45 % ja yksi, noin 1,1 km² kokoinen, järvi. Lähtöaineis-

tojen mukaan savimaata on alueella 55 %, kalliopaljastumia 17 %, karkeita maalajeja 20 %, silttiä 1 % ja turvetta 6 % (kuva 2 c). Vastaavasti peltolohkoalasta noin 95 % on savimaata.

Aurajoen alueella pääosa kuormituksesta tulee hajakuormituksena maataloudesta. Alueella on joitakin pistekuormittajia, kuten jätevedenpuhdistamoja. Niistä tuleva typpi ja fosfori muodostavat kuitenkin vain murto-osan koko alueen kuormituksesta. Tarkkoja laskelmia eri lähteiden aiheuttamista kuormituksista ei ole tehty, mutta arvioiden mukaan maatalouden osuus typpikuormituksesta on noin 65 – 70 % ja fosforikuormituksesta 65 – 80 % (Aurajokisäätiö 2002, LOS 2007). Siten on perusteltua tutkia maatalouden hajakuormitusta.

Aurajoen valuma-alueen ravinnepestöjä on pyritty pitkään hillitsemään. Ensimmäinen Aurajoen vesiensuojelusuunnitelma julkaistiin vuonna 1980. Myöhemmin suunnitelmia ja työryhmiä on ollut useampia. Viimeisin Aurajoen kehittämissuunnitelma on tehty vuosille 2001 – 2006 (Aurajokisäätiö 2002). Tämän ajankohdan jälkeisistä ohjelmista on julkaistu ainoastaan luonnoksia.

Vuosien 2001 – 2006 kehittämissuunnitelmassa maatalouden ravinnekuormituksen riskitekijöiksi mainittiin muun muassa lannoitus ja lannanlevitys suurilta sika- ja kanatiloilta, peltojen kasvipeitteettömyys talvella, savi-, hiesu- tai hietamaa, muokkausmenetelmät, ravinnetase sekä leudot talvet. Suunnitelmassa todettiin myös, että EU ja ympäristötuet ovat pienentäneet kuormituksen riskilähteitä jonkin verran (Aurajokisäätiö 2002). Myöhemmin riskitekijöiksi on mainittu eroosioherkät jokivarsipellot ja rantojen paikoittainen jyrkkyys (LOS 2007). Vuonna 1987 julkaistussa Ympäristöministeriön asettaman työryhmän muis-tiossa painotettiin maatalouden vesiensuojelun osalta suojavyöhykkeiden perustamista sekä huomion kiinnittämistä lannan varastointiin ja levittämisajankohtaan. Vuosien 2001 – 2006 kehittämissuunnitelmassa toimenpiteiksi nostettiin näiden lisäksi lannoituksen vähentäminen ja lopettaminen korkean P-luvun pelloilla, kevennetyt muokkausmenetelmät, kuten talven kasvipeite, kevytmuokkaus (esim. kultivointi) ja suorakylvö, kosteikot, lisätutkimus sekä riskialueiden kartoitus (Aurajokisäätiö 2002).

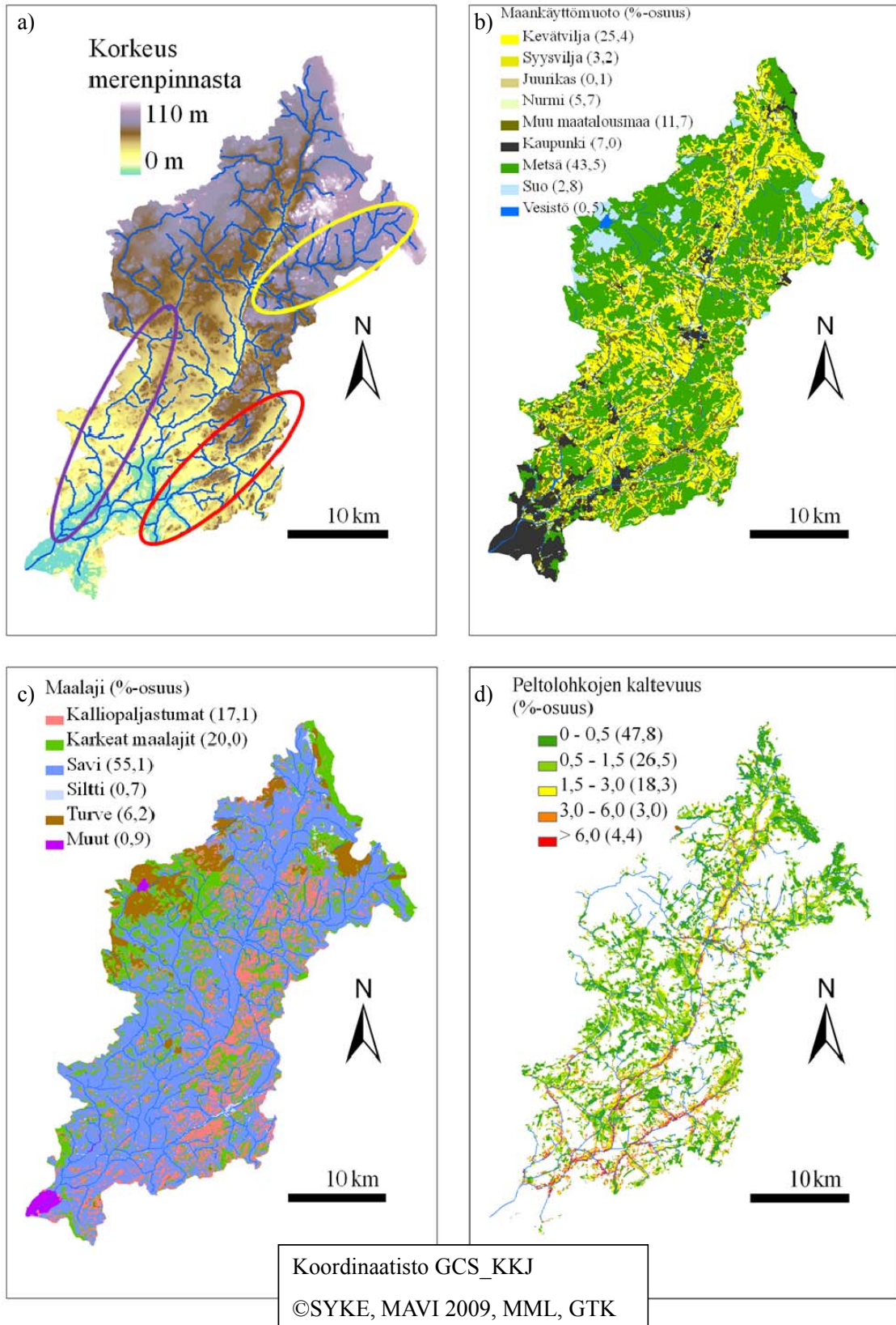
Tutkimustyötä Aurajoen alueella on tehty jonkin verran. Niistä iso osa on rajoittunut Aurajoen pieneen koepeltoon ja sivujoki Savijoen osavaluma-alueen (kuva 2 a) tarkasteluun. Savijoki kuuluu kansalliseen pienten valuma-alueiden seurantaverkostoon ja sen koko on 15,4 km². Alueella on tutkittu muun muassa EU:n ympäristötuen vaikutusta (Pyykkönen & Grönroos 2004), typpikuormitusta INCA-mallin avulla (Granlund ym. 2004), kausittaisten

hydrologisten olosuhteiden vaikutusta eroosioon ja fosforin kulkeumaan (Puustinen ym. 2007) ja vedenlaatua jatkuvatoimisilla automaattisensoreilla (Linjama ym. 2009).

Hehtaarin kokoisella 8 – 9 % jyrkällä savimaan koepellolla puolestaan on tutkittu muun muassa liukoisen fosforin kuormitusta maaperäanalyysien avulla (Yli-Halla ym. 1995), partikkelifosforin käyttökelpoisuutta (Uusitalo 2004), eri maataloustoimenpiteitä (Puustinen ym. 2005), kyntämättä jättämisen vaikutusta fosforipitoisuuteen (Muukkonen ym. 2007) sekä kausittaisten hydrologisten olosuhteiden vaikutusta eroosioon ja fosforin kulkeumaan (Puustinen ym. 2007). Lisäksi sekä Aurajoen että Savijoen aluetta on käytetty monessa tutkimuksessa, joissa on tutkittu ravinnepestöjä eri alueilta (Rekolainen ym. 1995, Vuorenmaa ym. 2002, Granlund ym. 2005, Lepistö ym. 2006a). Näiden kaikkien tutkimusten tulokset ovat lisänneet yleistä tietoisuutta ravinteiden käyttäytymisestä suomalaisilla pelloilla ja niissä esitetyt suositukset ovat linjassa yleisten toimenpidesuosituksen kanssa.

Riskialueita Aurajoella on kartoitettu lähinnä suojavyöhykeselvitysten (Koivisto ym. 2000a, 2000b, 2000c) avulla. Selvityksissä suojavyöhyketarvealueiksi kartoitettiin todella iso osa Aurajoen ja sen sivujokien rannoista. Lisäksi alueelle suunniteltiin pari kosteikkoa ja suojavyöhykkeitä pohjavesialueille. Selvityksissä todettiin myös, että suojavyöhykkeitä perustettaessa tulee kiinnittää huomiota maisemallisiin seikkoihin. Osittain suojavyöhykkeet parantavat kulttuurimaisemaa mutta osittain ne voivat heikentää sitä. Suojavyöhykkeiden perustaminen on ollut melko vähäistä. Vuonna 2002 kehittämissuunnitelmassa (Aurajokisäätiö 2002) todettiin, että ainoastaan noin 12 % tarvittavista suojavyöhykkeistä oli perustettu. Samassa ohjelmassa tosin mainittiin myös, että joen pientareilla laidunnus on lopetettu lähes kokonaan. Nykyisestä suojavyöhyketilanteesta ei ollut saatavilla tarkempaa tietoa.

Varsinais-Suomen ELY-keskuksen arvion mukaan Aurajoen pelloista noin 17 prosentilla P-luku on alle 8 mg/l, 42 prosentilla 8 – 14 mg/l ja 41 prosentilla yli 14 mg/l. Keskimääräinen P-luku Suomen pelloilla on vajaa 8 mg/l ja Varsinais-Suomessa noin 12 mg/l (MMM 2004). Siten Aurajoen valuma-alueen keskimääräinen maan muokkauskerroksen fosforin määrä on hieman suurempi kuin Varsinais-Suomessa yleensä ja selvästi suurempi kuin koko maan keskiarvo. Lähtöaineistojen perusteella peltolohkoalasta vajaa puolet on 0 – 0,5 % viettävillä rinteillä (Kuva 2 d). Loput lohkoalasta on jyrkemmällä rinteillä. Tosin yli 6 % jyrkkää peltolohkoalaa Aurajoen valuma-alueella on vain noin 4 %. Suurin osa näistä alueista sijaitsee nauhamaisesti jokiuomien varrella. Peltojen muokkausmenetelmien jakautumisesta kerrotaan luvussa 3.8.3.



Kuva 2. a) Aurajoen valuma-alueen korkeus merenpinnasta ja kolme tärkeää sivujokea: Kaulajoki (keltainen), Vähäjoki (violetti) ja Savijoki (punainen), b) eri maankäyttömuodot Aurajoen valuma-alueella ja niiden prosenttiosuudet, c) eri maalajit ja niiden prosenttiosuudet Aurajoen valuma-alueella ja d) peltolohkoalojen kaltevuusjakauma Aurajoen valuma-alueella. Karttoihin on lisätty valuma-alueen uomaverkosto.

3.2 Aineistot

Keskeisiä asioita hydrologisessa mallintamisessa ovat esimerkiksi alueen maanpinnan muodot, maaperän ominaisuudet, ilmasto ja eri maankäyttömuodot (Mulligan 2005). Vastaavasti riskialuekartoituksessa keskeisiä tekijöitä ovat muun muassa maaperä, maankäyttömuoto, käsittelytapa, rinteiden jyrkkyys, sijainti ja etäisyys jokiin tai herkkiin vesialueisiin (White ym. 2009). Käytettävät aineistot mahdollistivat juuri näiden asioiden tutkimisen.

Aineistot saatiin käyttöön Suomen ympäristökeskukselta (SYKE) yhteistyösopimuksen ja COMPASS-hankkeen puitteissa. Tärkeimpiä aineistojen tuottajia olivat SYKE, Geologian tutkimuskeskus (GTK), Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT), Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus (TIKE), Maaseutuvirasto (Mavi), Maanmittauslaitos (MML) ja Ilmatieteen laitos. Pääosa aineistoista oli spatiaalisia kartta-aineistoja. Lisäksi apuna käytettiin joitakin tavallisia ei-spatiaalisia tilastoaineistoja.

Aurajoen valuma-alue rajattiin vektoriaineistolla, joka kuvasi valuma-alueen rajoja. Maaperäaineistona tutkimuksessa käytettiin ensisijaisesti GTK:n maaperäaineistoa. Aineisto oli rasterimuodossa 25×25 metrin pikselikoolla ja maaperä oli jaettu 16 eri luokkaan metrin syvyydessä olevan maalajin mukaan. Lisä- ja vertailuaineistona käytettiin MTT:n vektormuotoista maannostietokantaa, joka on koostettu vuosina 2002 – 2009 ja jossa maaperä ilmaistaan Euroopan maaperätoimiston ohjeen mukaisina maannoksina. Maannostietokannan pohjana toimii GTK:n maaperäkartta, jota on päivitetty pintamaan osalta matalalentoaineistojen, viljavuustutkimuksen ja valtakunnan metsien inventoinnin tulosten avulla (Lilja ym. 2006, 2009).

Korkeusaineistona tutkimuksessa käytettiin pääosin MML:n korkeusmallirasteria (digital elevation model eli DEM), jossa pikselikoko oli 25×25 metriä ja joka on luotu peruskartan korkeuskäyrien ja rantaviivaelementtien avulla. Korkeuden aineisto ilmoittaa desimetrin tarkkuudella, mutta alkuperäisessä peruskartassa korkeuskäyriä on 2,5 tai 5 metrin välein. Vertailuaineistona käytettiin MML:n laserkeilaukseen perustuvaa korkeusmallia, jonka pikselikoko oli 2×2 metriä ja vertikaalinen tarkkuus 30 senttimetriä. Lisäksi Savijoen tulvatarkastelu tehtiin käyttämällä laserkeilausaineistosta muodostettua 4×4 metrin korkeusmallia. Tarkemmat aineistot saatiin käyttöön vain valuma-alueen itäosasta.

Maankäyttöaineistoina toimivat CORINE Land Cover (CLC) 2000 sekä TIKEn ja Mavin peltolohkokisteri vuodelta 2008. Käytetyt aineistot olivat vektoriaineistoja. CLC:ssa on

kolme eri tasoa luokitella maankäyttöä. Erona tasoissa on luokittelun tarkkuus, eli miten moneen luokkaan alueet luokitellaan. Ykköstatasolla luokkia on viisi, kun taas kolmannella tasolla luokkia on noin 20. Työssä käytettiin ensimmäisen tason luokittelua, jossa luokkia ovat rakennetut alueet (luokka 1), maatalousalueet (luokka 2), metsät sekä avoimet kankaat ja kalliomaat (luokka 3), kosteikot ja avoimet suot (luokka 4) sekä vesialueet (luokka 5).

Peltolohkorekisteri vastaavasti kuvaa peltolohkojen kasvilajeja. Peltolohkot tarkoittavat valtaojien, teiden ja metsien rajoittamia peltoaloja (Puustinen ym. 1994). Aineisto sisältää tiedot peltolohkoista, joille on haettu pinta-alaperustaista tukea. Luokkia on viisi: kevätilja, syysvilja, juurikas, nurmi ja muut. Alkuperäisessä aineistossa jokaiselle peltolohkolle on laskettu prosenttiosuuksittain eri kasvilajien määrät. Aineisto luokiteltiin uudelleen siten, että jokaisessa peltolohkossa se kasvilaji, jota oli yli 50 %, muunnettiin edustamaan koko lohkoa. Vain muutamassa lohossa mitään kasvia ei ollut yli 50 %. Nämä lohkot luokiteltiin luokkaan muu, joka oli jo valmiiksi yksi viidestä kasvilajiluokasta. Tämä uudelleenluokittelutapa ei ole aukoton mutta sitä pidettiin riittävänä arviona tilanteessa, jossa ei tiedetty lohkojen sisäistä kasvilajirakennetta sijaintitietoina.

Lannanlevityksen simuloinnissa apuna toimi TIKEltä saadut eläinmäärätiedot vuodelta 2007. Aineisto saatiin spatiaalisessa muodossa pisteaineistona, jossa yhteen pisteeseen oli merkitty tietty määrä tiettyjä eläimiä. Aineiston käytön teki ongelmalliseksi sen luottamuksellisuus. Eläintietoja, ja siten lantatietoja, ei saa julkistaa, koska se rikkoo tilallisten yksityisyydensuojaa (tarkemmin luvussa 3.8.2). Peltojen maataloustoimenpiteitä simuloitiin Varsinais-Suomen ELY-keskuksesta saadun toimenpidejakauma-arvion avulla. Arvio ei ollut spatiaalisessa muodossa, vaan toimenpidekohtaisten pinta-alojen hehtaarimäärinä.

Eri vesistöjen kuvaamisessa apuna käytettiin SYKEN vektorimuotoista pohjavesiaineistoa sekä MML:n vektorimuotoisia joki- ja järviaineistoja. Aineistot kertovat, missä vesistöjä sijaitsee. Aineistot olivat monikulmio- ja viiva-aineistoja mittakaavoissa 1:20 000 ja 1:250 000. Lisäksi käytössä oli jokiviiva-aineisto 1:1 000 000 -mittakaavassa. Tutkimuksessa yhdistettiin näitä aineistoja. Pääosin käytössä olivat 1:250 000 järvimonikulmioaineisto, 1:20 000 ja 1:250 000 jokimonikulmioaineistot sekä 1:250 000 ja 1:1 000 000 jokiviiva-aineistot. Suuremman mittakaavan järviaineistoa ei käytetty, koska siinä oli esitettyä jokainen pieni lampi. Vastaavasti suuremman mittakaavan jokiviiva-aineisto ei tuonut lisäarvoa, kuten eivät myöskään järviaineistot. Jokiviiva-aineistoon tehtiin

muutama pieni päivitys yhdistämällä aukkoja, jotka todennäköisesti johtuivat aineiston epätarkkuudesta tai virheistä.

Taulukkomuotoisista aineistoista käytettiin Ilmatieteen laitoksen säätila- ja SYKEN vedenlaatuaineistoja. Lisäksi käyttöön saatiin mittaus- ja havainnointipisteiden koordinaatit. Näitä aineistoja käytettiin tulosten tarkastelussa ja riskialuekarttojen todenmukaisuuden arvioinnissa.

3.3 Tutkittava ajanjakso

Taulukkomuotoiset vedenlaatu- ja säätila-aineistot olivat vuosilta 2000 – 2009. Vastaavasti muut aineistot olivat peräisin 2000-luvun ensimmäiseltä vuosikymmeneltä.

Varsinainen tutkittava ajanjakso ei kuitenkaan rajoittunut edellä määriteltyihin vuosiin, vaan riskialuekarttoja tehtiin ikään kuin ajattomasti ja myös tulevaisuutta arvioiden. Saadut aineistot rajoittivat tarkastelun koskemaan kuitenkin lähinnä edellistä vuosikymmentä. Siinänsä tutkittavalla ajanjaksolla ei kuitenkaan ole tutkimuksen kannalta suurta merkitystä, sillä riskejä luokiteltiin eikä kuormitusta pyritty laskemaan tarkasti.

3.4 Ohjelmat ja mallit

Ohjelmat ja mallit valittiin saatavuuden, käytettävyyden, lähtöaineistojen, tarkkuuden ja olennaisuuden perusteella. Pääosin tutkimuksessa käytettiin yksinkertaisia ja melko karkeita malleja ja menetelmiä, sillä kartoitettava Aurajoen alue on melko iso ja koska riskialueiden kartoittamiseen ei tarvita kaikkea mahdollista hydrologista informaatiota. Malleiksi valittiin lähinnä fysikaalispohjaisia malleja, koska tutkimuksen puitteissa ei tehty empiiristä työtä. Vastaavasti malleja ei voitu kalibroida tutkimuksen aikana. Lisäksi mallit pyrittiin valitsemaan siten, että käytettävien parametrien määrä oli melko vähäinen, jotta virhemahdollisuudet pienenisivät. Suurella parametrien määrällä virhetodennäköisyys kasvaa, jos parametreille ei pystytä antamaan tarkkoja ja harhattomia arvoja (Mulligan & Wainwright 2005). Mallit pyrittiin kuitenkin valitsemaan siten, että riskialuekartoituksen kannalta tärkeät ja monipuolisten lähtöaineistojen mahdollistamat asiat pystyttiin mallintamaan. Kaiken kaikkiaan mallien valintaan vaikutti myös se, että valintoja oli tehtävä: kaikkia malleja ei voi käyttää yhdessä tutkimuksessa.

Eroosiota (luku 3.5) mallinnettiin ESRI:n ArcGISiin ja sen Spatial Analyst -lisäosaan sovelletulla USLElla. Valuma- ja tulvariskien (luku 3.6) mallintamisessa käytettiin ArcGISin

Spatial Analyst ja TauDEM-lisäosien hydrologisen tarkastelun työkaluja. Riskejä arvioitiin uomien mallinnuksen, vesistöetäisyyden, veden kertymisen, topografisen indeksin ja maaperän vedenläpäisevyyden avulla. Tulvakaistoja (luku 3.7) mallinnettiin manuaalisesti tutkimalla uomien viereisten maa-alueiden maankäyttömuotoa ja suojakaistaindeksin avulla. Ravinteita (luku 3.8) mallinnettiin ArcGISin ja Spatial Analystin työkalujen avulla käyttämällä hyväksi lanta- ja maataloustoimenpidetietoja sekä VIHMAa. Eri mallien valintaa perustellaan malleja esitellessä, mutta seuraavaksi käydään lyhyesti läpi, miksi monimutkaisia hydrologisia malleja ei käytetty.

Tutkimuksessa harkittiin pitkään SWAT-mallin (Soil and Water Assessment Tool) käyttöä. SWAT on GIS-pohjainen jatkuvatoiminen fysikaalispohjainen malli, jolla voi mallintaa samanaikaisesti hydrologiaa ja ravinteita. Malli olisi mahdollistanut monipuolisen skenaariotarkastelun (Arnold ym. 1998). SWAT on myös ollut laajassa käytössä sekä maailmalla (Gassman ym. 2007) että Suomessa (Koskiaho ym. 2006, Koskiaho ym. 2007, Bärlund & Kirkkala 2008). Sillä on luotu kvantitatiivisia riskialuekarttoja (White ym. 2009, Busted ym. 2009), ja se on helposti saatavilla sekä sitä kehitetään koko ajan. Nämä hyvät puolet eivät kuitenkaan riittäneet. SWATin yleisiä huonoja puolia ovat monimutkaisuus, kankeus, parametrien runsaus, ja vaikka malli ei periaatteessa vaadi kalibrointia (Arnold ym. 1998), se parantaa mallin antamia tuloksia selvästi (Gassman ym. 2007). Riskialuekartoituksessa SWATin heikkous on, että sitä ei ole suunniteltu riskialuekartoitukseen. Mallin hydrologiset yksiköt eli HRU:t eivät ole spatiaalisesti mallinnettuja, mikä on merkittävä ongelma riskialueita kartoittaessa. Lisäksi malli ei ota huomioon VSA-hydrologiaa (Gassman ym. 2007, White ym. 2009). Suurin syy mallin hylkäämiseen oli kuitenkin sen tarpeettomuus: suhteellisia riskejä kuvaavia riskialuekarttoja pystytään luomaan hyvin myös ilman monimutkaista hydrologista mallia.

3.5 USLE ja eroosio

3.5.1 USLE:n teoriatausta

Tutkimuksessa mallinnettiin eroosiota ja kiintoainekuormitusta USLE:n avulla. USLE (Universal Soil Loss Equation) on Yhdysvalloissa kehitetty eroosion mallinnustyökalu. Mallia kehitettiin 1950- ja 1960-luvuilla mittavien empiiristen tutkimusten avulla korvaamaan alueellisia eroosiomalleja. Ensimmäinen versio mallista julkaistiin vuonna 1965 ja päivitetty versio 1978. USLEssa eroosiota mallinnetaan kaavan 1 avulla (Wischmeier &

Smith 1965, 1978). Myöhemmin USLEsta on tehty uusi versio Revised USLE (RUSLE), jossa USLE päivitettiin tietokoneaikaan ja kaavan laskemiseen lisättiin yksityiskohtia. Itse kaava ja pääperiaatteet pysyivät samana (Renard ym. 1997).

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (1)$$

Kaavassa 1 A on keskimääräinen maa-aineksen menetys tietyltä alueelta tietyllä ajanjaksoilla, R sademäärä–valuma-eroosioherkkyystekijä, K maaperän erodoituvuustekijä, L rinteiden pituus -tekijä, S rinteiden jyrkkyys -tekijä, C maankäyttömuoto- ja -menetelmätekiä sekä P avustustoimenpidetekijä. L ja S voidaan esittää myös yhdessä LS-tekijänä eli topografiatekiä (Wischmeier & Smith 1978, Renard ym. 1997). Siten laskennassa otetaan huomioon säätila, maaperätyyppi, maanpinnan muodot, maankäyttömuoto ja eri ihmistoimenpiteet, jotka lisäävät tai vähentävät eroosiota, kuten maanmuokkausmenetelmät.

USLEa on käytetty eri tutkimuksissa ympäri maailman todella paljon (Nearing 2005) ja se on havaittu useassa tutkimuksessa hyväksi eroosion mallintajaksi. Se on ennustanut eroosiomääriä usein jopa paremmin kuin monimutkaiset mallit, kuten eurooppalainen EUROSEM ja yhdysvaltalainen WEPP (Tiwari ym. 2000, Nearing 2005, Quinton 2005). Tästä huolimatta USLE ja RUSLE eivät ole ongelmattomia ja niillä on selviä heikkouksia. Seuraavassa esitellään tärkeimpiä ja eniten esillä olevia heikkouksia.

Ensiksi, deterministiset eroosiomallit, kuten USLE ja RUSLE yleensä yliarvioivat pieniä maa-aineksen menetyksiä ja aliarvioivat suuria. Osittain syynä on, että mallit eivät salli luonnollista vaihtelua ja pyrkivät keskiarvon ennustamiseen (Nearing 1998). Toiseksi ja ensimmäiseen liittyen, USLE ja RUSLE on luotu mallintamaan pitkän aikavälin keskimääräistä eroosiota, ei yksittäisiä sadepiikkejä tai edes yksittäisten vuosien eroosiota (Nearing 1998, Kinnell 2005, Nearing 2005). Yksittäisten sademäärien ennustamiseen onkin luotu Modified USLE (MUSLE) (Lim ym. 2005, Zhang ym. 2009). Kolmanneksi ja edelleen samaan asiaan liittyen, USLE ja RUSLE ovat yksinkertaisia niputettuja työkaluja eivätkä mallinna temporaalista ja spatiaalista variaatiota toisin kuin prosessipohjaiset fysikaaliset mallit (Renard ym. 1997, Tiwari ym. 2000). Siten ne eivät pysty pienipiirteiseen spatiaaliseen ennustamiseen (Quinton 2005). Yhdessä kolme ensimmäistä ongelmaa kertovat yleisesti mallien yksinkertaisuudesta, deterministisyydestä ja keskiarvon tavoittelusta. Toisin sanoen USLE ja RUSLE eivät pysty spatiaalisesti eivätkä temporaalisesti tarkkaan mallintamiseen.

Neljänneksi, USLE ja RUSLE mallintavat pintaeroosiota ja eroosiota pienissä noroissa (*rill*) eivät uomaeroosiota (Renard ym. 1997, Poesen ym. 2003, Lim ym. 2005). Uomaerosio on merkittävä tekijä monella alueella, mutta sitä ei ole tutkittu kovin paljoa (Poesen ym. 2003). Viidenneksi, riskialuekarttojen ja kiintoainepäästöjen mallintamisessa USLE:n käyttöä rajoittaa, että USLE on tarkoitettu mallintamaan, kuinka paljon pelto menettää maa-aineestaan eroosion seurauksena eikä kuinka paljon pellolta valuu kiintoainetta vesistöön. RUSLEen on tosin lisätty joitain kiintoainekulkeuma-arvioita (Renard ym. 1997, Nearing 2005). Kuudenneksi ja viidenteen liittyen, USLE ja RUSLE eivät sisällä veden valumatarkastelua, mikä heikentää ennen kaikkea yksittäisten tapausten mallintamista ja siten myös pitkän aikavälin ennustamista. Toisin kuin USLE ja RUSLE, monet monimutkaisemmat mallit sisältävät valumatarkastelun (Kinnell 2005).

Isoin osa USLE:n ja RUSLE:n heikkouksista eivät ole merkittäviä riskialuekarttojen luomisen kannalta. Ensinnäkin tarkoituksena on luoda melko karkeilla lähtöaineistoilla karttoja isolta valuma-alueelta ilman empiirisiä mittauksia. Siten yksityiskohtaiset mallit, jotka vaativat kalibrointia ja joissa on paljon parametreja, eivät sovellu samaan. Toiseksi tarkoituksena ei ollut kuvata pienipiirteisiä yksityiskohtia, koska kaikki lähtöaineistot eivät mahdollista sitä. Kolmanneksi luotavat riskialuekartat kuvaavat suhteellisia riskejä, jolloin pellolta eroosion seurauksena lähtevän maa-aineksen kvantitatiivinen tarkastelu ei ole tarpeen. Neljänneksi USLE-mallinnus ei ole ainoa osa tutkimusta, vaan lisäksi tutkimuksessa käytetään esimerkiksi valumatarkastelua ja mallinnetaan suojakaistoja. Viidenneksi Suomessa eroosio on yleisesti ottaen vähäistä eikä uomaerosio ole merkittävä ongelma, koska sateen intensiteetti on pieni (Aura ym. 2006). Kuudenneksi pienehkö sateen intensiteetti vähentää myös tarvetta yksittäisten tapahtumien eroosion tarkasteluun.

Isoin ongelma USLE:n käytössä on, että tarkoituksena on luoda sen avulla riskialuekarttoja kiintoaineen ja partikkelimaisen fosforin kuormitukselle eikä peltojen eroosiolle. Ongelmaa on yritetty ratkaista luomalla USLE-pohjaiseen eroosiomallinnukseen työkaluja, joiden avulla voidaan arvioida kiintoainekuormitusta eli kiintoaineen kulkeutumista vesistöön. Keskeisimmästä tavasta käytetään nimitystä kiintoaineen kulkeumasuhde (*sediment delivery ratio* eli SDR), joka kuvaa eroosion ja kiintoainekuormituksen välistä suhdetta. Kulkeuman määrittelyssä on kuitenkin ollut suuria ongelmia yksinkertaisen niputetun SDR:n avulla (Walling 1983), ja SDR:n laskemiseen on luotu erilaisia kaavoja, joista monet pohjautuvat empiirisesti määritellyille parametreille (Lu ym. 2006). Lu ym. (2006) kehittivätkin monimutkaisemman SDR:n määrittelymallin, joka perustuu rinteen ja virtaaman arvioin-

nille ja jossa he huomioivat muun muassa maaperän, maankäyttömuodon ja korkeussuhteet. Tämä malli on kuitenkin turhan yksityiskohtainen riskialueiden kartoituksessa. Sen sijaan Bechmann ym. (2009) käyttävät kulkeumatarkastelussaan yksinkertaista laskentatapaa, jossa he huomioivat etäisyyden vesistöön ja välillä olevan kasvillisuuden. Tämäkin tapa on tosin vaikea lisätä yksinkertaiseen USLE-kaavaan. Tässä tutkimuksessa käytetäänkin hydrologisia (luku 3.6) sekä suojakaistatarkasteluja (luku 3.7) erikseen ja USLE-tarkasteluun lisätään ainoastaan etäisyys vesistöön -tekijä. Vastaavaa tapaa ovat käyttäneet Sivertun & Prange (2003). Lisäksi Agnew ym. (2006) tarkastelivat etäisyyttä vesistöön vaihtoehtoisena tapana riskialueiden määrittelyssä.

3.5.2 Riskialuekarttojen luominen kiintoainekuormitukselle

USLEa käytettiin sovellettuna siten, että sen avulla voitiin luoda kiintoaineen riskialuekarttoja, jotka toimivat myös pohjana ravinteiden riskialuekartoille. USLE-pohjaisia karttamuotoisia eroosiotarkasteluja on tehty melko paljon. Esimerkiksi Ruotsissa vesistökuormituksen riskialueita on kartoitettu USLE-pohjaisella mallilla (Sivertun & Prange 2003), Etelä-Koreassa on kehitetty USLEa hyödyntäen GIS-pohjainen eroosioriskinarviointityökalu (Lim ym. 2005), Norjan eroosioindeksi perustuu USLElle (Bechmann ym. 2009) sekä Leningradin ja Kaliningradin alueen riskialuekarttatarkastelu BaltHazARissa käytettiin RUSLEa pohjana (HELCOM 2009).

Tutkimuksessa USLE muokattiin kaavan 2 mukaiseksi. Muokkaamisessa käytettiin apuna Sivertunin & Prangen (2003) riskialuekarttojen luomiseen kehitettyä menetelmää. Osittain samantyyppinen menetelmä on ollut käytössä myös Suomessa eroosioriskin ja suojavaikotteiden tarpeen kartoituksessa (Rankinen ym. 2001).

$$K = ERMV \quad (2)$$

Kaavassa K on kiintoainekuormitusriski tietyltä alueelta, E maaperän erodoituvuus, R rinteiden jyrkkyys, M maankäyttömuoto ja V vesistötekijä. Kaavaa käytettiin sekä V :n kanssa että ilman sitä. Ilmastotekijä on jätetty kaavasta kokonaan pois, koska tarkoituksena ei ole laskea eroosion määrää ja koko Aurajoen valuma-alueella ilmasto on suurin piirtein samanlainen. Siten ilmastotekijä on vakio. Kaavan eri tekijöitä kuvattiin eri karttatasoilla ja tasot kerrottiin ArcGISin Spatial Analyst -lisäosan Map Algebra -toiminnon avulla.

Uudistetussa kaavassa kertoimien suuruusluokka uudistettiin. Alkuperäisessä USLEssa esimerkiksi *K*-tekijän suuruusluokka on noin 0 – 0,5, kun taas tutkimuksessa *E*-kertoimen suuruusluokka asetettiin välille 1 – 4.

Maaperän erodoituvuudessa käytettiin taulukon 2 mukaisia kertoimia GTK:n maaperäras-terille sekä taulukoiden 3 ja 4 MTT:n maannostietokannalle. GTK:n maaperärasterin 16 eri luokkaa luokiteltiin uudelleen kuuteen eri luokkaan Spatial Analystin Reclassify-työkalulla (taulukko 2). Vastaavasti maannostietokannan 14 maannosta luokiteltiin eroosioriskiluok-kiin (taulukko 3). Luokkien erodoituvuuskertoimien annossa käytettiin apuna eri tutkimuk-sia (Sivertun & Prange 2003, Aura ym. 2006, Bärlund ym. 2009, HELCOM 2009) ja asi-antuntijatietoa. Lisäksi maannostietokanta luokiteltiin pintamaan maalajijakauman mukaan ja eri maalajiosuuksille annettiin eri eroosioriskiluokat (taulukko 4) tutkimusten (van der Knijff ym. 2000, Bärlund ym. 2009) ja asiantuntijatiedon avulla. Maannostietokanta muunnettiin 25 metrin pikselikoon rasteripinnaksi siten, että arvokenttänä käytettiin riski-luokkia.

Maaperä parametrisoitiin kolmella eri tavalla, sillä eri tutkimuksissa on annettu erilaisia arvoja eri maaperien erodoituvuuksille ja siten on epävarmaa, millainen eri maaperien eroosioherkkyys on. Esimerkiksi Sivertun & Prange (2003) luokittelevat savimaat eroosioherkiksi, kun taas suomalaisessa kirjallisuudessa tälle ei löydy suoraan näyttöä mutta savimaan diffuusioeroosio voi olla merkittävää (Aura ym. 2006).

Maaperän vaikutusta tutkittiin myös generoimalla satunnaisesti 25 metrin rasteriin *E*-kertoimen arvoja välillä 1 – 4. Tämä tehtiin luomalla uusi rasteripinta, jossa arvot olivat normaalijakautuneita ja keskiarvoltaan nolla. Pinta ei ollut täysin satunnainen, vaan sitä tuotettaessa määritettiin ilmiön olevan spatiaalisesti autokorreloitu, jotta arvojen vaihtelu ei olisi suurta pienellä alueella. Tämän jälkeen pinta muokattiin kvantiilien avulla tasaja-kaumaksi, jonka arvot olivat välillä 0 – 1. Tämä pinta edelleen luokiteltiin uudestaan siten, että arvoja 1 – 4 oli saman verran lopullisessa rasterissa. Satunnaistamisen ja eri paramet-riarvojen lisäksi maaperän ja muiden USLE-yhtälön tekijöiden epävarmuutta olisi voinut havainnollistaa määrittelemällä yhtälön tekijöiden arvot jakaumina tarkkojen arvojen sijaan.

Taulukko 2. Eri maaperäluokat, niille annetut *E*-kertoimet ja luokat alkuperäisessä aineistossa. *E*-kertoimien annossa on käytetty apuna tutkimuksia (Sivertun & Prange 2003, Aura ym. 2006, Bärlund ym. 2009, HELCOM 2009) ja asiantuntijatietoa.

Luokittelu	<i>E</i> -kerroin	Luokat GTK:n maaperäaineistossa (luokan nro)
Savimaat	3	Savea (7), savea ja hiesua (11)
Kalliopaljastumat	1	Kalliopaljastumia (1)
Karkeat maalajit	2	Moreenia (2), moreeniselänteitä (3), harjuja (4) sora ja hiekkaa (5), rapakiviä (9), hieta (10) sora ja hiekkaa (60 – 0,06 mm) (13)
Siltti	4	Siltti (6)
Turve	1	Turvetta (8), turvemaski (14)
Muut	1	Kaupunki, rakennettu alue (17), vesimaski (20) puuttuva tieto (260)

Taulukko 3. Maannostietokannan eri maannokset ja niille annetut *E*-kertoimet, jotka on annettu tutkimusten (Sivertun & Prange 2003, Aura ym. 2006, Bärlund ym. 2009, HELCOM 2009) ja asiantuntijatiedon avulla.

Maannokset	<i>E</i> -kerroin
Anthrosol, Dystric Leptosol, Fibric/Terric Histosol 1 & 2, Gleyic Podzol 1 & 2, Haplic Podzol 2, Lithic Leptosol, Umbric Gleysol	1
Haplic Podzol 1, Vertic Cambisol	2
Dystric Gleysol, Eutric Cambisol 2	3
Eutric Regosol	4

Taulukko 4. Maannostietokannan mukaisen pintakerroksen maalajijakauman avulla annetut *E*-kertoimet, jotka on määritelty kirjallisuuden (van der Knijff ym. 2000, Bärlund ym. 2009) ja asiantuntijatiedon avulla.

Pintakerroksen maalajijakauma	<i>E</i> -kerroin
Karkea (savi < 18 % ja hiekka > 65 %)	1
Keskikarkea (18 % < savi < 35 % ja hiekka > 15 %, tai savi < 18 % ja 15 % < hiekka < 65 %)	3
Keskihieno (savi < 35 % ja hiekka < 15 %)	4
Hieno (35 % < savi < 60 %)	3
Erittäin hieno (savi > 60 %)	2
Muut	1

R-kertoimen eli rinteen jyrkkyyden määrittämiseksi MML:n 25 metrin korkeusmallista tehtiin Spatial Analystin Slope-työkalun avulla rinneaineisto. Tämän tuloksena saatu rinnekartta luokiteltiin viiteen eri luokkaan Reclassify-työkalulla (taulukko 5). Rinteiden *R*-kertoimen arvo arvioitiin kirjallisuuden (Renard ym. 1997, Sivertun & Prange 2003, Puustinen & Linjama 2005) ja asiantuntijatiedon avulla.

Taulukko 5. Rinteen jyrkkyys ja eri jyrkkyyksille annetut *R*-kertoimet. *R*-kertoimen arvot on arvioitu kirjallisuuden (Renard ym. 1997, Sivertun & Prange 2003, Puustinen & Linjama 2005) ja asiantuntijatiedon avulla.

Rinteen jyrkkyys (%)	R-kerroin
0 – 0,5	1
0,5 – 1,5	2
1,5 – 3,0	3
3,0 – 6,0	6
>6,0	10

Maankäyttömuotoa kuvaavan *M*-kertoimen määrittämisessä käytettiin peltolohkorekisteriä, CLC 2000 -aineistoa, 1:250 000 järviaineistoa sekä 1:250 000 ja 1:20 000 jokimonikuloaineistoja. Aluksi aineistot yhdistettiin siten, että peltolohkoaineisto kuvattiin CLC:n päälle ArcGISin Union-työkalulla. Tämän jälkeen Union-työkalulla yhdistetyt vesiaineistot lisättiin maankäyttöaineistoon Union-työkalulla. Uudelle karttalehdelle luotiin uusi luokittelusteikko CLC:n ensimmäisen tason ja aikaisemmin luodun peltolohkoaineiston yleisimmän kasvilajin mukaan. CLC:n maatalousluokka yhdistettiin peltolohkorekisterin muu-luokkaan niiltä osin, missä peltolohkorekisteri ei antanut tarkempaa luokkatietoa. Tämän jälkeen aineisto muutettiin 25 metrin pikselikoon rasteriksi Polygon to Raster-työkalun avulla. Eri luokille annettiin *M*-kertoimen arvot (taulukko 6) kirjallisuuden (Renard ym. 1997, Sivertun & Prange 2003) ja asiantuntijatiedon avulla. Peltoviljelyssä kasvilajia tärkeämpi riskitekijä ovat muokkaustoimenpiteet (Puustinen ym. 2005). Tästä syystä eri kasvilajit saivat suunnilleen samansuuruiset arvot. Muokkaustoimenpiteitä käsitellään tarkemmin luvussa 3.8.3.

Taulukko 6. Eri maankäyttömuodot, niille annetut *M*-kertoimet ja luokat alkuperäisissä aineistoissa sisältäen tiedon, mistä aineistosta luokka on peräisin. *M*-kertoimen arvot on annettu kirjallisuuden (Renard ym. 1997, Sivertun & Prange 2003) ja asiantuntijatiedon avulla.

Luokka	<i>M</i> -kerroin	Alkuperäiset luokat (aineisto)
Kevätvilja	10	Kevät (peltolohko)
Syysvilja	8	Syys (peltolohko)
Juurikas	10	Juurikas (peltolohko)
Nurmi	3	Nurmi (peltolohko)
Muu maatalousmaa	6	Muut (peltolohko), maatalousalueet (CORINE)
Rakennetut alueet	1	Rakennetut alueet (CORINE)
Metsät	1	Metsät (CORINE)
Kosteikot	1	Kosteikot (CORINE)
Vesialueet	1	Vesialueet (CORINE)

Vesistötekijässä eli *V*-kertoimessa (taulukko 7) otettiin huomioon riskialueen etäisyys vesistöstä. Eri etäisyyksille annettiin arvot kirjallisuuden (Sivertun & Prange 2003, Bechmann 2009) ja asiantuntijatiedon avulla. Tarkastelun pohjana käytettiin 1:250 000 ja 1:1 000 000 jokiviiva-aineistoja, 1:250 000 järviaineistoa sekä 1:250 000 jokimonikulmioaineistoa. Aluksi viiva- ja monikulmioaineistot yhdistettiin omiksi karttatasoikseen Integrate ja Union-työkaluilla. Tämän jälkeen molemmille tasoille luotiin 50 ja 150 metriä leveät vesistön läheisyysalueet Buffer-työkalulla, minkä jälkeen viiva- ja monikulmioaineistojen vesistön läheisyysalueet yhdistettiin Union-työkalulla. Vesistön läheisyysalueet rajattiin valuma-alueen rajoja kuvaavan karttatason mukaiseksi Update-työkalulla, ja uusi taso muunnettiin 25 metrin pikselikoon rasteripinnaksi ja luokiteltiin uudestaan Reclassify-toiminnolla.

Taulukko 7. Pellon etäisyys vesistöön ja eri etäisyyksille annetut *V*-kertoimen arvot kirjallisuuden (Sivertun & Prange 2003, Bechmann ym. 2009) ja asiantuntijatiedon avulla arvioituna.

Etäisyys vesistöön	<i>V</i> -kerroin
<50 m	10
50 – 150 m	5
>150 m	1

3.6 Hydrologiset riskit

3.6.1 Tulvan ja valuman mallinnus

Tulva- ja valumariskejä mallinnettiin osittain ArcGISin Spatial Analyst -lisäpaketin työkalujen avulla ja osittain ArcGISiin tehdyn TauDEM 4.0 -lisäosan avulla. Spatial Analystin hydrologinen työkalupaketti pohjautuu Jensonin & Dominguen (1988) artikkeliin. Vastavasti TauDEM 4.0 pohjautuu pääosin Tarbotonin (1997) tutkimuksiin. Lisäksi tulva- ja valuma-arvioinnin määrittelyssä käytettiin hyväksi muita tutkimuksia. Aluksi valumaa mallinnettiin rakentamalla valuma-alueelle erilaisia uomaverkostoja. Uusia uomaverkostoja rakennettiin alkuperäisen uomaverkostoaineiston ja korkeusmallin epätarkkuuksien selvittämiseksi ja eri menetelmien vertailemiseksi. Uomaverkoston avulla arvioitiin riskialueita horisontaalisen etäisyyden perusteella. Vertikaalisen etäisyyden ja veden kertymisen avulla luotiin tulvaennuste. Edelleen vettyviä ja tulva-alueita mallinnettiin topografisen indeksin avulla. Lisäksi maaperän vedenläpäisevyyden avulla arvioitiin alueiden valuma- ja pohjavesiriskiä.

Hydrologiset riskialueet eivät suoraan kerro vesistökuormituksen riskialueista. Ravinnekuormitusriskin edellytyksenä on, että hydrologinen riskialue on potentiaalinen kuormituslähde eli sisältää ravinteita (Weld ym. 2001, Page ym. 2005). Lisäksi, kun valumariski osuu eroosioriskialueelle, kiintoainekuormitus kasvaa (Lu ym. 2006). Siten valumariski lisää sekä ravinne- että kiintoainekuormitusriskiä.

Hydrologisten riskien arvioinnissa käytettiin lähtöaineistona lähinnä korkeusmallia, sillä oletettiin, että Aurajoen valuma-alueella maaperä on täysin saturoitunut eli vettynyt. Tämä oletus pitää SYKEN vesistömallijärjestelmän mukaan paikkansa etenkin talvella, jolloin iso osa vesistökuormituksesta tapahtuu (Vehviläinen & Huttunen 2010).

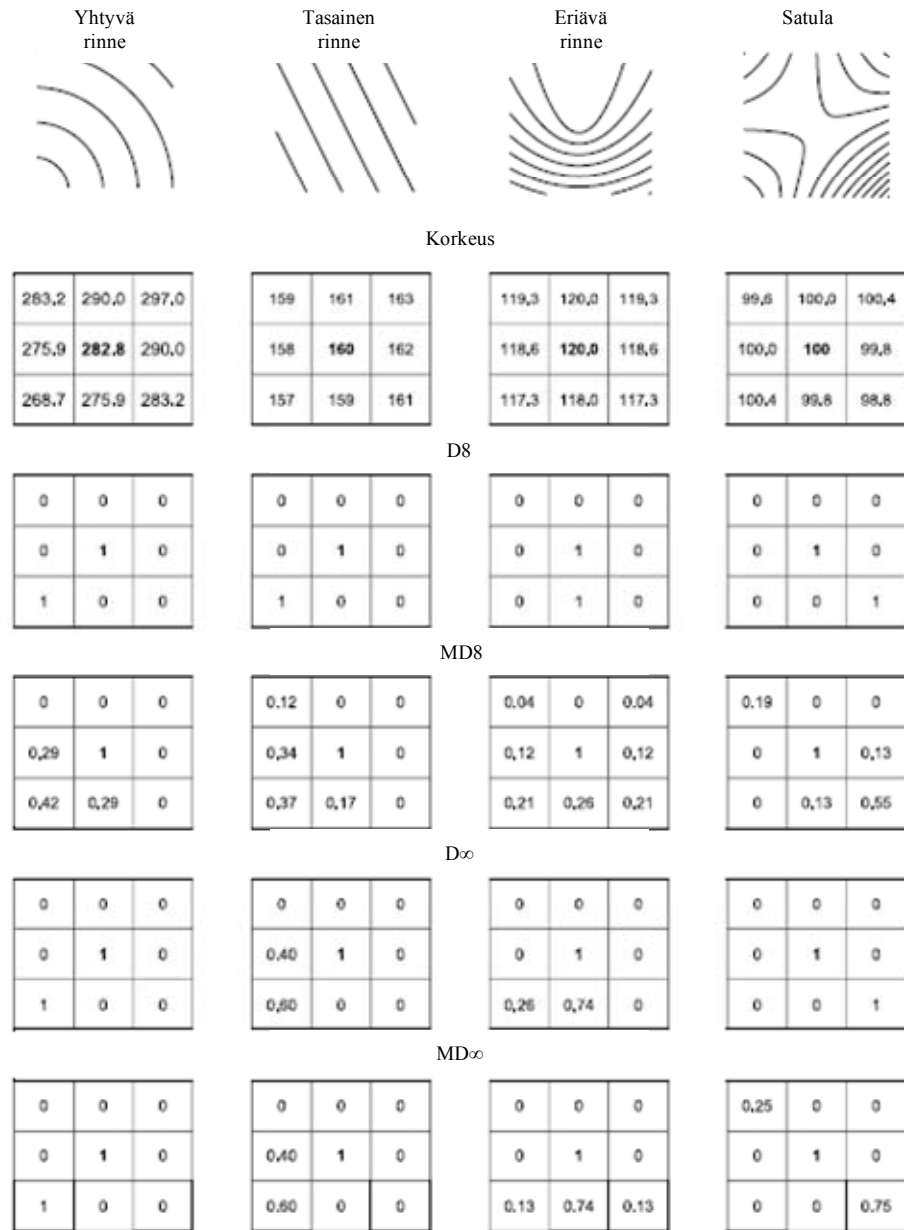
Muiden tekijöiden ohella peltojen kuivatustila vaikuttaa veden ja ravinteiden kulkeutumiseen (Puustinen ym. 1994, Heathwaite ym. 2005). Pelto-ojitusta ei voi analysoida 25×25 metrin korkeusmallin eikä maaperä- tai maankäyttöaineistojen perusteella. Sen sijaan 2×2 metrin korkeusmallin tai laserkeilausaineiston avulla pinta- ja pintaojituksen havaitseminen voi olla mahdollista. Sitä verrattiinkin 25×25 metrin korkeusmalliin pienellä esimerkkialueella, jolta laserkeilausaineisto oli saatavilla.

3.6.2 Uomaverkoston rakentaminen ja horisontaalinen etäisyys

Uomaverkosto rakennettiin työssä usealla menetelmällä veden valumareittien epävarmuuden takia. Menetelmät poikkesivat toisistaan kahdella eri tavalla. Ensiksi veden voi määrittellä valumaan eri suuntiin. Toiseksi on erilaisia tapoja määrittellä, milloin vesi muodostaa uoman. Luoduille uomaverkostoille tehtiin edelleen etäisyydystarkasteluja.

Valuman suunnan määrittelemiseen on kehitetty erilaisia menetelmiä (kuva 3). Spatial Analystissa käytetään valuman suunnan määrittelyssä D8- eli yksisuuntamenetelmää (single flow direction eli SFD), jossa vesi voi valua yhdestä rasterisolusta ainoastaan yhteen kahdeksasta sitä ympäröivästä solusta, mikä käytännössä tarkoittaa valumaa jyrkimmän rinteen suuntaan (Jenson & Domingue 1988). Tämä menetelmä tuottaa jokseenkin erilaisia virtaamakarttoja kuin hienostuneemmat menetelmät. MD8- eli monisuuntamenetelmässä (multiple flow direction eli MFD) virtaama voi jakautua useampaan kahdeksasta solusta (Quinn ym. 1991). D_∞-menetelmässä virtaama ohjautuu kolmioiden, joiden kärjet ovat solujen keskipisteissä, avulla kohti tiettyä kulmaa. Vesi virtaa kahteen vierekkäiseen soluun ja kulma määrittää solujen saaman valuman prosenttiosuuden (Tarboton 1997). Tätä tapaa

on edelleen viety eteenpäin MD_{∞} -menetelmällä, jossa virtaamaa mallinnetaan moneen suuntaan kolmiomallin avulla (Seibert & McGlynn 2007).



Kuva 3. Vertailu neljästä eri tavasta määrittellä valuman suunta neljässä erilaisessa rinteessä. Vesi lähtee valumaan keskimmäisistä soluista, joiden arvot on tummennettu. Reunasolujen arvot kuvaavat osuutta vedestä, joka niihin valuu (kuva lähteestä Seibert & McGlynn 2007, tekstit suomennettu).

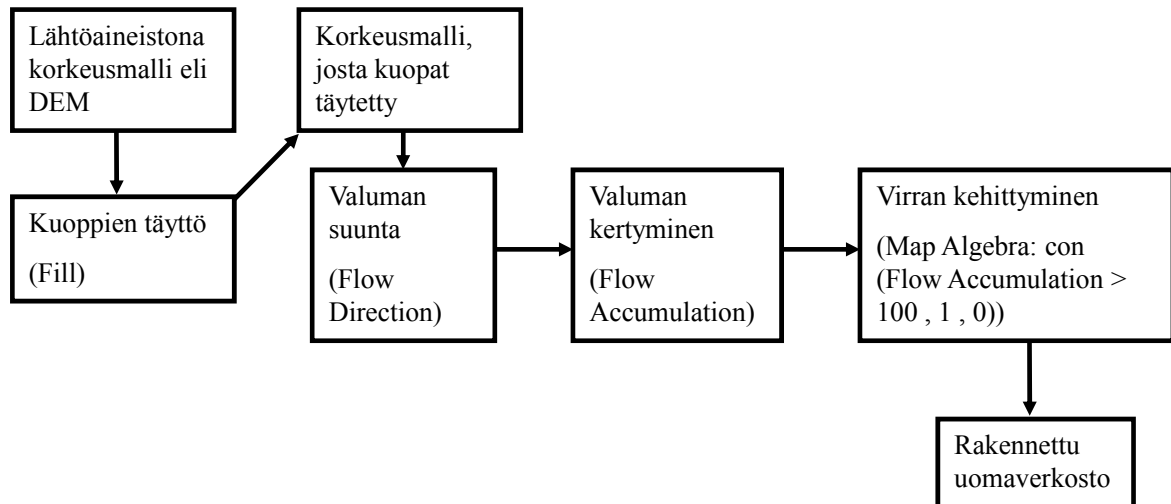
Edellä esitettyjen tapojen lisäksi on luotu monimutkaisempia malleja, jotka eivät rajoitu kahdeksaan soluun tai kolmioihin, kuten DEMON, jossa virtaa kuvataan kaksiulotteisesti leveytenä ja pituutena sekä se ohjautuu rinteiden kulman avulla (Costa-Cabral & Burges 1994). Monimutkaisten mallien heikkoutena on kuitenkin ongelmaherkkyys (Tarboton

1997). Panin ym. (2004) kolmen menetelmän vertailututkimuksessa erilaisissa teoreettisissa rinteissä parhaana mallina pidettiin MD8:ia, jonka jälkeen seurasivat D_{∞} ja D8. Toisaalta Sørensenin ym. (2006) empiirisissä mittauksissa D_{∞} osoittautui MD8:aa paremmaksi tavaksi, kun taas McMasterin (2002) mukaan jyrkkäpiirteisessä maastossa D_{∞} ja D8 olivat yhtä hyviä valuman ennustajia. Vaikka MD8:aa pidetään hyvänä mallina, sen ja MD_{∞} :n heikkoutena voi pitää hajonnan kasvamista (Tarboton 1997). Lisäksi D8 on ollut laajassa käytössä ja sitä pidetään riittävän hyvänä virtaaman mallintajana (Garbrecht & Martz 1997).

Rinteen suunnan määrittämisen lisäksi uomaverkoston rakentamiseen on olemassa monia eri tapoja. Ensimmäisissä tavoissa keskitytään korkeusmalliin perustuvan maanpinnan kaarevuuden arviointiin. Toisissa tavoissa lasketaan valuman kertymistä. Molemmat luokat sisältävät edelleen monia eri tapoja uomaverkoston rakentamiseksi (McMaster 2002). Yksi keskeinen tapa uoman määrittelyssä on, miten paljon tiettyyn pisteeseen tulee kerääntyä vettä, jotta uoma muodostuu. Arvio on aina subjektiivinen, mutta kerääntymisen ja uomaverkoston välille on luotu erilaisia kriteeristöjä, jotka ottavat huomioon esimerkiksi uomien pudotuskorkeuden (Tarboton ym. 1991) sekä pisteen yläpuolisen valuma-alueen ja rinteen jyrkkyyden (Montgomery & Dietrich 1992). Lisäksi lähtöaineiston tarkkuus vaikuttaa merkittävästi uomaverkoston rakentamisessa (Tarboton ym. 1991, Montgomery & Dietrich 1992, McMaster 2002). Tästä syystä tutkimuksessa vertailtiin pienellä alueella kahta tarkkuudeltaan erilaista lähtöaineistoa.

Uomaverkosto rakennettiin aluksi Spatial Analystin työkalupaketin avulla (kuva 4). Lähtöaineistona käytettiin 25 metrin korkeusmallia. Korkeusmallista täytettiin mahdolliset kuopat eli ympäristöä matalammalla olevat alueet (*depressions*) Fill-työkalulla. Korkeusmallin kuoppien voi osin olettaa olevan virheellisiä alueita, joiden on kuvattu olevan ympäristöään matalammalla, vaikka ne eivät todellisuudessa ole. Tämä johtuu esimerkiksi aineistovirheistä ja korkeusmallin spatiaalisesta epätarkkuudesta (Martz & Garbrecht 1998). Osin kuoppien voi olettaa olevan pieniä, ympäristöään matalammalla sijaitsevia alueita, jotka eivät kuitenkaan voi vastaanottaa suurta määrää vettä. Tämän jälkeen muokatusta korkeusaineistosta laskettiin valuman suunta Flow Direction -työkalulla, joka kertoo minne päin rinne viettää. Rinteen viettämisen avulla saatiin edelleen selville valuman kertyminen tiettyihin soluihin Flow Accumulation -työkalulla. Muodostetussa pinnassa solujen arvot kertovat, kuinka monesta solusta niihin virtaa vettä. Flow Accumulation -pintaa yksinkertaistettiin Single Output Map Algebra -työkalulla. Sen avulla luotiin binäärinen rasteripinta, jossa Flow Accumulation -pinnan arvoltaan yli 100 olevat solut saavat tulospinnassa arvon 1

ja muut solut saavat arvon 0. Arvon 100 lisäksi kokeiltiin kynnyksarvoa 1000. Rasteripinta voidaan edelleen tarvittaessa muuttaa viivamuotoon Stream to Feature -työkalulla. Lopputuloksena oli Spatial Analyst -lisäosan laskema uomaverkosto.



Kuva 4. Kaaviokuva uomaverkoston rakentamisesta ArcGISin Spatial Analystin avulla. Suluissa olevat tekstit kuvaavat käytettyjä ohjelman toimintoja.

Tutkimuksessa ei kuitenkaan rajoitettu Spatial Analystin työkaluihin ja D8-valumamallinnukseen, vaan lisäksi käytettiin TauDEM 4.0 -lisäosaa. TauDEMin avulla voi määrittellä valuman suunnan sekä D8 että D_{∞} :n avulla. Uomaverkoston voi vastaavasti muodostaa sekä kaarevuuden että kertyvyyden avulla TauDEM-työkaluja käytettäessä. Lisäksi TauDEM sisältää monia eri kriteeristöjä ja painotuksia uomaverkoston rakentamiseen kertyvyyden avulla. Aluksi korkeusmallin kuopat täytettiin Fill Pits -työkalulla, joka vastaa Fill-työkalua. Tämän jälkeen määritettiin valuman suunta TauDEMin Flow Direction -työkalulla ja edelleen valuman kertyminen Contributing Area -työkalulla sekä D8- että D_{∞} -menetelmillä. Tämän jälkeen uomaverkosto rakennettiin neljällä eri tavalla Stream Network Raster -työkaluperheen avulla.

Ensimmäinen tapa vastasi ArcGIS Spatial Analystin tapaa. Siinä käytettiin Contributing Area Threshold Method -työkalua kynnyksarvoilla 100 ja 1000. Käytössä oli D8-valumasuunta. Tämä tuottaa kuitenkin jokseenkin erinäköisen uomaverkoston, sillä TauDEMISSA tasaisten alueiden valuma lasketaan Garbrechtin & Martzin (1997) menetelmällä, jossa tasaisilla alueilla sijaitsevien solujen korkeusarvoihin lisätään tai niistä vähennetään jäännösarvoa, joka on $2/100\,000$ -osaa korkeustarkkuudesta. Siten tasaiset kohdat eliminoituvat ja alueelle muodostuu rinne, joka viettää samaan suuntaan kuin lähellä olevat

rinteet. Sen sijaan Spatial Analystissa tasaisilla alueilla vesi virtaa siihen suuntaan, missä matalampi kohta on lähimpänä.

Toinen tapa oli uomaverkoston rakentaminen D_{∞} -menetelmän avulla käyttämällä samoja kynnsarvoja. Tähän tapaan ei ole valmista työkalua TauDEMissa mutta uomaverkoston rakentaminen onnistuu Single Output Map Algebra -työkalulla samaan tapaan kuin Spatial Analystin menetelmää käytettäessä.

Kolmas tapa oli TauDEMin työkalu Area and Slope Treshold Method, joka perustuu Montgomeryn & Dietrichin (1992) laajoihin empiirisiin tutkimuksiin. Heidän mukaansa uomien muodostumiseen vaikuttaa pisteen yläpuolinen valuma-alue ja rinteiden jyrkkyys. Heidän esittämä tapa voidaan kuvata kaavan 3 avulla.

$$T \leq A(S^y) \quad (3)$$

Kaavassa T on kynnsarvo, A on rinteiden yläpuolinen valuma-alue määritettynä yksikkökorkeuskäyräpituuden (m) avulla, S rinteiden jyrkkyys tangenttina ja y vakio. Siten, mitä jyrkempi rinne on ja mitä enemmän pisteen yläpuolella on valuma-alueita, sitä herkemmin uoma saa alkunsa. Montgomery & Dietrich (1992) käyttivät y :n arvoa 2 ja T :n arvoa 25 m alueille, joilta uoma saa alkunsa. Näitä arvoja käytettiin myös tässä tutkimuksessa. Menetelmän lähtöaineistoina käytettiin D8-menetelmän valuman suuntaa sekä D_{∞} -menetelmän valuman kertymää ja rinteiden jyrkkyyttä, koska työkalu oli määritetty käyttämään näitä lähtöaineistoja.

Neljäs tapa oli uomaverkoston rakentaminen korkeusmallin kaarevuuden avulla. Aluksi korkeusmallia silotettiin ytimen avulla siten, että painot olivat erilaisia keskustassa, sivussa ja lävistäjässä. Painoina käytettiin oletusarvoja, jotka olivat 0,4, 0,1 ja 0,05. Tämän jälkeen uomaverkosto muodostettiin Peuckerin & Douglasin (1975) kehittämällä tavalla, jossa Tarbotonin & Amesin (2001) mukaan solut jaetaan neljän vierekkäisen solun ryppäisiin ja korkeimman arvon saaneet solut liputetaan. Solut, joita ei liputeta, jäävät laaksoon ja muodostavat pohjan uomaverkostolle. Uoma määritettiin syntymään, kun 50 laaksoa on peräkkäin, mikä oli oletusarvo. Kynnsarvo voidaan määrittää myös uomien pudotuskorkeuksien ja t-testin avulla (ks. Tarboton & Ames 2001). Pudotuskorkeusanalyysi päätettiin kuitenkin jättää kokeilematta, sillä se olisi vaatinut lisää parametrisointia ja uomien numeroimista pää- ja sivu-uomiin.

Rakennetun uomaverkoston ympärille tehtiin horisontaalinen etäisyystarkastelu TauDEMin Distance to Stream -työkalulla. Tämä tarkastelu on samansuuntainen kuin USLE-mallinnuksen V -kerrointa laskettaessa tehty bufferitarkastelu. Tarkastelu poikkeaa tavallisesta bufferitarkastelusta siten, että työkalu tarkastelee etäisyyttä ainoastaan alarinteeseen. Toisin sanoen työkalu muodostaa rasteripinnan, joka ilmoittaa etäisyyden solua lähimpään alempana olevan uoman pisteeseen. Työkalua käytettiin jokaiselle luodulle uomaverkostolle $D8$ - ja $D\infty$ -valumasuunnalla. $D\infty$ -valumasuunnan tapauksessa etäisyydeksi otettiin pisteen lyhin etäisyys uomaan. Luotu etäisyysrasteri luokiteltiin edelleen uudelleen Reclassify-toiminnolla samaan tapaan kuin USLE-mallinnuksen V -kerrointa määritettäessä.

Lähtöaineiston mukaiselle uomaverkostolle tarkastelua ei voitu tehdä, sillä sen uomat eivät sijainneet tarkalleen korkeusmallin laaksokohdissa. Siten rinteet eivät viettäneet kohti uomaverkostoa, vaan usein siitä pois päin. Toisin sanoen etäisyyksien mittaaminen ei onnistunut alarinteeseen. Tämä voi johtua korkeusmallin epätarkkuudesta, sillä lähtöaineiston uomaverkosto oli rakennettu peruskartan avulla. Tosin siinäkin voi olla pientä epätarkkuutta. Syitä voi olla monia muitakin. Esimerkiksi uomat eivät todellisuudessa ole aina tarkasti laaksokohdissa, jos vesi ohjautuu sivuun ennen laakson pohjan saavuttamista.

3.6.3 Tulvatarkastelun luominen

Mahdollisten tulvapeltojen löytäminen on keskeistä, sillä niiltä voi valua paljon ravinteita ja kiintoainetta vesistöön (Bechmann ym. 2009). Lisäksi ilmastonmuutos tulee lisäämään tulvaisuutta tulevaisuudessa (luku 2.2). Tulvaherkkiä peltoja tarkasteltiin vertikaalisen vesistöetäisyyden eli korkeuseron ja veden määräpotentiaalilla avulla (kuva 5).

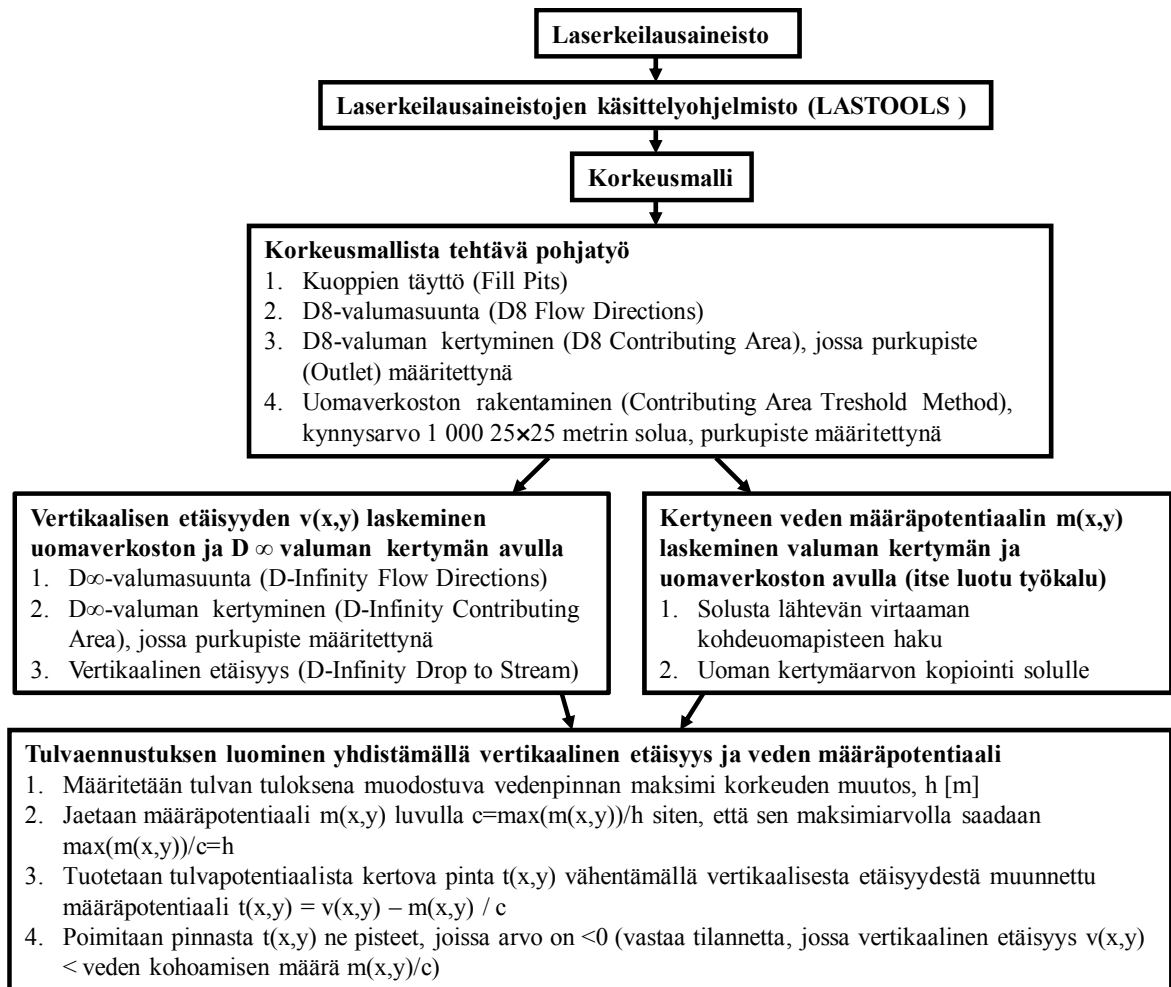
Suomessa SYKEN tekemä tulvavaarojen ja -riskien arviointi on keskittynyt tilastollisiin tarkasteluihin historiallisten tulvatietojen avulla ja SYKEN vesistömallijärjestelmän avulla tehtäviin tarkasteluihin. Lisäksi tarkemmissa tulvakartoissa on hyödynnetty veden virtaamisen mallinnusta yksiulotteisilla hydraulisilla uomamalleilla (Sane ym. 2006). Näitä tulvavaara-arvioita on edelleen riskiluokiteltu tarkastelemalla, minkälaisia alueita vedenpinnan alle voi jäädä (Alho ym. 2008). Vesistömallijärjestelmässä valumaa simuloidaan säätilan, maaperän kosteuden ja veden varastoinnin avulla. Mallissa on lisäksi huomioitu veden käyttäytyminen vesistöissä ja kahden eri maankäyttöluokan eli metsien sekä avoimien alueiden vaikutus valumaan (Vehviläinen & Huttunen 2010). Tulevaisuudessa tulvakarttojen

luomisessa käytetään yhä enemmän laserkeilaukseen perustuvaa korkeusmallia (Alho ym. 2008).

Tulvatutkimusta on tehty Suomessa myös muualla kuin SYKEssä. Tarkasteluissa on käytetty sekä yksiulotteisia hydraulisia malleja, kuten HEC-RASia, että kaksiulotteisia simuloimismalleja, kuten TUFLOW'ta, ja lisäksi verrattu niitä (Koivumäki ym. 2010). Kansainvälisissä GIS-pohjaisissa tulvavaara- ja tulvariskiarvioissa menetelmät ovat pääosin samoja kuin Suomessa. Niissä on käytetty hydraulista mallinnusta, tilastollisia menetelmiä ja GIS-pohjaista luokittelua (Sinnakaudan ym. 2003, Mosquera-Machado & Ahmad 2007) sekä lisäksi hydrologisia vesistömallia ja hydrodynaamisia valumanreititysmalleja (Todini 1999, Schmitz & Cullmann 2008). Tulvariskitarkasteluissa on Euroopan tasolla keskitytty pääosin mahdollisten vahinkojen tarkasteluun. Sen sijaan todennäköisyystarkasteluja ei ole juuri tehty (von Alphen ym. 2009) eikä epävarmuuslähteitä ole kyseenalaistettu (Koivumäki ym. 2010).

Tehdyissä tulvatarkasteluissa huomio ei ole ollut vesistökuormituksessa eikä sen riskialueissa, vaikka joissain tarkasteluissa on huomioitu kiintoaineen kulkeutuminen (Sinnakaudan ym. 2003). Monimutkaisten mallien käyttäminen ja esimerkiksi tulvavahinkojen laskeminen ei ollut tässä tutkimuksessa tarpeen, sillä huomio ei ollut tulvavahingoissa vaan vesistökuormituksessa. Tulvamallinnusta tehtiinkin yksinkertaisemmalla tavalla. Menetelmän tuottama tulvakartta ei ole niin tarkka kuin esimerkiksi TUFLOW'n tuottama kartta mutta sitä voitaneen pitää riittävänä vesistökuormitustarkastelussa.

Tulvamallinnusta varten luotiin Savijoen valuma-alueelta uusi 4×4 metrin pikselikoon korkeusmalli laserkeilausaineistojen avulla. Korkeusmallista muodostettiin aluksi vertikaalinen etäisyys TauDEMin Drop to Stream -työkalun avulla. Vertikaalisen etäisyyden laskeminen tapahtui samaan tapaan kuin horisontaalisen etäisyyden laskeminen. Tarkastelussa käytettiin D_{∞} -valumasuuntaa ja keskimääräistä etäisyyttä uomaan. Etäisyystarkastelussa lähtöaineistona käytetty uomaverkosto luotiin D8-valumasuunnan avulla tehdystä valuman kertymäpinnasta Contributing Area Threshold Method -työkalulla 40 000 solun kynnyksarvolla, joka vastaa suunnilleen tuhatta 25×25 metrin solua. Tarkastelu rajattiin Savijoen osavaluma-alueelle käyttämällä Savijoen yhtymäkohtaa Aurajokeen purkupisteenä (Outlet) sekä veden kertymistä että uomaverkosta määritettäessä.



Kuva 5. Tulvaennustuksen luominen TauDEMin ja omien työkalujen avulla. Suluissa on kerrottu käytetyt työkalut.

Sellaisenaan vertikaalinen etäisyys ei ole riittävän hyvä tulvaherkkyystarkastelu, sillä se ei ota huomioon kertyvän veden määrää. Toisin sanoen pellot, jotka ovat samassa tasossa vähän vettä kuljettavan sivu-uoman kanssa luokittevat riskialueiksi. Sen sijaan pellot, jotka ovat suuren uoman vieressä mutta hieman sitä korkeammalla eivät ole samassa tarkastelussa yhtä riskialttiita, vaikka niiden kohdalla veden korkeus voi muuttua paljon. Siksi yläjuoksulla olevien alueiden tulvaherkkyyttä vähennettiin ja alajuoksulla olevien kohteiden herkkyyttä lisättiin veden määräpotentiaalin avulla.

Veden määräpotentiaali laskettiin levittämällä valuman kertymäpintaa viereisiin soluihin. Ne solut, joista vesi valuu tiettyyn uomasoluun, saivat kyseisen uomasolun kertymäpinnan arvon. Alajuoksun solujen arvot muodostuivat tällöin suuremmiksi kuin yläjuoksun solujen arvot, sillä uomasolujen kertymäpinnan arvo oli alajuoksulla suurempi. Tarkastelua varten jouduttiin ohjelmoimaan oma työkalu. Luotu määräpotentiaalipinta vähennettiin painotet-

tuna vertikaalinen etäisyys -pinnasta Map Algebran avulla. Vähentämisen yhteydessä määräpotentiaalipintaa muunnettiin siis arvoiltaan lineaarisesti pienemmäksi, jotta loppu-tulos ennustaisi vedenpinnan korkeuden muutoksen metreinä. Vedenpinnan korkeusmuu-toksen avulla muodostettiin tulvaennuste, joka otti huomioon korkeuseron uomaan ja ker-tyneen veden määräpotentiaalilin alueella (kuva 5). Tulvaennusteen avulla tarkasteltiin, jää-vätkö pellot vedenpinnan alle, kun vesi nousee tietylle korkeudelle.

3.6.4 Topografisen indeksin hyödyntäminen vettyvien alueiden tarkastelussa

Hydrologisia riskialueita ja alueita, joilta valuma lähtee, voi kuvata topografisen indeksin avulla. Ensimmäisenä topografista indeksiä ehdotti Kirkby (1975), kun hän käsitteli erilaisia tapoja tarkastella valuma-alueen ja joen virtaamaa. Hän ehdotti, että yksinkertaisimmillaan valumaa voi tarkastella rinteiden jyrkkyyden ja yläpuolisen valuma-alueen avulla, kun lä-päisevyys ja imeytyvyys oletetaan vakioiksi sekä sademäärä spatiaalisesti tasaiseksi. Myöhemmin topografinen indeksi on toiminut hydrologisen TOPMODEL-mallin (a TO-Pography based hydrological MODEL) pohjana (Beven 1997). Riskialuekartoitukseen topografista indeksiä ovat ehdottaneet Endreny & Wood (2003). Myöhemmin sitä ovat käyttäneet ainakin Page ym. (2005) sekä Srinivasan & McDowell (2007, 2009) sekä hieman monimutkaisemmin maaperän paksuuden ja hydraulisen johtokyvyn, eli vedenläpäisyky-vyn, huomioiden Lyon ym. (2004, 2006) ja Agnew ym. (2006). Yleisimmässä ja yksinker-taisimmassa muodossa topografinen indeksi esitetään kaavan 4 avulla (Beven 1997, En-dreny & Wood 2003, Page ym. 2005).

$$TI = \ln\left(\frac{\alpha}{\tan \beta}\right) \quad (4)$$

Kaavassa TI on topografinen indeksi, α yläpuolinen valuma-alue per yksikkökorkeus-käyräpituus ja β rinteiden kulma. Siten topografisen indeksin arvo on sitä suurempi, mitä enemmän sen yläpuolella on maa-aluetta. Vastaavasti: mitä loivempi rinne tutkittavassa paikassa on, sitä suurempi on indeksin arvo. Siten indeksin arvo on iso loiville ja pitkille rinteille, kun taas jyrkät ja lyhyet rinteet saavat pienen arvon. Pisteet, joilla indeksin arvo on sama, oletetaan käyttäytyvän samalla tavalla. Ison indeksin arvon omaavat alueet saturoi-tuvat ensimmäiseksi ja ovat siten mahdollisia valuman syntyalueita (Beven 1997). Topo-grafista indeksiä, TOPMODELia ja niistä johdettuja samantapaisia malleja, kuten SMR:ia

(Soil Moisture Routing) onkin käytetty VSA-hydrologiassa mallintamaan saturaatioylijäämävalumaa (Lyon ym. 2004, Agnew ym. 2006).

Topografinen indeksi osoittaa myös tulvaherkkiä ja helposti vettyviä alueita. Sen avulla onkin tehty onnistuneita yleisarvioita kosteikkoalueiden sijainneista (Merot ym. 2003, Curie ym. 2007). Suomessa tulvaherkille alueille, joita indeksin voi katsoa paikantavan, on haluttu luoda suojakaistoja, jotta liukoisten ravinteiden kuormitus vähenee. Lisäksi, jos alueet ovat pohjavesialueita, voi pohjavesi pilaantua, jos maaperä läpäisee veden helposti (Salmela 1999).

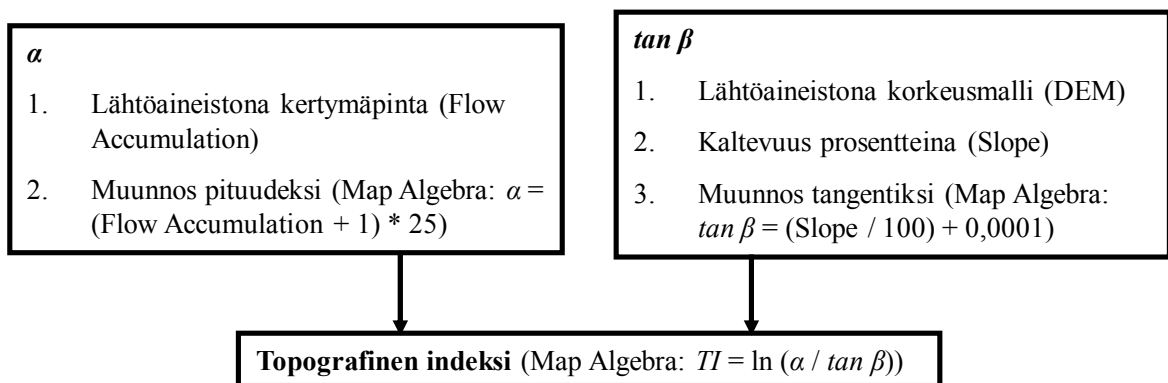
Topografinen indeksi on yleisesti käytössä oleva tapa kuvata VSA-hydrologiaa ja alueita, joilta valuma tapahtuu. Sitä on kuitenkin kritisoitu ja käytössä on ollut myös muita menetelmiä. Ensiksi yksinkertaisinta mallia on pidetty liian yksinkertaisena ja siihen on lisätty parametreja (Beven 1997, Lyon ym. 2004, Agnew ym. 2006). Toiseksi topografinen indeksi ei ota huomioon rinteiden alapuolisen osan vaikutusta tietyn pisteen saturaoitumiselle (Hjerdt ym. 2004). Kolmanneksi α :n määrittely on osoittautunut usein vaikeaksi, eikä maaperän saturaoituminen johdu pelkästään korkeussuhteista. Neljänneksi topografinen indeksi vaatii mielellään tarkan spatiaalisen lähtöaineiston, sillä rinteiden tulee olla ainakin soluja pidempiä. Viidenneksi indeksi ei sovellu jokaiseen maastoon (Beven 1997). Kuudenneksi topografinen indeksi ei huomioi peltojen kuivatustilaa, teitä ja kallioesiintymiä (Page ym. 2005).

Topografisen indeksin selkeä vahvuus on mallin yksinkertaisuus ja parametrien vähäisyys sekä siten vähäinen alttius virheille (Beven 1997). Indeksi tuottaakin hyvän yleisarvion saturaoituvista alueista ja valuman kehittymisestä (Page ym. 2005, Agnew ym. 2006, Srinivasan & McDowell 2009). Indeksien tarkkuus paranee, kun käytetään tarkkaa korkeusmallia ja empiirisesti mitattuja maaperäominaisuustietoja (Srinivasan & McDowell 2009). Tässä tutkimuksessa kokeiltiin lisäksi eri tapoja α :n määrittämiseen erilaisilla tavoilla määritellä valuman suunta (luku 3.6.2).

On osoittautunut, että topografinen indeksi on ongelmallinen tasaisten pintojen valuman määrittelyssä, koska sen mukaan vesi ei virtaa tasaisilla alustoilla (Garbrecht & Martz 1997, Pan ym. 2004). Pinnat ovat kuitenkin vain harvoin tasaisia ja tasaisuus johtuu yleensä korkeusmallin epätarkkuudesta (Garbrecht & Martz 1997). Lisäksi ongelma on laskennallinen, sillä nollalla ei voi jakaa. Yksinkertaisimmassa korjaustavassa tasaisten kohtien rinteeksi on

asetettu pienin aineistossa esiintyvä rinteen jyrkkyys (Endreny & Wood 2003). Pan ym. (2004) laskentatavassa tasaisten kohtien rinteen kulma lasketaan lähimmän alempana olevan solun avulla. Hjerdt ym. (2004) veivät ajattelua pidemmälle ja kehittivät tavan, jossa kaikki β :n arvot korvataan uudella termillä, jossa lasketaan kulmaa pidemmälle alarinteeseen. Kuitenkin Sørensenin ym. (2006) tutkimuksessa β osoittautui useammassa tavoissa parhaaksi tavaksi laskea rinteen jyrkkyys. Toisissa tavoissa puututaan valuman suunnan laskentatavan korjaamiseen. Näitä tapoja esiteltiin uomaverkoston rakentamisen yhteydessä luvussa 3.6.2.

Tässä työssä topografinen indeksi luotiin spatiaaliseen muotoon kolmella eri tavalla. Ensimmäiseksi mukailtiin Endrenyn & Woodin (2003) esittelemää yksinkertaista tapaa (kuva 6). Tavassa käytettiin ArcGISin Spatial Analyst -lisäosan hydrologisia työkaluja. Yläpuolista valuma-alueetta α kuvattiin painotetulla Flow Accumulation -rasteripinnalla. Pintaan lisättiin arvo 1, jotta 0-arvot saatiin eliminoitua, ja se kerrottiin pikselikoolla eli 25 metrillä, jotta α kertoisi pituudesta eikä solumäärästä. Vastaavasti β saatiin selville muodostamalla korkeusmallista rinteen prosentuaalista jyrkkyyttä kuvaava pinta Slope-työkalulla. Tämä pinta jaettiin sadalla, jotta rinteen tangenti saatiin selville, ja lisäämällä arvo 0,0001, jotta tasaiset pinnat ja nollalla jakaminen saatiin eliminoitua.



Kuva 6. Topografisen indeksin muodostaminen Spatial Analyysin avulla. Suluissa on ilmoitettu käytetyt työkalut.

Kaksi muuta tapaa laskea topografinen indeksi laskettiin TauDEM-lisäosan D8- ja D_{∞} -menetelmien avulla muodostettujen Contributing Area ja Flow Direction -pintojen avulla. Laskemisessa käytettiin Map Algebraa. TauDEM laskee rinteen jyrkyyden suoraan tangentiarvona, joten β oli valmiina. Vastaavasti D_{∞} Contributing Area laski α :n suoraan pituutena. D8 Contributing Area -pinta piti kertoa 25 metrillä samaan tapaan kuin ensimmäisessä Spatial Analyst -pohjaisessa tavassa.

Tasaisten alueiden rinteiden jyrkkyys määritettiin yksinkertaisimmalla menetelmällä, koska topografisessa indeksissä ei ole tarpeen määrittää valuman suuntaa eikä monimutkaisempia laskentatyökaluja ollut helposti saatavilla. Maaperää ei huomioitu topografisen indeksin laskemisessa, koska maaperälähtöaineisto ei sisältänyt tietoa maakerroksen paksuudesta ja oletettiin, että maaperä on täysin saturoitunut. Topografinen indeksi tuottaakin hyvän arvion siitä, minne vesi kertyy, kun maaperä on saturoitunut. Kun maaperä ei ole saturoitunut, topografinen indeksi antaa hyvän arvion aluksi saturoituvista alueista, jos VSA-hydrologia on alueella vallitseva, vaikka maaperäparametreja ei ole huomioitu laskemisessa. Voidaan olettaa, että Aurajoen valuma-alue noudattelee ainakin osittain VSA-hydrologiaa, koska Suomen leudossa ilmastossa saturoituneiden ja ei-saturoituneiden alueiden muodostamassa valumassa on suuria eroja (Karvonen ym. 1999).

3.6.5 Maaperän läpäisykyvyn arviointi

Maaperän vedenläpäisevyyden avulla arvioitiin pohjavesi- ja valumariskejä. Lähestymistapa ei kerro minne vettä kertyy, vaan se ilmaisee miten paljon maaperä läpäisee vettä missäkin pisteessä. Siten se täydentää muita hydrologisia riskialuekartoitustapoja. Tapa noudattelee löyhästi Yhdysvalloissa kehitettyä empiiris pohjaista Curve Number (CN) -tarkastelutapaa, jossa luodaan valumakäyrä siten, että y-akselilla on valuma ja x-akselilla sademäärä. CN kertoo siten, miten iso osa sademäärästä muuttuu valumaksi tietyllä maankäyttömuodolla ja maaperällä (Viessman & Lewis 2003 s. 196 – 197). CN-tarkastelutapa kertoo perinteisessä muodossaan imeytysylijämmävaluman muodostumisesta (Lyon ym. 2006).

CN-lähestymistapaa on käytetty monissa malleissa kuten SWATissa (Arnold ym. 1998). Ravinneindekseissä eri alueita on valumariskiluokiteltu CN:n eli maaperän ja maankäyttömuotojen sekä lisäksi rinteiden jyrkkyuden avulla (Gburek ym. 2000, Heathwaite ym. 2003). Tapaa on käytetty myös hydrologisessa riskialuekartoituksessa – tosin valuma-alueen kokonaisvirtaaman määrittelyssä ja yhdistettynä VSA-hydrologisiin tarkasteluihin (Gburek ym. 2002, Lyon ym. 2004, 2006). Gburek ym. (2002) yhdistivät CN-tarkasteluun kuivatus-tiheystarkastelun, joka kuvaa valuma-alueen kuivatus tilaa valuma-alueen koon ja virtojen pituuden välisenä suhteena. Tämä tapa ei poikkea kovin paljoa vesistöjen läheisyystarkastelusta, joten sitä ei käytetä tutkimuksessa. CN:n avulla on luotu myös yksinkertainen spatiaalinen tarkastelu (Zhan & Huang 2004). CN:n yksi päätarkoitus on valumamäärän laskeminen ja se on suunniteltu myrskyvaluman tarkasteluun eikä ravinnekuormituksen, jota

voi tapahtua myös pienen valuman aikaan (Agnew ym. 2006). Valumamäärää eikä myrskyvalumaa ollut tarkoitettu tutkia, joten CN:ia ei hyödynnetty tutkimuksessa suoraan. Sen sijaan topografinen indeksi sekä valumatarkastelut antavat pohjan veden virtaaman mallinnukselle ja eri maaperien sekä maankäyttömuotojen valumaherkkyyttä voi tarkastella myös yksinkertaisimmilla tavoilla.

Läpäisykykyä arvioitiin maannostietokannan avulla. Tietokanta sisältää asiantuntija-arviona tehdyn seitsenportaisen asteikon maaperän vedenläpäisevyydestä (Lilja 2009). Nopeasti vettä läpäisevät maaperät luokiteltiin pohjavesiriskialueiksi, mikäli alueet olivat topografisen indeksin ja vertikaalisen etäisyyden suhteen riskialueita. Vastaavasti heikosti läpäisevät maaperät luokiteltiin valumariskialueiksi. Valumariskialueluokittelu tehtiin samaan tapaan kuin USLE-pohjaisessa tarkastelussa (taulukko 8). Maannostietokanta muunnettiin 25 metrin pikselikoon rasteripinnaksi. Eri vedenläpäisevyyksiluokille annettiin valumariskikertoimet (*H*-kerroin), jotka arvioitiin asiantuntija-arviona ja kirjallisuuden (Gburek ym. 2000, Heathwaite ym. 2003) avulla. Kertoimia käytettiin, kun laskettiin yhdistettyä eroosio- ja valumariskiä eri ravinnefraktioille. Valumariskiluokittelussa ei käytetty hyväksi maankäyttömuotoa ja rinteiden jyrkkyyttä, sillä ne huomioitiin USLE-tarkastelussa.

Taulukko 8. Maaperän vedenläpäisevyyden avulla arvioitu pohjavesi- ja valumariski.

Vedenläpäisevyys (cm/h)	Valumariski (H)	Pohjavesiriski
Hyvin hidas (< 0,1)	4	Ei riskiä
Hidas (0,1 - 0,5)	4	Ei riskiä
Melko hidas (0,5 - 2)	3	Pieni riski
Kohtalainen (2 - 6)	3	Pieni riski
Nopea (6 - 12,5)	2	Keskisuuri riski
Hyvin nopea (12,5 - 25)	2	Keskisuuri riski
Erittäin nopea (> 25)	1	Suuri riski
Ei luokiteltu	1	Ei riskiä

Pohjavesiriskiluokittelussa maaperät jaettiin neljään eri luokkaan (taulukko 8). Alueita, joille pohjavesiriski voi muodostua kartoitettiin topografisen indeksin avulla. Nämä alueet luokiteltiin edelleen pohjavesiriskialueiksi, jos maaperä läpäisee vettä, ravinnekuormitus on mahdollista ja alue on pohjavesialue. Tarkastelu tehtiin leikkaamalla maaperäaineistosta erilleen ne alueet, jotka sijaitsevat peltolohkojen ja pohjavesialueiden kohdalla. Leikkaamiseen käytettiin Spatial Analystin Extract by Mask -työkalua.

3.7 Suojakaistojen tarkastelu

Peltolohkon potentiaalia toimia ravinnekuormituslähteenä voi lieventää lohkon ja vesistön välissä oleva suojakaista. Työssä suojakaistoja tarkasteltiin kahdella tavalla: manuaalisesti ja suojakaistaindeksin avulla.

GIS-pohjaisia suojakaistatarkasteluja on tehty monella tavalla. Bren (1998) mallinsi suojakaistojen tarvetta siten, että niiden leveys korreloi yläpuolisen valuma-alueen kanssa eivätkä ne olleet tasaleveitä. Basnyat ym. (2000) vertailivat eri maankäyttömuotojen pidätyvyyspotentiaaleja ja vertailivat eri alueiden vesien laatua empiiristen mittausten avulla. He eivät kuitenkaan tarkastelleet suojakaistojen sijaintia vaan eri maankäyttömuotojen jakaumaa. Smart ym. (2001) sekä Reed & Carpenter (2002) yhdistivät spatiaalisen suojakaistatarkastelun empiirisiin havaintoihin ja tutkivat siten suojakaistojen tehokkuutta. Apan ym. (2002) tarkastelivat suojakaistojen muuttumista ajassa maankäytön muutoksia vertailemalla eri ajankohtien satelliittiaineistoja. Qiu (2003) ehdotti suojakaistojen perustamista VSA-hydrologian riskialueille. Tosin hän korosti, että myös muut tekijät, kuten ilmasto ja maankäyttömuoto vaikuttavat valintaan. Lin ym. (2004) rakensivat monimutkaisen indeksin, joka otti huomioon muun muassa maaperän, maankäyttömuodon ja tulvakorkeuden. Fysikaalispohjaisen indeksin rakentaminen vaati kuitenkin empiirisiä mittauksia. Suojakaistatarkastelua on tehty myös satelliitti- ja kaukokartoitusaineistojen avulla. Tulevaisuudessa laserkeilausaineistojen hyödyntäminen voi kasvaa yhä suurempaan rooliin (Goetz 2006).

Suomessa suojakaistoja on tarkasteltu empiirisen tutkimuksen ja yksinkertaisten GIS-menetelmien avulla (Salmela 1999) ja eroosiotarkastelun yhteydessä ICECREAM-mallin avulla (Rankinen ym. 2001). Nämä tavat eivät myöskään ole suoraan hyödynnettävissä. Niiden sijaan tässä työssä suojakaistoja tarkasteltiin riskialueiden yhteyden suojakaistaselvityksellä ja suojakaistaindeksin avulla.

Ensimmäisessä tavassa selvitettiin manuaalisesti suojakaistojen esiintymistä vesistöjen ja riskialueiden ympärillä. Uomien ympärille muodostettiin 10 – 100 metrin tarkastelualueita Buffer-työkalulla ja niiden maankäyttömuotojakaumaa tarkasteltiin. Tarkastelua täydennettiin tutkimalla suojakaistojen eli nurmi-, kosteikko- ja metsäalueiden esiintymistä riskialueiden lähellä. Näiden maankäyttömuotojen lisäksi muuta maatalousmaata voi pitää varauksella suojakaistana, sillä se on lähes kokonaan CLC:n peltomaaksi ja pienipiirteiseksi

maatalousmosaiikiksi luokittelemaa maata, jota peltolohkorekisterissä ei ole huomioitu. Vastaavantyyppistä lähestymistapaa on käyttänyt Xiang (1996) – tosin yksityiskohtaisemmin. Hän laski jokaisen suojakaistan pidätyskyvyn yksityiskohtaisten kaavojen avulla ja tämän avulla paikansi alueita, joilla suojakaistat olivat puutteellisia.

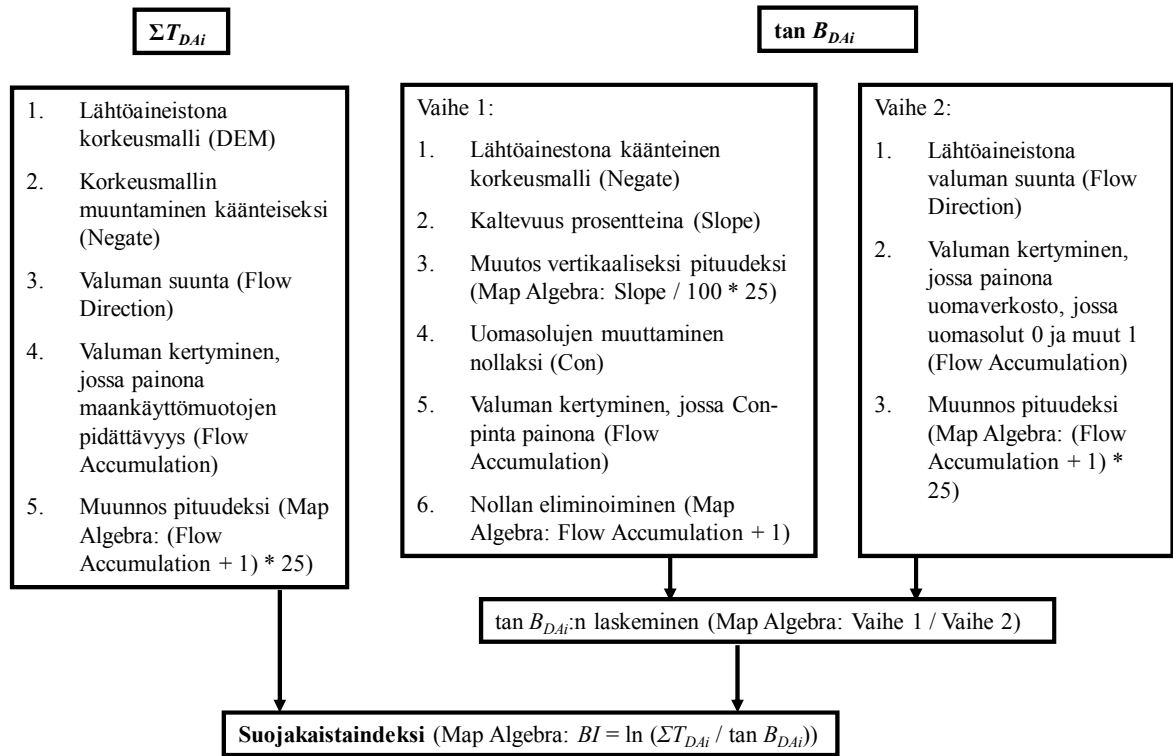
Toisessa tässä työssä käytetyssä tavassa suojakaistojen vaikutusta tarkasteltiin Endreny & Woodin (2003) suojakaistaindeksin avulla (kaava 5). Suojakaistaindeksi kertoo valuma-alueen eri kohtien suhteellisesta pidätyskyvystä. Siten se ei kerro absoluuttisesti, kuinka paljon ravinteita, kiintoainetta tai valumaa pysähtyy tiettyyn kohtaan, vaan vertaa kohdan alapuolisen valuma-alueen pidätysmahdollisuutta valuma-alueen muiden kohtien alapuolisen valuma-alueen pidätysmahdollisuuteen.

$$BI_i = \ln\left(\frac{\sum_{DA=1}^N T_{DAi}}{\tan B_{DAi}}\right) \quad (5)$$

Kaavassa BI_i on suojakaistaindeksi, $\sum T_{DAi}$ on leviämisalueen kumulatiivinen pidätystehokkuus ja B_{DAi} leviämisalueen keskimääräinen rinteen jyrkkyys. Osoittajan arvo saatiin selville Spatial Analystin Flow Direction ja Accumulation -työkaluilla (kuva 7). Ne tulee kuitenkin ajaa käänteiselle korkeusmallille, joka voidaan luoda Negate-työkalulla ja josta kuopat tulee täyttää. Flow Accumulation -ajossa käytettiin painokertoimina taulukon 9 mukaisia eri maankäyttömuotojen pidätyskykyarvoja. Arvot arvioitiin asiantuntijatiedon avulla. Lopuksi Flow Accumulation -pintaan lisättiin arvo 1 ja kerrottiin rasterin pikselikoolla, 25 metrillä, jotta saataisiin selville pidätystehokkuus alueen pituuden suhteen. Osoittajan arvot ovat suurimpia korkealla olevissa pisteissä, joiden alarinteellä on paljon hyvän pidätyskyvyn omaavaa maa-alaa. Vastaavasti arvot ovat pieniä lähellä vesistöjä, etenkin jos suojakaistoja ei ole.

Nimittäjä luotiin kaksivaiheisesti (kuva 7). Ensimmäisessä vaiheessa käänteisen korkeusmallin avulla laskettiin Slope-työkalulla prosentuaalinen rinteen jyrkkyys, joka muunnettiin vertikaaliseksi etäisyydeksi jakamalla se 100:lla ja kertomalla 25:llä. Tämän pinnan jokaisen uomasolun arvoksi asetettiin 0 Con-työkalun avulla. Muokattua rinnepintaa käytettiin käänteisen korkeusmallin Flow Accumulation -ajossa painokertoimina. Lopputulokseen lisättiin arvo 1, jotta 0-arvot saatiin eliminoitua.

Toisessa vaiheessa Flow Accumulation ajettiin käänteiselle korkeusmallille käyttämällä uomaverkosta painokertoimena siten, että uomasolut saivat arvon 0 ja muut kohdat arvon 1. Lopputulokseen lisättiin arvo 1 ja se kerrottiin 25 metrillä horisontaalisen etäisyyden selvittämiseksi. Tämän jälkeen ensimmäisen vaiheen lopputulos jaettiin toisen vaiheen lopputuloksella. Tuloksena oli rinteiden keskimääräinen tangentti eli kaavan 5 nimittäjä.



Kuva 7. Suojakaistaindeksin laskeminen Spatial Analystin avulla. Suluissa on ilmoitettu käytetyt työkalut.

Taulukko 9. Suojakaistaindeksin laskemisessa käytetyt eri maankäyttömuotojen pidätyskyvyt. Arvot on arvioitu asiantuntijatiedon avulla.

Maankäyttömuoto	Suhteellinen pidätyskyvyt
Kevätvilja	0,2
Syysvilja	0,2
Juurikas	0,2
Nurmi	0,6
Muu maatalousmaa	0,4
Rakennetut alueet	0,1
Metsät	0,8
Kosteikot	0,9
Vesialueet	0

Suojakaistaindeksi BI yhdistettiin topografiseen indeksiin TI muodostamalla yhteisindeksi (kaava 6).

$$I = \frac{TI}{BI} \quad (6)$$

Yhteisindeksi I on sitä suurempi, mitä suurempi topografinen indeksi ja mitä pienempi suojakaistaindeksi on. Siten indeksin isot arvot kertovat riskialueista, joilla topografinen indeksi on suuri ja suojakaistoja ei ole. Indeksia tarkasteltiin leikkaamalla se peltolohkoille Spatial Analystin Extract by Mask -työkalulla.

3.8 Ravinteiden mallinnus

3.8.1 Erilaiset ravinneriskit

Pelkkä karkea eroosion ja valuman arviointi ei riitä ravinnekuormitusriskialueiden paikannukseen. Ravinnepitoisuudet voivat näet vaihdella peltojen välillä ja sisällä merkittävästi. Ravinteita onkin kertynyt ylimäärin niin sanotuille hot spot -alueille, jotka voivat johtua esimerkiksi karjanlannan varastoinnista ja levityksestä. Nämäkään alueet eivät tosin välttämättä ole riskialueita, jos ravinteet pysyvät paikallaan eivätkä kulkeudu vesistöön. Vastaavasti valumariski ei paikanna ravinteita. Siten ravinnekuormituksen riskialueiden kartoitus on vaikeaa ja vaatii usein empiirisiä mittauksia (Page ym. 2005).

Suomessa riskialueita onkin paikannettu ojasedimenttien fosforipitoisuusmittausten avulla (Jansson ym. 2000). Tyypillisin tapa ravinteiden arviointiin lienee kuitenkin erilaiset indeksit (Bechmann 2009; luku 2.5.2). Tässä tutkimuksessa ei kuitenkaan ollut mahdollista lähteä tarkastelemaan kuormitusta indeksien avulla, koska ne olisivat vaatineet liikaa lähtötietoja ja olleet liian monimutkaisia. Huonosti parametrisoituna virheriski olisi kasvanut.

Partikkelimainen fosfori on pääosin sitoutunut kiintoaineeseen (luku 1.1), joten sen kuormitusta voi arvioida kiintoainekuormituksen avulla. Vastaavasti liukoinen fosfori ja nitraattityppi noudattavat valuma- ja tulvariskiä (luku 1.1). Tosin typen eri fraktioiden tarkka mallinnus on vaikeaa (Endreny & Wood 2003). Typpeä ja fosforia sekä niiden fraktioita tarkastellaankin tutkimuksessa lähinnä eroosio- ja valumariskien yhteydessä. Lisäksi ravinteiden tarkastelussa otetaan huomioon lannanlevitys pelloille ja eri maataloustoimenpiteet. Näitä molempia pidetään merkittävänä riskitekijöinä (Page ym. 2005, Bechmann ym. 2009).

3.8.2 Lannanlevitys pelloille

Lantapeltoja mallinnettiin simuloimalla lannanlevitystä lantaloiden lähellä oleville pelloille. Lantaloiden sijaintitiedot ja tilojen eläinten lukumäärät saatiin TIKeltä. Edelleen tiedot eri eläinten ravinne-erityksestä saatiin Ympäristöministeriön kotieläintalouden ympäristönsuojeluohjeesta (Ympäristöministeriö 2009). Ravinteiden määriä jouduttiin tosin arvioimaan, sillä käytetty aineisto oli jaoteltu ainoastaan eläinten mukaan eikä siinä ollut erotteluja esimerkiksi lihakarjan ja maitokarjan välillä. Arvioinnissa käytettiin apuna BaltHazAR-raporttia (HELCOM 2009). Käytetyt ravinnearviot ovat taulukossa 10.

Taulukko 10. Eri eläimet ja niiden erittämät ravinnemäärät yksilöä kohden vuodessa. Ravinnemäärät on arvioitu kotieläintalouden ympäristönsuojeluohjeen (Ympäristöministeriö 2009) ja BaltHazAR-raportin (HELCOM 2009) avulla.

Eläin	Fosfori vuodessa (kg)	Typpi vuodessa (kg)
Naudat	15	100
Siat	5,7	23
Kanat	0,2	0,7
Hevoset	10	50
Lampaat	3,5	17
Vuohet	3,5	17
Kalkkunat	0,4	1,6
Ankat	0,2	0,6
Hanhet	0,2	0,6
Muut linnut	0,2	0,6

Peltoala, jolle lantaa levitettiin, arvioitiin ympäristönsuojeluohjeen antaman maksimiarvon perusteella. Ohjeen mukaan kasveille käyttökelpoista fosforia saa levittää peltoalalle maksimissaan 20 kg yhdelle hehtaarille vuodessa. Lannan fosforista käyttökelpoista on 85 % (Ympäristöministeriö 2009). Siten lannanlevitykseen fosforin vuoksi tarvittava pinta-ala hehtaareina on laskettavissa kaavan 7 mukaisesti.

$$A = P * 0,85 / 20 \quad (7)$$

Kaavassa A on pinta-ala (ha), jolle lantaa levitetään ja P fosforimäärä, joka saadaan kertomalla eläimen erittämä fosfori eläinmäärällä. Vaikka ala laskettiin fosforimäärän perusteella, oletettiin, että pelloille levitetään lantaa eikä fosforia. Levitettävä lantamäärä korreloi sekä fosforin että typen kanssa eikä eri ravinteiden levitystä tarvitse tarkastella erikseen.

Seuraavassa vaiheessa arvioitiin, että lantaa levitetään pelloille, jotka jäävät tietyn säteisen ympyrän sisäpuolelle, kun lantala on ympyrän keskipisteenä. Ympyrän säde arvioitiin kaavan 8 avulla.

$$r = \sqrt{\frac{A * 10000 * 2}{\pi}} \quad (8)$$

Kaavassa r on ympyrän säde (m), A kaavan 7 mukaan laskettu peltoala (ha) ja 10000 ha-m²-muunnos. Luku 2 on ympyrän suurennusarvo, joka kaksinkertaistaa ympyrän pinta-alan. Suurennus tehtiin, koska ympyrän sisään jää peltojen lisäksi muita alueita, joille ei levitetä lantaa. Ympyrät muodostettiin lantaloiden ympärille ArcGISin Buffer-työkalulla ja ne rajattiin edelleen koskemaan ainoastaan peltolohkoaineistojen peltoalaa Intersect-työkalulla.

Valittua suurennusarvoa 2 pidettiin sopivana, sillä leikkauspinnan pinta-ala oli noin 47 % ympyröiden koko pinta-alasta ja vastasi siten lantamäärän levitykseen tarvittavaa pinta-alaa A . Tästä pinta-alasta 4 prosenttiyksikköä jää valuma-alueen ulkopuolelle, mikä ei haittaa, koska viljelijät tuskin noudattavat valuma-alueen rajoja. Osin arvio ei kuitenkaan ole oikea, sillä joidenkin lantaloiden lähellä on runsaasti peltoja ja toisten lantaloiden lähellä vähän, joten osa levitysmäärästä kohdistuu sijainnillisesti väärään paikkaan. Tätä ei kuitenkaan pidetty suurena ongelmana, sillä tarkkaa tietoa pelloista, joille lantaa levitetään, ei ollut käytettävissä eikä sitä tietoa saisi myöskään julkaista. Jos tarkat tiedot ovat käytettävissä, voidaan riskialuekarttoja tarkentaa tältä osin.

Lannanlevitysarviota tehdessä otettiin huomioon yksityisyyden suoja ja tutkimusetiikka. Yhtäältä havaintoja ja aineistoja ei saa vääristellä. Toisaalta yksityisyyden suojaa ei saa rikkoa ja raportointi tulee tehdä siten, että yksittäiset ihmiset eivät ole tunnistettavissa arkaluontoisissa ja salassa pidettävissä asioissa (Kuula 2006). Lannanlevityksen kuvaamisessa ongelmaksi muodostuu ensiksi lantaloiden omistajien peltojen sijainti, toiseksi lantaloiden sijainti ja kolmanneksi eläintiedot sisältäen eläimet ja niiden lukumäärän. Näistä ensimmäinen ei ole suuri ongelma, sillä peltojen omistussuhteet eivät olleet tiedossa ja lantaa oletettiin levitettävän lähimmille pelloille eikä lantalan omistajan pelloille. Valittu esitystapa lisäksi varioi jonkin verran peltoalaa, jolle lantaa levitetään, joten se tuottaa jonkinlaista satunnaisvaihtelua, mikä on yksi anonymisoinnin keino (Kuula 2006).

Lantaloiden sijainnin ja eläintietojen kuvaaminen on hienoinen ongelma. Lantaloita ei tosin piirretä pisteenä esitettäviin tuloksiin eikä eläintietoja kerrota, mutta lantaloiden sijainnit ja eläintiedot ovat pääteltävissä lantapeltojen perusteella. Kuitenkaan lantaloiden tarkkoja koordinaatteja ei kerrota.

USLE-tarkastelussa lantapelloille annettiin kaksi vaihtoehtoista *L*-kerrointa 3 ja 7, koska on epävarmaa kuinka suuri vaikutus lannalla on ravinnekuormituksessa. Lantapelloja kuvaava monikulmioaineisto lisättiin valuma-alueen rajoja kuvaavaan aineistoon Update-työkalulla, minkä jälkeen aineisto muutettiin 25×25 metrin rasterimuotoon ja luokiteltiin uudestaan Reclassify-työkalulla. Ensimmäinen riskikerroin määritettiin 3:ksi, koska Yläneenjoen valuma-alueella Varsinais-Suomessa karjanlantapelloille levitetään noin kolme kertaa enemmän fosforia kuin väkilannoitetuille pelloille (Mattila ym. 2007). Tämä karkea arvio lienee melko todenmukainen myös Aurajoen alueella. Toisaalta joissain tutkimuksissa karjanlannan on katsottu lisäävän fosforipäästöjä selvästi enemmän (Sharpley ym. 2001), joten lannalle annettiin myös vaihtoehtoinen kerroin 7. Molemmissa tapauksissa kyse on arvioista, sillä tarkkaa tietoa lantapelloista eikä levitettävän lannan määrästä ole. Myöskään pelkkä levitysmäärä ei kerro riskistä. Keskeistä olisi lannanlevitys sellaisille lohkoille, joiden ravinnetila edellyttää lannoittamista. Vastaavasti levitysjankohta vaikuttaa riskiin. Etenkin lannoitus syksyllä lisää riskiä (Uusitalo ym. 2007). Lantaa levitetään kuitenkin eniten keväällä (Mattila ym. 2007). Ajankohtaa ja peltöjen ravinnetilaa ei kuitenkaan pystytty ottamaan huomioon lantariskiä määritellessä.

Liukoisten ravinteiden riskinarvioinnissa lantapelloja tarkasteltiin erityisen ravinnepitoisina peltoina. Tarkastelu tehtiin vertaamalla hydrologisia riskialueita lantariskialueiden kanssa.

3.8.3 Eri maataloustoimenpiteet

Peltöjen maataloustoimenpiteiden merkityksen selvittämiseksi eri peltolohkoille asetettiin eri tavalla vesistöä kuormittavia maataloustoimenpiteitä. Maataloustoimenpiteet siten joko lisäsivät tai vähensivät tietyn peltolohkon suhteellista riskiä. Aurajoen valuma-alueella tehtyjen toimenpiteiden arvioitu jakauma (taulukko 11) saatiin Varsinais-Suomen ELY-keskuksesta, joka on kerännyt tietoja kuntien maaseutuasiamiehiltä. Eri toimenpiteitä ei rekisteröidä, joten niiden osuudet eivät välttämättä pidä täysin paikkaansa, mutta ne antavat hyvän arvion todellisuudesta.

Eri toimenpiteet jaettiin suurempiin luokkiin, jotka on esitetty tummennettuna taulukossa 11. Suurempien luokkien sisällä vesistökuormitus on suunnilleen yhtä suurta ja ne on jaettu talviaikaisen kasvipeitteen mukaan. Luokat generoitiin eri peltolohkoille osin satunnaisesti siten, että nurmilohkojen muokkaustoimenpiteeksi määritettiin nurmi. Muille lohkoille toimenpide määritettiin umpimähkäisesti ArcGISin ominaisuustietotaulukon avulla prosentuaalisen jakauman mukaisesti. Spatiaalisen epävarmuuden takia satunnaisgenerointi suoritettiin kaksi kertaa. Siten tuloksena oli kaksi erilaista karttaa, joissa muokkaustoimenpiteiden prosentuaalinen jakauma on suunnilleen sama ja spatiaalinen jakauma eri.

Taulukko 11. Eri maataloustoimenpiteet Aurajoen valuma-alueella ja niiden prosenttiosuudet. Satunnaisgeneroinnissa käytetyt luokat on tummennettu.

Maataloustoimenpide	Pinta-ala (ha)	Osuus (%)
Normaali syyskyntö	7 842	26,0
Perinteinen kyntö/kylvö	1 301	4,3
Kyntö yhteensä	9 143	30,3
Kultivointi syksyllä	2 599	8,6
Sänkimuokkaus syksyllä	2 599	8,6
Talviaikainen sänki	7 982	26,4
Syysuorakylvö	619	2,1
Kevyt kasvipeite yhteensä	13 799	45,7
Suorakylvö (kevällä)	2 113	7,0
Niitto- ja tuorerehunurmet	3 350	11,1
Pysyvä laidun	74	0,2
Ruokohelpi	16	0,1
Kesanto	1 689	5,6
Nurmi yhteensä	5 129	17,0
YHTEENSÄ	30 184	100,0

Satunnaisgeneroimisen lisäksi maataloustoimenpiteiden avulla tehtiin kaksi erilaista skenaariotarkastelua, joiden avulla havainnollistettiin maataloustoimenpiteiden suuntaamisen vaikutusta. Ensimmäisessä skenaariotarkastelussa maataloustoimenpiteet suunnattiin eri peltolohkoille peltolohkojen keskikaltevuuden avulla (taulukko 12). Keskikaltevuus tuottaa jonkin verran karkeamman arvion kuin peltolohkoalan kaltevuus, joka on määritetty rasteripinnan avulla. Tarkastelussa peltoja ei kuitenkaan jaettu kaltevuusluokkiin. Skenaariotarkastelu tehtiin kahdella eri tavalla. Ensimmäisessä tavassa jyrkimmille peltolohkoille asetettiin toimenpiteeksi nurmi ja loivimmille lohkoille kyntö. Toisessa tavassa toimenpiteet asetettiin päinvastoin.

Taulukko 12. Peltolohkojen kaltevuuden avulla tehdyissä skenaariotarkasteluissa (rm1 ja rm2) eri maataloustoimenpiteiden jakautuminen eri kaltevuuksien peltolohkoille.

Toimenpide	Peltolohkojen keskikaltevuudet prosentteina	
	rm1	rm2
Kyntö	0 – 0,49	1,56 – 24,57
Kevyt kasvipeite	0,49 – 1,84	0,34 – 1,56
Suorakylvö	1,84 – 2,36	0,15 – 0,34
Nurmi	2,36 – 24,57	0 – 0,15

Toisena skenaariotarkasteluna tarkasteltiin tilannetta, jossa kaikki vesistöjen lähellä olevat pellot otettaisiin pois viljelykäytöstä. Tämä tarkastelu tehtiin kahdelle eri vesistöetäisyydelle eli 50 ja 150 metrille.

Partikkelimaisen fosforin ja kiintoainekuormituksen tarkastelussa maanmuokkaustoimenpiteet lisättiin USLE-tarkasteluun uutena *T*-kertoimena (taulukko 13). Eri toimenpiteiden aiheuttamat eroosioriskit arvioitiin kirjallisuuden (Renard ym. 1997, Puustinen ym. 2005, Bechmann 2009) ja SYKEN VIHMA-mallin (ks. Puustinen & Linjama 2005, Puustinen & Tattari 2006) antamien arvioiden avulla. Vektorimuotoinen peltolohkoaineisto yhdistettiin valuma-alueen rajoja kuvaavaan aineistoon Union-työkalulla ja yhdistetty vektoraineisto muunnettiin 25 metrin rasteripinnaksi Polygon to Raster -työkalulla. Arvokentäksi asetettiin muokkaustavan *T*-kerroin.

Taulukko 13. Eri maanmuokkaustoimenpiteille annetut lisäriskikertoimet USLE-tarkastelussa. Kertoimet on annettu kirjallisuuden (Renard ym. 1997, Puustinen ym. 2005) ja asiantuntijatiedon avulla.

Maanmuokkaustapa	<i>T</i> -kerroin
Kyntö	3
Kevyt kasvipeite	2
Suorakylvö	1
Nurmi	1

Valumariskin osalta eri toimenpiteitä pidettiin valumariskiä lisäävänä tai vähentävänä tekijänä. Ei ole selvää, miten eri toimenpiteet vaikuttavat liukoisten ravinteiden kuormitukseen. Esimerkiksi joidenkin tutkimusten mukaan kevennetyt toimenpiteet ja etenkin suorakylvö voivat jopa lisätä liukoisen fosforin ja nitraattitypen kuormitusta (Sharpley ym. 2001, Puustinen ym. 2005). Lisäksi typen osalta merkittävänä on pidetty lähinnä lähderiskin alentamista (Heathwaite ym. 2000, McDowell ym. 2002). Erillistä riskikerrointa valumariskille ei määritetty, vaan tutkittiin, millaisia maataloustoimenpiteitä voi sijaita hydrologisilla riskialueilla.

4 TULOKSET

4.1 Luvun rakenne

Tuloksista esitetään ensimmäisenä USLE-tarkastelun mukaiset kiintoaineen riskialuekartat (luku 4.2). Samalla pohditaan, miten riskialueet tulisi esittää karttamuotoisesti. USLE-tarkastelun jälkeen siirrytään käsittelemään hydrologisia riskejä (luku 4.3). Osaluvun aluksi vertaillaan eri uomaverkoston muodostamistapoja (luku 4.3.1) ja korkeusmalleja (luku 4.3.2), minkä jälkeen tarkastellaan riskialuekarttoja, jotka on luotu tulvatarkastelun, topografisen indeksin, uomaetäisyyden ja veden läpäisevyyden avulla (luku 4.3.3). Tämän jälkeen tarkastellaan suojakaistojen esiintymistä ja suojakaistaindeksiä (luku 4.4). Tulosluvun päättää ravinteiden tarkastelu (luku 4.5). Osaluvussa tarkastellaan lannan ja maataloustoimenpiteiden vaikutusta aluksi USLE-pohjaisissa tarkasteluissa ja lopuksi topografisen indeksin tarkasteluissa.

4.2 Kiintoainekuormitusriski

Tulosten karttamuotoisessa esittämisessä on tärkeää tuoda esille, missä keskeiset riskialueet sijaitsevat ja minkälaisia eri menetelmien tulokset ovat. Riskialueiden sijaintiin ja määrään vaikuttavat keskeisesti tavat, miten riskit esitetään. Riskien esittämisen vaikeus havainnollistuu USLE-tarkastelun yhteydessä. Vaikka esitettävissä karttatasoissa käyttäisi täysin samoja lähtöaineistoja, karttatasot voivat näyttää todella erilaisilta. Toisin sanoen esitystavasta riippuen eri kohdat voivat nousta riskialueiksi ja havaittu suuren alueen kokonaisriski voi vaihdella. Ensinnäkin väriskaalaa voi venyttää esimerkiksi keskihajonnan, histogrammitasoituksen tai minimi- ja maksimiarvojen avulla. Toiseksi arvot voi jakaa eri luokkiin esimerkiksi kvantiilien, välimatkojen tai luonnollisten taukojen (*jenks*) avulla. Kolmanneksi rasteripinnan voi kuvata eri väreillä. Tuloksia esittäessä pyrittiin siihen, etteivät riskit vääristy. Lisäksi riskikarttojen esittämistä havainnoitiin käyttämällä myös muita tapoja, joilla riskit voidaan esittää.

Maankäyttömuodon, rinteiden jyrkkyyden ja maaperän eli *ERM*-tekijöiden muodostama eroosioriski päätettiin esittää neljällä eri tavalla, jotta havainnollistustavan merkitys tuotaisiin esille havaitun keskimääräisen riskin kannalta (kuva 8). Lähtöaineistot ja kertoimien arvot ovat kaikissa kuvissa samat. Kartat pyrkivät havainnollistamaan, että esitystavalla on väliä, vaikka kuvasta ei edes erityisesti yritetty tehdä harhaanjohtavaa huonoilla värivalin-

noilla. Kuva 8 b, jossa väriskaala on jaettu kvantiileihin, on selvästi tummempi kuin kuva 8 d, jossa väriskaala on venytetty minimi- ja maksimiarvojen avulla. Kvantiilien kynnyksarvot (kuvan 8 b selite) osoittavat, että suurin osa valuma-alueen *ERM*-riskiarvoista on melko pieniä ja vain neljänneksessä soluista arvo on yli 40. Tämä selittyy sillä, että valuma-alueen pinta-alasta iso osa on tasaista aluetta ja muuta kuin maatalousmaata. Tämän alueen *ERM*-arvo on pieni. Vastaavasti lähes kaikki peltolohkot saavat arvon, joka on yli 40. Siten neljään kvantiiliin jaettu väritys ei pysty erottelemaan erityisen pahoja riskialueita. Vastaavasti minimi- ja maksimiarvojen avulla venytetty väriskaala on liian vaalea eikä kaikkia riskipeltoja erota kuvasta. Sen sijaan kuvat 8 a ja 8 c ovat selvästi parempia, joskin kuvan 8 a luonnolliset tauot eivät ole tasavälisiä eivätkä edes tasaosuuksin muodostettuja.

Kuvassa 9 on esitetty viides eri tapa luokitella eroosioriski. Tällä kertaa riski on luokiteltu neljään eri luokkaan, jotka on määritetty manuaalisesti. Tämän tavan etuna on, että luokat voidaan määrittellä aineiston ominaispiirteet huomioiden. Pienimmässä riskiluokassa ($ERM < 50$) on pääosin muut maankäyttömuodot kuin peltolohkot. Lisäksi kaikki tasaisilla alueilla olevat peltolohkot kuuluvat tähän luokkaan. Vastaavasti suurimpaan riskiluokkaan kuuluu esimerkiksi yhdistelmä, jossa rinteen jyrkkyys R on yli 6 %, maankäyttömuoto M kevätvilja tai juurikas ja maaperän E arvo on vähintään kaksi. Tässä luokassa rinteen jyrkkyuden tulee olla vähintään 1,5 % ja maankäyttömuodon peltolohko. Väliin jäävissä kahdessa luokassa on vastaavasti monia erilaisia *ERM*-yhdistelmiä. Luokittelun haittapuolena on vastaavasti subjektiivisuus. Luokat voidaankin määrittellä, kuten itse halutaan. Subjektiivisuutta on tässä pyritty vähentämään asettamalla rajat tasakymmeniin ja pitämällä luokkien välimatkat selkeinä.

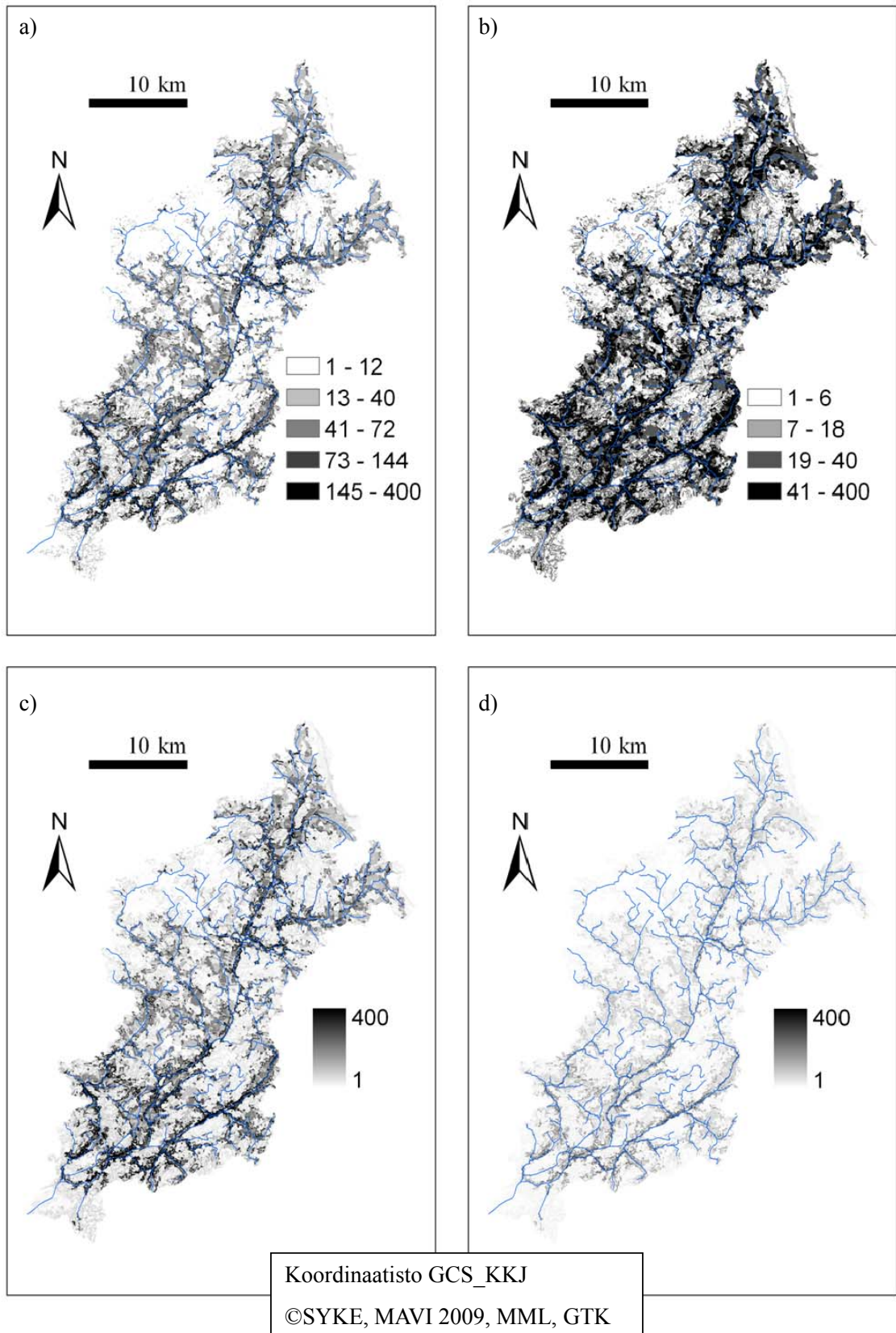
Kuva 9 havainnollistaa lisäksi maaperän merkitystä. Mosaiikin eri kuvissa maaperä on luokiteltu neljällä eri tavalla. Kuva ei ilmaise selkeästi, onko maaperällä väliä. Yhtäältä suunnilleen samat kohdat nousevat riskialueiksi jokaisessa kuvassa 9 a – c, joissa maaperää ei ole satunnaistettu. Toisaalta yksittäiset peltolohkot luokituvat eri tavalla eri kuvissa. Ero on selvä etenkin GTK:n maaperäaineiston ja maannosten välillä. Sen sijaan GTK:n maaperäaineiston avulla tehty kuva ei poikkea paljoa pintakerroksen maalajijakauman avulla tehdystä kuvasta. Erot johtuvat lähinnä savimaille määritellystä riskikertoimesta, sillä valuma-alue koostuu pääosin niistä. GTK:n aineiston ja maalajijakauman avulla tehdyissä luokitteluissa kertoimeksi annettiin 3, kun taas maannosten avulla tehdyssä luokittelussa kerroin oli 2. Muuten maaperäkartat eivät juuri poikkea toisistaan. Suurin riskikerroin eli 4

on Savijoen keskiosan silttimailla valuma-alueen kaakkoisosissa ja lisäksi joillain pienillä alueilla valuma-alueen muissa osissa.

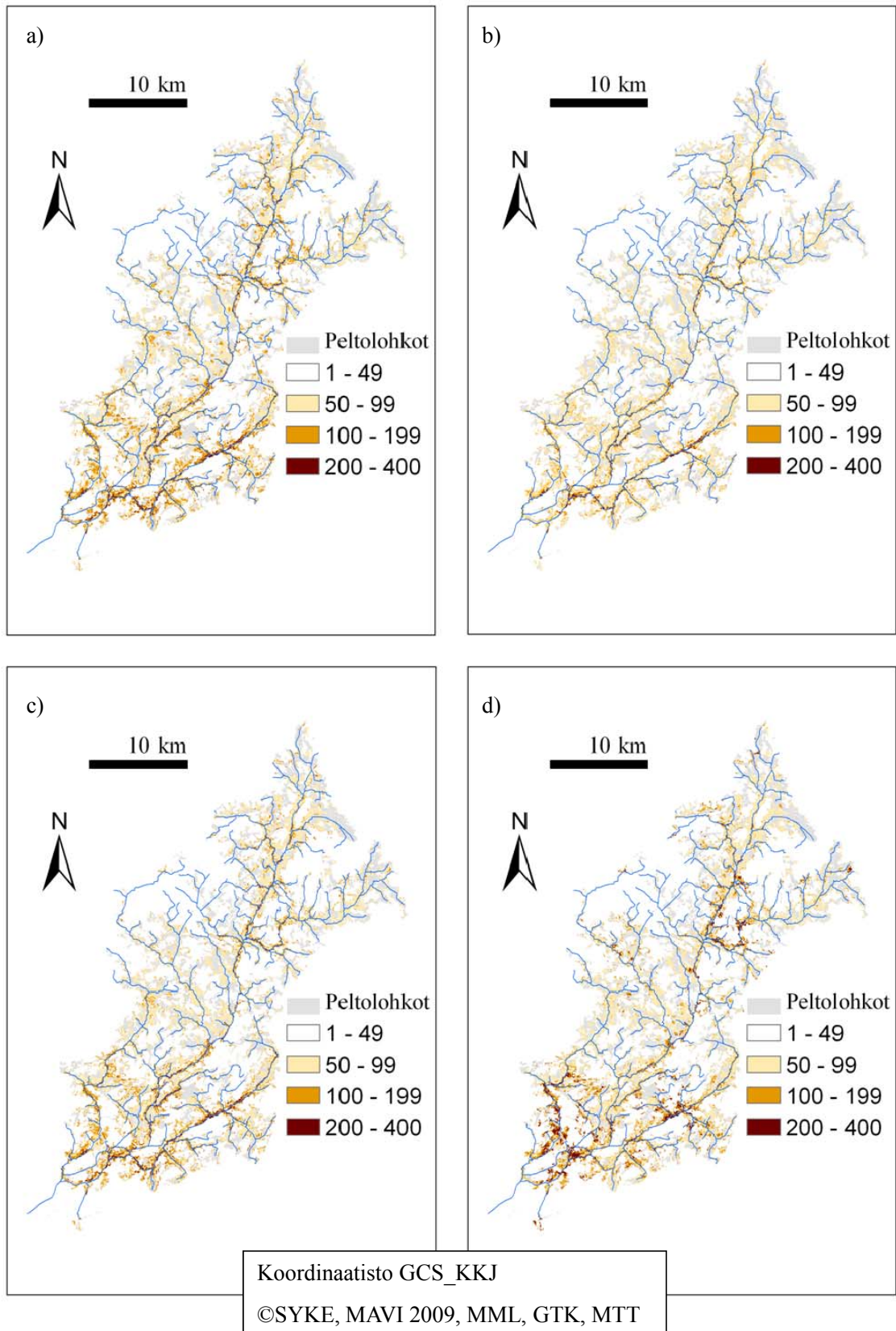
Maaperän satunnaistaminen (kuva 9 d) muuttaa riskialueita jonkin verran. Satunnaistaminen poistaa isot *ERM*-arvot joiltain alueilta ja vastaavasti asettaa isoja riskiarvoja toisille alueille. Siten satunnaistaminen sekoittaa kuvaa jonkin verran mutta suuret linjat pysyvät suunnilleen samoina. Kuva kuitenkin osoittaa, että eroosioriski voisi olla alueella selvästi pienempi, jos maaperä olisi karkearakeista saven sijaan. Vastaavasti, jos maaperä olisi silttivaltaisempaa, eroosioriski lisääntyisi. Satunnaistaminen ainakin osoittaa, että maaperällä on merkitystä eroosioriskin kannalta. Tämä merkitys on kuitenkin pienehkö.

USLE-pohjaisissa tarkasteluissa kuormitusriski keskittyi tietyille peltoaloille. Nämä riskialueet sijaitsivat pääosin uomaverkoston varrella. Tämä tulos korostui, kun laskennassa käytettiin maaperän *E*, rinteiden jyrkkyyden *R* ja maankäyttömuodon *M* lisäksi vesistöetäisyyttä *V* (kuva 10). Tarkastelussa monen peltolohkon riski pienenee ja suurin osa peltolohkoista luokituu pienen riskin alueeksi. Tätä pyritään havainnollistamaan erityisesti kuvassa 10 b, jossa on väritettynä neljän riskiluokan lisäksi peltolohkot.

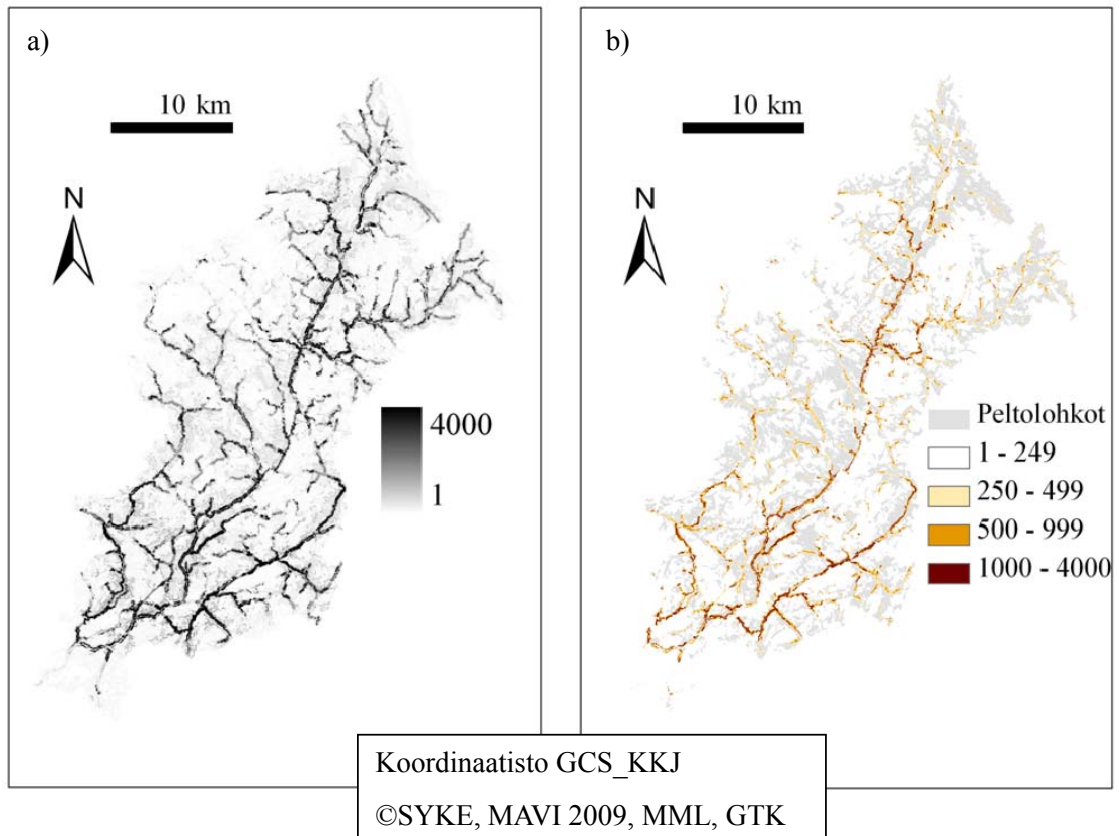
Kuvan 10 b riskiluokat on luokiteltu subjektiivisesti ja luokat noudattelevat suunnilleen samoja rajoja kuin kuvassa 9. Erona on, että riskiluokkien raja-arvot on kerrottu 5:llä eli 50 – 150 metrin vesistöetäisyydellä. Tämä luokittelu tuottaa jonkin verran erinäköisen riskialuekartan kuin keskihajonnan avulla venytetty väriskaala (kuva 10 a). Erot ovat tosin melko pieniä. Suurin ero on, että keskihajonnan avulla venytetyssä väriskaalassa monet alueet saavat harmaan eri sävyjä, kun taas luokitellussa kartassa samat alueet ovat pienimmässä riskiluokassa eivätkä siten erotu taustasta. Sen sijaan kuvan 10 a harmaasävyyn ja kuvan 10 b värien välillä ei ole suurta eroa. Toisin sanoen riskit näyttävät suunnilleen samoilta, vaikka värit ovat erilaiset. Tämä johtuu pääasiassa siitä, että kuvan 10 b väriskaala on samansuuntainen kuin kuvan 10 a eli suuremman riskin alueet on kuvattu tummalla. Väriskaalan voisi asettaa myös muilla tavoin, mutta etenkin, jos tummuusaste ei korreloi riskiluokan kanssa, karttaesitys herkästi vääristyy ja riskialueiden huomaaminen on vaikeampaa.



Kuva 8. *ERM*-eroosioriskikartta, jonka väriskaala on a) jaettu viiteen luokkaan luonnollisten taukojen (*jenks*) avulla, b) jaettu neljään kvantiiliin, c) venytetty keskihajonnan avulla sekä d) venytetty minimi- ja maksimiarvojen avulla. Maaperä on luokiteltu GTK:n maaperäaineiston avulla. Karttoihin on lisätty lähtöaineistojen mukainen uomaverkosto.



Kuva 9. *ERM*-tekijöiden muodostama eroosioriski. Maaperä on luokiteltu a) GTK:n maaperäaineiston, b) maannosten ja c) pintakerroksen maalajijakauman avulla sekä d) satunnaisesti. Riski on jaettu neljään eri luokkaan. Lisäksi kartassa on esitetty ne peltolohkot, jotka kuuluvat pienimpään riskiluokkaan, ja lähtöaineistojen mukainen uomaverkosto.



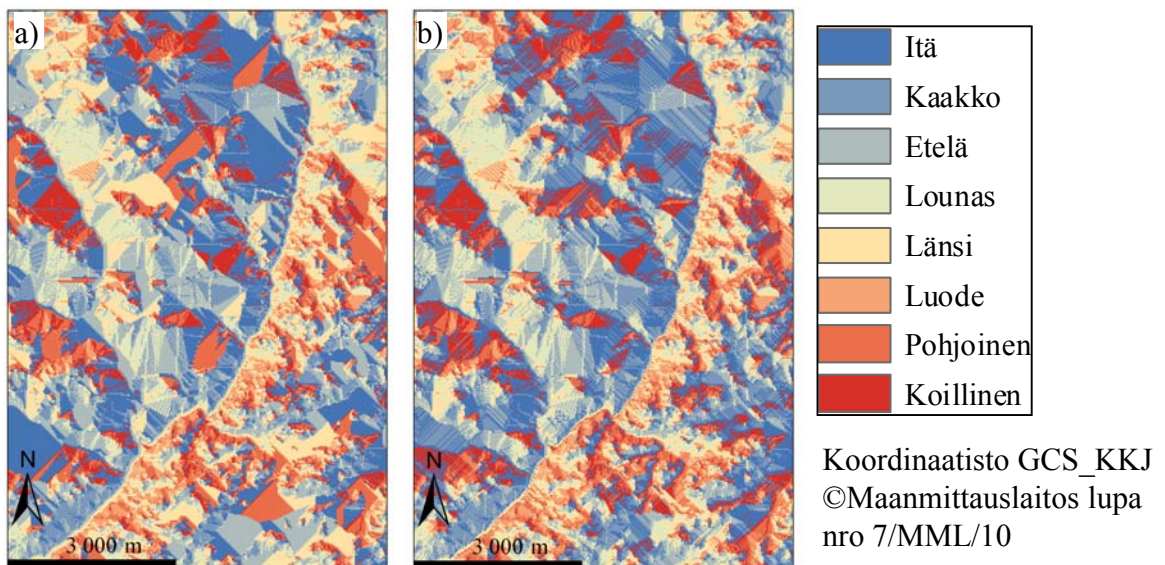
Kuva 10. *ERMV*-eroosioriskikartta, jonka väriskaala on a) venytetty keskihajonnan avulla ja b) jaettu neljään eri luokkaan subjektiivisesti. Maaperä on luokiteltu GTK:n maaperäaineiston avulla. Kuvassa b) on lisäksi väritettyinä peltolohkot, jotka kuuluvat pienimpään riskiluokkaan.

Kaikki uomaverkoston lähellä sijaitsevat pellot eivät ole USLE-tarkastelun mukaan riskialueita. Riskialttiita peltolohkoja sijaitsee etenkin Aurajoen pääuoman varrella ylä- ja alajuoksulla sekä alueen kaakkoisosassa Savijoen varrella. Lisäksi riskialueita sijaitsee valuma-alueen koillisosassa Kaulajoen varrella sekä lounaisosissa Vähäjoen varrella (kuva 2 a sivulla 21). Myös joidenkin pienempien sivu-uomien varrella sijaitsee riskialueita. Sen sijaan Aurajoen pääuoman keskiosassa ja aivan ylä- sekä alaosassa ei riskialueita juuri sijaitse. Riskialueita ei myöskään ole monen sivu-uoman varressa eikä minkään uoman koko juoksulla. Siten myös muut tekijät kuin vesistöetäisyys vaikuttavat peltolohkojen riskialttiuteen. Maaperä vaikuttaa riskialttiuteen jonkin verran, mutta suurempi vaikutus lienee maankäyttömuodolla ja rinteiden jyrkkyydellä. Tätä havainnollistaa peltolohkojen jyrkkyydestä kertova kuva 2 d sivulla 21, jossa suunnilleen samat alueet nousevat esiin kuin *ERM*-tarkastelussa. Lisäksi, kuten todettua, *ERM*-tarkastelussa riskialueita on enemmän kuin *ERMV*-tarkastelussa. Riskialueita voi siten sijaita myös kauempana uomista. Tästä kerrotaan enemmän maataloustoimenpidetarkasteluiden yhteydessä luvussa 4.5.

4.3 Hydrologiset riskit

4.3.1 Uomaverkoston rakentamistapojen vertailu

Hydrologiset riskit on määritetty ja esitetty 25 metrin korkeusmallin avulla, ellei tekstissä ole erikseen mainittu, että käytössä on ollut 2 tai 4 metrin korkeusmalli. Uomaverkosto näyttää erilaiselta riippuen siitä, millä tavalla sen rakentaa. Ensiksi tapa, jolla tasaisen alueen valuma määritellään, vaikuttaa lopputulokseen (kuva 11). Spatial Analystin avulla tehdyssä tarkastelussa (kuva 11 a) tasaiset alueet saavat usein saman valumasuunnan, kun taas TauDEM:n käyttämässä tavassa (kuva 11 b) tasaistenkin alueiden valumasuunta vaihtelee. Jos tasaista aluetta on paljon, tällä voi olla vaikutusta virtauskertymätulokseen ja edelleen uomaverkoston muodostumiseen. Vaihtelu ei ole kuitenkaan loputonta, vaan käytännössä valumasuunta vaihtelee kahden tai kolmen suunnan välillä. Nämä suunnat vuorottelevat vierekkäisissä soluissa. Vuorottelun syynä ovat menetelmän tekemät solujen korkeusarvojen muutokset, jotka vähentävät yksien solujen arvoja ja lisäävät toisten solujen arvoja. Siten TauDEM tuottaa jokseenkin hienostuneemman kuvan tasaisten alueiden valumasta ja estää suurten tasaisten alueiden syntymisen. Tämän voi havaita myös valmiista uomaverkostoista (kuvat 12 b – d). Spatial Analystin rakentamat uomat sisältävät joitain suorja pätkiä, joita TauDEM:n rakentamissa uomaverkostoissa (kuvat 12 c – f) ja lähtöaineiston mukaisessa uomaverkostossa (kuva 12 a) ei ole. Spatial Analystin uomaverkosto on hieman karkeampi kuin TauDEM:n tekemät uomaverkostat, mutta ero ei ole järin suuri.



Kuva 11. Ote valumasuuntakartasta, joka on tehty a) Spatial Analystilla ja b) TauDEM-lisäosan D8-valumasuunnalla. Kartan esittämä alue on valuma-alueen keskiosasta Aurajoen pääuoman varrelta.

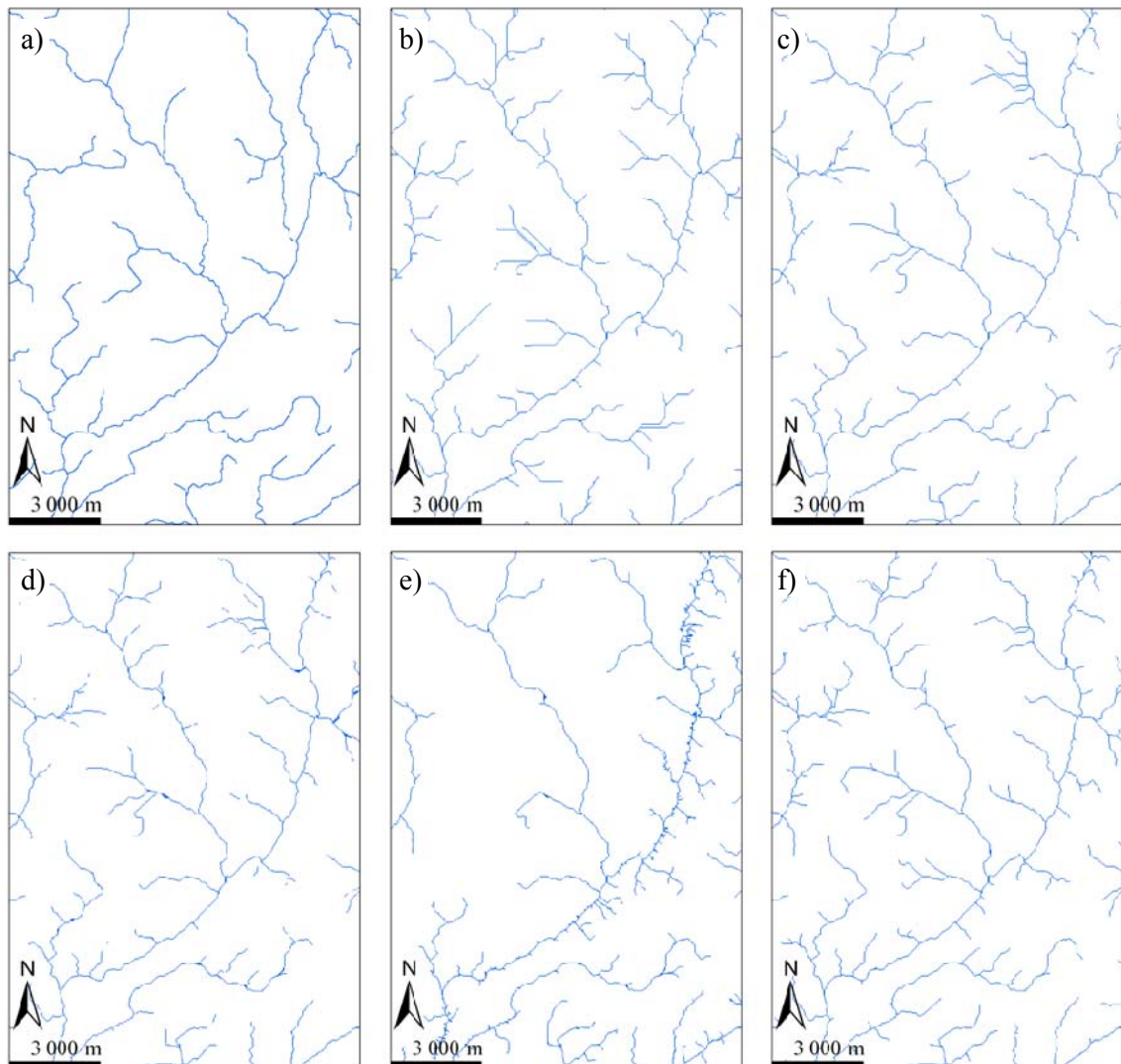
Toiseksi valumasuunnan vaihtaminen D8:sta D ∞ :ään muuttaa uomaverkostoa vain vähän (kuvat 12 c ja d). Valumasuunta- ja uomaverkostokarttakuvista eroa ei juuri huomaa. D ∞ :n avulla tehdyssä uomaverkostossa on tosin joitain kohtia, joissa valumaa kertyy pisteeseen. Lisäksi jotkut uomat katkeavat herkemmin. Erojen syynä on D ∞ :n tekemä valuman hajotus kahteen suuntaan. Tällöin vesi ei valu yhtenäisesti kohti samaa suuntaa.

Kolmanneksi kynnysarvo, jolla valuman kertyminen muodostaa uoman, vaikuttaa lopputulokseen merkittävästi (kuva 12). Kuvissa 12 b – d on käytetty 1000 solun kynnysarvoa valuman kertymisessä, sillä 100 solun kertymäärä osoittautui liian pieneksi ja tuotti lähtöaineistoa merkittävästi tiheämmän uomaverkoston. Toisaalta, jos kynnysarvo on liian suuri, uomat katkeilevat ja kaikki todellisuudessa esiintyvät uomat eivät välttämättä näy. Lisäksi pieni kynnysarvo voi löytää joitakin pieniä ja valuman kannalta merkittäviä uomia, joita ei ole yleiskartassa. Vastaavasti Montgomeryn & Dietrichin (1992) menetelmä (kuva 12 e) tuottaa muihin uomaverkostoihin verrattuna selvästi enemmän lyhyitä sivu-uomia ja vähemmän pitkiä sivu-uomia. Tämä ero voi olla hyvä asia, jos lyhyet sivu-uomat pystyvät mallintamaan veden valumaa uoman lähellä ja kertomaan mahdollisia ravinnekuormitusvirtausreittejä. Toisaalta pienet sivu-uomat voivat yhtä hyvin olla virheellisiä varsinkin varsinaisen uomaverkoston kannalta.

Neljänneksi, kaarevuuteen perustuva menetelmä (kuva 12 f) tuottaa lähtökohtaisesti suunnilleen samanlaisen uomaverkoston kuin valuman kertymiseen perustuvat menetelmät. Kaarevuuden avulla tehdyssä uomaverkostossa jotkut uomien päät ulottuvat tosin pidemmälle kuin valuman kertymiseen perustuvissa menetelmissä. Tämä voi lisätä uomaverkoston tarkkuutta, sillä myös lähtöaineistojen mukaisessa uomaverkostossa (kuva 12 a) monet uomat ulottuvat pitkälle. Toisaalta uomien pidemmät päät voivat johtua myös sopivasta kynnysarvosta, sillä kaarevuuteen perustuvissa menetelmissä käytetään kynnysarvoa, joka vaikuttaa uomaverkoston samoin kuin muiden menetelmien kynnysarvot.

Viidenneksi, korkeusmallin avulla tehdyt uomaverkostot muistuttavat melko paljon lähtöaineiston mukaista uomaverkostoa. Korkeusmallin avulla tehdyissä uomaverkostoissa on joitakin uomia, joita ei löydy lähtöaineiston mukaisesta uomaverkostosta. Vastaavasti lähtöaineiston mukaisessa uomaverkostossa on uomia, joita rakennetuissa uomaverkostoissa ei ole. Esimerkiksi kuvassa 12 a yläosassa näkyvää uomaa ei löydy kuvamosaiikin 12 muista kuvista. Kaiken kaikkiaan korkeusmallin mukaiset uomaverkostot ovat kuitenkin melko hyviä arvioita todellisuudesta ja ainakin pääuomat asettuvat samoihin kohtiin. Lisäksi on

mahdollista, että korkeusaineiston avulla tehdyt uomat löytävät joitain veden valuman reittejä, jotka eivät muodosta varsinaisia uomia ja eivät siten näy lähtöaineistoissa eli 1:250 000 -mittakaavaisessa kartassa.



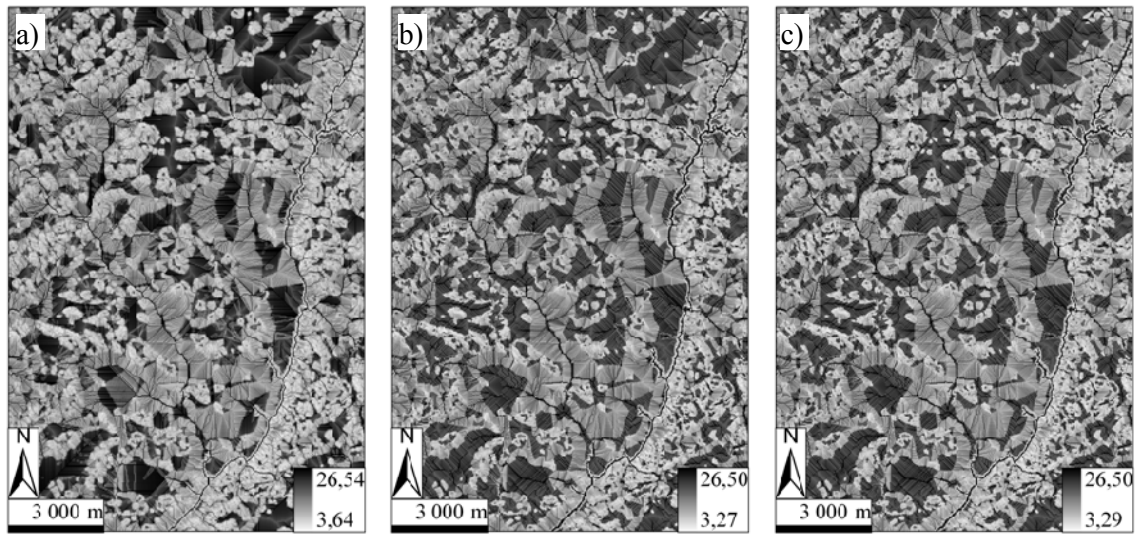
Koordinaatisto GCS_KKJ

©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/10

Kuva 12. Ote uomaverkostosta, joka on rakennettu a) lähtöaineistojen (yleiskartta) avulla, b) Spatial Analystin työkalujen avulla sekä TauDEMin avulla c) D8-valumasuunnalla, d) D_{∞} -valumasuunnalla, e) Montgomeryn & Dietrichin (1992) menetelmällä ja f) kaarevuuteen perustuvalla menetelmällä. Kuvissa b) – d) on käytetty 1000 solun kynnyksarvoa. Karttakuvat ovat rasterimuodossa ja kuvien alue on valuma-alueen keskiosasta Aurajoen pääuoman varrelta.

Topografinen indeksi TI näyttää koko valuma-alueen tasolla samanlaiselta kaikilla kolmella tavalla tehtynä. Sen sijaan pienempien alueiden tarkemmassa tarkastelussa Spatial Analystin ja TauDEMin avulla tehdyistä kartoista löytyy joitakin eroja (kuva 13). Nämä erot ovat todella pieniä, mikä näkyy myös topografisen indeksin minimi- ja maksimiarvoissa, jotka

ovat suunnilleen samat kaikissa kuvissa. Vastaavasti kahdella eri TauDEM-tavalla tehdyistä topografisista indekseistä on vaikea löytää eroja edes yksityiskohtaisessa tarkastelussa.



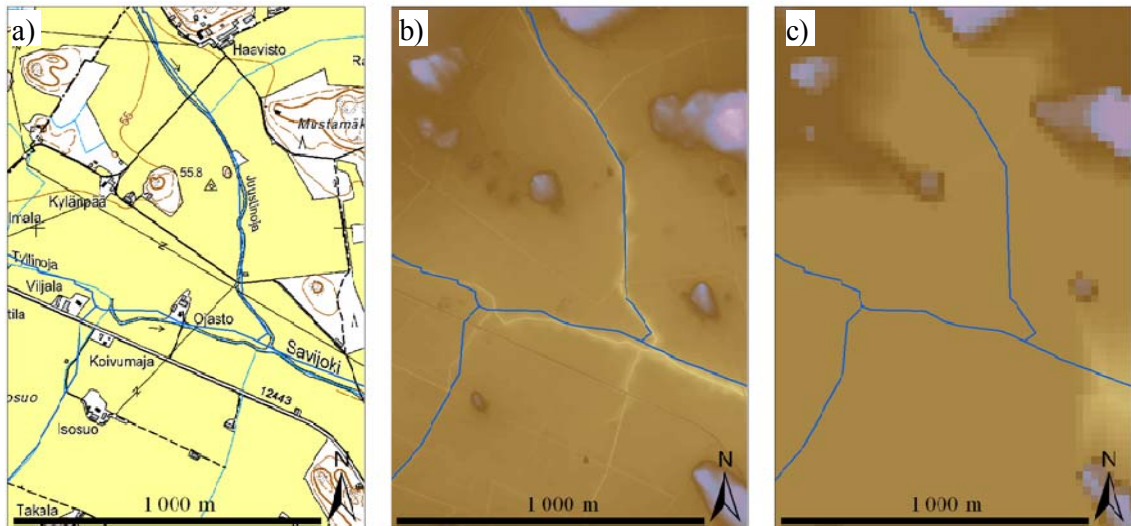
Koordinaatisto GCS_KKJ

©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/10

Kuva 13. Ote topografisesta indeksistä TI , joka on tehty a) Spatial Analystin avulla sekä TauDEM:n avulla käyttämällä b) D8- ja c) $D\infty$ -valumasuuntaa. Kuvat on venytetty koko aineiston keskihajontien avulla. Kuvien alue on Aurajoen pääuoman varrelta keskijuoksulta. Pääuoma on kuvien oikeassa laidassa.

4.3.2 Korkeusmallien vertailu

Tarkempi 2 metrin korkeusmalli on huomattavasti yksityiskohtaisempi kuin 25 metrin korkeusmalli (kuva 14). Vertailukohtaksi kuvaan 14 on lisäksi lisätty peruskartta samalta alueelta (kuva 14 a). Kahden metrin korkeusmallista voidaan havaita tiet ja pienet ojat: jopa sellaiset, joita edes peruskartassa ei ole kuvattuna. Teiden ja ojien kuvaaminen tuottaa myös ongelmia, sillä korkeusmalli ei sisällä tietoa siltarummuista ja silloista. Siten uomat ikään kuin katkeavat teiden kohdilla. Tätä ongelmaa ei ole 25 metrin korkeusmallissa, joka on varsin suurpiirteinen 2 metrin korkeusmalliin verrattuna. Sen esittämiin tuloksiin pitää suhtautua varauksella, koska laaksokohdat sijaitsevat osin eri paikoissa kuin tarkassa korkeusmallissa ja koska se ei pysty esittämään kaikkia merkittäviä spatiaalisia yksityiskohtia. Toisaalta myös valmiit uoma-aineistot ovat epätarkkoja, sillä ne on tehty pääosin 1:250 000 -mittakaavaisen kartan avulla. Kuvamosaiikin 14 kuvien päälle onkin piirretty lähtöaineiston mukainen uomaverkosto, joka ei täysin osu kohdakkain peruskartan ja 2 metrin korkeusmallin uomakohtien kanssa.



Koordinaatisto GCS_KKJ

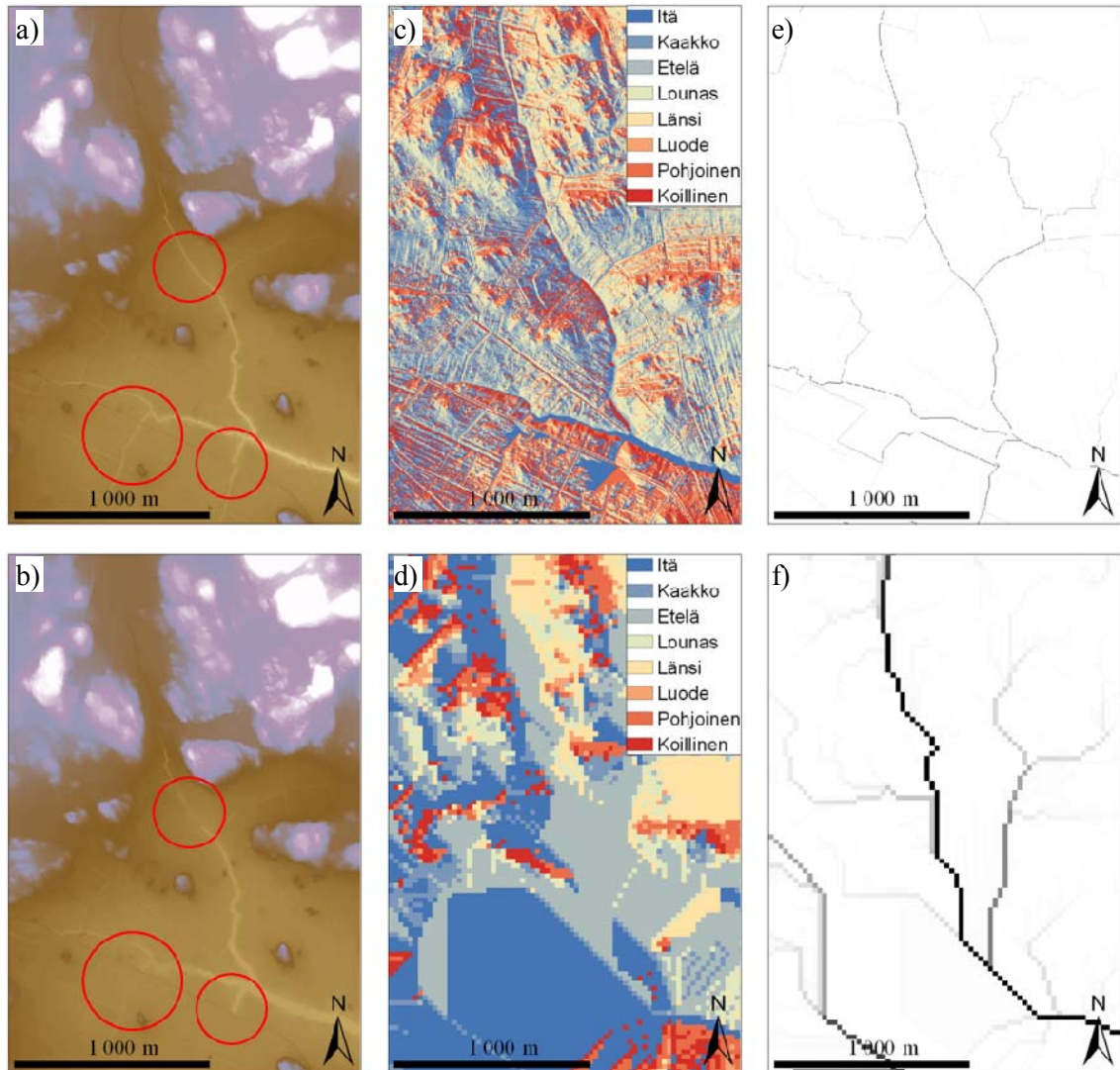
©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/10

Kuva 14. a) peruskartta sekä b) 2 ja c) 25 metrin korkeusmalli pieneltä alueelta Savijoen yläjuoksulta. Kuviin on lisätty lähtöaineiston mukainen uomaverkosto. Korkeusmallien väriskaala on venytetty koko aineiston keskihajontien avulla. Aineisto on molemmissa korkeusmalleissa osa Aurajoen valuma-alueen itäosasta.

Tarkan 2 metrin korkeusmallin avulla tehdyt uomaverkostot ovat myös todella erinäköisiä kuin epätarkan 25 metrin korkeusmallin avulla tehdyt uomaverkostot. Kuten todettua, ongelmia tuottavat kuitenkin sillat, siltarummut ja vastaavat korkeudeltaan maan pinnasta poikkeavat kohteet. Ne voidaan eliminoida manuaalisesti kohta kohdalta korkeusmallia korjaten. Vaihtoehtoisesti voi käyttää GIS-ohjelmien kuoppien täyttö -työkalua. Kuoppien poistaminen on välttämätöntä, jotta valuma pääsee siltapaikkojen yli. Automaattinen kuoppien täyttö voi kuitenkin muokata aineistoa osittain väärään suuntaan ja poistaa korkeusmallista siinä valmiiksi erottuvia uomia. Tämä on havainnollistettuna kuvissa 15 a ja b. Siten myös korkeusmallin avulla tehdyt valumatarkastelut tuottavat hienoista epävarmuutta. Tämä ei kuitenkaan näy merkittävästi valuman suunta- ja kertymäpinnassa (kuvat 15 c ja e). Kahden metrin korkeusmalli kerryttää valumaa myös teille ja muille hieman ympäristöä alempana oleville kohdille. Tämä ei ole huolestuttavaa, sillä teiden vieressä kulkee usein raviojia, joihin valuma kertyy. Lisäksi korkeusmallin tiekohdat voivat aivan yhtä hyvin kuvata raviojia kuin itse teitä.

Valuman suunta- ja kertymäpinnat poikkeavat merkittävästi toisistaan riippuen siitä, mitä korkeusaineistoa käyttää (kuvat 15 c – f). 25 metrin korkeusmalli tuottaa suuria tasaisia alueita, joilta valuman suunta on täysin sama. Sen sijaan mikrotopografian huomioivassa 2 metrin korkeusmallissa tasaisia alueita ei juuri ole, joten valuman suunta vaihtelee pienel-

läkin alueella. Tätä pyritään havainnollistamaan kuvien 15 c ja d alaosissa, joissa on hyvin suuria eroja. Samat erot voi huomata edelleen kertymäpinnoista (kuvat 15 e ja f), joskaan erot eivät havainnollistu enää niin selkeästi. 25 metrin korkeusmallin kertymäpinta tuottaa erittäin karkean arvion uomaverkoston pohjaksi. Lisäksi kertymäpinnassa voi esiintyä jopa virheellisiä uomia, jollaisia kuvan 15 f vasemman alakulman uomat näyttäisivät olevan.



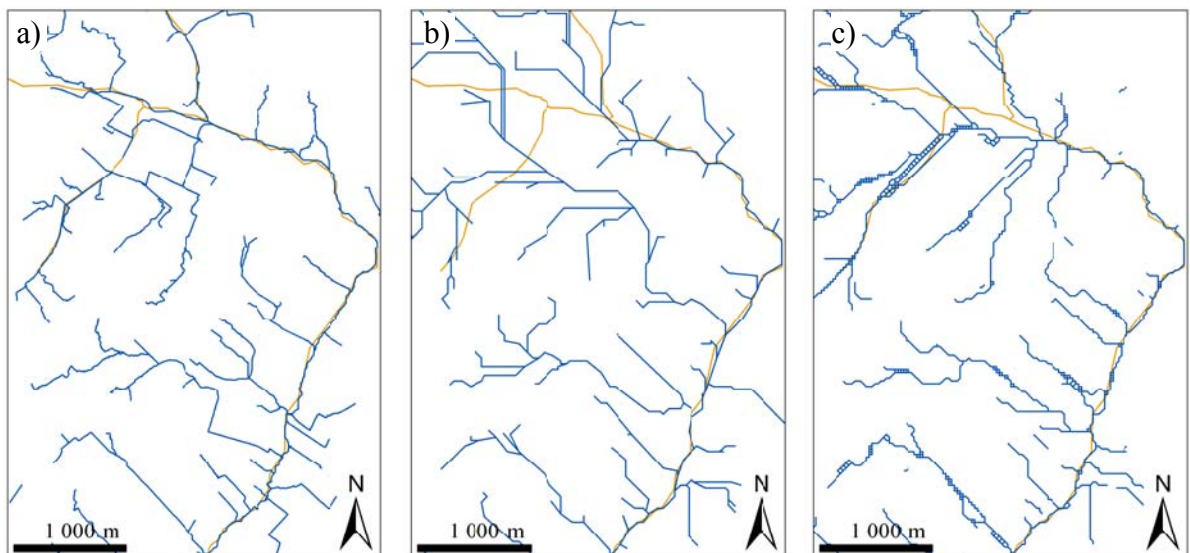
Koordinaatisto GCS_KKJ

©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/10

Kuva 15. a) 2 metrin korkeusmalli, b) 2 metrin korkeusmalli, josta on kuopat täytetty, c) 2 m valumasuunta d) 25 m valumasuunta, e) 2 m valuman kertymä ja f) 25 m valuman kertymä. Pinnat c) – f) on tehty korkeusmallista, josta kuopat on täytetty. Pinnat on tehty Spatial Analyysin työkalujen avulla. Osa kuvien a) ja b) välisistä eroista on merkitty punaisilla ympyröillä. Korkeusmallien ja kertymäpintojen väriskaalat on venytetty koko aineiston keskihajontien avulla. Aineistona on käytetty osaa valuma-alueen itäosasta.

Karkeamman mittakaavan tarkastelussa eli esimerkiksi osavaluma-alueita tarkasteltaessa 2 metrin korkeusmallin avulla muodostettu uomaverkosto ei poikkea enää kovin merkittävästi

25 metrin korkeus avulla tehdystä uomaverkostosta (kuva 16). Kuvat 16 a ja 16 b on tehty Spatial Analyysin avulla mutta eri tarkkuuden korkeusmalleista. Uomia on molemmissa kuvissa suunnilleen yhtä paljon ja ne saavat alkunsa suunnilleen samoista kohdista. Karkeamman solukoon aineisto tuottaa kuitenkin joitakin uomia, joita ei ole hienomman solukoon aineistossa, ja uomat sijaitsevat osin eri kohdissa. Lähtöaineiston mukainen uomaverkosto on selvästi harvempi kuin korkeusmallien avulla tehdyt uomaverkostot. Uomaverkoston tiheyden voi tosin vaikuttaa kynnyksarvoja muuttamalla. Lähtöaineistojen uomat noudattelevat melko hyvin korkeusmallien uomia mutta joissakin kohdissa poikkeama on melko suuri ja lähtöaineisto sisältää joitakin uomapätkiä, joita korkeusmallien avulla rakennetut uomaverkostot eivät sisällä. Lähtöaineistojen mukainen uomaverkosto on lisäksi hieman karkeampi kuin 2 metrin korkeusmallista tehty uomaverkosto.



Koordinaatisto GCS_KKJ

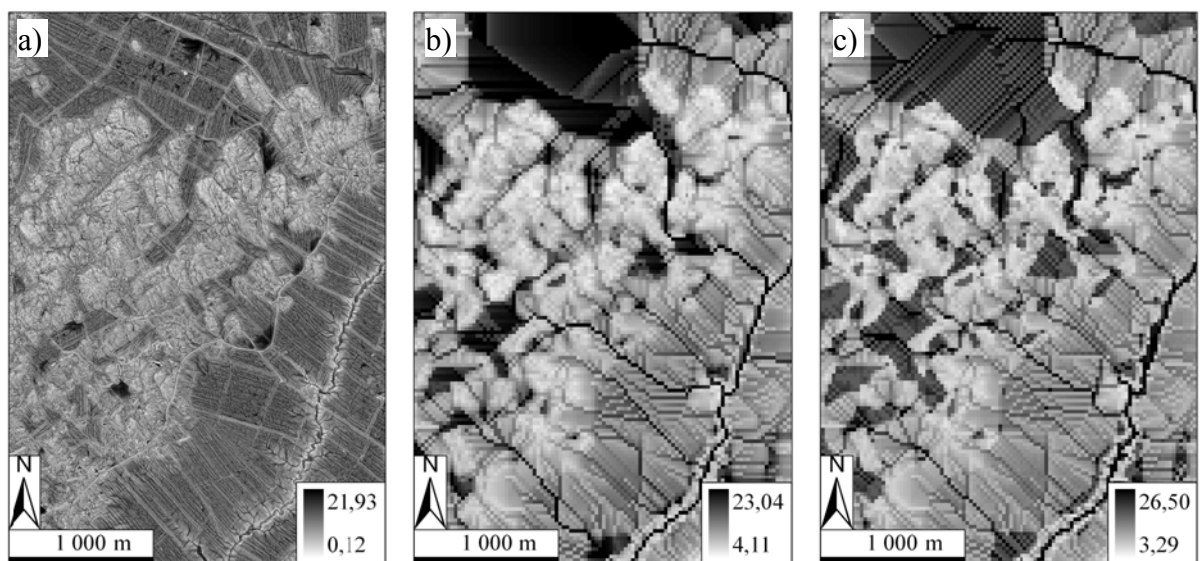
©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/10

Kuva 16. Uomaverkosto, joka on rakennettu a) Spatial Analyysin avulla 2 m korkeusmallista, b) Spatial Analyysin avulla 25 m korkeusmallista ja c) D_{∞} -valumasuunnan avulla 25 m korkeusmallista. Kynnyksarvona on käytetty 100 25×25 metrin solua. Vertailun vuoksi kuviin on lisätty lähtöaineistojen mukainen, oranssiksi väritetty, uomaverkosto. Kuvan alue on Savijoen yläjuoksulta ja kuvat ovat vektorimuodossa.

Korkeusaineiston tarkkuuden lisäksi uomaverkoston rakentamistapa vaikuttaa muodostuvaan uomaverkostoon. Tätä havainnollistaa kuva 16 c, joka on tehty D_{∞} -valumasuunnan avulla 25 metrin korkeusmallista. Valumasuunta on onnistunut tuottamaan tuloksen, josta Spatial Analyysin tekemä kuvan 16 b yläosassa näkyvä virheellinen uoma puuttuu. D_{∞} -valumasuunnan avulla tehty uomaverkosto muistuttaaakin enemmän Spatial Analyysin avulla 2 metrin rasterista tehtyä uomaverkostoa kuin Spatial Analyysin avulla 25 m rasterista

tehty uomaverkosto. Kaikissa uomaverkostoissa on kuitenkin joitakin epätarkkuuksia. Vähiten niitä on lähtöaineiston mukaisessa uomaverkostossa.

Kahden metrin korkeusmallin avulla tehty topografinen indeksi TI on selvästi yksityiskohteisempi kuin 25 metrin korkeusmallin (kuva 17). Lisäksi 25 m rasterista TauDEM-työkaluilla tehty topografinen indeksi (kuva 17 c) on paljon lähempänä Spatial Analystin työkaluilla 25 m rasterista tehtyä topografista indeksiä (kuva 17 b) kuin 2 m rasterista tehtyä indeksiä (kuva 17 a). Tarkempi korkeusmalli tuottaakin visuaalisesti paremman topografisen indeksin kuin TauDEM:n työkalut. Karkeammat topografiset indeksit vaikuttavat erittäin karkeilta arvioilta, kun niitä vertaa hienompaan topografiseen indeksiin. Tarkemman korkeusmallin topografisessa indeksissä on joitakin pieniä kohtia, jotka saavat suuren arvon ja jotka eivät erotu ympäristöstään karkeammissa topografisissa indekseissä. Nämä kohdat voivat olla vettyviä pisteitä, jotka sijaitsevat peltolohkojen sisällä. Myös muuten indeksin arvot jakautuvat spatiaalisesti osin eri tavalla, joten karkeammat topografiset indeksit eivät välttämättä tuota riittävän tarkkoja arvioita.



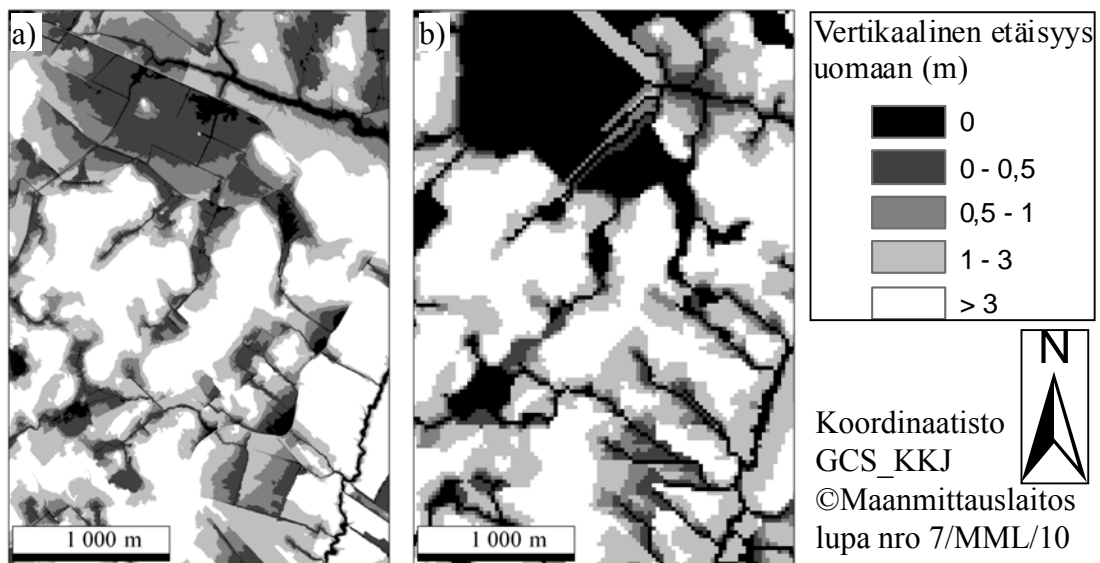
Koordinaatisto GCS_KKJ

©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/10

Kuva 17. Topografinen indeksi, joka on tehty a) Spatial Analystin avulla 2 m korkeusmallista, b) Spatial Analystin avulla 25 m korkeusmallista ja c) D_{∞} -valumasuunnan avulla 25 m korkeusmallista. Kuvien väriskaalat on venytetty koko aineiston keskihajonnan avulla. Aineisto on kuvissa a) ja b) pieni alue Aurajoen valuma-alueen itäosasta ja kuvassa c) koko valuma-alue. Eri aineiston takia kuvan c) maksimiarvo on hieman suurempi ja kuva on asteen tummempi kuin kaksi muuta kuvaa. Kuvan alue on Savijoen yläjuoksulta.

Karkeampi korkeusmalli pystyy tuottamaan kohtalaisen arvion vertikaalisesta etäisyydestä uomaan (kuva 18). Vertikaalinen etäisyys toimii tulvariskiarvion toisena lähtöaineistona.

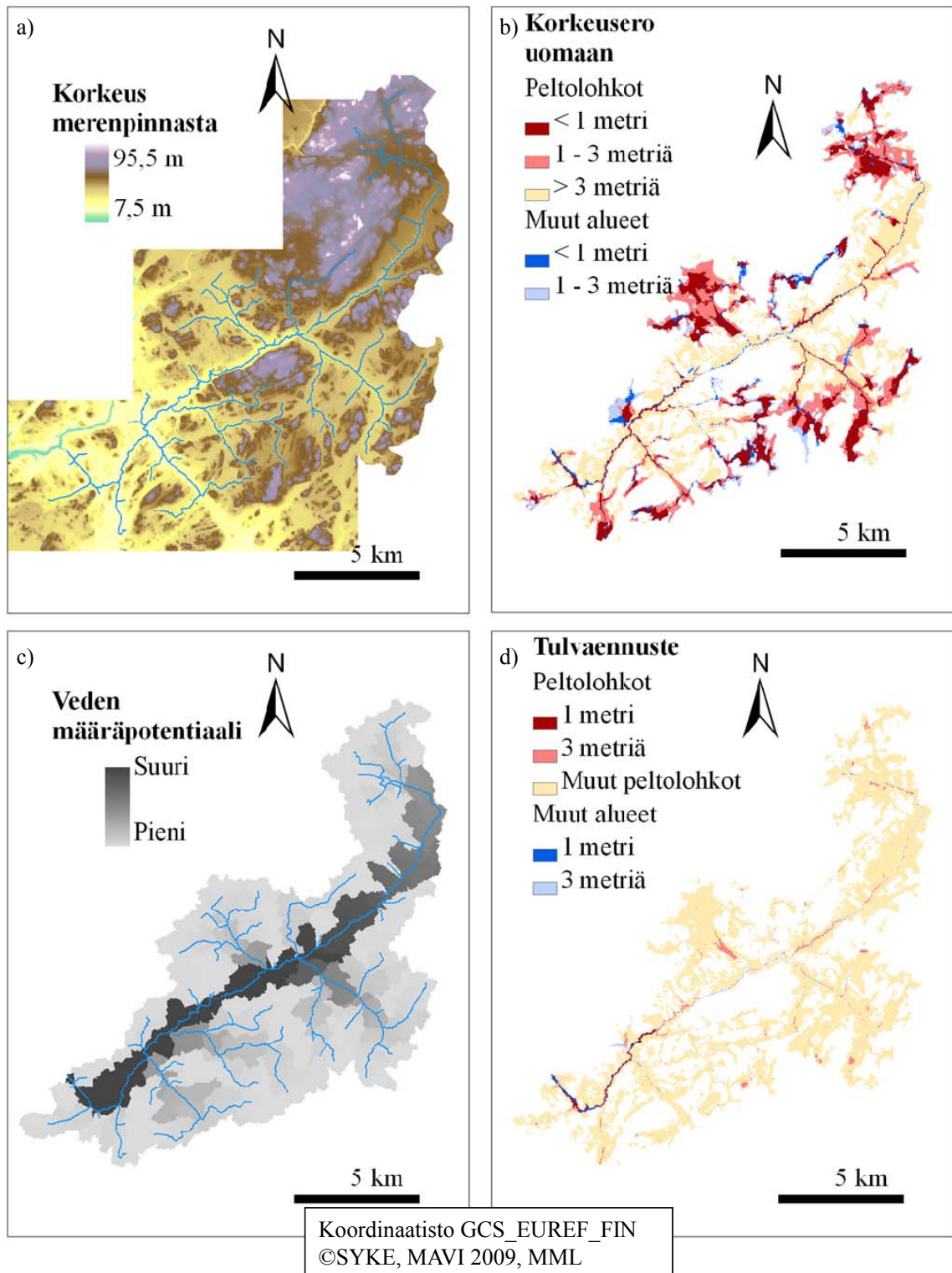
Karkeamman korkeusmallin vertikaalisessa etäisyydessä on kuitenkin havaittavissa uomaverkoston ja korkeusmallin epätarkkuus. Tämä havainnollistuu muun muassa kuvien 18 a ja 18 b yläosassa sijaitsevalla isohkolla tasaisella alueella. Siten 2 metrin korkeusmalli tuottaa paremman arvion myös vertikaalisesta etäisyydestä. Kahden metrin korkeusmalli on myös niin tarkka, että TauDEM:n työkalut muuttavat uomaverkostoa vain vähän. TauDEM:n avulla tehdyt tarkastelut poikkeavat Spatial Analyst -tarkasteluista ainoastaan joillain todella pienillä tasaisilla alueilla, joita on harvassa.



Kuva 18. Vertikaalinen etäisyys (m) uomaan, joka on tehty D8 -valumasunnalla 100:n 25×25 metrin solun kynnsarvolla a) 2 m korkeusmallista ja b) 25 korkeusmallista. Kuvan alue on Savijoen yläjuoksulta.

4.3.3 Hydrologiset riskialueet

Savijoen osavaluma-alueelle tehdyn tulvaennusteen mukaan joen varrella sijaitsee peltoja, jotka voivat jäädä tulvaveden alle (kuva 19 d). Tehty tulvaennuste poikkeaa merkittävästi vertikaalisesta etäisyydestä uomaan (kuva 19 b). Eron syynä on tulvaennusteen teossa käytetty veden määräpotentiaali (kuva 19 c), jonka mukaan alajuoksulle kertynyt vesimäärä on selvästi suurempi kuin yläjuoksun vesimäärä. Vertikaalisen etäisyystarkastelun mukaan osavaluma-alueen pelloista todella suuri osa sijaitsee alle kolmen metrin korkeudella suhteessa lähiuomaan. Tasaisilla alueilla olevia peltoja on erityisesti pienten sivu-uomien lähtöpisteissä. Vastaavasti iso osa pelloista sijaitsee myös alle metrin korkeudella suhteessa lähiuomaan. Tässä tarkastelussa suuri osa pelloista olisikin potentiaalisia tulvapeltoja.

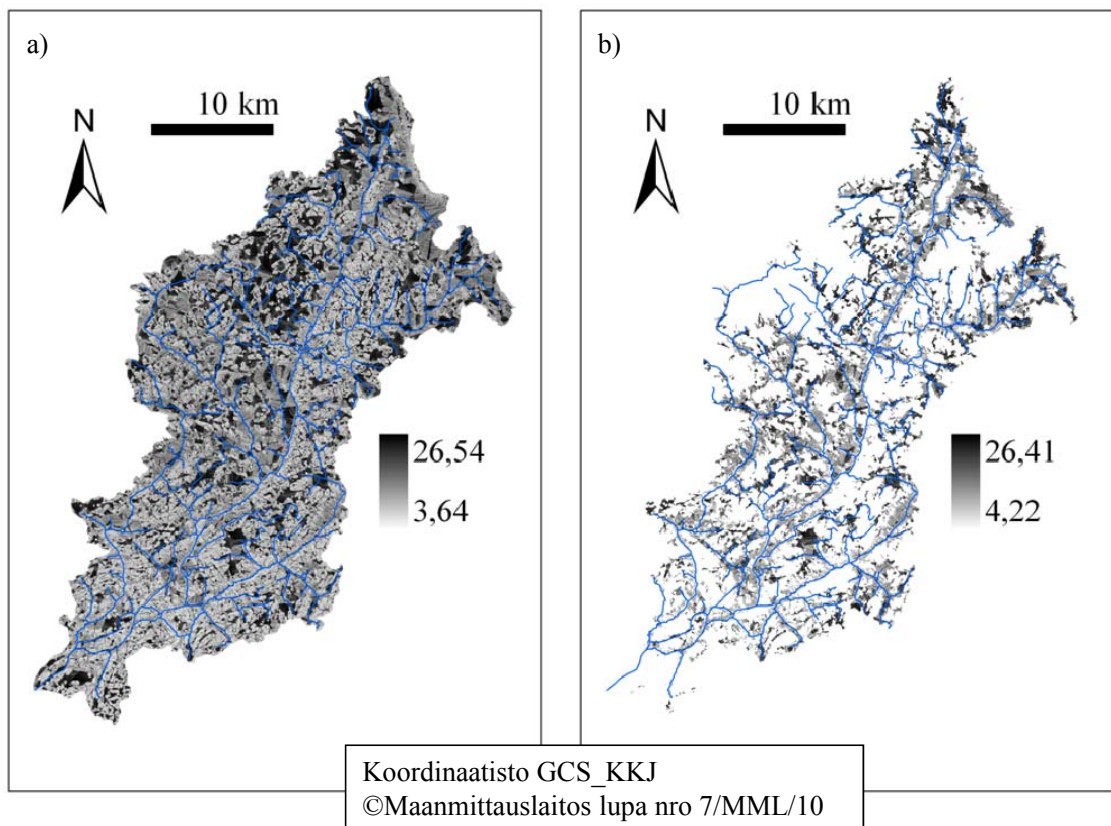


Kuva 19. Savijoen osavaluma-alueelle tehty tulvaennuste. a) Savijoen ympäristöstä tehty 4×4 metrin pikselikoon korkeusmalli, b) vertikaalinen etäisyys eli korkeusero uomaan sekä peltolohkoilla että muilla alueilla, c) kertyneen veden määräpotentiaali ja d) valmis tulvaennuste peltolohkoille ja muille alueille, jos vedenpinta kohoaa alajuoksulla 1 metrin tai 3 metriä. Kuviin a) ja c) on lisätty uomaverkosto, joka on rakennettu 4×4 metrin korkeusmallista D8-valumasuunnalla ja noin 1000 25×25 metrin solun kynnyksarvolla.

Tehdyssä tulvatarkastelussa potentiaaliset tulvapellot sijaitsevat pääosin Savijoen osavaluma-alueen alajuoksulla lähellä joen yhtymäkohtaa Aurajokeen, koska yläjuoksulla ker-

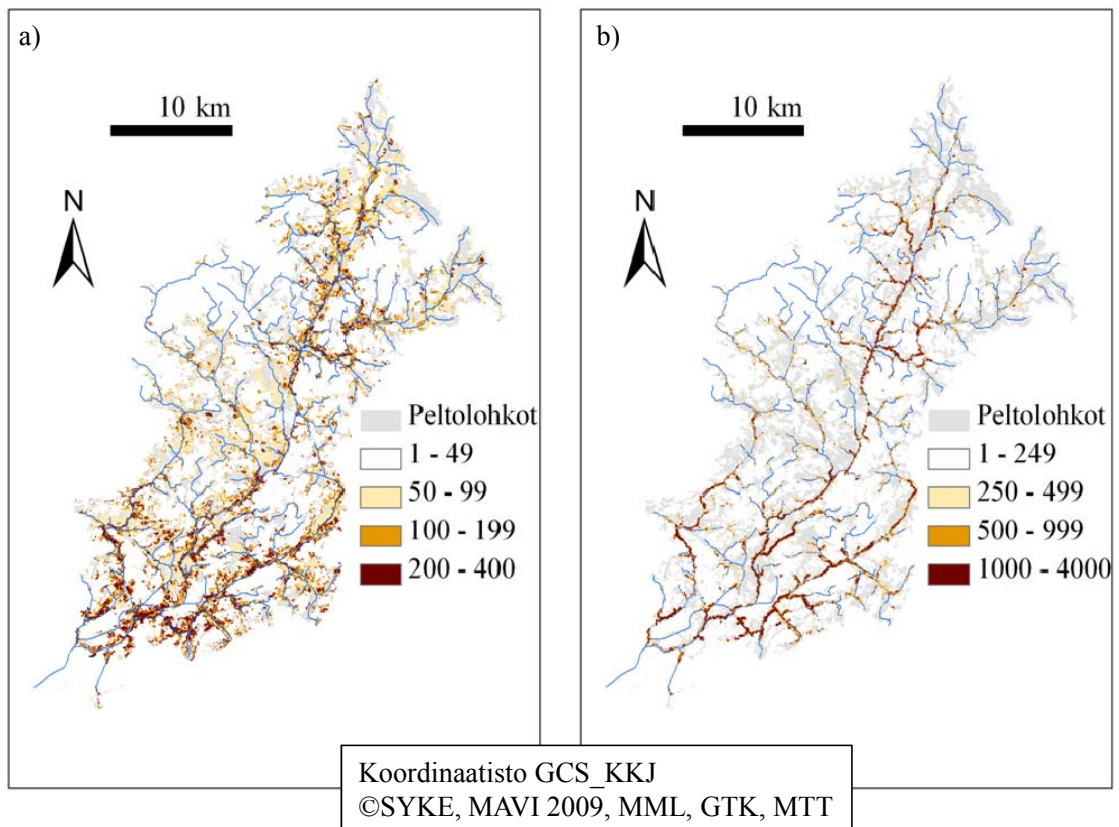
tynyt veden määrä on niin pieni, ettei tulvariskiä muodostu. Jos vedenpinta nousee metrin verran, ennusteen mukaan ainoastaan osa muutamasta pellostä jäisi vedenpinnan alle. Sen sijaan, jos vedenpinta nousisi kolme metriä, tulvapeltoja olisi runsaasti. Osa potentiaalisista tulvapeltoista sijaitsee pienempien sivu-uomien varrella mutta pääosa on Savijoen alajuoksulla. Ero on suuri vertikaalinen etäisyys -tarkasteluun verrattuna.

Toisin kuin tulvatarkastelun riskipellot, suuret topografisen indeksin TI arvot osuvat pääosin tasaisille alueille, jotka sijaitsevat sivussa pääuomilta (kuva 20). Isoja arvoja on etenkin valuma-alueen luoteisosassa. Nämä alueet ovat pääosin metsäisiä, mutta myös joillakin peltolohkoilla on suuri topografisen indeksin arvo (kuva 20 a ja b). Indeksien ennustamia helposti vettyviä ja valumaherkkiä peltoja sijaitsee hajanaisesti Aurajoen pääuoman itä- ja länsipuolella. Riskipellot eivät kuitenkaan sijaitse aivan uoman läheisyydessä, vaan kauempana siitä. Sen sijaan isojen uomien lähellä ei riskipeltoja juuri ole. Poikkeuksen muodostaa Savijoen yläjuoksun alue, jota tarkasteltiin tarkemmin yksityiskohtaisemman korkeusmallin avulla, ja valuma-alueen koillisosassa Kaulajoen varrella sijaitsevat pellot.



Kuva 20. a) Topografinen indeksi TI ja b) topografinen indeksi, joka on leikattu peltolohkoille. Indeksit on tehty Spatial Analystin työkaluilla. Kuvien väriskaalat on venytetty koko aineiston keskihajontien avulla. Kuviiin on lisätty lähtöaineistojen mukainen uomaverkosto.

USLE-tarkastelu, jossa maaperän erodoituvuuskerroin E on korvattu valumariskistä ja maaperän läpäisykyvystä kertovalla H -kertoimella, näyttää samansuuntaiselta kuin ERM -tekijöiden USLE (kuva 21 a). Syy tähän on maaperän homogeenisuus valuma-alueella. Valuma-alueen maaperä on pääosin savimaata, jonka valuma- tai eroosioriskiluokka ei vaihtele. Lähes koko valuma-alue kuuluu valumariskin kannalta korkeimpaan riskiluokkaan, mikä johtuu savi- ja kalliomaiden huonosta vedenläpäisykyvystä. Joitain pieniä alueita kuuluu alempiin riskiluokkiin, kuten silttimaat toiseksi suurimpaan riskiluokkaan ja jotkut karkean maalajin alueet kahteen pienimpään riskiluokkaan. Silttimaille valumariski onkin savimaita pienempi ja erodoituvuusriski suurempi. Tämä ero ei kuitenkaan erotu selvästi karttatarkasteluissa. Valuma-alueen maaperä on kuitenkin pääosin valumariskin kannalta riskialttiimpaa kuin eroosioriskin kannalta. Karttatarkastelussa valumariskialueita on siten enemmän kuin eroosioriskitarkastelussa.

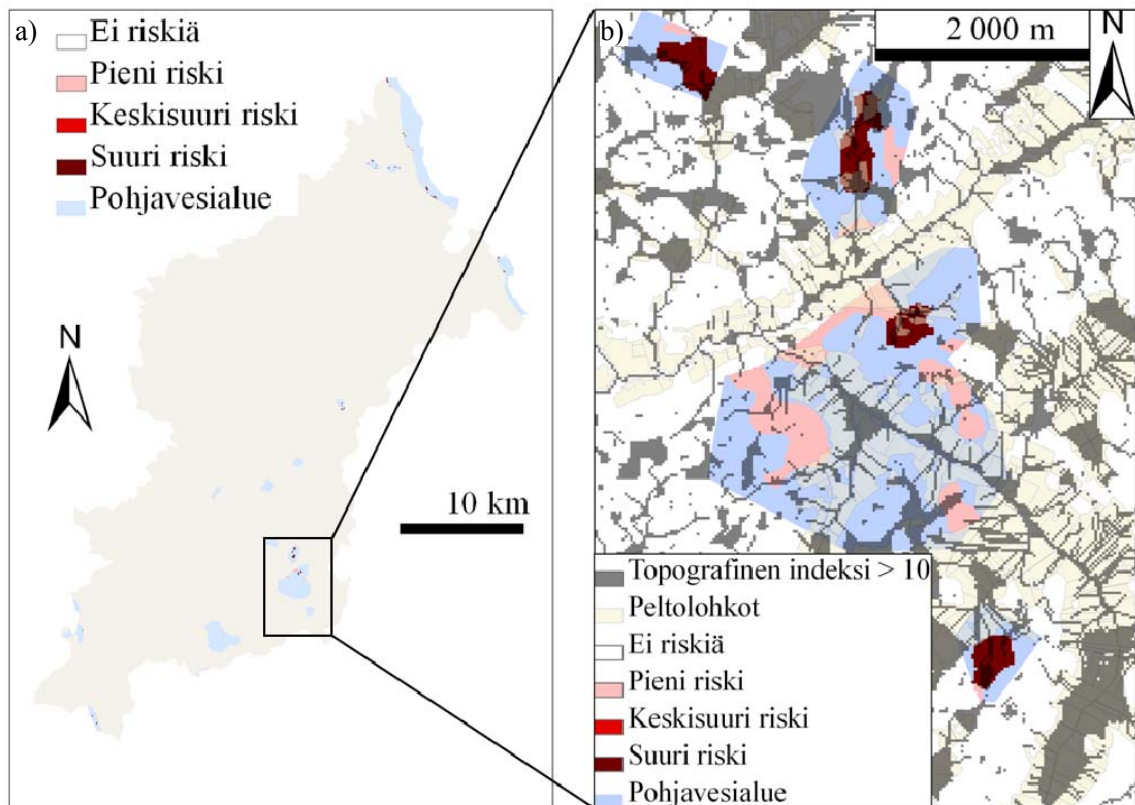


Kuva 21. USLE-pohjainen valumariskitarkastelu, jossa USLE:n E -kerroin on korvattu H -kertoimella. Kuvassa a) on HRM -karttakuva, joka on luokiteltu neljään luokkaan, ja kuvassa b) on $HRMV$ -karttakuva, joka myös on luokiteltu neljään luokkaan. Kuvan b) V -kertoimet on luokiteltu TauDEM:n D_{∞} horisontaalinen etäisyys-tarkastelusta, joka on muodostettu D8-valumasuunnan avulla tehdystä uomaverkostosta käyttämällä kynnyksarvona 1000 solua. Karttoihin on lisätty peltolohkot, jotka kuuluvat pienimpään riskiluokkaan, ja lähtöaineistojen mukainen uomaverkosto, joka on kuvassa b) riskipinnan alla, jotta kuvaa olisi selkeämpi lukea.

Kun USLE-pohjaiseen valumariskitarkasteluun lisätään vesistöetäisyys V , riskikartta näyttää suunnilleen samalta kuin *ERMV*-tarkastelussa (kuva 21 b). Karttojen eroavaisuudet johtuvat pääosin käytetystä uomaverkostosta. Kuvassa 21 b uomaverkostona on käytetty lähtöaineistojen sijaan TauDEMin D8-uomaverkostoa 1000 solun kynnysarvolla. Se on vähän tiheämpi kuin lähtöaineistojen mukainen uomaverkosto, ja osa uomista sijaitsee eri kohdissa. Lisäksi käytössä on D_{∞} horisontaalinen etäisyys -tarkastelu puhtaan etäisyystarkastelun sijaan. Horisontaalinen etäisyys pienentää joidenkin uomien lähellä olevien alueiden riskiluokkaa, sillä uoma ei sijaitse kaikkien näiden alueiden alapuolella. Menetelmistä johtuvat eroavaisuudet näkyvät kuvassa 21 b yhtäältä riskien jakaantumisena hieman useammalle alueelle ja toisaalta joidenkin riskialueiden riskin vähenemisenä. Erot eivät kuitenkaan ole suuria. Pienempien alueiden tarkemmassa tarkastelussa erot näkyvät sen sijaan selkeämmin. Lisäksi, kun käytetään tiheämpiä uomaverkostoja, riskit sijoittuvat useammalle alueelle.

Pohjavesialueiden yläpuolella vallitsevat huonosti vettä läpäisevät maalajit, kuten savi ja kalliomaat. Joidenkin pohjavesialueiden yläpuolella on tosin vähäisiä määriä maalajeja, jotka läpäisevät vettä paremmin (kuva 22 a). Samoilla maa-alueilla on lisäksi jonkin verran viljelymaata ja joissain kohdissa topografisen indeksin arvot ovat melko suuria. Siten pohjaveden pilaantuminen on alueellisesti mahdollista tälläkin valuma-alueella. Potentiaaliset riskipellot ovat kuitenkin pieniä eikä niiden ravinnetaseista ole tarkkaa tietoa. Riskialueita sijaitsee eniten valuma-alueen pohjoisosissa Oripään harjualueella sekä Savijoen varrella valuma-alueen kaakkoisosassa.

Savijoen alueen tarkemmassa tarkastelussa löytyy muutama kohta, jotka voivat olla riskialttiita pohjaveden pilaantumisen kannalta. Etenkin kuvan 22 b keskellä ylhäällä sijaitsee potentiaalinen riskipelto. Pohjavesialueen yläpuolinen maaperä on osittain läpäisevää, alueella sijaitsee peltoja ja kohtalaisen suuria topografisen indeksin arvoja. Samantyyppinen alue on kuvan keskiosassa isomman pohjavesialueen yläosassa. Sen sijaan kuvan alaosassa ja vasemmassa yläkulmassa sijaitsevat pohjavesialueet eivät ole riskialttiita, sillä alueilla ei ole peltoja.



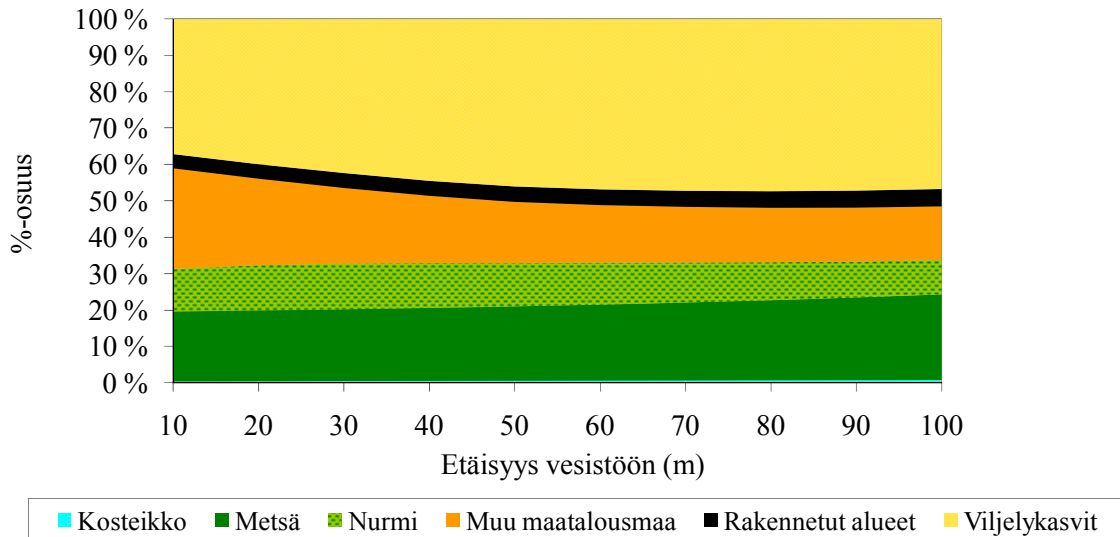
Koordinaatisto GCS_KKJ
 ©SYKE, MAVI 2009, MML, GTK, MTT

Kuva 22. a) Pohjavesialueet, joiden sisältä on kuvattu maa-alueet, jotka ovat peltoa ja joiden maaperä on potentiaalinen pohjavesiriskille. b) Suurennos Savijoelta: kartassa on kuvattuna kaikki alueet, joiden topografisen indeksin (Spatial Analyst) arvo on yli 10, peltolohkot ja pohjavesialueiden sisältä maaperäalueet, jotka ovat potentiaalisia pohjavesiriskille.

4.4 Suojakaistojen tarkastelu

Perinteisiä suojakaistoja eli metsää, nurmea ja kosteikkoja on suunnilleen saman verran kaikilla 10 – 100 metrin vesistöetäisyyksillä (kuva 23). Metsän osuus kasvaa ja nurmen osuus vähenee, mutta muutos on vähäistä. Tästä voisi päätellä, että Aurajoen alueella ei ole juuri suojakaistoja. Tämä oletus murenee osittain, koska vesistöjen lähellä on selvästi enemmän muuta maatalousmaata kuin kauempana vesistöstä. Vastaavasti viljelykasvipeltolohkoja on 100 metrin vesistöetäisyydellä jonkin verran enemmän kuin 10 metrin vesistöetäisyydellä. Muu maatalousmaa on pääosin peltolohkorekisterin ulkopuolista aluetta, joka on CLC-aineistossa luokiteltu pelloiksi ja pienipiirteiseksi maatalousmosaiikiksi. Tämä alue voi olla suojakaistaksi luokiteltavaa maa-aluetta, joka ei ole viljelykäytössä tai on poistettu viljelykäytöstä CLC:n aineistovuoden 2000 jälkeen. Muu maatalousmaa voi tosin olla myös esimerkiksi vesistöjä tai tiestöä, jolla ei ole suojavyöhykevaikutusta ja jota CLC:ssa ei vain ole luokiteltu. Siten muulla maatalousmaalla voi olla suojakaistavaikutusta

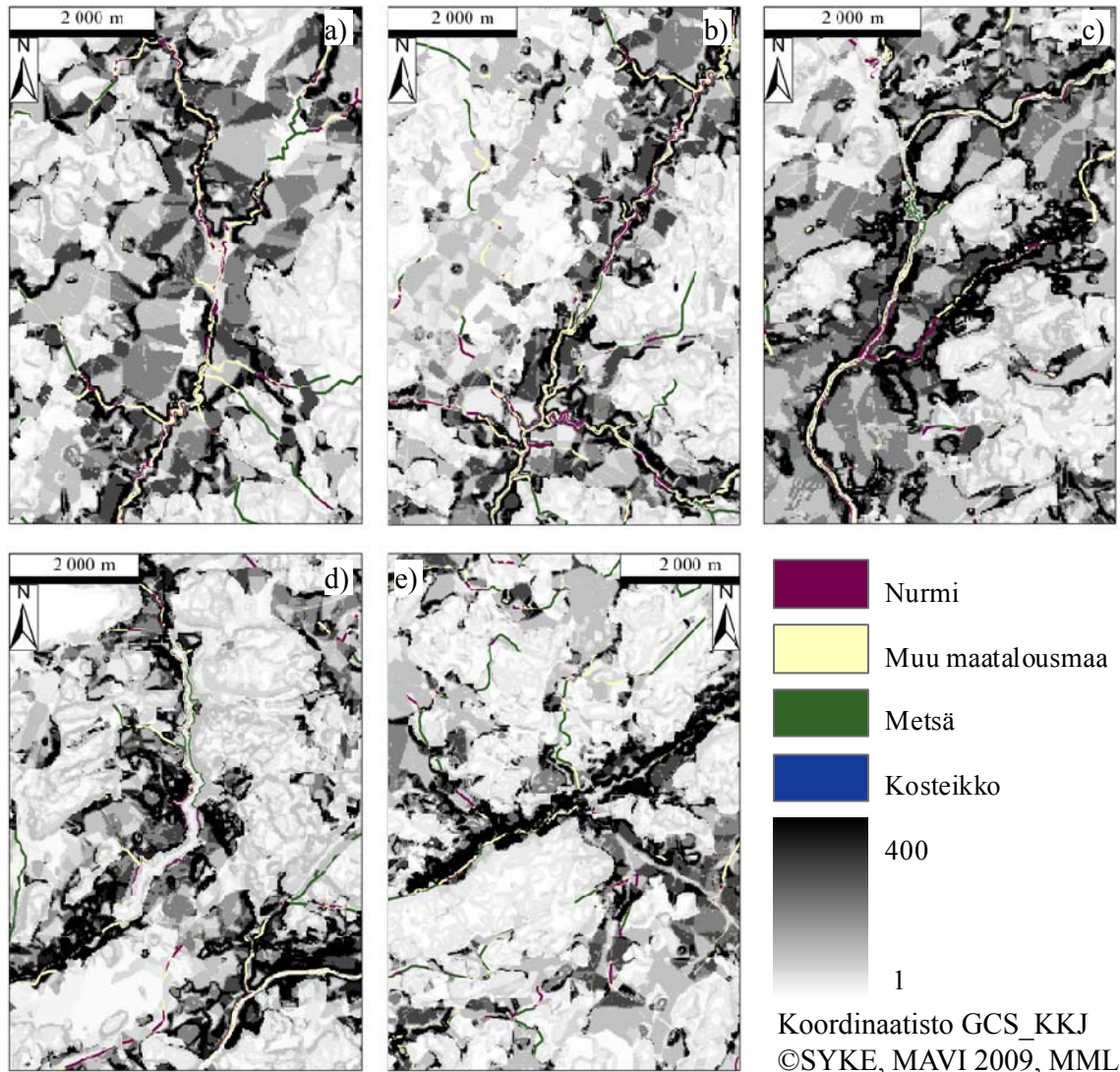
mutta tässä tarkastelussa sitä ei voitu tutkia alueen suuren koon ja aineistojen rajallisuuden vuoksi.



Kuva 23. Eri maankäyttömuotojen prosentuaalinen jakauma eri vesistöetäisyyksillä. Maankäyttömuodoista vesistö ei ole mukana tarkastelussa.

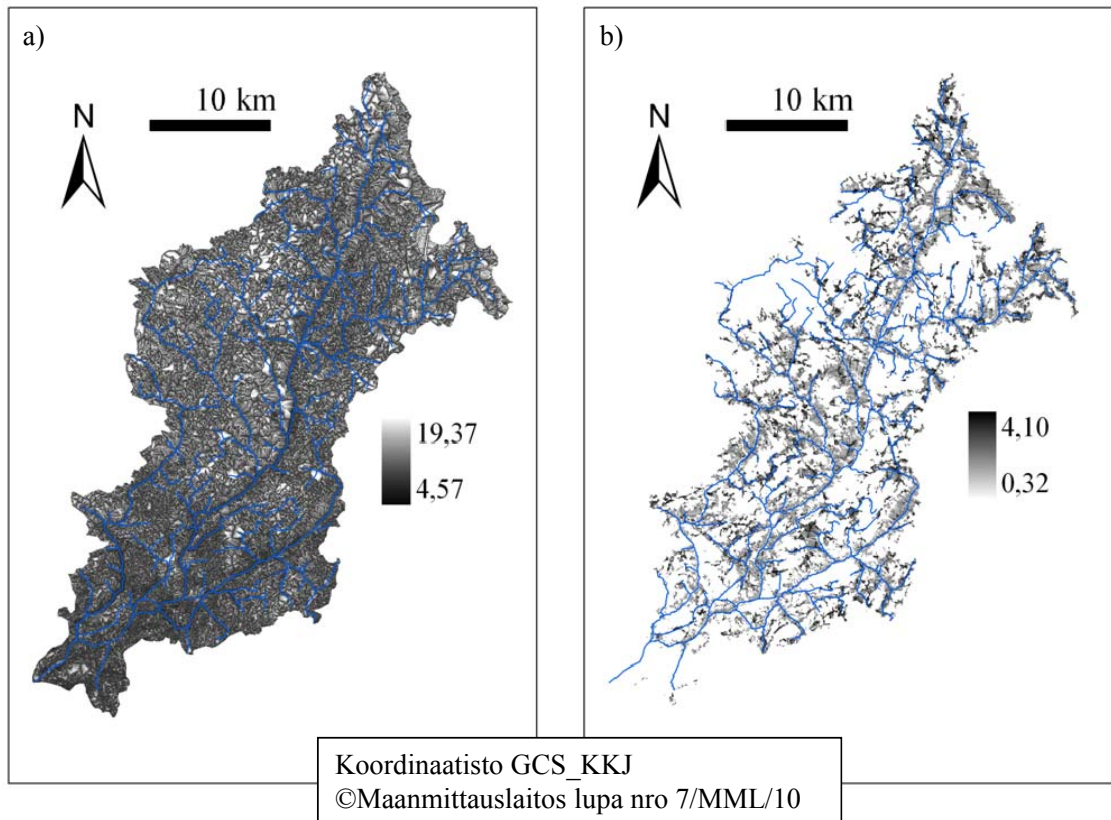
Suuren *ERM*-arvon omaavilla alueilla suojakaistoja on vaihtelevasti (kuva 24). Yhtäältä joissain valuma-alueen osissa, kuten Aurajoen yläjuoksulla ja Kaulajoella, suojakaistoja on melko paljon (kuvat 24 a ja b). Toisaalta Aurajoen alajuoksulla ja Savijoella suojakaistoja on tarkastelun mukaan selvästi vähemmän (kuvat 24 d ja e). Vastaavasti joillain alueilla, kuten Aurajoen keskijuoksulla suojakaistoja on kohtalaisesti (kuva 24 c). Suurin osa suojakaistoista on nurmea ja muuta maatalousmaata. Kuten todettua, muun maatalousmaan luokittelu suojakaistaksi on ongelmallista. Sen sijaan metsää ja etenkin kosteikkoja riskialueiden yhteydessä on selvästi vähemmän kuin nurmea ja muuta maatalousmaata.

Suojakaistaindeksi *BI* näyttää hyvin samanlaiselta eri menetelmin tehtynä (luku 3.7). Suurimmat suojakaistaindeksin arvot eli alueet, joiden alapuolella on paljon huuhtoumaa pidettäviä alueita, sijaitsevat pääosin valuma-alueen pohjoisosissa (kuva 25 a). Erityisesti niitä sijaitsee valuma-alueen luoteisosissa, jossa on myös paljon suuren topografisen indeksin osoittamia alueita. Siten osin samoilla alueilla on sekä suuri valuma- ja vettymisriski että hyvä pidätyskyky. Suurimmaksi osaksi suojakaistaindeksin arvot ovat melko pieniä, mikä antaa karkean arvion valuma-alueen yleisestä suojakaistojen vähäisyydestä. Toisin sanoen pellot sijaitsevat lähellä uomia ja ravinteet voivat huuhtoutua vesistöön valuma-alueen eri osista.



Kuva 24. Suojakaistojen esiintyminen Aurajoen valuma-alueen eri osissa. Kuvat ovat a) Aurajoen yläjuoksulta, b) Aurajoen yläjuoksulta Kaulajoen ja Aurajoen yhdistymiskohdasta, c) Aurajoen keskijuoksulta, d) Aurajoen alajuoksulta ja Vähäjoelta ja e) Savijoelta. Suojakaistat on kuvattu 20 metrin vesistöetäisyyden avulla. Taustalla olevan *ERM*-kartan väriskaala on venytetty keskihajonnan avulla ja maaperä luokiteltu *GTK*:n aineiston avulla.

Kun topografisen indeksin *TI*:n arvot jaetaan suojakaistaindeksin *BI*:n arvoilla ja lopputulos leikataan peltolohkoille, saadaan selville peltolohkot, jotka voivat vettyä helposti ja joista ravinteet voivat helposti huuhtoutua vesistöön. Näitä pelloja sijaitsee pääosin Aurajoen pääuoman itä- ja länsipuolella mutta melko kaukana uomasta (kuva 25 b). Sen sijaan pääuomien lähellä alueita ei ole niin paljoa. Siten tarkastelussa erottuvat suunnilleen samat peltolohkot kuin pelkän topografisen indeksin avulla. Erona on, että pellot eivät erotu niin selvästi, sillä monella topografisen indeksin osoittamalla riskipelloilla on myös suuri suojakaistaindeksin arvo. Sen sijaan pienen suojakaistaindeksin arvon omaavat rantapellot eivät luokituta riskipelloiksi, sillä topografinen indeksi on näillä pelloilla pieni.

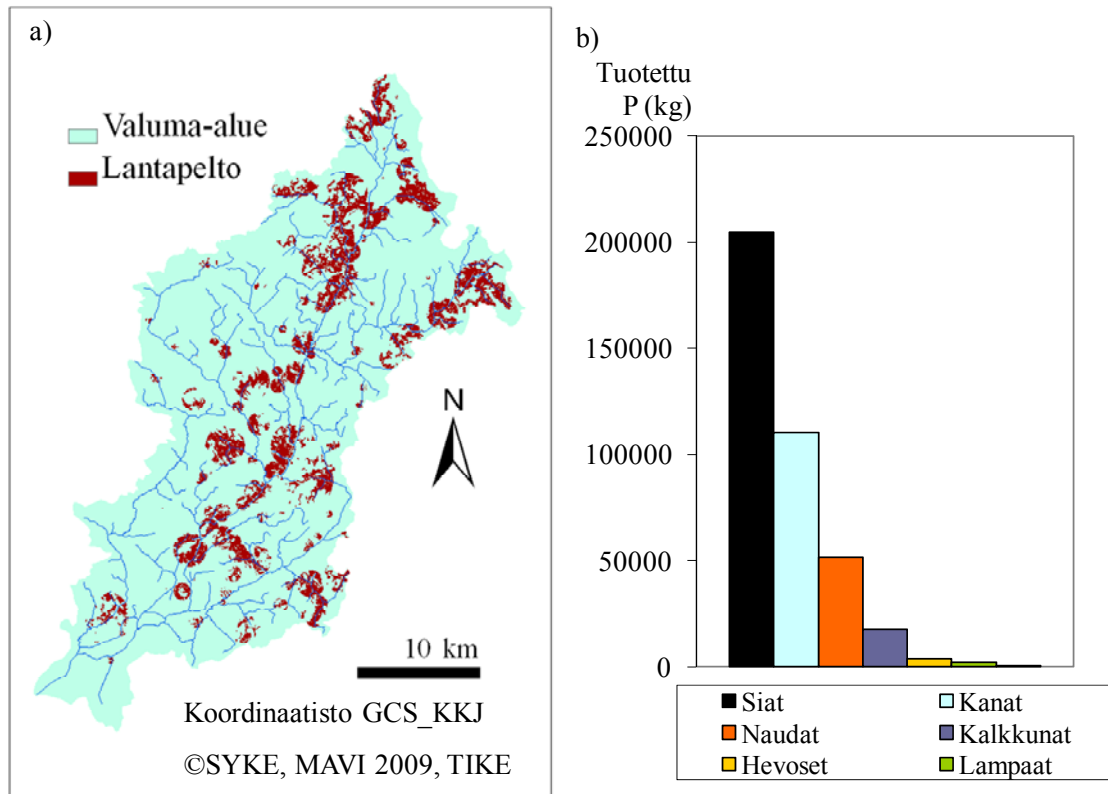


Kuva 25. a) Suojakaistaindeksi *BI*, joka on tehty Spatial Analystin työkaluilla ja käyttämällä kaarevuuteen perustuvaa uomaverkostoa. b) topografinen indeksi jaettuna suojakaistaindeksillä ja leikattuna peltolohkoille. Karttakuvien väriskaalat on venytetty keskihajontien avulla.

4.5 Lannanlevitys ja maataloustoimenpiteet

Valuma-alueella suurin osa isoista eläintiloista sijaitsee Aurajoen pääuoman varrella (kuva 26 a). Etenkin joen yläjuoksulla on eläntilojen keskittymä. Eläntiloja on tosin myös muissa valuma-alueen osissa. Siat tuottavat yli puolet eläinten tuottamasta fosforista valuma-alueella. Kanat tuottavat noin puolet sikojen tuottamasta fosforimäärästä ja vastaavasti naudat noin puolet kanojen tuottamasta fosforimäärästä. Muiden eläinten osuudet ovat selvästi pienempiä (kuva 26 b).

Lannan *L* lisääminen USLE-tarkasteluun keskittää riskejä lannoitettaville peltoaloille (kuva 27). Riskit keskittyvät erittäin selvästi lantapelloille, jos *L*-kerroin on 7 (kuva 27 a). Sen sijaan *L*-kerroin 3 myös nostaa lantapellot esille mutta ei niin ilmeisesti (kuva 27 b). Pienempää *L*-kerrointa käytettäessä riskialueiksi nousee myös muita kuin lantapelloja. Toisaalta riskialuekartan esitystapa vaikuttaa paljon siihen, mitkä alueet ovat riskialueita. Potentiaalisia lantariskialueita on etenkin Aurajoen pääuoman ylä- ja keskijuoksulla. Lisäksi alueita on jonkin verran myös valuma-alueen muissa osissa.

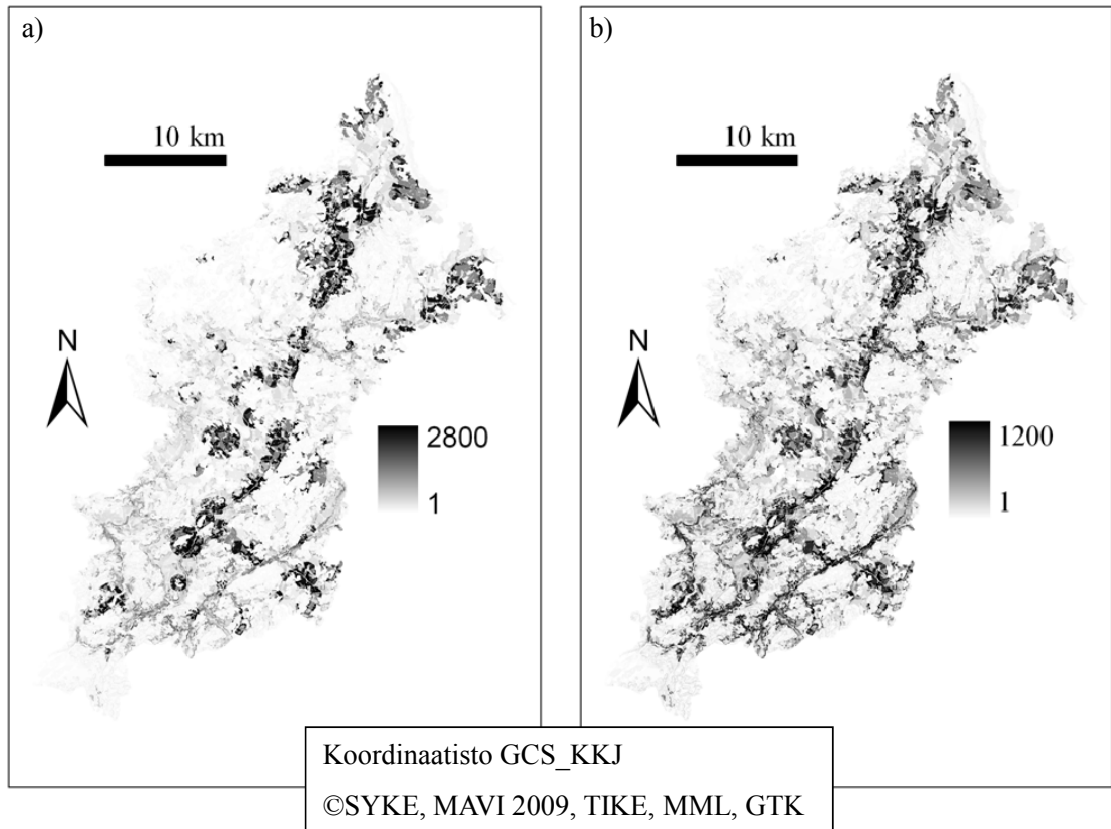


Kuva 26. a) Pellot, jolle simuloitiin lannanlevitystä ja b) eri eläinlajien tuottama fosfori Aurajoen valuma-alueella.

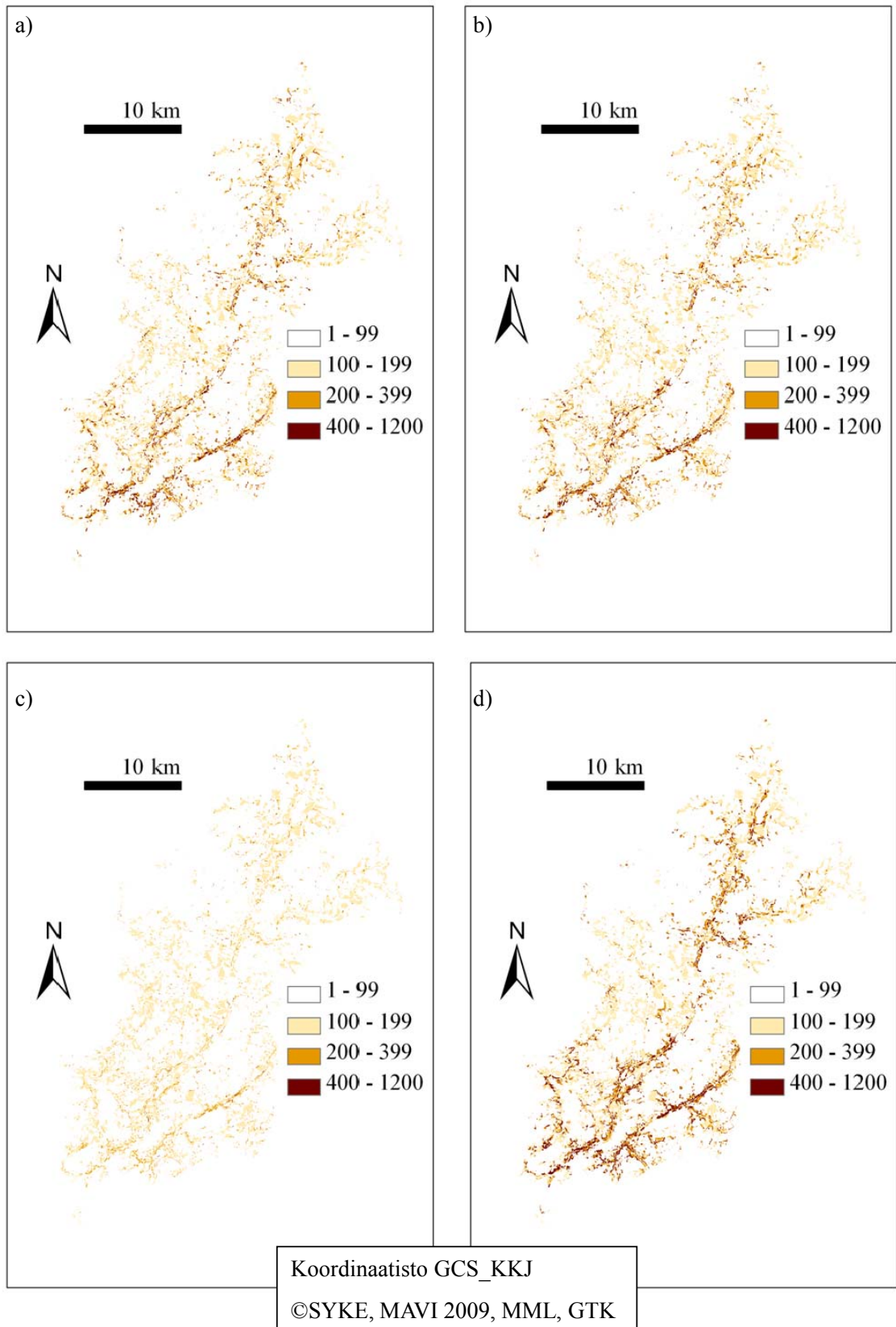
Maataloustoimenpiteiden T huomioiminen tuottaa samansuuntaisen vaikutuksen kuin peltojen lannoittaminen eli riskit keskittyvät tietyille peltoaloille (kuvat 28 a ja b). Maataloustoimenpiteillä on siten merkitystä kuormituksen kannalta. Ei ole kuitenkaan varmaa, mille peltoaloille maataloustoimenpiteet kohdistuvat todellisuudessa, joten kuvissa 28 a ja b riskit eivät välttämättä kohdistu oikeisiin kohtiin. On ilmeistä, että osa toimenpiteistä ei osu oikeille peltolohkoille; mutta on selvää, että osa toimenpiteistä on kuvattu oikeille peltolohkoille. Kartoissa toimenpiteiden spatiaalinen jakauma on eri, mikä erottuu tarkemmassa tarkastelussa. Sen sijaan karkeammassa tarkastelussa karttakuvien eroja on vaikea havaita.

Maataloustoimenpiteiden suuntaaminen rinteiden jyrkkyyden avulla muuttaa riskikarttoja paljon ja erot ovat havaittavissa myös karkeissa tarkasteluissa (kuvat 28 c ja d). Jos kevennetyt toimenpiteet suunnataan jyrkille peltolohkoille, suurimman riskin peltolohkoja ei enää ole (kuva 28 d). Samalla riski jakautuu tasaisemmin isommalle peltolohkoalalle ja isorisikisten peltojen suhteellinen ja absoluuttinen riski on pienempi. Vastaavasti, kun kevennetyt toimenpiteet suunnataan tasaisille ja loiville peltolohkoille välttämättä jyrkistä pelloista ja niiden hoidosta, riskit polarisoituvat (kuva 28 c). Valmiiksi ison riskin omaavien jyrkkien

peltojen riskit kasvavat entisestään ja ovat sekä suhteellisesti että absoluuttisesti suuria. Samalla loivilla alueilla sijaitsevien peltolohkojen ennestään pienet riskit pienenevät etenkin suhteellisesti.



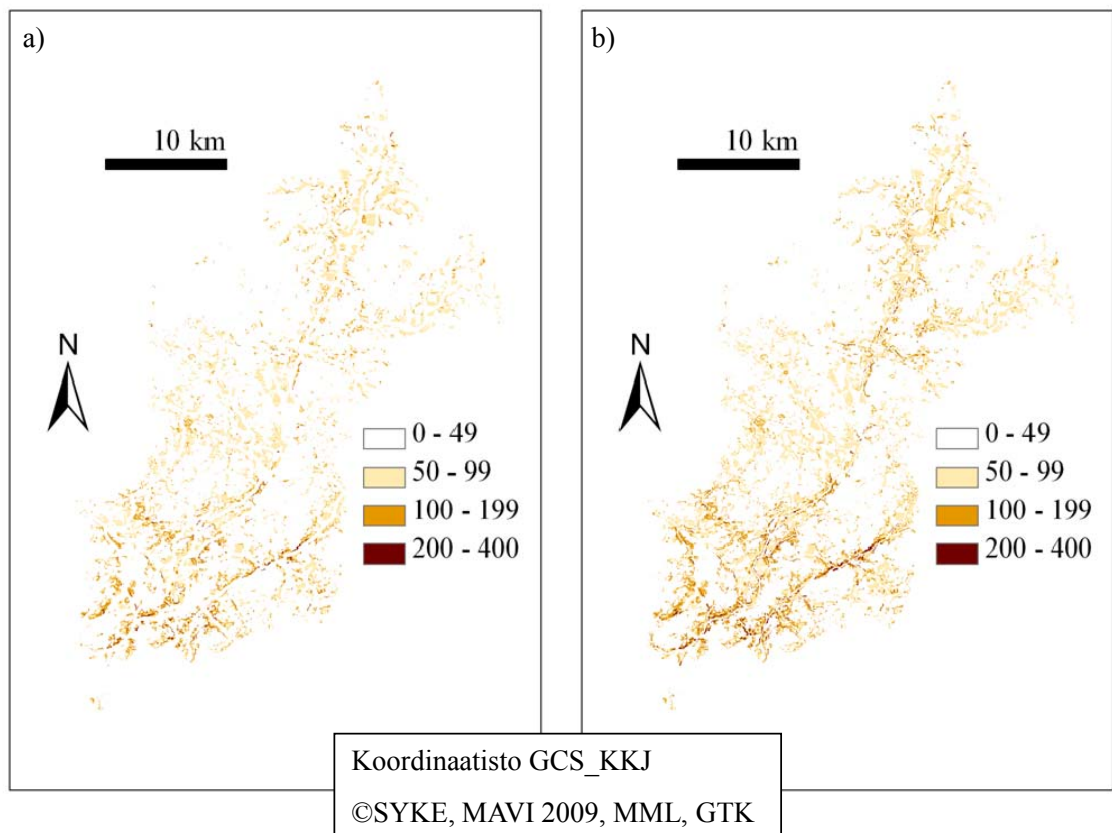
Kuva 27. *ERML*-riskialuekartta, jossa *L*-kerroin on a) 7 ja b) 3. Karttakuvien väriskaalat on venytetty keskihajontien avulla. Huomaa, että riskiarvot ja siten sävyskaalat ovat kuvissa erilaiset. Maaperä on luokiteltu GTK:n aineiston avulla.



Kuva 28. *ERM*-riskialuekartat, joissa maataloustoimenpiteiden pinta-alaperustainen jakauma on huomioitu. a) ja b) toimenpiteet (*T*-kerroin) on jaettu spatiaalisesti täysin satunnaisesti vain pinta-alamäärät huomioiden ja toimenpiteiden spatiaalinen jakauma on eri. c) Kevennetyt toimenpiteet on keskitetty jyrkille peltolohkoille ja d) kevennetyt toimenpiteet on keskitetty tasaisille peltolohkoille. Maaperä on luokiteltu GTK:n aineiston avulla.

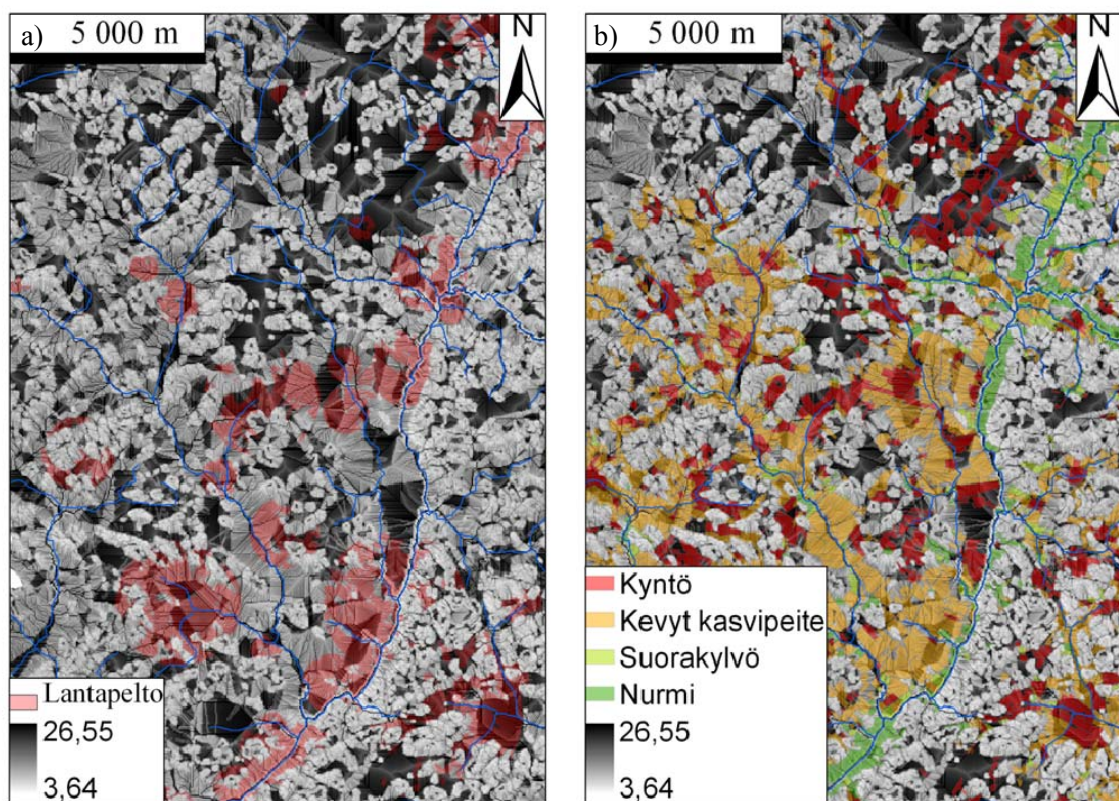
Lannan ja maataloustoimenpiteiden yhtäaikainen tarkastelu keskittää riskejä entisestään. Kun kevennetyt toimenpiteet keskitetään jyrkille pelloille, vaikutus on tosin pienempi. Sen sijaan päinvastaisessa tarkastelussa riskien keskittyminen on suurta. Edelleen, jos tarkasteluun lisätään vesistöetäisyys, riskien keskittyminen on vielä suurempaa. Näitä tuloksia ei ole esitetty karttoina

Vesistöjen lähellä olevien peltolohkojen ottaminen pois viljelykäytöstä pienentää kuormitusriskiä merkittävästi (kuva 29). Etenkin, jos viljely lopetetaan 150 metrin vesistöetäisyydellä, kuormitusriski pienentyy huomattavasti (kuva 29 a). Myös 50 metrin suojakaistojen perustaminen pienentää riskiä, mutta vaikutus on pienempi kuin isommalla vesistöetäisyydellä (kuva 29 b). Riskit eivät kuitenkaan katoa. Siten myös kauempana kuin 150 metrin päässä vesistöistä on riskipeltoja. Tarkastelussa ei tosin pystytty huomioimaan viljelykäytöstä pois otetun maa-alan suojavyöhykevaikutusta. Toisin sanoen: jos kaikki vesistön lähellä olevat peltolohkot otettaisiin pois viljelykäytöstä ja korvattaisiin suojavyöhykkeillä, riskit lähes häviäisivät.



Kuva 29. *ERM*-tarkastelu, jossa vesistöjen lähellä olevat pellot on poistettu viljelykäytöstä a) 150 metrin ja b) 50 metrin vesistöetäisyydellä. Maaperä on luokiteltu GTK:n maaperäaineiston avulla.

Lantapeltoja ja eri maataloustoimenpiteitä voi sijaita myös hydrologisesti riskialttiilla pelloilla. Tämä on havainnollistettuna kuvassa 30, jossa on kuvattuna valuma-alueen keskiosaa pääuoman varrelta. Lantapeltoja on kuvassa 30 a sekä pienen että suuren topografisen indeksin alueilla. Vastaavasti, kun kevennetyt maataloustoimenpiteet asetetaan jyrkille peltolohkoille, kyntö ja kevyt kasvipeite sijaitsevat osittain pelloilla, joilla on suuri topografisen indeksin arvo (kuva 30 b). Syynä tähän on, että topografinen indeksi on suurempi tasaisilla alueilla kuin jyrkillä rinteillä. Siten maataloustoimenpiteiden kohdentaminen pelkän rinteiden jyrkkyyden avulla ei välttämättä ole joka tilanteessa paras ratkaisu, vaan muitakin asioita tulee samaan aikaan huomioida.



Koordinaatisto GCS_KKJ
©SYKE, MAVI 2009, MML

Kuva 30. Topografinen indeksi (Spatial Analyst) Aurajoen valuma-alueen keskiosasta. Lisäksi kuvassa a) on väritettyinä lantapelot ja kuvassa b) eri maataloustoimenpiteet, joista kevennetyt maataloustoimenpiteet on asetettu jyrkille peltolohkoille. Karttakuvissa on myös kuvattuna lähtöaineistojen mukainen uomaverkosto. Topografinen indeksi on venytetty keskihajonnan avulla. Aurajoki sijaitsee karttakuvien oikeassa laidassa.

5 TULOSTEN TARKASTELU JA HYÖDYNTÄMINEN

5.1 Johdanto tulosten tarkasteluun

Luvussa 5.2 vertaillaan riskialuekarttoja keskenään ja pohditaan, miksi kartat eroavat toisistaan. Tämän jälkeen riskialuekarttojen paikkansapitävyyttä tarkastellaan vedenlaatu- ja säähavaintojen sekä aikaisemman tutkimuksen avulla (luku 5.3). Luku 5 sisältää myös pohdintaa keskeisistä riskitekijöistä (luku 5.4) ja riskikommunikaatiosta (luku 5.5). Luvun lopussa esitetään tulevaisuuden suuntaviivoja ja tuodaan esille, millaista jatkotutkimusta voidaan tehdä riskialuekarttojen tarkentamiseksi sekä miten kartoitusmenetelmiä ja karttoja voidaan käyttää hyväksi jatkotutkimuksessa ja päätöksenteossa (luku 5.6).

5.2 Erilaisten riskialuekarttojen vertailu

Keskeisin riskialuekarttojen välinen ero löytyi USLE-pohjaisten karttojen ja hydrologisten riskialuekarttojen välillä. USLE-kartoissa riskialueet sijaitsevat pääosin jyrkillä rinnepeleillä. Tosin laskentatavasta riippuen myös kauempana uomista sijaitsevat alueet voivat luokittua riskialueiksi. Sen sijaan hydrologiset riskialueet eli lähinnä suuren topografisen indeksin osoittamat alueet sijaitsevat pääosin tasaisilla pelloilla, jotka sijaitsevat kauempana uomasta. Syyt erojen takana ovat selkeät. Ensiksi, topografisen indeksin laskutapa tuottaa suurimman arvon alueille, joilla rinteet ovat loivia ja joiden yläpuolella on paljon valuma-alueita. Etenkin Aurajoen pääuoman penkereet ovat pääosin jyrkkiä ja pellot joen läheisyydessä sijaitsevat pääosin rinteessä. Toiseksi, USLE-laskutavassa jyrkille rinteille annetaan suurempi riskikerroin kuin loiville rinteille. Toisin kuin USLE-tarkastelun ja topografisen indeksin riskipellot, tulvatarkastelun riskipellot sijaitsevat tasaisilla alueilla suurten uomien alajuoksulla. Tällaisia paikkoja on kuitenkin melko vähän Aurajoen valuma-alueella.

Sekä USLE-pohjaiset että hydrologiset riskialuekarttoitusmenetelmät tuottavat oikeansuuntaisia tuloksia mutta eri tilanteissa. USLE:n avulla mallinnetaan lähinnä kiintoainetta ja partikkelimaista fosforia, kun taas hydrologiset menetelmät tuottavat arvion liukoisten ravinteiden käyttäytymisestä. Lisäksi USLE ja samansuuntaisesti tehty maaperän läpäisykykytarkastelu arvioivat kuormituksen mahdollisuutta etenkin suuren sadannan aikaan, kun taas muut hydrologiset menetelmät mallintavat valuman syntyä ja alueiden vettymistä jatkuvan sateen yhteydessä. Vastaavasti pellot voivat tulvia sekä jatkuvien sateiden että yk-

sittäisten piikkien kuten kevättulvien yhteydessä. Hydrologiset riskialueet voivat olla myös pohjavesiriskialueita. Pohjavesiriskitarkasteluissa osoittautui, että pohjavesiriskialueita on vähän, mutta Savijoen alueella on joitakin potentiaalisia riskipeltoja.

USLE-pohjaisissa karttatarkasteluissa vesistöetäisyyden huomioonottaminen muutti tulosta oleellisesti: riskipelot keskittyvät uomien varteen. Pelkkien karttatarkastelujen avulla vesistöetäisyyden huomioimisen järkevyyttä on vaikea arvioida, koska karttatarkastelutavat on valittu kirjallisuuden avulla. Toisaalta riskialueelta tulee olla yhteys vesistöön, jotta kuormitusta voi tapahtua (Puustinen ym. 1994, Endreny & Wood 2003), ja, mitä lähempänä vesistöä kuormittajan lähde on, sitä todennäköisemmin vesistökuormitusta tapahtuu (Sharpley ym. 2001). Toisaalta yhteys vesistöön voi tarkoittaa myös muita asioita kuin etäisyyttä vesistöön. Tätä on korostettu etenkin hydrologisissa riskialuekartoitustutkimuksissa (Srinivasan & McDowell 2009). Toisin sanoen vesi ei virtaa ainoastaan isoissa ja yleiskartassa näkyvissä uomissa. Ongelmana on siten oikean uomamäärän valinta. Tehdyissä tarkasteluissa ei huomioitu kaikkia pieniä uomia.

Hydrologisissa riskialuetarkasteluissa eroavaisuuksia eri riskialuekarttojen välillä aiheuttivat erilaiset uomaverkostot. Eroavaisuudet ovat melko suuria. TauDEMin tavat olivat Spatial Analystia tarkempia etenkin tasaisilla alueilla. Suurempia eroavaisuuksia oli kuitenkin eri kynnyksarvojen välillä. Pieni kynnyksarvo on hyvä, jos kaikki valuman ja kuormituksen kannalta merkitykselliset uomat halutaan mallintaa. Tällöin tulosten epävarmuus kuitenkin kasvaa eikä kaikkia uomatarkastelun tuloksena saatuja uomia ole välttämättä olemassa.

Uomaverkostojen väliset erot olivat vielä suurempia 2 ja 25 metrin pikselikoon korkeusmallien välillä. Tarkemman korkeusmallin hyödyntäminen riskialueiden ja hydrologisten riskien kartoittamisessa toisikin selkeästi lisää tarkkuutta tuloksiin. Samalla tarkan korkeusmallin käyttö vaatisi lisää työtä, jotta aineiston epätarkkuudet, kuten siltarummut ja muut alikulku- tai ohivirtauskohdat, saataisiin korjattua. Kaiken kaikkiaan eroavaisuudet eri menetelmien ja aineistojen välillä lisäävät hydrologisten riskialuekartoitustapojen epävarmuutta.

Suojakaistojen huomioonottaminen malleissa voisi muuttaa riskialueiden sijaintia. Suojakaistatarkasteluissa ongelmaksi muodostui kuitenkin spatiaalinen epätarkkuus ja suojakaistojen yhdistäminen muihin tarkasteluihin. Etenkin suojakaistaindeksin tarkastelu oli epävarmaa korkeusmallin ja maankäyttöaineistojen pienen mittakaavan ja epätarkkuuden

takia. Siten on epäselvää, kuinka paljon suojakaistoja on perustettu. Tämän tarkastelun avulla ei voi todeta, onko suojakaistoja nyt enemmän kuin 2000-luvun alussa, jolloin niitä oli vähän (Aurajokisäätiö 2002).

Maataloustoimenpiteiden ja lannanlevityksen huomioiminen kohdisti riskialueita eri pisteisiin. Pisteet vaihtelivat sen mukaan, minne toimenpiteitä suunnattiin ja oliko käytössä USLE-pohjainen vai hydrologinen tarkastelu. Riskien keskittyminen vastaa muiden tutkimusten tuloksia, joissa on todettu riskien kasaantuminen todella pienille alueille, jotka tosin voivat olla vain tiettyjä osia peltolohkoista (Page ym. 2005). Tehdyissä tarkasteluissa keisempää oli kuitenkin havainnoida eri tekijöiden vaikutusta kuin löytää tarkasti ne pellot, jotka ovat riskialueita. Lisäksi havainnoitiin toimenpiteiden suuntaamisen merkitystä. Maataloustoimenpiteiden suuntaamisen avulla riskejä voidaan pienentää. Ongelmana on tosin se, että eri ravinnefraktioiden riskipellot ovat eri peltoja.

Kun ravinnekuormituksen riskialueita haluttaisiin tutkia tarkasti, eri toimenpiteiden spatioaalinen jakauma olisi tiedettävä. Lisäksi ideaalitulanteessa eri mallit mallintaisivat eri ravinnefraktioita oikeansuuntaisesti. Ongelmana on kuitenkin ravinnefraktioiden mallintamisen vaikeus (Endreny & Wood 2003).

5.3 Riskialuekarttojen paikkansapitävyys

Riskialueiden paikkansapitävyyttä ja eri tekijöiden vaikutusta on vaikea arvioida SYKEN (2009) vedenlaatuhavaintojen avulla, koska havaintoja on melko vähän. Aurajoen valuma-alueella 2000-luvulla tehtyjä fosfori-, typpi- ja kiintoainepitoisuushavaintoja on yli 100 vain kahdesta mittauspisteestä. Toinen näistä pisteistä sijaitsee lisäksi Savijoen yläjuoksulla, joten pisteeseen kertyy vettä, ja siten kuormitusta, vain pieneltä alueelta. Näiden kahden mittauspisteen lisäksi yli 20 havaintoa on vajaan kymmenestä pisteestä. Reilu 20 mittausta noin kymmenen vuoden ajalta on kuitenkin todella vähän, sillä päivittäiset vaihtelut kuormituksessa voivat olla suuria. Mittaushavainnoissa fosforipitoisuuden keskiarvo oli reilu 200 µl/l ja vastaavasti typpipitoisuuden keskiarvo reilu 2000 µl/l. Pitoisuusarvot vaihtelivat sekä mittauspisteiden että yhden mittauspisteen eri mittausten välillä. Kaiken kaikkiaan vedenlaatuhavaintojen avulla johtopäätöksien tekeminen on hankalaa ja todella epävarmaa.

Mittaushavainnot sekä tukevat että horjuttavat USLE-pohjaisia riskiarvioita. Pienimmät kokonaisfosfori- ja kiintoainepitoisuuksien keskiarvot mittauspisteistä, joista on yli 20 havaintoa, ovat Aurajoen pääuoman keskijuoksulta, joka ei ole USLE-ajojen mukaan riski-

aluetta. Suurimmat pitoisuuskeskiarvot löytyvät Savijoen alajuoksulta, joka on ajoissa keskeinen riskialue. Lisäksi Aurajoen yläjuoksulla fosforipitoisuudet ovat melko suuria ja kiintoainepitoisuudet melko pieniä. Alueella onkin paljon karjatiloja, joten eroavaisuus voi johtua siitä. Tosin suuria fosforipitoisuuksia on myös aivan Aurajoen yläjuoksulla, joka ei luokitunut riskialueeksi. Vastaavasti Aurajoen alajuoksun pitäisi olla riskialuetta mutta pitoisuuksien keskiarvot ovat melko pieniä.

Suurimmat kokonaistyyppipitoisuuksien keskiarvot ovat Aurajoen pääuoman varrelta. Vastaavasti Vähäjoen ja Savijoen varrella sijaitsevissa pisteissä pitoisuudet ovat pienempiä. Kaikista suurimmat arvot ovat Aurajoen ylä- ja keskijuoksulta. Näillä alueilla sijaitsee vaihtelevasti suuria ja pieniä USLE- ja hydrologisten tarkastelujen riskiarvoja. Siten tyyppi-pitoisuushavainnot eivät suoranaisesti tue luotuja riskialuekarttoja. Kaiken kaikkiaan vedenlaatuhavainnot eivät kuitenkaan horjuta luotuja riskialuekarttoja. Toisaalta ne eivät myöskään tuo vahvistusta riskialuekarttojen paikkansapitävyydestä.

Tarkasteluissa ei otettu huomioon ilmastoa, jota on pidetty keskeisenä hydrologian (Mulligan 2005) ja vesistökuormituksen määrittäjänä (Puustinen ym. 2007). Ilmatieteen laitoksen säähavaintojen mukaan valuma-alueen eteläosassa on 2000-luvulla ollut vähemmän pakaspäiviä, hieman korkeampi keskilämpötila ja hieman suuremmat sademäärät kuin valuma-alueen pohjoisosissa. Säähavaintojen vaikutusta vedenlaatuhavaintoihin ja valuma-alueen riskialueisiin on kuitenkin vaikea arvioida. Säätietojen mallintaminen voisi onnistua esimerkiksi monimutkaisemmilla hydrologisilla malleilla. Joka tapauksessa on melko selvää, että tulevaisuudessa ilmastonmuutos tulee lisäämään vesistökuormitusta.

MTT:n tutkija Harri Lilja on luonut Itämeren rannikkoalueilta USLE-karttoja, joita ei kuitenkaan ole vielä tätä työtä tehtäessä julkaistu. Liljan 25 metrin rasteriaineistojen avulla luoma USLE-kartta on hyvin samannäköinen kuin tässä tutkimuksessa luotu *ERM*-riskialuekartta (kuvat 8 ja 9 sivuilla 58 – 59). Riskialueet ja spatiaalinen jakauma ovat käytännössä täysin samoja. Erona karttojen välillä on kuitenkin riskiarvojen jakauma. Liljan luomassa kartassa suurin osa arvoista on todella pieniä, kun taas tämän tutkimuksen kartoissa jakauma on tasaisempi. Erot johtuvat laskentatavasta ja eri tekijöiden riskikertoimista. Kertoimet ovat samansuuntaiset, sillä kartoissa on samat riskialueet, mutta niiden suuruusluokassa on eroja, sillä riskiarvojen jakaumat ovat erilaiset. Vastaavasti Liljan 90 metrin rasteriaineistojen avulla luoma USLE-kartta näyttää melko erilaiselta kuin tämän tutkimuksen riskialuekartat. Karkeasti riskialueet ovat samoja ja sijaitsevat uomien läheisyy-

dessä. Karkeammassa Liljan kartassa esimerkiksi Savijoki ei kuitenkaan vaikuta erityisen riskialttiilta ja riskialueita on myös Aurajoen keskijuoksulla. Siten karkeammassa riskialuekartassa riskialueet sijaitsevat osin eri kohdissa, kun sitä verrataan tarkempiin riskialuekarttoihin. Kaiken kaikkiaan Liljan julkaisemattomat kartat antavat tukea tehdyille USLE-pohjaisille tarkasteluille mutta yleistetympi kartta ei ole kovin hyvä vertailuaineisto tarkemmille kartoille.

Tulvariskiarviossa oli käytössä kaksi eri vedenpinnan korkeuden nousuarvoa: 1 ja 3 metriä. Käytössä ei ollut riittäviä empiirisiä aineistoja, joiden avulla olisi voinut arvioida, onko tällaisia tulvia esiintynyt alueilla. Nousuarvoista yhden metrin vedenpinnan nousu on SY-KE:n vesistömallijärjestelmän simuloimien virtaamien perusteella mukaan erittäin todennäköinen skenaario. Sen sijaan kolmen metrin vedenpinnan nousu vaatisi melko poikkeuksellisen tilanteen. Toisaalta vesistömallijärjestelmän simuloituihin virtaamiin liittyy suuria epävarmuuksia (Vehviläinen & Huttunen 2010) ja suuretkin tulvat voivat olla mahdollisia, esimerkiksi ilmastonmuutoksen aiheuttamien muutosten vuoksi (Suomalainen ym. 2006). Siten laaditun tulvaennusteen valossa on melko todennäköistä, että etenkin Savijoen alajuoksun pellot voivat tulvia mutta joen yläjuoksulla ja sivu-uomien varrella tulviminen on epätodennäköisempää.

Aikaisemmin on mielletty, että Aurajoen valuma-alueella riskialueet ovat lähinnä jyrkkiä rinnepeltoja eli USLE-tarkastelun mukaisia kohteita. Lisäksi eri maataloustoimenpiteiden on katsottu vaikuttavan peltojen riskialttiuteen (Aurajokisäätiö 2002, LOS 2007). USLE-tarkastelu havainnollisti myös lannoituksen ja toimenpiteiden vaikutusta. Alueellinen tarkkuus oli tosin melko heikko, koska aineistot eivät olleet spatiaalisessa muodossa. Yleisemmin kuormitukseen vaikuttavina tekijöinä on pidetty muun muassa rinteiden jyrkkyyttä, maaperää, maankäyttömuotoa ja vesistöetäisyyttä (Puustinen ym. 1994, White ym. 2009), jotka kaikki otettiin huomioon USLE-tarkasteluissa. Vastaavasti on todettu, että hydrologisten riskien arvioiminen on tärkeää vesistökuormituksen kannalta ja topografinen indeksi on hyvä arvio hydrologisista riskeistä (Page ym. 2005, Agnew ym. 2006). Topografisen indeksin esille tuomia tasaisia peltoja, jotka sijaitsevat kauempana pääuomasta, ei kuitenkaan yleisesti ole pidetty riskialueina. Siten USLE-tarkastelun mukaiset riskialueet ovat todennäköisesti oikeansuuntaisia ja hydrologiset riskialueet voivat ainakin osin olla väärinä. Tarkassa riskialueiden kartoituksessa tarvitaan kuitenkin lisäksi tarkkaa hydrologista mallinnusta (Garen & Moore 2005).

Yksi keskeinen asia hydrologisten riskialuekarttojen muodostamisen kannalta on VSA-hydrologian eli saturaatioylijäämän paikkansapitävyys Suomessa. Karvosen ym. (1999) mukaan saturoituneiden ja ei-saturoituneiden alueiden valumassa on suuria eroja. He ottivat rakentamassaan mallissa huomioon lisäksi imeytysylijäämän, joka voi aiheuttaa valumaa Suomessa. He korostivat kuitenkin, ettei metsäalueella tapahdu imeytysylijäämävalumaa. Siten saturaatioylijäämää voi pitää melko hyvänä arviona valuman muodostustavasta Suomessa. Käytetyistä hydrologisista menetelmistä topografista indeksiä on yleisesti pidetty saturaatioylijäämän mallintajana.

Hydrologiset tarkastelut eivät ottaneet huomioon peltojen kuivatustilaa, mikä määrittelee merkittävästi veden valumaa. Peltolohkojen kuivatus vähentää peltojen kosteutta, mikä lisää satoisuutta, mutta samalla kuivatus helpottaa ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin (Puustinen ym. 1994). Peltojen kuivatusta ja ojia voi tarkastella tarkemmalla korkeusaineistolla, joka parhaimmillaan tuo esille pienet urat, ojat ja muut mikrotopografian muodot. Nämä säätelevät veden valumaa peltolohkojen sisällä ja pienillä alueilla, joten peltolohkojen sisällä voi olla variaatiota huuhtouman suhteen (Heathwaite ym. 2005). Tarkempi korkeusmalli ei kuitenkaan huomioi salaojia ja siten pinnanalaista valumaa. Esimerkiksi Savijoen alueella vesi virtaa suurelta osin salaojissa (Granlund ym. 2004). Jako pinta- ja pinnanalaisvalumaan olisikin tärkeää kuormitusta arvioitaessa (Sharpley ym. 2001). Joissain indeksitarkasteluissa onkin otettu huomioon peltojen kuivatustila ja pinnanalaisvaluma (Sharpley ym. 2001, Bechmann ym. 2009). Siten hydrologisten riskien arviointia voisi tarkentaa tarkan korkeusmallin lisäksi salaojakarttojen avulla. Kuivatustilan huomioiminen on keskeistä, sillä salaojitusta pyritään lisäämään, ja peltojen vettyminen johtuu usein kuivatushäiriöistä eikä välttämättä topografiasta. Peltojen kuivatuksen ja valtaojien suunnittelussa pitää kuitenkin ottaa huomioon pisteen yläpuolinen valuma-alue (Puustinen ym. 1994).

5.4 Keskeiset riskitekijät

Riskialuekarttojen perusteella voidaan tehdä joitakin arvioita eri riskitekijöiden merkityksestä. Yhtäältä kyse on kehäpäättelystä, sillä menetelmät on valittu ja parametrisoitu kirjallisuuden avulla ja niissä on pyritty ottamaan huomioon keskeiset riskitekijät. Toisaalta riskialuekartat havainnollistavat keskeisiä riskitekijöitä. Tarkemmin eri riskitekijöiden vaikutusta voitaisiin arvioida esimerkiksi herkkyysanalyysillä, joita on käytetty etenkin mo-

nimutkaisten mallien yhteydessä (Koskiaho ym. 2007), ja Monte Carlo -menetelmillä, joissa eri tekijät ilmaistaan jakaumien eikä absoluuttisten arvojen avulla (Rahman ym. 2002).

USLE-pohjaiset riskialuekartat osoittivat, että maalajilla on merkitystä vesistökuormituksen kannalta. Merkityksen suuruudesta ja osittamisesta voi keskustella, sillä maaperä parametrisoitiin aikaisempien tutkimusten avulla. Näissä tutkimuksissa oli todettu, että maaperä vaikuttaa kiintoainekuormitukseen ja huuhtoumaan (Bärlund ym. 2009). Siten tässäkin on kyse tietynlaisesta kehäpäättelystä. Joka tapauksessa karkeampi maalaji voisi vähentää vesistökuormitusta. Maalajia ei kuitenkaan voi vaihtaa, vaan tietyn kohdan maalaji on muodostunut ihmisestä riippumatta. Lisäksi pienemmän eroosioriskin maalajit eli karkeat lajitteet ja turve eivät ole maatalouden kannalta niin tuottavia kuin savi ja hienommat maalajit (Puustinen ym. 1994).

Vaikka savimaita ei yleisesti mielletä erityisen eroosioherkiksi, diffuusioeroosio savimailta voi olla melko suurta (Aura ym. 2006). Tämä havainnollistuu tehdyissä USLE-pohjaisissa eroosio- ja valumariskitarkasteluissa. Savimaat saavat suuremman riskikertoimen, kun tarkastellaan maaperän valuma- eikä eroosioriskiä. Samalla savimailta huuhtoutuu paljon ravinteita vesistöön. Nämä ravinteet ovat siten oletetusti enemmän liukoisessa kuin partikkelimaisessa muodossa. Diffuusioeroosio kuitenkin muuttaa näkemystä hieman, sillä huuhtouma voi yhtä hyvin olla hienoon maa-ainekseen sitoutunutta partikkelifosforia kuin liukoista fosforia. Käytännössä riskialueiden kannalta ei kuitenkaan ole väliä, mikä tarkka huuhtoutumisprosessi on, sillä riskialueet ovat suunnilleen samoja sekä valuma- että eroosiopohjaisissa USLE-tarkasteluissa.

Maalajia tärkeämmiksi riskitekijöiksi osoittautuivat rinteiden kaltevuus ja maankäyttömuoto, jotka pitkälle määrittivät *ERM*-riskialuekarttojen riskialueiden sijainnin. Lisäksi tarkasteluun lisätyillä uusilla tekijöillä vesistöetäisyydellä, lannalla ja maataloustoimenpiteillä oli merkitystä. On kuitenkin vaikea arvioida, millä tekijällä on eniten merkitystä. Kirjallisuuden mukaan useat eri tekijät vaikuttavatkin vesistökuormitukseen (Puustinen ym. 1994, Heathwaite ym. 2000, Bechmann ym. 2009, White ym. 2009). Lisäksi USLE-tarkastelu ei pystynyt ottamaan huomioon kaikkia riskitekijöitä, kuten hydrologisia riskejä, kaltevuuksien jakaumaa, peltojen ravinnepitoisuutta ja suojakaistoja.

Kaltevuustarkasteluissa olennaista on kaltevuus vesistöjen lähellä. Jos rinne on jyrkkä vesistön lähellä, kuormitus kasvaa. Vastaavasti iso tasainen ei maatalouskäytössä oleva alue

vesistön lähellä vähentää merkittävästi kuormitusta, vaikka pelto olisikin kaltevalla rinteellä kauempana vesistöstä (Puustinen ym. 1994). Siten tasaista aluetta voi pitää tietynlaisena suojakaistana. Käytetyillä menetelmillä ei kuitenkaan pystytty erottelemaan kaltevuutta vesistöetäisyyden suhteen. Suojakaistatarkasteluissa ongelma oli suunnilleen sama: suojakaistoja ei pystytty yhdistämään USLE-tarkasteluun ja tehdyissä tarkasteluissa suojakaistojen vaikutusta ei voitu selvittää. Hydrologisissa riskeissä ongelmaksi muodostui vastaavasti epävarmuus: tarkasteluissa esiin nousseita riskialueita ei pystytty todentamaan. On selvää, että veden valumalla on merkitystä, mutta epäselväksi jäi, miten vesi todellisuudessa virtaa Aurajoen valuma-alueella.

5.5 Riskialuekarttojen riskikommunikaatio

Riskien esittämisessä keskeisiksi asioiksi nostettiin objektiivisuus ja selkeys. Riskialuekarttoista pyrittiin tekemään hyviä visualisoimalla niitä ja kokeilemalla erilaisia yleisesti hyväksi koettuja esitystapoja. Lisäksi esiteltiin vaihtoehtoisia ei-niin-hyviä tapoja. Huonommissa tavoissa kaikki peltoalat saattoivat näyttää riskialueilta, jolloin todelliset riskialueet eivät erottuneet. Vastaavasti ongelmana voi myös olla, että mikään pelto ei nouse riskipelloksi. Lisäksi riskialueiden jakaumaa voidaan esimerkiksi luokiteltua asteikkoa käytettäessä manipuloida ja tiettyjä peltoja voidaan leimata esimerkiksi huomiota herättävän visualisoinnin keinoin.

Kommunikaatiossa on lisäksi tärkeää huomioida sidostahot. Siksi riskialuekarttoista tulee tehdä helposti ymmärrettäviä. Riskialuekarttojen keskeinen sovellus on niiden käyttäminen päätöksenteon tukena. Päätöksenteon kannalta olisi oleellista, että kartoilla esitetyt riskialueet olisivat oikeissa kohdissa. Lisäksi keskeistä toimenpiteiden suuntaamisessa olisi, että riskialueita olisi päätöksenteon kannalta sopiva ja kuormituksen kannalta oikeansuuntainen määrä. Vastaavasti maanviljelijöiden kannalta on tärkeää, että yksittäisiä viljelijöitä ei leimata, vaan riskipellot esitetään mahdollisimman objektiivisesti. Siten keskeistä ei ole syyllistää yksittäisiä maanviljelijöitä vaan esittää heille mahdollisia ongelma-alueita ja tuoda esille, mitä toimenpiteitä riskien vähentämiseksi voi tehdä.

Tulevaisuudessa riskikommunikaatiota voitaisiin vahvistaa lisätutkimuksen avulla. Riskialuekarttoja voitaisiin esitellä sidostahoille. Samalla riskialuekarttoista voitaisiin keskustella. Lisäksi eri toimijoiden riskikäsityksiä voitaisiin tarkastella esimerkiksi kyselylomakkeiden ja haastatteluiden avulla. Kommunikaatio ja eri toimijoiden osallistaminen olisi

tärkeää, kun kuormitusta halutaan pienentää. Keskustelun avulla voitaisiin kartoittaa parhaat mahdolliset toimet ja löytää hyväksyntä niille. Lisäksi vesistökuormituksen riskinarviointi voitaisiin yhdistää kokonaisvaltaiseen valuma-alue-tarkasteluun, jossa otettaisiin huomioon esimerkiksi alueen ekosysteemit ja elinkeinot.

Käytetyt menetelmät eivät sinänsä pysty arvioimaan riskiä, sillä uhan todennäköisyyttä ei ole otettu huomioon. Uhan todennäköisyyden arviointi voisi onnistua Monte Carlo -menetelmillä, joissa jakaumien avulla tehtävissä karttatarkasteluissa voitaisiin esittää esimerkiksi luottamusvälien ala- ja ylärajoja. Lisäksi eri karttoja voitaisiin verrata keskenään. Todennäköisyyksien lisäksi tutkimuksessa ei ole pystytty arvioimaan epävarmuutta. Epävarmuudesta on tosin keskusteltu ja on tehty selväksi, että USLE-pohjaiset riskialuekartat ovat varmemmin oikeassa kuin hydrologiset riskialuekartat. Lisäksi on tuotu selvästi esille, että lannanlevityksen ja maataloustoimenpiteiden spatiaalinen jakauma ei ollut tiedossa. Epävarmuutta voitaisiin myös arvioida esimerkiksi jakaumien ja Monte Carlo -menetelmien avulla. Lisäksi epävarmuutta pystyttäisiin havainnollistamaan visualisoinnin keinoin, kuten hämärtämällä tai sumentamalla epävarmoja kohtia (MacEachren 1995).

5.6 Riskialuekarttojen hyödyntäminen tulevaisuudessa

Luodut riskialuekartat ja menetelmät niiden tekemiseksi toimivat pohjana tulevaisuuden toimille. Ensiksi, ne osoittavat kohteita, joihin tutkimusta pitää keskittää. Toiseksi, samoihin kohteisiin tulee suunnata kevennetyt maataloustoimenpiteet ja muut kuormitusta vähentävät toimet, jotta vesistökuormitusta saataisiin tehokkaasti pienennettyä.

Tulevaisuuden lisätutkimusta voidaan suunnata pienemmille alueille. Tutkimuskohteet voisivat olla etenkin USLE-tapojen osoittamilla riskialueilla eli Savijoella, Aurajoen ylä- ja alajuoksulla, Vähäjoella sekä Kaulajoella. Tutkimus voi esimerkiksi koostua spatiaalisesti useaan paikkaan kohdistuvista empiirisistä mittauksista. Saatavilla olleiden vedenlaatumittausten avulla ei pystytty arvioimaan valuma-alueen eri osien kuormitusta. Vastaavasti mittauksia voitaisiin tehdä myös ojasedimenteistä, mikä on havaittu hyväksi tavaksi löytää riskialueita (Jansson ym. 2000).

Toinen keskeinen lisätutkimustapa voisi olla tarkempien indeksipohjaisten työkalujen käyttöönotto ja yhdistäminen empiirisiin mittauksiin. Suomalainen VIHMA antaa hyvän pohjan spatiaalisille riskialuekartoitustavoille. Niitä voitaisiin tehdä esimerkiksi samaan tapaan kuin Norjassa (Bechmann ym. 2009). Tämä voisi tarkoittaa paitsi peltolohkojen

riskipitoisuuden selvittämistä myös erilaisten skenaariotarkastelujen tekemistä. Tarkemmassa tarkastelussa voitaisiin myös ottaa huomioon peltojen ravinnetaseiden, kuivatustilan ja maataloustoimenpiteiden spatiaalinen jakauma. Lisäksi tarkkojen valumamallien avulla voitaisiin tarkastella riskialueita peltolohkojen sisällä. Tarkempia riskialuekarttoja voitaisiin edelleen yleistää isommille alueille käyttämällä uutta tutkimustietoa hyväksi.

Hyvin parametrisoituna monimutkaiset fysikaalis pohjaiset mallit, kuten SWAT voisivat tarkentaa riskialueita. Ennen kaikkea niiden avulla voitaisiin saada selville kvantitatiivisia ravinnekuormitusmääriä (White ym. 2009). Lisäksi SWATin kaltaisilla malleilla voitaisiin simuloida eri hydrologisia prosesseja, joita valuma-alueella tapahtuu. Prosessien simulointi vastaavasti lisäisi ymmärrystä valuma-alueen toiminnasta. SWATin avulla voitaisiin esimerkiksi tutkia sademäärien ja eri vuodenaikojen säätilojen vaikutuksia ja tehdä skenaarioita esimerkiksi ilmastonmuutokseen liittyen. Toisaalta SWATin osoittamiin riskialueisiin tulisi suhtautua varauksella, sillä joidenkin arvioiden mukaan ne voivat sijaita osin väärissä paikoissa. Lisäksi, vaikka riskialueet olisivat oikeissa paikoissa ja kokonaiskuormitus olisi laskettu oikein, kuormituksen spatiaalinen jakauma voi silti olla väärä (Agnew ym. 2006, White ym. 2009). Siten on epävarmaa, miten hyvin SWAT pystyisi riskejä ennustamaan. Varmaa kuitenkin on, että se tarvitsisi tuekseen empiirisiä mittauksia.

Tulvaherkät pellot voitaisiin mallintaa tarkemmin SYKEN vesistömallijärjestelmän avulla. Tähän mennessä vesistömallijärjestelmää ei ole käytetty vesistökuormituksen arvioinnissa, vaan lähinnä muissa tulvariskitarkasteluissa. Vesistömallijärjestelmä voisi toimia myös yleisemmin vesistökuormitukseen liittyvän hydrologisen riskinarvioinnin ja myös epävarmuustarkastelujen pohjana. Sen avulla voitaisiin esimerkiksi huomioda maaperä ja maankäyttömuoto aikaisempaa paremmin. Apuna hydrologisissa tarkasteluissa voitaisiin käyttää hydraulisia uomamalleja ja kaksiulotteisia simulointimalleja.

Riskialuekarttoja voisi tarkentaa myös uusien ja tarkempien aineistojen avulla. Aikaisemmin on käsitelty laserkeilausaineistojen hyödyntämismahdollisuutta tarkemman korkeusmallin luomisessa. Laserkeilausaineistoja voitaisiin hyödyntää lisäksi myös kasvillisuustarkasteluissa, kuten suojakaistojen ja kosteikkojen esiintymisen analysoinnissa (Goetz 2006, Korpela ym. 2009). Suomessa laserkeilausaineistoja onkin käytetty esimerkiksi suokasvillisuuden analysoinnissa (Korpela ym. 2009). Satelliittiaineistojen avulla voitaisiin tehdä samantyyppisiä tarkasteluita kuin laserkeilausaineistoilla. Niiden avulla pystyttäisiin luokittelemaan maankäyttöaineisto paremmin ja esimerkiksi jakamaan CLC:n maatalous-

maa pienempiin luokkiin. Näitä luokkia voitaisiin hyödyntää ennen kaikkea suojakaistojen arvioinnissa. Satelliittiaineistot mahdollistaisivat esimerkiksi suojakaistakasvillisuuden tiheysarviot. Tarkempien, esimerkiksi 2 tai jopa 0,5 metrin pikselikoon satelliittiaineistojen avulla päästäisiin erittäin hyvään tarkastelutarkkuuteen (Goetz 2006). Kaukokartoitusaineistojen avulla pystyttäisiin tekemään myös muita tarkasteluja, kuten tutkimaan valuma-alueen muuttumista ajassa ja tekemään skenaarioita tulevaisuuden muutoksista.

Kaiken kaikkiaan vaihtoehtoja ravinnekuormituksen riskialuekartoitukseen riittää. Menetelmien ja mallien valinnassa korostuu, millä mittakaavalla ja millä tarkkuudella tarkastelua halutaan tehdä. Tarkka pienellä alueella tehtävä tutkimus on tärkeää, jotta kuormituksen perusprosessit saadaan selville. Toisaalta on myös tärkeää tehdä tarkasteluja koko valuma-alueen tasolla, jotta keskeiset riskialueet voidaan paikantaa.

Eri menetelmien osoittamat riskialueet voidaan valita tulevaisuuden toimenpiteiden kohteiksi. Tulokset havainnollistivat, että kevennetyt muokkaustoimenpiteet ja suojakaistojen lisääminen vähentäisivät riskialueita sekä samalla ravinnekuormitusta. Toimenpiteiden valinnassa tulisi ottaa huomioon, mitä ravinnefraktiota halutaan pienentää, sillä eri ravinnefraktioilla on erilaiset riskialueet. Lisäksi eri fraktioiden kuormituksen pienentäminen vaativat erilaisia toimia. Monet yhden fraktion kuormitusta pienentävät toimenpiteet voivat lisätä toisen fraktion kuormitusta (Sharpley ym. 2001). Heathwaite ym. (2000) suosittelevat tyyppikuormitusta vähentäviä toimenpiteitä koko valuma-alueelle, kun taas fosforikuormitusta vähentävät toimenpiteet tulisi suunnata tietyille riskialueille. Tämä lähestymistapa on järkevä tämän tutkimuksen valossa, sillä USLE-pohjaisilla menetelmillä kartoitetut riskialueet ovat selkeitä ja ne ovat lähinnä partikkelimaisen fosforin riskialueita. Sen sijaan hydrologisten menetelmien riskialueet, jotka pätevät liukoiselle fosforille ja nitraattityypelle, eivät olleet niin helposti todennettavissa. Heathwaiten ym. (2000) suosittama jako on kuitenkin melko epävarma. Sharpleyn ym. (2001) mielestä siihen olisikin tärkeä yhdistää pitkän aikavälin vaikutusten arviointi, jotta toisen ravinteen kuormitus ei pääsisi kasvamaan suureksi.

Eri toimenpiteistä keskeisiä olisivat ensinnäkin lähderiskin pienentämiseen keskittyvät toimet eli lannoitukseen, kasvien valintaan ja maanparannukseen liittyvät toimenpiteet. Toiseksi kulkeumariskiin liittyvät toimenpiteet ovat myös tärkeitä. Nämä toimenpiteet sisältävät esimerkiksi eri maanmuokkaustapoja, suojakaistojen hoitoa ja peltojen kuivatus-toimia (Sharpley ym. 2001). Kuten luvussa 2.5.2 todettiin, on esitetty, että fosforikuormi-

tuksen kannalta tulisi keskittyä sekä lähde- että kulkeumarisktiin, kun taas typpikuormituksen kannalta lähderiski on keskeisempi (Heathwaite ym. 2000, McDowell ym. 2002). Eri alueille pitäisikin suunnata erilaisia toimia. Esimerkiksi vettyville ja tasaisille rantapelloille on suositeltu sekä kosteikkojen (Puustinen ym. 1994) että suojakaistojen (Koivisto 2000a, 2000b, 2000c) perustamista.

Yksi mahdollinen tapa vähentää vesistökuormitusta ja lähderiskejä olisi viherlannoituskasvien (*catch crops*) käyttö viljapelloilla. Niiden tarkoituksena on tuottaa typpeä viljojen käyttöön ja siten ne voivat vähentää lannoituksen tarvetta. On kuitenkin todettu, että vaikka viherlannoituskasvien kasvipeite vähentää eroosiota, se voi lisätä fosforin talvihuuhtoumaa jäätyvän kasvimateriaalin takia (Bechmann ym. 2009). Viherlannoituskasveja parempi tapa vähentää ravinnekuormitusta olisikin ainakin Bechmannin ym. (2009) mukaan lannoituksen vähentäminen. Vastaavasti kolmas heidän kokeilema skenaario eli syyskynnön poistaminen vähensi kuormitusta mutta edelleen vähemmän kuin lannoituksen vähentäminen.

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tehdyt riskialuekartat ja käytetyt menetelmät toimivat pohjana tulevalle tutkimukselle. Lisäksi niistä on hyötyä jo nyt maataloustoimenpiteiden suuntaamisen suunnittelussa. Riskialuekartat havainnollistavat keskeisten riskitekijöiden vaikutusta ja yhdistävät eri tekijöiden tarkastelun samoille karttatasoille.

Keskeisiä kiintoaine- ja ravinnekuormitusriskialueita olivat tutkitun valuma-alueen jyrkät rinnepellot sekä helposti vettyvät pellot. Jyrkät rinnepellot toimivat erityisesti kiintoainekuormituksen ja partikkelimaisen fosforin kuormituksen lähdealueina, kun taas vettyviltä pelloilta vesistöihin huuhtoutuu liukoista fosforia ja nitraattitypeä. Siten keskeisiä riskitekijöitä olivat peltojen kaltevuus, maataloustoimenpiteet ja peltojen ravinnetaseet. Näistä kahta viimeistä oli vaikea arvioida, sillä nykyiset aineistot eivät mahdollistaneet niiden spatiaalista tarkastelua.

Parhaiden menetelmien avulla voidaan tuottaa riskialuekarttoja, joissa riskialueet erottuvat ja joissa ne ovat ennakkotietojen mukaan oikeissa kohdissa. Riskialuekarttojen tekemisessä pitää myös kiinnittää huomiota riskien ja karttatasojen esittämiseen, jotta riskit eivät vääristy.

Käytetyillä menetelmillä kiintoaineen ja partikkelimaisen fosforin riskialueet olivat helpommin kartoitettavissa kuin liukoisten ravinteiden riskialueet. Siten tutkimuksen valossa USLE-pohjaiset menetelmät vaikuttivat parhailta. Tarkemmat ja uudet aineistot mahdollistanevat kuitenkin myös liukoisten ravinteiden tarkemman tarkastelun. Indeksityyppinen tarkastelu, tarkka hydrologinen mallinnus sekä satelliitti- ja laserkeilausaineistojen hyödyntäminen parantavat riskialuekarttojen tarkkuutta. Lisäksi riskien kannalta oleellista uhan todennäköisyyttä voidaan arvioida kattavammin esimerkiksi Monte Carlo -menetelmien avulla.

Riskejä voidaan pienentää ennen kaikkea suuntaamalla maataloustoimenpiteitä, kuten kevennettyä muokkausta ja lannoitusta sekä suojakaistoja, riskialueille. Tulevaisuudessa ilmastonmuutoksen aiheuttama lämpötilan ja sateisuuden nousu lisännee vesistökuormitusta, mikä lisää tarvetta toimenpiteiden suuntaamiselle ja riskialuekarttojen hyödyntämiselle.

KIITOKSET

Tutkimus oli osa Baltic COMPASS -hanketta, jossa etsitään kokonaisvaltaisia ja kestäviä ratkaisuja maatalouden vesistökuormituksen vähentämiseen Itämeren alueella. Tutkimus sai rahoitusta Suomen ympäristökeskukselta (SYKE) COMPASS-hankkeen puitteissa. Alkuvaiheessa rahoitusta saatiin myös Maa- ja vesitekniikan tuki ry:ltä. Tutkimus tehtiin Jyväskylän yliopiston Bio- ja ympäristötieteiden laitoksen tietokoneilla ja ohjelmistoilla.

Kiitokset ohjaajilleni Anssi Lensulle (JY) ja Sirkka Tattarille (SYKE) asiantuntevasta, paneutuvasta ja tarkasta ohjaamisesta. Lisäksi tutkielmaa ovat kommentoineet eri vaiheissa Elina Jaakkola (SYKE), Harri Lilja (MTT) ja professori Aimo Oikari (JY).

KIRJALLISUUS

- Agnew, L. J., Lyon, S., Gérard-Marchant, P., Collins, V. G., Lembo, A. J., Steenhuis, T. S. & Walter, M. T. 2006: Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. –*Journal of Environmental Management* 78: 63 – 76.
- Alho, P., Sane, M., Huokuna, M., Käyhkö, J., Lotsari, E. & Lehtiö, L. 2008: Tulvariskien kartoittaminen. 99 s. –Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Apan, A. A., Raine, S. R. & Paterson, M. S. 2002: Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. –*Landscape and Urban Planning* 59: 43 – 57.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Mutiah, R. S. & Williams, J. R. 1998: Large Area Hydrologic Modeling and Assessment: Part I: Model Development. –*Journal of the American Water Resources Association* 34 (1): 73 – 89.
- Aura, E., Saarela, K. & Rätty, M. 2006: Savimaiden eroosio. 32 s. –MTT:n selvityksiä 118. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Aurajokisäätiö. 2002: Aurajoen kehittämisohjelma 2001 – 2006. 78 s. –Aurajokisäätiö, Turku.
- Basnyat, P., Teeter, L. D., Lockaby, B. G. & Flynn, K. M. 2000: The use of remote sensing and GIS in watershed level analyses of non-point source pollution problems. –*Forest Ecology and Management* 128: 65 – 73.
- Bechmann, M., Stålnacke, P., Kværnø, S., Eggestad, H. O. & Øygarden, L. 2009: Integrated tool for risk assessment in agricultural management of soil erosion and losses of phosphorus and nitrogen. –*Science of the Total Environment* 407: 749 – 759.
- Beven, K. 1997: TOPMODEL: A critique. –*Hydrological Processes* 11: 1069 – 1085.
- Beven, K. 2007: Towards integrated environmental models of everywhere: uncertainty, data and modeling as a learning process. –*Hydrology and Earth Systems Sciences* 11: 460 – 467.
- Breakwell, G. M. 2007: *The Psychology of risk*. 335 s. –Cambridge University Press, Cambridge.
- Bren, L. J. 1998: The geometry of a constant buffer-loading design method for humid watersheds. –*Forest Ecology and Management* 110: 113 – 125.
- Busteed, P. R., Storm, D. E., White, M. J. & Stoodley, S. H. 2009. Using SWAT to Target Critical Source Sediment and Phosphorus Areas in the Wister Lake Basin, USA. –*American Journal of Environmental Sciences* 5: 156 – 163.
- Bärlund, I. & Kirkkala, T. 2008: Examining a model and assessing its performance in describing nutrient and sediment transport dynamics in a catchment in southwestern Finland. –*Boreal Environment Research* 13: 195 – 207.
- Bärlund, I., Tattari, S., Puustinen, M., Koskiaho, J., Yli-Halla, M. & Posch, M. 2009: Soil parameter variability affecting simulated field-scale water balance, erosion and phosphorus losses. –*Agricultural and Food Science* 18: 402 – 416.
- Costa-Cabral, M. C. & Burges, S. J. 1994: Digital elevation model networks (DEMON): A model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas. –*Water Resources Research* 30: 1681 – 1692.

- Curie, F., Gaillard, S., Ducharne, A. & Bendjoudi, H. 2007: Geomorphological methods to characterise wetlands at the scale of the Seine watershed. –*Science of the Total Environment* 375: 59 – 68.
- Denney, D. 2005: *Risk and Society*. 220 s. –Sage, Lontoo.
- Endreny, T. A. & Wood, E. F. 2003: Watershed weighting of export coefficients to map critical phosphorus loading areas. –*Journal of American Water Resources Association* 39: 165 – 181.
- Fisher, J. & Acreman, M. C. 2004: Wetland nutrient removal: a review of the evidence. –*Hydrology and Earth System Sciences* 8: 673 – 685.
- Garbrecht, J. & Martz, L. W. 1997: The assignment of drainage direction over flat surfaces in raster digital elevation models. –*Journal of Hydrology* 193: 204 – 213.
- Garen, D. C. & Moore, D. S. 2005: Curve number hydrology in water quality modeling: Uses, abuses and future directions. –*Journal of the American Water Resources Association* 41 (2): 377 – 388.
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H. & Arnold, J. G. 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. –*Transactions of the ASABE* 50: 1211 – 1250.
- Gburek, W. J., Drungil, C. C., Srinivasan, M. S., Needelman, B. A. & Woodward, D. E. 2002: Variable-source-area controls on phosphorus transport: Bridging the gap between research and design. –*Journal of Soil and Water Conservation* 57: 534 – 543.
- Gburek, W. J., Sharpley, A. N., Heathwaite, L. & Folmar, G. J. 2000: Phosphorus management at the watershed scale: A modification of the phosphorus index. –*Journal of Environmental Quality* 29: 130 – 144.
- Goetz, S. J. 2006: Remote sensing of riparian buffers: Past progress and future prospects. –*Journal of the American Water Resources Association* 42: 133 – 143.
- Granlund, K., Rankinen, K. & Lepistö, A. 2004: Testing the INCA model in a small agricultural catchment in southern Finland. –*Hydrology and Earth System Sciences* 8: 717 – 728.
- Granlund, K., Räike, A., Ekholm, P., Rankinen, K. & Rekolainen, S. 2005: Assessment of water protection targets for agricultural nutrient loading in Finland. –*Journal of Hydrology* 304: 251 – 260.
- Hartikainen, H. 1996: Maatalous ja ympäristönsuojelu. –Teoksessa: Heinonen, R. (toim.) *Maa, viljely ja ympäristö*: 301 – 334. WSOY, Porvoo.
- Heathwaite, A. L., Quinn, P. F. & Hewett, C. J. M. 2005: Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. –*Journal of Hydrology* 304: 446 – 461.
- Heathwaite, A. L., Sharpley, A. & Bechmann, M. 2003: The conceptual basis for a decision support framework to assess the risk of phosphorus loss at the field scale across Europe. –*Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166: 447 – 458.
- Heathwaite, L., Sharpley, A. & Gburek, W. 2000: A Conceptual Approach for Integrating Phosphorus and Nitrogen Management at Watershed Scales. –*Journal of Environment Quality* 29: 158 – 166.

- Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Ulén, B., Djodjic, F. & Andersen, H. E. 2008: Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. –*Journal of Hydrology* 349: 68 – 87.
- HELCOM. 2009: Toward Enhanced Protection of the Baltic Sea from Main Land-Based Threats: Reducing Agricultural Nutrient Loading (BaltHazAR): Assessment of agricultural hot spots based on an inventory of large animal farms and a risk analysis. –Report for PEG meeting, julkaisematon luonnos.
- Hjerdt, K. N., McDonnell, J. J., Seibert, J. & Rodhe, A. 2004: A new topographic index to quantify downslope controls on local drainage. –*Water Resources Research* 40: W05602.
- Horton, R.E. 1933: The role of infiltration in the hydrologic cycle. –*Transactions, American Geophysical Union* 14: 446 – 460.
- Hyvärinen, V. 1986: Valunta. –Teoksessa: Mustonen, S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*: 152 – 225. Mäntän kirjapaino, Mänttä.
- Jansson, H., Mäntylähti, V., Närväinen, A. & Uusitalo, R. 2000: Phosphorus content of ditch sediment as indicator of critical source areas. –*Agricultural and Food Science in Finland* 9: 217 – 221.
- Jenson, S. K. & Domingue, J. O. 1988: Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. –*Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 11: 1593 – 1600.
- Karvonen, T., Koivusalo, H., Jauhiainen, M., Palko, J. & Weppling, K. 1999: A hydrological model for predicting runoff from different land use areas. –*Journal of Hydrology* 217: 253 – 265.
- Kauppi, L. 1986: Maatalouden vaikutus veden laatuun. –Teoksessa: Mustonen, S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*: 391 – 397. Mäntän kirjapaino, Mänttä.
- Kauppila, P., Pitkänen, H., Räike, A., Kiriikki, M., Bäck, S. & Kangas, P. 2004: The Baltic waters around Finland: Eutrophication continues despite decreased nutrient loading. –Teoksessa: Eloranta, P. (toim.) *Inland and Coastal Waters of Finland*: 41 – 62. Palmenia Publishing, Helsinki.
- Kinnell, P. I. A. 2005: Why the universal soil loss equation and the revised version of it do not predict event erosion well. –*Hydrological Processes* 19: 851 – 854.
- Kirkby, M. 1975: Hydrographic Modelling Strategies. –Teoksessa: Peel, R., Chisholm, M. & Haggett, P. (toim.) *Processes in Physical and Human Geography: Bristol Essays*: 69 – 90. Heinemann Educational Books Ltd, Lontoo.
- Koivisto, E., Karhunen, A. & Virolainen, S. 2000a: Maanviljelysalueiden suojavyöhykkeiden yleissuunnitelma: Aurajoen yläosa. 33 s. –Lounais-Suomen ympäristökeskuksen monistesarja 14/2000.
- Koivisto, E., Karhunen, A., Virolainen, S. & Salo, P. 2000b: Maanviljelysalueiden suojavyöhykkeiden yleissuunnitelma: Aurajoen alaosa. 26 s. –Lounais-Suomen ympäristökeskuksen monistesarja 16/2000.
- Koivisto, E., Karhunen, A., Virolainen, S. & Salo, P. 2000c: Maanviljelysalueiden suojavyöhykkeiden yleissuunnitelma: Aurajoen keskiosa. 43 s. –Lounais-Suomen ympäristökeskuksen monistesarja 20/2000.

- Koivumäki, L., Alho, P., Lotsari, E., Käyhkö, J., Saari, A. & Hyypä, H. 2010: Uncertainties in flood risk mapping: a case study on estimating building damages for a riverflood in Finland. –*Journal of Flood Risk Management* 3: 166 – 183.
- Korhonen, J. 2007: Suomen vesistöjen virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelut. 120 s. –*Suomen ympäristö 45/2007*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Korpela, I., Koistinen, M., Vasander, H., Holopainen, M. & Minkkinen, K. 2009: Airborne small-footprint discrete-return LiDAR data in the assessment of boreal mire surface patterns, vegetation, and habitats. –*Forest Ecology and Management* 258: 1549 – 1566.
- Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J. & Puustinen, M. 2003: Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions. –*Ecological Engineering* 20: 89 – 103.
- Koskiaho, J., Tattari, S. & Virtanen, J. 2006: Prosessimallinnuksen mahdollisuudet metsäsuunnitteluun liittyvän vesiensuojelun kehittämisessä. –Teoksessa: Kenttämies, K. & Mattsson, T. (toim.) *Metsätalouden vesistökuormitus: MESUVE-projektin loppuraportti*: 123 – 137. Suomen ympäristö 816. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Koskiaho, J., Tattari, S. & Bärlund, I. 2007: Assessment of Hydrology and Sediment Transport and Prospects of Simulating Agri-Environmental Measures with SWAT. –Teoksessa: Srinivasan, R. (toim.) *4th International SWAT Conference Proceedings*: 32 – 41. UNESCO-IHE, Delft.
- Kuula, A. 2006: Tutkimusetiikka: aineistojen hankinta, käyttö ja säilytys. 265 s. –*Vastapaino*, Tampere.
- Lane, S. N., Brookes, C. J., Heathwaite, A. L. & Reaney, S. 2006: Surveillance Science: Challenges for the Management of Rural Environments Emerging from the New Generation Diffuse Pollution Models. –*Journal of Agricultural Economics* 57 (2): 239 – 257.
- Lemunyon, J. L. & Gilbert, R. G. 1993: The concept and need for a phosphorus assessment tool. –*Journal of Production Agriculture* 6: 483 – 496.
- Lepistö, A., Granlund, K., Kortelainen, P. & Räike, A. 2006a: Nitrogen in river basins: Sources, retention in the surface waters and peatlands, and fluxes to estuaries in Finland. –*Science of the Total Environment* 365: 238 – 259.
- Lepistö, A., Niemi, J., Pitkänen, H. & Mäkinen, R. 2006b: Quality of inland and coastal waters – impacts and adaptation. –Teoksessa: Silander, J., Vehviläinen, B., Niemi, J., Arosilta, A., Dubrovin, T., Jormola, J., Keskisarja, V., Keto, A., Lepistö, A., Mäkinen, R., Ollila, M., Pajula, H., Pitkänen, H., Sammalkorpi, I., Suomalainen, M. & Vejjalainen, N: *Climate change adaptation for hydrology and water resources*: 13 – 20. FINADAPT Working Paper 6. Finnish Environment Institute Mimeographs 336, Helsinki.
- Lignell, R. & Stipa, T. 2004: Itämeren ravinnerajoitteisuudesta. –*Vesitalous* 2004 (6): 23 – 27.
- Lilja, H., Uusitalo, R., Yli-Halla, M., Nevalainen, R., Väänänen, T. & Tamminen, P. 2006: Suomen maannostietokanta: Maannoskartta 1:250 000 ja maaperän ominaisuuksia. 70 s. –*MTT:n selvityksiä* 114. MTT, Jokioinen.

- Lilja, H., Uusitalo, R., Yli-Halla, M., Nevalainen, R., Väänänen, T. & Tamminen, P. 2009: Suomen maannostietokanta: Käyttöopas versio 1.0. 69 s. –MTT Tiede 6. MTT, Jokiainen.
- Lim, K. J., Sagong, M., Engel, B. A., Tang, Z., Choi, J., & Kim, K.-S. 2005: GIS-based sediment assessment tool. –*Catena* 64: 61 – 80.
- Lin, Y.-F., Lin, C.-Y., Chou, W.-C., Lin, W.-Z., Tsai, J.-S. & Wu, C.-F. 2004: Modeling of riparian vegetated buffer strip width and placement: A case study in Shei Pa National Park, Taiwan. –*Ecological Engineering* 23: 327 – 339.
- Linjama, J., Puustinen, M., Koskiahho, J., Tattari, S., Kotilainen, H. & Granlund, K. 2009: Implementation of automatic sensors for continuous monitoring of runoff quantity and quality in small catchments. –*Agricultural and Food Science* 18: 417 – 427.
- Longley, P. A., Goodchild, M. F., Maguire, D. J. & Rhind, D. W. 2005: *Geographic Information Systems and Science*. 2. painos. 517 s. –John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- LOS. 2007: Aurajoki ja Ruskonjoki. 8 s. –*Vesien tila*. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y., Turku.
- Lu, H., Moran, C. J. & Prosser, I. P. 2006: Modelling sediment delivery ratio over the Murray Darling Basin. –*Environmental Modelling & Software* 21: 1297 – 1308.
- Lyon, S. W., Walter, M. T., Gérard-Marchant, P. & Steenhuis, T. S. 2004: Using a topographic index to distribute variable source area runoff predicted with the SCS curve-number equation. –*Hydrological Processes* 18: 2757 – 2771.
- Lyon, S. W., McHale, M. R., Walter, M. T. Steenhuis, T. S. 2006: The impact of runoff generation mechanisms on the location of critical source areas. –*Journal of the American Water Resources Association* 42: 793 – 804.
- Lyytimäki, J. & Hakala, H. 2008: *Ympäristön tila ja suojele Suomessa*. 447 s. –Gaudeamus, Helsinki.
- MacEachren, A. M. 1995: *How Maps Work: Representation, Visualization, and Design*. 513 s. –Guildford Press, New York.
- Martz, L. W. & Garbrecht, J. 1998: The treatment of flat areas and depressions in automated drainage analysis of raster digital elevation models. –*Hydrological Processes* 12: 843 – 855.
- Massa, I. 2009: Yhteiskuntatieteellisen ympäristötutkimuksen paradigmat ja keskeisimmät suuntaukset. –*Teoksessa: Massa, I. (toim.) Vihreä teoria: yhteiskunta ympäristöteorioissa: 9 – 44*. Gaudeamus, Helsinki.
- Mattila, P., Rankinen, K., Grönroos, J., Siimes, K., Karhu, E., Laitinen, P., Granlund, K., Ekholm, P. & Antikainen R. 2007: Viljelytoimenpiteet ja vesistökuormitus ympäristötukitiloilla vuosina 2003 – 2005. 101 s. –*Suomen ympäristö 40/2007*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- McDowell, R. W., Sharpley, A. N. & Kleinman, P. J. A. 2002: Integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. –*Journal of the American Water Resources Association* 38: 479 – 491.
- McMaster, K. J. 2002: Effect of digital elevation model resolution on derived stream network positions. –*Water Resources Research* 38: 10.1029/2000WR000150.

- Merot, P., Squividant, H., Arousseau, P., Hefting, M., Burt, T., Maitre, V., Kruk, M., Butturini, A., Thenail, C. & Viaud, V. 2003: Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along an European climate gradient. –*Ecological Modelling* 163: 51 – 71.
- MMM (Maa- ja metsätalousministeriö). 2004: Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi. 272 s. –Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.
- Montgomery, D. R. & Dietrich, W. E. 1992: Channel initiation and the problem of landscape scale. –*Science* 255: 826 – 830.
- Mosquera-Machado, S. & Ahmad, S. 2007: Flood hazard assessment of Atrato river in Colombia. –*Water Resources Management* 21: 591 – 609.
- Mulligan, M. 2005: *Modelling Catchment Hydrology*. –Teoksessa: Wainwright, J. & Mulligan, M. (toim.) *Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity*: 107 – 121. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Mulligan, M. & Wainwright, J. 2005: *Modelling and Model Building*. –Teoksessa: Wainwright, J. & Mulligan, M. (toim.) *Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity*: 7 – 73. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Muukkonen, P., Hartikainen, H., Lahti, K., Särkelä, A., Puustinen, M. & Alakukku, L. 2007: Influence of no-tillage on the distribution and lability of phosphorus in Finnish clay soils. –*Agriculture, Ecosystems and Environment* 120: 299 – 306.
- Myrberg, K., Leppäranta, M. & Kuosa, H. 2006: *Itämeren fysiikka, tila ja tulevaisuus*. 202 s. –Yliopistopaino, Helsinki.
- Mäntylähti, V. 2003: Suomen peltojen viljavuus 1986–1990, 1991–1995, 1996–2000. 27 s. –Viljavuuspalvelu, Mikkeli.
- Nearing, M. 1998: Why soil erosion models over-predict small soil losses and under-predict large soil losses. –*Catena* 32: 15 – 22.
- Nearing, M. 2005: *Soil Erosion and Conservation*. –Teoksessa: Wainwright, J. & Mulligan, M. (toim.) *Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity*: 277 – 290. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Niemi, J., Lepistö, L., Mannio, J., Mitikka, S., & Pietiläinen, O.-P. 2004: Quality and trends of inland waters. –Teoksessa: Eloranta, P. (toim.) *Inland and Coastal Waters of Finland*: 18 – 40. Palmenia Publishing, Helsinki.
- Pan, F., Peters-Lidard, C. D., Sale, M. J. & King, A. W. 2004: A comparison of geographical information systems-based algorithms for computing the TOPMODEL topographic index. –*Water Resources Research* 40: W06303.
- Page, T., Haygarth, P. M., Beven, K. J., Joynes, A., Butler, T., Keeler, C., Freer, J., Owens, P. N. & Wood, G. A. 2005: Spatial variability of soil phosphorus in relation to the topographic index and critical source areas: Sampling for assessing risk to water quality. –*Journal of Environmental Quality* 34: 2263 – 2277.
- Peucker, T. K. & Douglas, D. H. 1975: Detection of surface-specific points by local parallel processing of discrete terrain elevation data. –*Computer Graphics and Image Processing* 4: 375 – 387.
- Pietiläinen, O.-P., Pitkänen, H., Räike, A. & Tamminen, T. 2004: Ravinteiden reitit latva-vesistöistä Suomenlahden ulapuille. –*Vesitalous* 2004 (6): 16 – 22.

- Pionke, H. B., Gburek, W. J. & Sharpley, A. N. 2000: Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. –*Ecological Engineering* 14: 325 – 335.
- Plough, A. & Krinsky, S. 1987: The emergence of risk communication studies: Social and political context. –*Science, Technology & Human Values* 12 (3/4): 4 – 10.
- Poesen, J., Nachtergaele, J., Verstraeten, G. & Valentin, C. 2003: Gully erosion and environmental change: importance and research needs. –*Catena* 50: 91 – 133.
- Puustinen, M., Koskiaho, J. & Peltonen, K. 2005: Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. –*Agriculture, Ecosystems and Environment* 105, 565 – 579.
- Puustinen, M. & Linjama, J. 2005: The VIHMA Model – Assessing Measures to Reduce Erosion and Nutrient Loss from Agricultural Land in Finland. –ICID 21st European Regional Conference 2005, 15 – 19 May 2005, Frankfurt (Oder) and Slubice, Germany and Poland.
- Puustinen, M., Merilä, E., Palko, J. & Seuna, P. 1994: Kuivatustila, viljelykäytäntö ja vesistökuormitukseen vaikuttavat ominaisuudet Suomen pelloilla. 323 s. –*Vesi- ja ympäristöhallitus*, Helsinki.
- Puustinen, M. & Tattari, S. 2005: The VIHMA model – assessing measures to reduce erosion and P loss from agricultural land in Finland. –*Teoksessa*: Heckrath, G., Bechmann, M., Ekholm, P., Djodjic, B., Andersen, H. E. & Olsen, P. (toim.) *Tools for Assessing Phosphorus Loss from Nordic Agriculture*: 68 – 74. *TemaNord* 2005:583.
- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J. & Linjama, J. 2007: Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. –*Soil & Tillage Research* 93: 44 – 55.
- Pyykkönen, S. & Grönroos, J. 2004: MYTVAS-haastattelut 2003: Yläneenjoen, Savijoen ja Löytäneenjoen tutkimusalueiden tuloksia. 23 s. –*Suomen ympäristökeskus*, Helsinki.
- Qiu, Z. 2003: A VSA-based strategy for placing conservation buffers in agricultural watersheds. –*Environmental Management* 32: 299 – 311.
- Quinn, P., Beven, K., Chevallier, P. & Planchon, O. 1991: The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modeling using digital terrain models. –*Hydrological Processes* 5: 59 – 79.
- Quinton, J. N. 2005: Erosion and Sediment Transport. –*Teoksessa*: Wainwright, J. & Mulligan, M. (toim.) *Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity*: 187 – 196. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Rahman, A., Weinmann, P. E., Hoang, T. M. T. & Laurenson, E. M. 2002: Monte Carlo Simulation of flood frequency curves from rainfall. –*Journal of Hydrology* 256: 196 – 210.
- Rankinen, K., Tattari, S. & Rekolainen, S. 2001: Modelling of vegetative filter strips in catchment scale erosion control. –*Agricultural and Food Science in Finland* 10: 99 – 112.
- Reed, T. & Carpenter, S. R. 2002: Comparisons of P-yield, riparian buffer strips, and land cover in six agricultural watersheds. –*Ecosystems* 5: 568 – 577.
- Rekolainen, S., Pitkänen, H., Bleeker, A. & Felix, S. 1995: Nitrogen and Phosphorus Fluxes from Finnish Agricultural Areas to the Baltic Sea. –*Nordic Hydrology* 26: 55 – 72.

- Rekolainen, S., Grönroos, J., Bärlund, I., Nikander, A. & Laine, Y. 1999: Modelling the impacts of management practices on agricultural phosphorus losses to surface waters of Finland. –*Water, Science and Technology* 39: 265 – 272.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K. & Yoder, D. C. 1997: Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). 384 s. –USDA Agricultural Handbook Number 703. USDA.
- Salmela, K. 1999: Peltoalueiden vesiensuojelullisten suojavyöhykkeiden yleissuunniteluopas. 28 s. – Lounais-Suomen ympäristökeskuksen monistesarja 6/99.
- Salo, T., Granlund, K., Rankinen, K., Lemola, R., Esala, M. & Turtola, E. 2008: Typpi-kuormitukseen vaikuttavien tekijöiden muutokset ympäristöohjelmakausien aikana. –Teoksessa: Turtola, E. & Lemola, R. (toim.) Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2): 24 – 31. Maa- ja elintarviketalous 120. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Salo, T. & Turtola, E. 2006: Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. –*Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 98 – 107.
- Sane, M., Alho, P., Huokuna, M., Käyhkö, J. & Selin, M. 2006: Opas yleispiirteisen tulva-vaarakartoituksen laatimiseen. 73 s. –Ympäristöopas 127. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Schmitz, G. H. & Cullmann, J. 2008: PAI-OFF: A new proposal for online flood forecasting in flash flood prone catchments. –*Journal of Hydrology* 360: 1 – 14.
- Seibert, J. & McGlynn, B. L. 2007: A new triangular multiple flow direction algorithm for computing upslope areas from gridded digital elevation models. –*Water Resources Research* 43: W0451.
- Seuna, P. & Vehviläinen, B. 1986: Eroosio ja kiintoaineen kulkeutuminen. –Teoksessa: Mustonen, S. (toim.) Sovellettu hydrologia: 226 – 255. Mäntän kirjapaino, Mänttä.
- Sharpley, A. N., McDowell, R. W. & Kleinman, P. J. A. 2001: Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. –*Plant and Soil* 237: 287 – 307.
- Silander, J., Ollila, M. & Vehviläinen, B. 2006: Flood risk management. –Teoksessa: Silander, J., Vehviläinen, B., Niemi, J., Arosilta, A., Dubrovin, T., Jormola, J., Keski-sarja, V., Keto, A., Lepistö, A., Mäkinen, R., Ollila, M., Pajula, H., Pitkänen, H., Sammalkorpi, I., Suomalainen, M. & Veijalainen, N: Climate change adaptation for hydrology and water resources: 23 – 28. FINADAPT Working Paper 6, Finnish Environment Institute Mimeographs 336, Helsinki.
- Sinnakaudan, S. K., Ghani, A. A., Ahmad, M. S. S. & Zakaria, N. A. 2003: Flood risk mapping for Pari river incorporating sediment transport. –*Environmental Modelling & Software* 18: 119 – 130.
- Sivertun, Å. & Prange, L. 2003: Non-point source critical area analysis in the Gisselö watershed using GIS. –*Environmental Modelling & Software* 18: 887 – 898.
- Smart, R. P., Soulsby, C., Cresser, M. S., Wade, A. J., Townend, J., Billett, M. F. & Langan, S. 2001: Riparian zone influence on stream water chemistry at different spatial scales: a GIS-based modeling approach, an example for the Dee, NE Scotland. –*The Science of the Total Environment* 280: 173 – 193.

- Srinivasan, M. S., Gérard-Marchant, P. Veith, T. L., Gburek, W. J. & Steenhuis, T. S. 2005: Watershed scale modeling of critical source areas of runoff generation and phosphorus transport. –*Journal of the American Water Resources Association* 41: 361 – 375.
- Srinivasan, M. S. & McDowell, R. W. 2007: Hydrological approaches to the delineation of critical-source areas of runoff. –*New Zealand Journal of Agricultural Research* 50: 249 – 265.
- Srinivasan, M. S. & McDowell, R. W. 2009: Identifying critical source areas for water quality: 1. Mapping and validating transport areas in three headwater catchments in Otago, New Zealand. –*Journal of Hydrology* 379: 54 – 67.
- Strauss, P., Leone, A., Ripa, M. N., Turpin, N., Lescot, J.-M. & Laplana, R. 2007: Using critical source areas for targeting cost-effective best management practices to mitigate phosphorus and sediment transfer at the watershed scale. –*Soil Use and Management* 23: 144 – 153.
- Suomalainen, M., Vehviläinen, B., Veijalainen, N., Lepistö, A. & Mäkinen, R. 2006: Effects on the hydrological cycle – inland waters. –Teoksessa: Silander, J., Vehviläinen, B., Niemi, J, Arosilta, A., Dubrovin, T., Jormola, J., Keskisarja, V., Keto, A., Lepistö, A., Mäkinen, R, Ollila, M., Pajula, H., Pitkänen, H., Sammalkorpi, I., Suomalainen, M. & Veijalainen, N: Climate change adaptation for hydrology and water resources: 5 – 12. FINADAPT Working Paper 6. Finnish Environment Institute Mimeographs 336.
- SYKE (Suomen ympäristökeskus). 2009: –Hertta-järjestelmä. Haettu 18.12.2010.
- Sørensen, R., Zinko, U. & Seibert, J. 2006: On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. –*Hydrology and Earth System Sciences* 10: 101 – 112.
- Tarboton, D. G. 1997: A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. –*Water Resources Research* 33: 309 – 319.
- Tarboton, D. G. & Ames, D. P. 2001: Advances in the mapping of flow networks from digital elevation data. –*World Water and Environmental Resources Congress*, Orlando, Florida, May 20 – 24, ASCE.
- Tarboton, D. G., Bras, R. I. & Rodriguez-Iturbe, I. 1991: On the extraction of channel networks from digital elevation data. –*Hydrological Processes* 5: 81 – 100.
- Tilastokeskus. 2009. Suomen tilastollinen vuosikirja: 104. vuosikerta. 710 s. –Tilastokeskus, Helsinki.
- Tiwari, A. K., Risse, L. M. & Nearing, M. A. 2000: Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE. –*Transactions of the ASAE* 43: 1129 – 1135.
- Todini, E. 1999: An operational decision support system for flood risk mapping, forecasting and management. –*Urban Water* 1: 131 – 143.
- Tripathi, M. P., Panda, R. K. & Raghuwanshi, N. S. 2003: Identification and Prioritisation of Critical Sub-watersheds for Soil Conservation Management using the SWAT Model. –*Biosystems Engineering* 85 (3): 365 – 379.
- Turtola, E. & Paajanen, A. 1995: Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. –*Agricultural Water Management* 28: 295 – 310.
- Turtola, E., Grönroos, J., Ekholm, P., Uusitalo, R., Alakukku, L., Salo, T., Lehtonen, H., Koikkalainen, K., Granlund, K., Lemola, R., Rankinen, K. & Esala, M. 2008:

- MYTVAS 2 -tutkimuksen arviointi. –Teoksessa: Turtola, E. & Lemola, R. (toim.) Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000 – 2006 (MYTVAS 2): 92 – 94. Maa- ja elintarviketalous 120. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Uusi-Kämppe, J. 2005: Phosphorus purification in buffer zones in cold climates. –*Ecological Engineering* 24: 491 – 502.
- Uusi-Kämppe, J. & Kilpinen, M. 2000: Suojakaistat ravinnekuormituksen vähentäjänä. 49 s. –Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 83.
- Uusitalo, R. 2004: Potential bioavailability of particulate phosphorus in runoff from arable clayey soils: Doctoral Dissertation. 99 s. –Agrifood Research Reports 53. MTT Agrifood Research Finland.
- Uusitalo, R., Ekholm, P., Lemola, R. & Turtola, E. 2008: Fosforikuormitukseen vaikuttavien tekijöiden muutokset ympäristöohjelmakausien aikana. –Teoksessa: Turtola, E. & Lemola, R. (toim.) Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2): 11 – 24. Maa- ja elintarviketalous 120. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Uusitalo, R., Ekholm, P., Turtola, E., Pitkänen, H., Lehtonen, H., Granlund, K., Bäck, S., Puustinen, M., Räike, A., Lehtoranta, A., Rekolainen, S., Walls, M. & Kauppila, P. 2007: Maatalous Itämeren rehevöittäjänä. 34 s. –Maa- ja elintarviketalous 96. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Uusitalo, R. & Jansson, H. 2002: Dissolved reactive phosphorus in runoff assessed by soil extraction with an acetate buffer. –*Agricultural and Food Science in Finland* 11: 343 – 353.
- Van der Knijff, J. M., Jones, R. J. A. & Montanarella, L. 2000: Soil Erosion Risk Assessment in Europe. 34 s. –European Soil Bureau, EUR 19044 EN.
- Vehviläinen, B. & Huttunen, M. 2010: Hydrological forecasting and real time monitoring in Finland: The watershed simulation and forecasting system (WSFS). 28 s. –<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=115457&lan=FI>. Haettu 12.3.2010.
- Viessman, Jr., W. & Lewis, G. L. 2003: Introduction to Hydrology, 5. painos. 612 s. –Pearson Education, Upper Saddle River.
- Von Alphen, J., Martini, F., Loat, R., Slomp, R. & Passchier, R. 2009: Flood Risk Mapping in Europe, experiences and best practices. –*Journal of Flood Risk Management* 2: 1–8.
- Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K. & Kauppila, P. 2002: Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. –*Environmental Monitoring and Assessment* 76: 213 – 248.
- Wainwright, J. & Mulligan, M. 2005: Introduction. –Teoksessa: Wainwright, J. & Mulligan, M. (toim.) Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity: 1 – 4. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Walling, D. E. 1983: The sediment delivery problem. –*Journal of Hydrology* 65: 209 – 237.
- Walter, M. T., Walter, M. F., Brooks, E. S., Steenhuis, T. S., Boll, J. & Weiler, K. 2000: Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications of Water Quality Risk Assessment. –*Journal of Soil and Water Conservation* 3: 277 – 284.

- Weld, J. L., Sharpley, A. N., Beegle, D. B. & Gburek, W. J. 2001: Identifying critical sources of phosphorus export from agricultural watersheds. –Nutrient Cycling in Agroecosystems 59: 29 – 38.
- White, M. J., Storm, D. E., Busteed, P. R., Stoodley, S. H. & Phillips, S. J. 2009: Evaluating Nonpoint Source Critical Source Area Contributions at the Watershed Scale. –Journal of Environmental Quality 38: 1654 – 1663.
- Wischmeier, W. H. & Smith, D. D. 1965: Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains. 47 s. –USDA Agriculture Handbook 282. USDA.
- Wischmeier, W. H. & Smith, D. D. 1978: Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning. 58 s. –USDA Agriculture Handbook 537. USDA.
- Xiang, W.-N. 1996: GIS-based riparian buffer analysis: injecting geographic information into landscape planning. –Landscape and Urban Planning 34: 1 – 10.
- Yli-Halla, M., Hartikainen, H., Ekholm, P., Turtola, E., Puustinen, M. & Kallio, K. 1995: Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. –Agriculture, Ecosystems and Environment 56: 53 – 62.
- Ympäristöministeriö. 2007: Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015: Valtioneuvoston periaatepäätös. 90 s. –Suomen ympäristö 10/2007.
- Ympäristöministeriö. 2009: Kotieläintalouden ympäristönsuojeluohje. 55 s. –Ympäristöministeriö.
- Zhan, X. & Huang, M.-L. 2004: ArcCN-Runoff: an ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. –Environmental Modelling & Software 19: 875 – 879.
- Zhang, Y., Degroote, J., Wolter, C. & Sugumaran, R. 2009: Integration of modified universal soil loss equation (MUSLE) into a GIS framework to assess soil erosion risk. –Land Degradation & Development 20: 84 – 91.