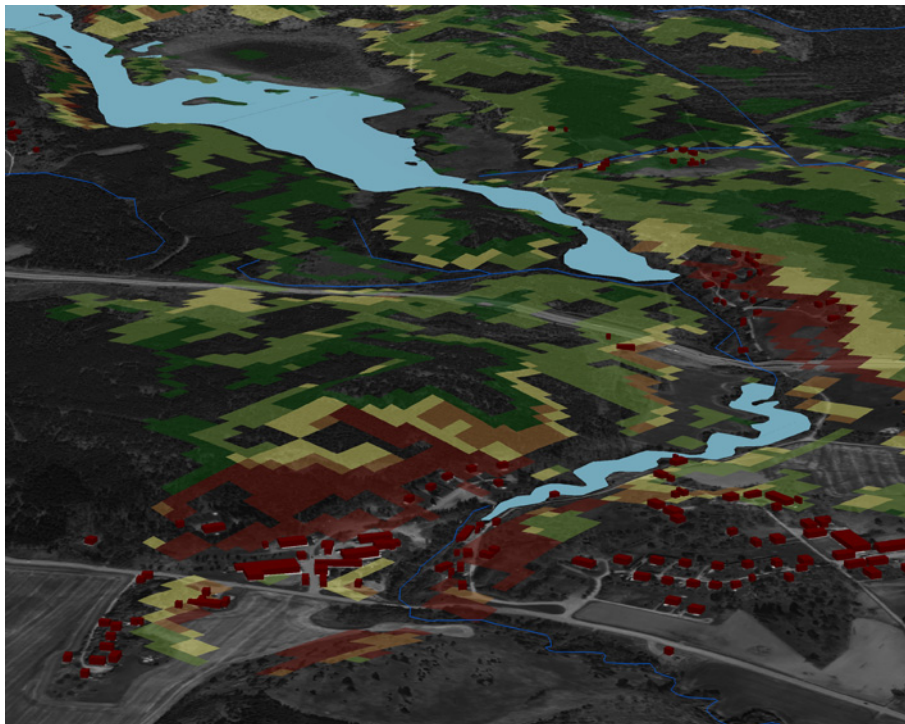


## Identifiering av områden med risk för fosforförluster genom ytavrinning

### - metodutveckling med GIS

*Identifying risk areas for phosphorous losses due to surface runoff  
- a method development with GIS*

Anders Larsson



Magisteruppsats i markvetenskap



SLU, Sveriges lantbruksuniversitet  
Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap  
Institutionen för mark och miljö

Anders Larsson

Identifiering av områden med risk för fosforförluster genom ytavrinning – metodutveckling med GIS  
Identifying risk areas for phosphorous losses due to surface runoff – a method development with GIS

Handledare: Ingrid Wesström, institutionen för mark och miljö, SLU  
Biträdande handledare: Abraham Joel, institutionen för mark och miljö, SLU  
Examinator: Ingmar Messing, institutionen för mark och miljö, SLU  
EX0429, Självständigt arbete i markvetenskap - magisterarbete, 30 hp, Avancerad D

Institutionen för mark och miljö, SLU, Examensarbeten 2011:03  
Uppsala 2011

Nyckelord: Erosion, Fosfor, GIS, Ytavrinning, USLE, USPED

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Omslag: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055



## Abstract

The eutrophication of lakes and seas with the algal bloom and deficiency in oxygen that follow, has been given priority by the Swedish government as one of 16 environmental objectives. The purpose of this project was to develop a tool based on a simple model, limited amount of data and geographic information system (GIS) to identify areas with risk for phosphorus losses due to surface runoff. This tool can act as a decision support to decide where appropriate measures should be applied with the aim of reducing phosphorus losses and by that the eutrophication.

The method that has been used is a combination of two models, one calculating the potential erosion while the other one identifies areas of erosion (net erosion) or deposition. This ability is of great importance because potential erosion should be calculated on areas with net erosion. Areas with high potential erosion have an increased risk for phosphorus losses due to surface runoff.

The potential erosion was calculated based on factors which describe how topography (LS), land use (C), soil type (K) and precipitation (R) effect the erosion. All of them have been modified to a greater or lesser extent. The LS-factor was improved with a modified equation to adapt the calculation for a complex terrain. The C- and K-factor were adapted to Swedish conditions by using the same classification as a similar Swedish method. A Finnish survey was used to adapt the R-factor to the local climate.

Values of the LS-, C-, K- and R-factors as well as the potential erosion were compared with similar studies to assure they were reasonable. For the same reason the total sediment yield was calculated and compared with values based on water chemistry data. Because the calculated sediment yield was much higher, most likely due to the high percentage of lakes and forest within the catchment, this method was considered not to be used.

Several interesting areas have been identified inside the catchment. These should be investigated in the field before any suggestion of measures can be given because of the uncertainty in the calculation, mainly related to the elevation model and the K-factor. Therefore, this method needs to be developed. Examples of improvements are higher resolution of the elevation model and an improved classification of the K-factor, as well as including, for Scandinavian conditions, important aspects such as snow melt.

**Key word:** Erosion, GIS, Phosphorus, Surface runoff, USLE, USPED



## Sammanfattning

Övergödningen av sjöar och hav med den algblomning och de bottnar med syrebrist som följer i dess spår, är ett prioriterat miljöproblem i Sverige och utgör ett av 16 miljömål. Syftet med det här projektet var att utveckla ett verktyg för att utifrån en enkel modell, en begränsad mängd data och med hjälp av geografiska informationssystem (GIS) kunna identifiera områden där det föreligger risk för fosforförluster till följd av ytavrinning. Därigenom erhålls underlag för var lämpliga åtgärder bör sättas in för att minska fosforförluster och därmed övergödningen.

Den metod som har använts bygger på en kombination av två modeller, en för att beräkna den potentiella erosionen och en för att identifiera erosion(nettoerosion)- och depositionsområden. Båda modellerna behövs eftersom den potentiella erosionen endast bör beräknas där det sker en nettoerosion. I områden med en hög potentiell erosion föreligger en ökad risk för fosforförluster via ytavrinning.

Den potentiella erosionen beräknas utifrån ett antal faktorer som beskriver effekter av topografi (LS), markanvändning (C), jordart (K) och nederbörd (R). Samtliga har modifierats, mer eller mindre. LS-faktorn förbättrades med en modifierad ekvation som bättre anpassar beräkningarna till en komplex terräng. C- och K-faktorn anpassades till svenska förhållanden genom att använda samma klassning som en motsvarande svensk studie. För att anpassa R-faktorn till det lokala klimatet användes parametervärden från en finsk studie.

Såväl de enskilda faktorerna som den potentiella erosionen jämfördes mot värden från liknande studier för att kunna bedöma om värdena var rimliga eller ej. Av samma anledning beräknades även den totala mängden sediment och jämfördes mot jämförbara värden baserade på vattenkemidata. Eftersom den beräknade mängden sediment var mycket högre och detta förmodligen var relaterat till den höga andelen sjö och skogsmarksområden inom avrinningsområdet, ansågs denna metod inte vara tillförlitlig.

I avrinningsområdet har flera intressanta områden identifierats. Dessa bör dock studeras i fält innan lämpliga förslag på åtgärder kan ges eftersom det föreligger en del osäkerheter i beräkningarna, framförallt till följd av höjdmodellen och K-faktorn. Av denna anledning bör den redovisade metoden ses som en första version som kan förbättras på en rad punkter: Bättre upplösning på höjdmodellen och K-faktorn och en bättre klassning av den samme, men även genom att inkludera flera, för skandinaviska förhållanden, viktiga aspekter så som exempelvis snösmältning.

**Nyckelord:** Erosion, Fosfor, GIS, Ytavrinning, USLE, USPED





# Innehåll

<b>1</b>	<b>Introduktion</b>	<b>11</b>
1.1	Fosfor och övergödning . . . . .	11
1.2	Erosion till följd av flödande vatten . . . . .	13
<b>2</b>	<b>Syfte</b>	<b>13</b>
2.1	Begränsning . . . . .	13
<b>3</b>	<b>Bakgrund</b>	<b>14</b>
3.1	Området . . . . .	14
3.2	Höjdmodellen . . . . .	15
3.3	Erosionsmodeller . . . . .	16
3.3.1	Empiriska och fysikaliska modeller . . . . .	16
3.3.2	Introduktion till USLE . . . . .	17
3.3.3	R-faktorn . . . . .	18
3.3.4	K-faktorn . . . . .	19
3.3.5	LS-faktorn . . . . .	19
3.3.6	LS-faktorn, WATEM . . . . .	19
3.3.7	LS-faktorn, USPED . . . . .	20
3.3.8	LS-faktorn, WATEM vs. USPED . . . . .	22
3.3.9	C-faktorn . . . . .	24
3.3.10	P-faktorn . . . . .	25
3.3.11	Totala mängden sediment . . . . .	25
<b>4</b>	<b>Metod</b>	<b>27</b>
4.1	Förbättring av den befintliga höjdmodellen . . . . .	27
4.1.1	TIN-Metoden . . . . .	27
4.1.2	RBF-metoderna . . . . .	28
4.1.3	Val av interpoleringsmetod . . . . .	28
4.1.4	Förbättring utifrån vattendrag, vattenytor och sankmark . . . . .	29
4.2	Bestämning av avrinningsområdet . . . . .	30
4.3	R-faktorn . . . . .	30
4.4	K-faktorn . . . . .	31
4.5	LS-faktorn . . . . .	32
4.6	C-faktorn . . . . .	32
4.6.1	Blockdatabasen . . . . .	33
4.6.2	Knn-Sverige . . . . .	33
4.6.3	Terrängkartan . . . . .	33
4.6.4	Sammanslagning av data . . . . .	34
4.7	P-faktorn . . . . .	34
4.8	Beräkning av potentiell erosion . . . . .	34
4.9	Beräkning av den totala mängden sediment . . . . .	35
4.9.1	Beräkning av $D_R$ . . . . .	35
4.9.2	Beräkning av $S_y$ . . . . .	38
4.10	Rimlighetsanalys . . . . .	38
4.11	Identifiering av kritiska områden . . . . .	39
<b>5</b>	<b>Resultat</b>	<b>40</b>
5.1	Höjdmodellen . . . . .	40
5.1.1	Förbättring utifrån vattendrag, vattenytor och sankmark . . . . .	40
5.2	R-faktorn . . . . .	42
5.3	K-faktorn . . . . .	43
5.4	LS-faktorn . . . . .	43
5.5	C-faktorn . . . . .	44
5.6	Beräknad potentiell erosion . . . . .	44
5.7	Rimlighetsanalys . . . . .	50

5.8	Identifiering av kritiska områden . . . . .	50
<b>6</b>	<b>Diskussion</b>	<b>54</b>
6.1	Val av erosionsmodell . . . . .	54
6.2	Höjdmodellen . . . . .	54
6.2.1	Förbättring utifrån vattendrag, vattenytor och sankmark	55
6.3	R-faktorn . . . . .	55
6.4	K-faktorn . . . . .	56
6.5	LS-faktorn . . . . .	57
6.6	C-faktorn . . . . .	57
6.7	P-faktorn . . . . .	58
6.8	Den potentiella erosionen . . . . .	58
6.9	Den totala mängden sediment . . . . .	59
6.10	Rimlighetsanalys . . . . .	59
6.10.1	Jämförelse mot vattenkemi . . . . .	59
6.10.2	Jämförelse mot annan litteratur . . . . .	60
6.11	Identifiering av kritiska områden . . . . .	61
6.12	Möjliga förbättringar . . . . .	62
6.13	Sammanfattning och slutsats . . . . .	64
<b>7</b>	<b>Tack till</b>	<b>65</b>
	<b>Referenser</b>	<b>66</b>
	<b>Lista av figurer</b>	<b>72</b>
	<b>Lista av tabeller</b>	<b>74</b>
	<b>Appendix</b>	<b>75</b>
<b>A</b>	<b>Höjdmodellen</b>	<b>75</b>
<b>B</b>	<b>R-faktorn</b>	<b>77</b>
<b>C</b>	<b>Erosion- och depositionsområden</b>	<b>77</b>
<b>D</b>	<b>Den totala mängden sediment (delberäkning)</b>	<b>78</b>
<b>E</b>	<b>Vattenkemi</b>	<b>79</b>
<b>F</b>	<b>Erosionsmoduler</b>	<b>79</b>
F.1	TIN-metod . . . . .	79
F.2	RMSE . . . . .	80
F.3	Flödesackumulering . . . . .	80
F.4	För beräkning av avrinningsområde . . . . .	82
F.5	Blockdatabasen . . . . .	82
F.6	Terrängkartan . . . . .	82
F.7	K <sub>nn</sub> . . . . .	83
F.8	Sammanslagning av C-faktorer . . . . .	84
F.9	K-faktorn . . . . .	84
F.10	R-faktorn . . . . .	85
F.11	LS-faktorn . . . . .	85
F.12	Erosion- och depositionsområden . . . . .	86
F.13	Erosionsberäkning utifrån nettoerosionsområden . . . . .	87
F.14	Den totala mängden sediment . . . . .	88

# 1 Introduktion

En viktig inspirationskälla till att idén för det här projektet föddes var Svärtaå-projektet som drivs av Länsstyrelsen i Södermanlands län. Projektet är ett åtgärdsprogram för att minska utflödet av kväve och fosfor till Östersjön genom information, rådgivning och investeringsstöd [1]. Frågan var om det med hjälp av geografiska informationssystem (GIS) var möjligt att identifiera områden där utflödet av fosfor till följd av ytavrinning kan antas vara extra stort? Denna kunskap skulle kunna utgöra underlag vid beslut av var lämpliga åtgärder bör sättas in för att minska fosforförluster och därmed övergödningen av sjöar och hav.

Vid kontakt med Länsstyrelsen i Södermanlands län visade det sig finnas två avrinningsområden som kunde vara intressanta. Dels det avrinningsområde inom vilket det nämnda projektet bedrevs och dels Kilaåns avrinningsområde där ett antal naturvårdsåtgärder genomförs, bland annat att återställa tre utdikade våtmarksområden [2]. Av dessa valdes Kilaåns avrinningsområde, dock har beräkningar och analyser endast gjorts inom ett delavrinningsområde. En motivering till detta återfinns i första stycket i avsnitt 4.

## 1.1 Fosfor och övergödning

Många har säkert upplevt de vackra och inbjudande badstränderna kring augusti månad när ett grönt täcke klär såväl vatten som stränder (figur 1). Övergödningen av en sjö inleds med en ökning av näringsämnen från exempelvis omkringliggande åkermark. För primärproducenterna i sötvatten är fosfor generellt det begränsande näringsämnet<sup>1</sup>. När fosforkoncentrationen ökar blir därför följden en kraftig tillväxt av huvudsakligen fytoplankton och cyanobakterier. Detta leder till en minskning av siktdjupet, men framförallt en kraftig ökning av mängden döda organismer som sedimenterar till botten av sjön. När dessa bryts ned av mikroorganismer förbrukas syre, vilket leder till syrebrist, i synnerhet vid närvaro av språngskikt som förhindrar att vattenmassor omblandas och därmed att nytt syre kan komma ned till botten. Detta leder oftast till en kraftig strukturförändring i sjöns ekosystem [4].

Den svenska riksdagen antog år 1999 15 miljömål (utökades till 16 st år 2005) med målet att inom en generation uppnå en nivå för de svenska miljö-, natur- och kulturresurserna som på lång sikt är ekologisk hållbar. Miljömål nr 7 är *Ingen övergödning* och ett av delmålen är utsläpp av fosforföroreningar. Målsättning för detta delmål är att fram till år 2010 ska utsläppen av vattenburna fosforföroreningar ha minskat med 20 % från 1995 års nivåer [5], ett mål som inte kommer att uppnås.

Det största bidraget av fosfor till vattendrag, sjöar och kuster står jordbruket för, åtminstone i norra Europa [6]. Detta kan delvis förklaras av att det under lång tid lagts ned stora resurser på att reduceras utsläpp från punktkällor [7].

Fosfor förekommer antingen som  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  eller  $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ , men den höga affinitet till katjoner, exempelvis  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  och  $\text{Ca}^{2+}$  medför att anjonerna oftast adsorberas till oorganiska kolloider, humus eller är bunden till nämnda katjoner i svårslösliga föreningar. Dessutom förekommer fosfor i markens mikroorganismer, vilket är en viktigt växtnäringskälla [6, 8].

---

<sup>1</sup>Detta är dock något som är uppe för debatt och resultat tyder på att både kväve och fosfor är viktigt och vilket som är begränsande faktiskt kan skifta, men mer forskning är nödvändigt [3]



Figur 1: Algblomning. Foto: Anders Larsson

Fosfor har flera flödesvägar från åkermarken ut till vattendraget: ytavrinning, kolvflöde (flöde på bred front genom jordmaterialet) och flöde genom makroporer. Den sistnämnda kan även medföra inre erosion eftersom det i likhet med ytavrinning är ett så pass snabbt flöde att partiklar och till dem bunden fosfor kan slitas loss från makroporens väggar. Den snabba transporten medför att det inte sker någon reaktion med det omgivande jordmaterialet. En i sammanhanget viktig aspekt är dräneringsrör. Det är först under de senaste 10 åren dess betydelse för utlakningen av fosfor har fått samma uppmärksamhet som ytavrinningen [6]. Dräneringens betydelse som en viktig flödesväg är något som bekräftas av [9].

Fosforförluster via ytavrinning kan ske både som löst reaktivt fosfor och bundet fosfor [6], men huvudsakligen som partikulärt bundet fosfor. Det leder generellt till stora förluster av fosfor [10]. Ytavrinning bildas till följd av att markens infiltrationskapacitet inte är tillräcklig eller att grundvattenytan når upp till markytan (utströmningsområde). Det förstnämnda är ovanligt i Sverige, men kan inträffa på berghällar och åkermark i samband med håftiga regn eller snösmältning. Grovt indelat leder en moränjord i princip aldrig till ytavrinning, medan detta kan vara fallet med lerjordar [11]. Om ytavrinning främst uppkommer på lerjordar, kan stora fosforförluster ske via kolvflöde genom sandjordar med en låg sorptionskapacitet (förmågan att binda fosfor) för fosfor [6, 12].

I detta sammanhang bör det poängteras att såväl morän som lera är två tämligen generella begrepp. Morän är en sorterad jordart och kan vara grusig, sandig, siltig eller lerig, även om de oftast domineras av grovsilt, sand och grus. Generellt är morän mer genomsläppligt (vattnet transporteras snabbare) i de övre delarna medan bottenlagret har en betydligt hårdare packning och därmed en väldigt dålig genomsläpplighet. Om moränen har en hög andel av sten och grus är genomsläppligheten högre än i en stenfattig. Det finns flera olika typer av leror: sorterade leror, moränleror, och gyttjeleror. De delas upp efter lerhalt i lättleror, mellanleror, styva och mycket styva leror. Med en ökad lerhalt utvecklas kraftigare aggregat och spricksystem, vilket påverkar markens genomsläpplighet.

Moränleran skiljer sig från de sorterade lerorna genom en högre andelen sand och grus samt inslag av småsten. Gyttejeleror består vanligen av ler, silt och maximalt 6 % gyttja. När dessa leror dräneras bildas oftast en struktur med god genomsläpplighet för vatten [8, 13].

Även skogsmark bidrar till övergödningen, med ca 36 % av den totala belastningen. Dock är en stor andel av detta naturlig bakgrundsbelastning och hyggenas bidrag av den totala antropogena belastningen uppgår till endast 1 % [14]. Halterna av totalfosfor och fosfatfosfor från skogsmark är generellt låga och det förekommer inga större geografiska skillnader inom Sverige. Höga halter förekommer dock speciellt under sommar och höst, då i synnerhet i södra Sverige. Utifrån data av flödesvägda halter och arealförluster har det kunnat konstaterats att det inte förekommer någon tydlig skillnad mellan hygge, plantering och växande skog, men åren efter avverkning kan det förekomma förhöjda halter av fosfor. De förhöjda halterna är sannolikt kopplade till körskador, markberedning och skyddsdikeyn, men då det eroderade materialet oftast sedimenterar i närområdet blir effekterna oftast lokala [15].

## 1.2 Erosion till följd av flödande vatten

Det finns i huvudsak tre typer av vattenerosion.

- **Yterosion** är en likformig transport av jordmaterial (t.ex. ler, humus och näringsämnen) som ett tunt ytskikt över marken utan att rännilar eller raviner skapas. Eftersom rännilar skapas i det närmaste simultant med att partiklar lösgörs och förflyttas är yterosion ovanligt [8, 16].
- **Rännilerosion** är den vanligaste formen. Partiklar lösgörs och transporteras till följd av ett koncentrerat vattenflöde i kanaler (rännilar) som är tillräckligt små för att kunna åtgärdas av vanliga jordbruksmetoder [16].
- **Ravinerosion** utvecklar kanaler som är större än rännilar. De uppkommer på slutande mark som är tillräckligt mäktiga, har en svag aggregatstruktur och liten eller obefintlig markvegetation, t.ex. mäktiga silt- och finsandsområden i Norrland (även om dessa numera har en betydande markvegetation) [8, 16].

## 2 Syfte

Det här projektet syftar till att utveckla en metod för att med hjälp av GIS, en begränsad mängd data och med en relativt enkel modell, rumsligt kunna identifiera områden där det föreligger risk för fosforförluster till följd av ytavrinning.

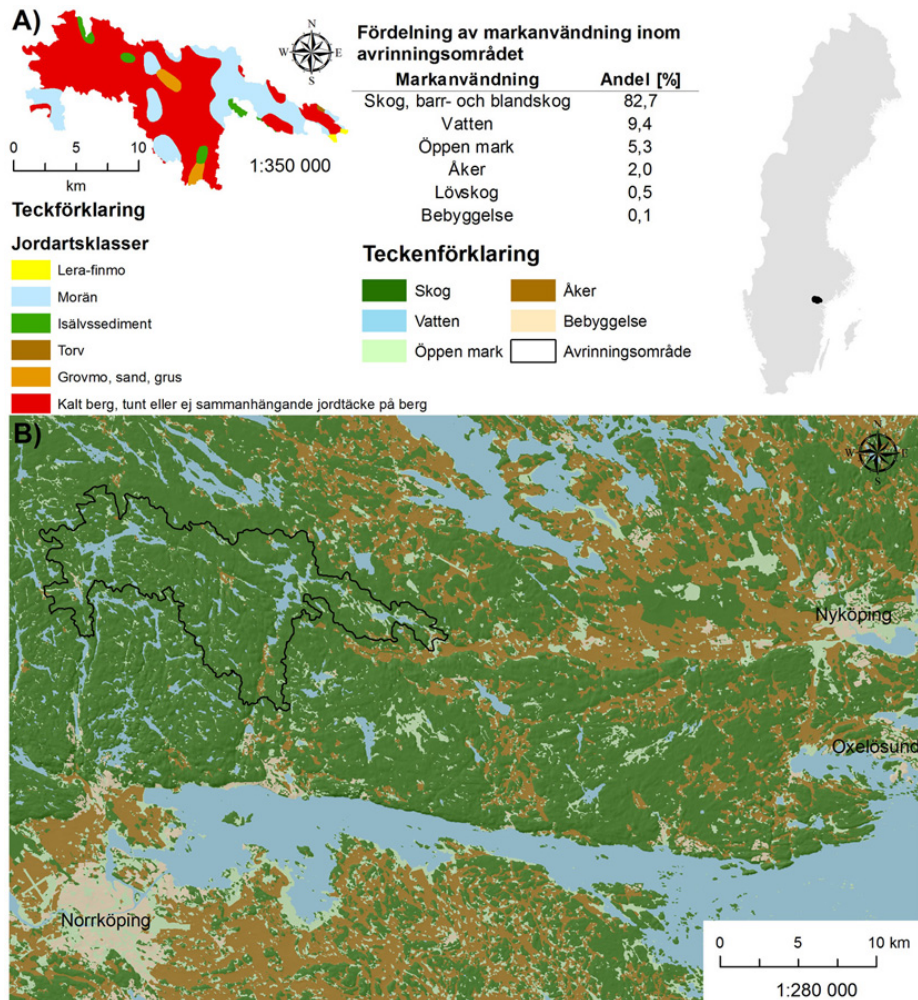
### 2.1 Begränsning

- Modellen kommer endast att inkludera yterosion. Inre erosion eller kolvflöde kommer inte att inkluderas.
- Erosivitetsfaktorn kommer endast att baseras på nederbörd i form av regn. Effekten av snösmältning kommer inte att inkluderas
- Effekten av dräneringsrör kommer helt att utelämnas.

## 3 Bakgrund

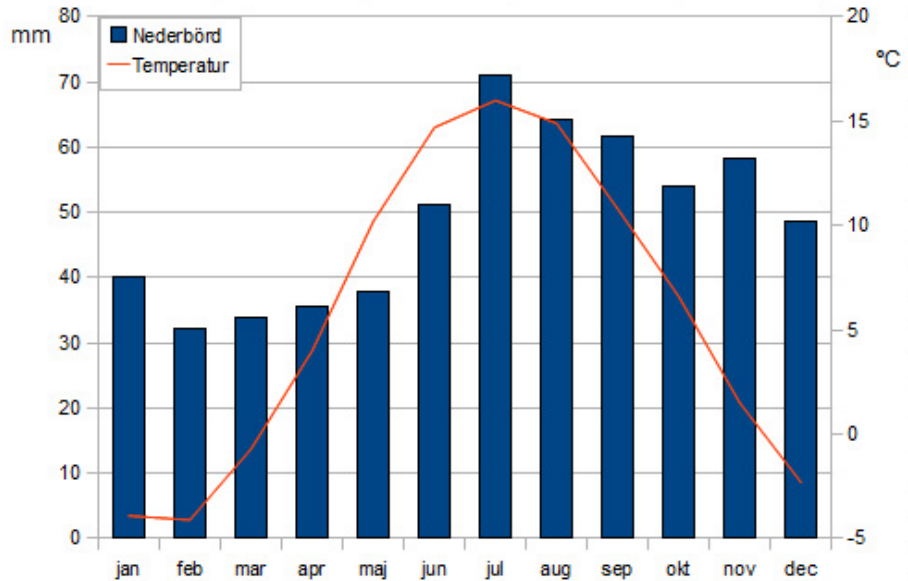
### 3.1 Området

Avrinningsområdet är ett delavrinningsområde till Kilaåns avrinningsområde och ligger ca 2,5 mil norr om Norrköping och 4 mil väster om Nyköping. Det är 140 km<sup>2</sup> stort och utgörs av ca 80 % skog, 10 % vatten, 5 % öppen mark samt 2 % åkermark och domineras av kalt berg med tunnt jordtäckte och morän, se figur 2.



Figur 2: A) Jordartsklasserna inom avrinningsområdet. B) Översiktskarta med avrinningsområdet inritat. Den procentuella andelen av markanvändning inom avrinningsområdet framgår av tabellen. ©Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055.

Månadsmedeltemperaturen varierar från några få minusgrader under december, januari, februari och mars till 15 °C under juli månad. Årsmedeltemperaturen är 5,6 °C. Medelnederbörden varierar från 30 mm (februari) till 70 mm (juli) och uppgår till totalt 590 mm under ett år, se figur 3.



Figur 3: Normalvärden för temperatur och nederbörd från SMHI:s klimatstation Simonstorp ö (nr 8647). © SMHI.

### 3.2 Höjdmodellen

Vad som är helt centralt vid erosionsberäkningar är att ha en bra höjdmodell av lämplig cellstorlek. [17] drar en gräns vid en cellbredd på 30 meter. Det och lägre upplösning passar väl för grova uppskattningar på regional nivå, men för lokala analyser över ett begränsat och mer detaljerat område krävs i regel bättre upplösning [18]. Den nuvarande nationella höjddatabasen, GSD-höjddata, har en upplösning på 50·50 m [19]. En ny och betydligt bättre nationell höjddatabas baserad på laserskanning är under uppbyggnad, men arbetet påbörjades under 2009 och kommer ta sju år (fyra år för laserskanningen). Skanningsstatusen för det aktuella området är *godkänd planering* som innebär att skanningen inte har inletts [20, 21, 22]. Utöver att använda den nationella höjddatabasen finns flera alternativ. Förutom att beställa en lokal laserskanning kan man även generera en höjdmodell utifrån satellitbilder [23]. Dessutom finns alternativen att interpolera från höjdsatta höjdkurvor och interpolera en redan befintlig höjdmodell till en bättre upplösning.

För det sistnämnda alternativet finns flera olika metoder [24] har jämfört några: Inverse Distance Weighted (IDW), Radial Basis Functions (RBF), Ordinary Kriging (OK) samt TOPOGRID. Upplösning på de interpolerade ytorna i studierna var 30·30 m. Utifrån dessa resultat vore TOPOGRID att föredra och därefter RBF.

RBF-metoderna består av fem olika interpoleringsmetoder. Alla fem skapar en ytan som går genom samtliga datapunkter, således är det exakta metoder, men värden över respektive under max- och minimivärdena kan predikteras. Metoden bör användas på ytor med en liten variation, så som höjddata, men inte om data varierar kraftigt över korta horisontella avstånd [25].

Ytterligare ett alternativ till interpoleringsmetod som inte finns bland ovanstående är *Natural Neighbor Tools* som återfinns under *Spatial Analyst Tools*<sup>2</sup> och *Interpolation*. Under denna Toolbox finns flera olika interpoleringsmetoder,

<sup>2</sup>se ArcToolbox i ArcGIS

men bland dessa rekommenderar [26] att *Natural Neighbor Tools* används till terränger om data inte har en alltför stor spridning. Dock, om målet är en liten cellstorlek och om data har en relativt gles fördelning rekommenderar [26] *Spline tool*<sup>3</sup>. I nämnd artikel rekommenderas även Kriging, men denna kräver betydligt mer tid för att optimera parametrarna enligt [24].

Det sista alternativet i denna nu ganska långa lista av alternativa interpoleringsmetoder är att använda Triangular Irregular Networks (TIN) som innebär att en given mängd punkter (vertices) sammankopplas och bildar ett nätverk av trianglar, där av namnet [27]. En metod för att skapa en TIN är att utgå från en rasterfil som innehåller höjdinformation. Detta görs med hjälp av funktionen *Raster to TIN*. Med denna funktion skapas en TIN, där skillnaden mellan den genererade ytan och rasterfilen bestäms av värdet på  $z$  *tolerance*. Temporära ytor skapas och förbättras till dess att kravet på skillnaden mellan rasterfilen och den genererade ytan uppfyller kravet på  $z$ -toleransen. Således innebär ett lågt värde på  $z$  *tolerance* att fler punkter krävs för att skapa TIN-ytan [28]. I den fortsatta framställningen kommer denna metod att benämnas TIN-metoden.

För att kunna jämföra de olika interpoleringsmetoderna kommer RMSE-värden (Root Mean Square Error) att beräknas. Ett lägre värde indikerar en säkrare metod eftersom detta innebär en mindre avvikelse mellan estimerade och verkliga höjdvärden. För samtliga RBF-metoder erhålls detta genom en korsvalidering<sup>4</sup> (eng. crossvalidation). För övriga interpoleringsmetoder och när dessa ska jämföras mot RBF-metoderna beräknas RMSE-värdet enligt

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum (z_{\text{DEM}} - z_{\text{Ref}})^2}{n}}, \quad (1)$$

där  $z_{\text{DEM}}$  är det interpolerade höjdvärdet,  $z_{\text{Ref}}$  är höjdvärdet från den ursprungliga DEM:n och  $n$  är antalet punkter. [29, 25].

### 3.3 Erosionsmodeller

#### 3.3.1 Empiriska och fysikaliska modeller

Det finns många olika typer av modeller för att beräkna erosion och sedimenttransport. De skiljer sig bl.a. åt i komplexitet, krav på indata och hur processer beskrivs. Det finns ingen modell som alltid är den bästa, utan valet beror på en rad faktorer, bland annat kravet på indata och syftet med simuleringen [30]. Vanligtvis delas dessa modeller in i två kategorier: fysikaliska och empiriska [31].

Fysikaliska modeller (exempelvis ANSWER, EUROSEM och WEPP) baseras på fysikaliska ekvationer, exempelvis ekvationer som beskriver flödet i ett vattendrag eller sedimentation [30]. Deras förespråkare framhäver den goda möjlighet att kunna uppskatta variationer både i tid och rum [31]. Till modellernas nackdel hör antalet parametrar och deras struktur. Det krävs ofta ett stort antal parametrar och randvillkor, som inte alltid kan mätas utan är föremål för regression eller kvalificerade gissningar. I synnerhet är detta viktigt att beakta i områden som saknar grundläggande data, eftersom sådana modeller är förknippade med stor osäkerhet [32].

<sup>3</sup>Denna metod som ryms inom RBF-metoderna

<sup>4</sup>En korsvalidering beräknar flera olika statistiska faktorer för att kunna ge ett värde på hur bra en modell är. Huvudsakligen används metoden för att jämföra olika parametervärden mot varandra i syfte att hitta de optimala värdena



The Universal Soil Loss Equation (USLE) som får representera empiriska modeller, har sin styrka i modellens enkelhet och att den indata som krävs är lättillgänglig, vilket gör den lätt att använda. Till skillnad från fysikaliska modeller, återskapas inte erosionsprocesser med ekvationer, istället baseras beräkningarna på koefficienter som antingen är beräknade eller kalibrerade mot observationer [31].

I en sammanställning av [33], över hur USLE har utvecklats framhävs framförallt två svagheter med denna modell. Dels hur hydrologin inkluderas och då framförallt att avrinningen inte explicit används för att bestämma den erosionskraft som faktiskt verkar på marken, vilket är fallet i fysikaliska modeller som WEPP och EUROSEM. Dels att varken USLE, eller dess efterföljare RUSLE, tar hänsyn till deposition. Försök att komma tillrätta med detta har gjorts, framförallt till det senare, se bl.a. avsnitt 3.3.7 och 3.3.11.

Valet av erosionsmodell och argumentationen till detta val framgår av avsnitt 6.1. Större delen av den fortsatta framställningen av bakgrunden kommer ägnas åt att presentera den valda modellen (USLE) samt de modifieringar som gjorts.

### 3.3.2 Introduktion till USLE

Att matematiskt beräkna erosion startade i början av 1940-talet, men redan på 1930-talet hade centrala variabler identifierats [34]. Den ekvation som sedan skulle leda fram till USLE publicerades 1947. De efterföljande åren förbättrades ekvationen och beslut togs att utveckla en nationell erosionsmodell för USA som introducerades 1959-62. Ekvationen förbättrades kontinuerligt och utvecklades till en beräkningsapplikation för datorer som benämndes RUSLE, där R står för revised [34].

RUSLE är en hybrid mellan en empirisk och en fysikalisk modell och den fortsatta vidareutvecklingen, som lett fram till RUSLE2, har tagit ytterligare ett steg i den hybridiska utvecklingen [35].

RUSLE, liksom USLE, beräknar den årliga förväntade medelerosionen längs ett fälts sluttning enligt

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P, \quad (2)$$

där  $A$  är den årliga medelförlusten (långtidsmedelvärde) av jord, uttryckt i  $\text{Mg}/(\text{ha} \cdot \text{år})$ .  $R$  är nederbörd och avrinningsfaktorn som är en funktion av nederbördens energi och dess maximala intensitet under 30 minuter. Detta ska spegla både regndropparnas effekt på jorden och den avrinning som följer i ovädrets fotspår, enheten är  $\text{MJ} \cdot \text{mm}/(\text{ha} \cdot \text{h} \cdot \text{år})$ .  $K$  är ett mått på jordens erodibilitet (erosionskänslighet), d.v.s. hur lätt jordpartiklar frigörs till följd av flödande vatten, den stänkningseffekt som kommer av att en regndroppen träffar marken eller en kombination av dessa.  $K$ -faktor är en sammanvägning av effekten från nederbörd, avrinning och jordens infiltrationskapacitet med enheten  $\text{Mg} \cdot \text{h}/(\text{MJ} \cdot \text{mm})$ .  $LS$ -faktorn speglar topografins inverkan, där  $L$  är en given sluttningens längdfaktor och  $S$  dess lutningsfaktor.  $C$ -faktorn beskriver hur markanvändningen påverkar erosionen. Oftast används denna faktor för att kunna utvärdera olika förvaltningsplaner genom att jämföra beräknade erosionsvärden. Den sista faktorn,  $P$ -faktorn, beskriver effekten av stödåtgärder, exempelvis hur dräneringsrör och terrasser påverkar erosionen.  $C$ ,  $K$  och  $P$  är enhetslösa och värdet varierar mellan 0 och 1 [34].

### 3.3.3 R-faktorn

R-faktorn beräknas utifrån produkten av nederbördens totala energi ( $E$ ) och den maximala 30-minuters intensiteten ( $I_{30}$ ) enligt

$$R = \frac{\sum_{i=1}^j (EI_{30})_i}{N} \quad (3)$$

Där  $j$  är antalet nederbördstillfällen under  $N$  år [36, 34]. Denna beräkning ställer dock höga krav på nederbördsdata. Det finns fler olika ekvationer för att beräkna  $R$  utifrån antingen dygns- eller månadsnederbörd, men samtliga metoder behöver kalibreras mot erosivitetsdata [37]. För ett par av dessa ekvationer har denna kalibrering gjorts i såväl Storbritannien [38], Tyskland [39] som Finland [40].

Den finska studien fokuserar på en av dessa ekvationer, som tillika återfinns i CREAMS (Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems) och vars erosionsberäkningar baseras på USLE. Ekvationen anger ett samband mellan  $EI_{30}$  och den dagliga nederbörden  $p$  enligt:

$$EI_{30} = ap^b, \quad (4)$$

Syfte med studien var att kalibrera  $a$  och  $b$  eftersom deras värden enligt författarna inte kan användas utan förbehåll då de varierar i både tid och rum. För att erhålla värden för  $a$  och  $b$  användes två olika regressionsmetoder, en linjär och en icke linjär metod, på data där  $EI_{30}$  (logaritmisk respektive normal skala beroende av metod) var en funktion mot den dagliga nederbörden. Skillnaden mellan metoderna är enligt författarna att den icke-linjära anpassade bättre till höga erosivitetsvärden, men hade ett sämre  $r^2$ -värde.

En låg rumslig variation, men en högre tidsmässig variation av  $a$  och  $b$ , med de högsta värdena under sommarmånaderna kunde konstateras av [40]. Detta innebär enligt författarna att ett nederbördstillfälle under sommaren är mer erosiva, vilket har sin förklaring i att konvektiv nederbörd<sup>5</sup> är vanligare under sommaren.

Den data som fanns för april och november (data saknades för övriga månader), även om den var begränsad, indikerade en låg erosivitet [40]. Detta bekräftas av [39] som redovisar hur erosiviteten varierade för 17 platser i Bayern (Tyskland) över året uttryckt som procent för respektive månad (baserat på data mellan åren 1958 till 1977). Erosiviteten var mycket lägre under månaderna november till mars i förhållande till övriga månader. Under december till mars poängterar [40] vikten av att veta hur mycket av nederbörden som faller som snö och hastigheten av snösmältningen för att kunna uppskatta den erosiva påverkan.

I samband med härledningen av  $EI_{30}$  utslöts alla nederbördstillfällen där det föll mindre än 13 mm under sammanlagt 6 timmar om det inte var så att 6 mm föll under 15 minuter. Detta eftersom denna typ av nederbörd har en väldigt liten inverkan på  $EI_{30}$ -värdets storlek [36].

---

<sup>5</sup>Denna typ av nederbörd skapas genom att markytan värmer luften, som stiger, kyls av och vid en given höjd bildas små vattendroppar. Dessa vattendroppar är vad som dagligen kallas moln. Om vattendropparna får fortsätta att tillväxa faller de tillslut som regn [41].

### 3.3.4 K-faktorn

Värdet på K-faktorn påverkas av såväl jordens fysikaliska, kemiska som mineralogiska egenskaper och hur dessa egenskaper samspelar. Det är därför väldigt svårt att utifrån endast ett fåtal jordegenskaper bestämma ett korrekt K-värde, men flera försök har gjorts [34].

En metod är att använda ett jord-erodibilitets nomogram<sup>6</sup> eller det matematiska samband som härletts utifrån detta. En motsvarande ekvation finns även för RUSLE2. Dessa metoder förutsätter dock data om jordens permeabilitet, struktur och andelen organiskt material, silt och sand [36, 42]. Om all nödvändig indata inte är tillgängligt för dessa metoder har en ekvation tagits fram för att bestämma K utifrån jordartens partikeldiameter [34]. De vanligaste svenska jordarterna har dock redan blivit klassade av [43] utifrån [44].

### 3.3.5 LS-faktorn

Redan från mitten av 1970-talet gjordes försök att vidareutveckla LS-termen i USLE för att kunna omfatta en mer komplex topografi. Stötestenen i denna utveckling var att gå från sluttningens längd till den bidragande arean. Detta eftersom i två dimensioner är det arean som bidrar till flödet i en given punkt per enhetsbredd som är det centrala. I detta arbete såg man fördelen av att kunna dra nytta av GIS, varför en rad olika algoritmer utvecklades för att beräkna den bidragande arean för respektive cell i en rutnätsbaserad höjdmödel [45]. I detta och efterföljande stycke kommer två modeller som inkluderar varsin modifikation av LS-faktorn att presenteras; Water and Tillage Erosion Model (WATEM) och Unit Stream Power - based Erosion Deposition (USPED). Argument för och emot dessa båda modifikationer sammanfattas i avsnitt 3.3.8 och i avsnitt 6.5 redovisas vilken av dessa båda modifikationer som kom att användas i beräkningen och varför.

### 3.3.6 LS-faktorn, WATEM

WATEM fokuserar på att modellera erosion relaterat till vattenflöden såväl som brukningen av jorden. Vattenerosionen är en modifierad variant av RUSLE där skillnaden ligger i beräkningen av L-faktorn [45].

$$L_{i,j} = \frac{(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{i,j-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot (\sin \alpha_{i,j} + \cos \alpha_{i,j})^m \cdot 22 \cdot 13^m}, \quad (5)$$

där

L	=	Sluttningens längdfaktor
$\alpha_{i,j}$	=	Cellens lutning
i,j	=	Cellens koordinat
D	=	Cellens storlek
m	=	LS-faktorns exponent från den ursprungliga USLE-ekvationen
$A_{i,j-in}$	=	Bidragande area vid inloppet av cellen

Såväl [45] som [33] poängterar att hela den beräknade bidragande arean inte alltid ska inkluderas. Medan [45] menar att utifrån erfarenhet avgöra om enskilda celler ska inkluderas eller inte, har [33] tagit fram en ekvation för att beräkna detta.

---

<sup>6</sup>Ett jord-erodibilitets nomogram är ett diagram ur vilket ett K-värde kan avläsas utifrån jordens permeabilitet, struktur och andelen organiskt material, silt och sand.

Utifrån ekvation 5 och en enkel erosion/depositionsmodell visade [46] att RUSLE kan användas för att beräkna både erosion och deposition genom att bestämma transportkapaciteten ( $T_c$ )

$$T_c = k_{TC} \cdot [(R \cdot K \cdot C \cdot P \cdot S \cdot L) - (R \cdot K_{ir} \cdot C_{ir} \cdot 5,0 \cdot Sg^{0,8})]. \quad (6)$$

Faktorn  $k_{TC}$  är koefficienten för transportkapacitet som [46] bestämde genom att kalibrera mot  $^{137}\text{Cs}$ -värden. R, K, C, P, S och L är faktorerna i RUSLE,  $K_{ir}$ ,  $C_{ir}$  approximeras med K resp. C och Sg approximerades av författarna utifrån förhållandet mellan erosionshastigheter.

Enligt [47] fås depositionen genom att beräkna skillnaden mellan  $T_c$  och den beräknade erosionen ( $R \cdot K \cdot C \cdot P \cdot S \cdot L$ ). Om mängden sediment i en enskild cell är större än kapaciteten för sedimenttransport, är det en deposition.

$^{137}\text{Cs}$  används i ovanstående sammanhang, såväl som för att validera erosionsmodeller eftersom det är en radioaktiv isotop (har sitt ursprung från atmosfäriska kärnvapenprov under 1950- och 60-talen samt Tjernobylyolyckan) som bildar starka bindningar med markpartiklar. Därför säger en variation i ämnets halt något om de lokala erosions- och depositionsprocesserna. Lägre halter indikerar en nettoerosion, medan förhöjda halter tyder på en deposition [48].

### 3.3.7 LS-faktorn, USPED

Förenklat kan man säga att utvecklingen av USPED dels ledde fram till ett index för kapaciteten att lösgöra jord som kan ersätta LS-faktorn och dels den egentliga användningen av USPED, nämligen en ekvation för att beräkna såväl erosion- som depositionsområden för en komplex terräng [17].

De första teorierna om flödespotensen (eng. stream power) utvecklades av R.A. Bagnold 1960 och under 1970-talet kom C.T. Yang och C.C. S. Song att definiera enhetsflödespotensen (eng. The unit stream power), P, som

$$P = \frac{dY}{dT} = \frac{dx}{dt} \frac{dY}{dx} = vs. \quad (7)$$

Y är höjden över ett referensplan, x det longitudinella avståndet, t är tiden, v är flödets hastighet i x:s riktning och s är energigradienten som kan approximeras med markens eller slänten på strömfårens lutningen [49].

Det har visats av [50] att ekvation 7 går att skriva om till ett uttryck liknande LS-faktorn. Utifrån sambandet för det stationära flödet per enhetsbredd,

$$q = Ai/b = vy,$$

där A är delavrinningsområdets area ovan b (bredden av en profilenhet (eng. contour element)), i är hastigheten av en icke infiltrerade nederbörd(likformig och konstant), v är medelhastigheten av flödet och y är djupet på flödet, kan (7) skrivas om till

$$P = \frac{Ai \cdot s}{b \cdot y}. \quad (8)$$

Denna ekvation kan i sin tur skrivas om utifrån Manning:s ekvation och antagande om ett likformigt och turbulent skiktflöde (eng: sheet flow)

$$P = \frac{(A/b)^{0,4} \cdot (\sin\theta)^{1,3}}{n^{0,6}}. \quad (9)$$

I ekvation 9 är  $\theta$  markens lutning och  $n$  är Manning:s skrovlighetskoefficient. Genom att antaga att  $i$  och  $n$  är konstanta över  $A$  kan (9) förenklas till

$$P \propto (A/b)^{0,4} \cdot (\sin\theta)^{1,3} \quad (10)$$

Enligt [50] kan det antas att mängden sediment per enhetsyta,  $Y_s$  är proportionell mot ovanstående uttryck, d.v.s

$$Y_s \propto [(A/b)^{0,4} \cdot (\sin\theta)^{1,3}]^\beta, \quad (11)$$

vilket enligt författarna är en ekvation som inkluderar alla de parametrar som återfinns i USLE:s LS-faktor, men som även inkluderar effekten av avrinningsområdets form<sup>7</sup>. [50] anser att ett rimligt värde på  $\beta$  är 1 och konstaterar att  $Y_s \propto LS$ , varför ekvation 11 kan skrivas på samma form som LS-faktorn i USLE, d.v.s

$$\left(\frac{A/b}{22,13}\right)^m \left(\frac{\sin\theta}{0,0896}\right)^n. \quad (12)$$

Värdet för  $m$  och  $n$  är 0,4 respektive 1,3. Om värdena för en standardyta (22,13 m lång med en lutning av 9 %) sätts in i ekvation 12 fås värdet 1. Efter Validering av både [50] och [49] har det konstateras att teorin om enhetsflödespotensen är en robust metod och att LS -faktorn är en ekvivalent funktion med ekvation 12. Av denna anledning menar [50] att för avrinningsområden bör ekvation 12 användas istället för den ursprungliga LS-faktorn. Detta eftersom denna inkluderar samspelet mellan avrinning och erosion, vilket LS-faktorn inte till fullo gör.

Enligt [51] bör värdet på  $m$  och  $n$  istället vara 0,6 respektive 1,3, eftersom dessa värden ger den bästa överensstämmelsen med den ursprungliga LS-faktorn. Dessa värden gäller för sluttningar med en vinkel  $< 14^\circ$  och som inte är längre än 100 m. Vidare anmärker författaren på att det i tidigare undersökningar konstaterats att ekvation 12 bör multipliceras med  $(m + 1)$ . Denna faktor är även inkluderad i den ekvation som redovisas i [52] och [53], där de sistnämnda författarna konstaterar att dessa värden gäller för rännilserosion. Således bör ekvation 12 skrivas

$$T = (m + 1) \left(\frac{A/b}{22,13}\right)^m \left(\frac{\sin\theta}{0,0896}\right)^n. \quad (13)$$

Där  $T$  är ett dimensionslöst index för sedimenttransportkapaciteten [51]. Faktorn  $A/b$  för en godtycklig cell  $j$ , d.v.s  $(A/b)_j$ , kan enligt [18] approximeras enligt

$$(A/b)_j = \frac{1}{b} \sum_{i=1}^{n_j} \mu_i a_i, \quad (14)$$

där  $a_i$  är arean av en cell,  $n_j$  är antalet celler i delavrinningsområdet (d.v.s. antalet celler som bidrar till flödet i den aktuella cellen),  $b$  kan approximeras med upplösningen på cellen. [18] poängterar dock att en förutsättning för denna approximation är att höjdmodellen har en, utifrån terrängens ytan, adekvat upplösning. Enligt författarna bör den ligga i intervaller 2-20 m för en komplex

<sup>7</sup>Författarna har dock valt att ersätta  $A/b = al$ , där  $a$  är en parameter för avrinningsområdets form och  $l$  är sluttningens längdparameter. Undertecknad valde att inte göra detta byte av pedagogiska skäl.

terräng. I den beräkning som redovisas av [18] sattes  $\mu_i = 1$ ,  $a_i = b$ , varför ekvation 14, enligt författarna, kan förenklas till

$$(A/b)_j = n_j \cdot b. \quad (15)$$

Utöver en adekvat höjdmmodell är det ytterligare en aspekt som är central för ekvation 13 och det är faktorn  $n_j$  som praktiskt utgörs av en flödesackumulationsberäkning. Dessa beräkningar kan delas upp i två huvudkategorier, singelflödesalgoritmer och flerflödesalgoritmer, där den förstnämnda är standard i flera olika GIS-applikationer, däribland ArcGIS [54]. Enligt [17] är den algoritmen som används i ArcGIS inte tillräcklig för högupplöst data, eftersom artificiella flöden kan skapas. Däremot fungerar den väl för lågupplöst data, vilket delvis bekräftas av [31] som erhöll en bra överensstämmelse mellan beräknad total mängd sediment och uppmätta värden. [31] använde sig av två upplösningar  $90 \cdot 90$  m och  $30 \cdot 30$  m, där den sistnämnda upplösningen hade den minsta avvikelser.

För att få ett mått på den potentiella erosionen eller depositionen har [51] tagit fram en metod för att beräkna ett index,  $D$ . Istället för att använda en finit differentieringsmetod som [51] föreslår, menar [18] att det istället bör användas en kontinuerlig representation av  $T$ , d.v.s.  $T = f(x, y)$  och direkt beräkna derivatan av  $T$ . För själva härledningen antas faktorerna  $R$ ,  $K$ ,  $C$  och  $P$  vara konstanta, men vid tillämpning kan dessa givetvis variera i rummet. Vidare antas en begränsning i transportkapaciteten där sedimentflödet är ungefärligen likvärdigt med sedimenttransportkapaciteten [17]. Detta innebär att hastigheten av sedimenttransporten aldrig begränsas av tillgången på transportbara partiklar utan bestäms helt av det flödande vattnets erosivitet [55]. Under dessa förutsättningar kan den rumsliga fördelningen av erosion- och depositionsområden beräknas utifrån

$$D = \frac{dA_T}{ds} = \frac{\partial A_T}{\partial x} \cos \theta + \frac{\partial A_T}{\partial y} \sin \theta, \quad (16)$$

där  $A_T$  är  $A$  enligt ekvation 2, men där LS-faktorn är utbytt mot  $T$  från ekvation 13. Ekvation 16 anger hur erosion- och sedimentationshastigheten varierar i landskapet [17]. Ett positivt  $D$ -värde indikerar depositionsområden medan ett negativt värde innebär erosion [18].

USLE/RUSLE beräknar endast erosionen längs en flödeslinje, konvergerande eller divergerande flöden tas inte med enligt [18]. Därför poängterar författarna vikten av att exkludera områden där det sker en deposition när USLE/RUSLE och deras varianter används, eftersom de endast kan användas korrekt på områden där det sker en nettoerosion. Författarna visar på tydliga exempel där USLE beräknar en hög erosionspotential i de lägre delarna av konkava sluttningar där deposition istället skulle vara det troliga. [18] konstaterar att resultat från ekvation 16 stämmer väl överens med tidigare beskrivningar av erosionsprocesser längs komplexa sluttningar, men efterlyser dock en mer fullständig validering, vilket senare gjordes av [47] (se avsnitt 3.3.8).

### 3.3.8 LS-faktorn, WATEM vs. USPED

I avsnitt 3.3.6 och 3.3.7 har två metoder för att ersätta  $L$ - respektive  $LS$ -faktorn presenterats. Ingen av dem har dock varit fri från kritik och denna sammanfattas i detta avsnitt. Därigenom erhålls underlag för att kunna välja vilken av de två metoderna som bör användas för att beräkna  $LS$ -faktorn. Detta val redovisas i avsnitt 6.5.

Det finns enligt [56] flera brister i teorin med att ersätta LS-faktorn med ekvation 13. För det första bör värdet på  $m$  variera mellan 0 och 1 (1 gäller för när rännils-erosion är helt dominerande) och vara en funktion av brantens lutning, längd samt rännilserosion. För det andra härleddes LS-faktorn utifrån antagandet om begränsning i lösgörandet av jorden (eng: detachment-limiting condition) och inte begränsning i transportkapaciteten (eng: transport-limiting condition) som [51] vill göra gällande. Av denna anledning har [51] helt missuppfattat härledningen och vad LS-faktorn representerar, varför ekvation 13 inte bör användas istället för LS-faktorn enligt [56].

Att  $m$  inte är en konstant håller [57] helt med om, men visar att värdet istället bör ligga mellan 0 och 0,56 och inte mellan 0 och 1. I svaret till [56] menar [57] att visserligen betraktas inte begränsning i transportkapaciteten i RUSLE, men ekvationernas utformning ger ett implicit mått på sedimenttransportkapaciteten. Vidare poängterar författarna att de härledde en ekvation för sedimenttransport och inte en för jordförlust. När det gäller giltigheten i utbytet av LS-faktorn gör författarna en ny härledning där de åter kommer fram till att den är giltigt. Även [17] konstaterar att det är möjligt att ersätta LS-faktorn mot ekvation 13, med antagandet att transportkapaciteten överskrider lösgörandet av jorden över allt.

I samband med denna debatt presenterade [58] även ett förslag till en alternativ metod att ersätta L-faktorn. Denna metod har stora likheter med ekvation 5 och formuleras så att<sup>8</sup>

$$L_{i,j} = \frac{(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{i,j-in}^{m+1}}{D^m \cdot 22,13^m}, \quad (17)$$

Det som skiljer är att  $D^{m+2}$  har ersatts av  $D^m$  och cos- och sin-termerna saknas. Som det framgår av referenserna, publicerades ekvation 17 ett år efter ekvation 5. Författarna anger inte hur dessa förändringar påverkar resultatet av ekvationerna.

Ytterligare kritik mot USPED har framförts där det menades att det är helt fel att ersätta L-faktorn med ekvation 14. Detta eftersom användandet av denna ekvation ger en kvot mellan jordförlusten för en enhetsarea och jordförlusten från en standardplot, istället för att vara en kvot mellan jordförlusten från ett fält av en given längd och jordförlusten från en standardyta. För att illustrerar detta gjordes beräkningar med ekvationerna 13, 14<sup>9</sup> samt 17<sup>10</sup> över ett mindre område. Vid en jämförelse konstaterades stora skillnader mellan ekvation 13 och de båda andra ekvationerna. Förklaringen till skillnaden är att ekvation 13 inte tar hänsyn till konvergerande flöde. Vidare visar dessa värden att USLE mycket väl kan användas för erosionsberäkningar på landskapskala [58].

Som svar på denna reflektion menar [59] att ovanstående jämförelse inte håller, eftersom man jämför olika saker. Ekvation 13 är ett mått på sedimenttransportkapaciteten och att dess derivata måste beräknas, t.ex. via ekvation 16, för att få ett mått på erosionen. För ekvation 17<sup>11</sup> menar författarna att denna endast kan appliceras på ytor där det inte sker någon deposition. Vidare skiljer sig ekvationerna genom att i ekvation 13 antas en begränsning i transportkapaciteten, medan i ekvation 17 antas en begränsning i lösgörandet av jorden. Korrelationen mellan ekvation 17 och 13 illustrerar att kapaciteten för transport

<sup>8</sup>Beteckningar är de samma som i ekvation 5.

<sup>9</sup>Författaren använder dock inte exakt samma ekvation, utan en som följer av detta samband, nämligen  $\frac{A_{in} + D^2}{D}$ ,  $A_{in}$  är den bidragande arean vid inloppet till cellen och  $D$  är cellens upplösning

<sup>10</sup>dock multiplicerad med  $65,4 \sin^2 \beta_{k,l} + 4,56 \sin \beta_{k,l} + 0,0654$  för att få uttrycket för LS

<sup>11</sup>dock multiplicerad med  $65,4 \sin^2 \beta_{k,l} + 4,56 \sin \beta_{k,l} + 0,0654$  för att få uttrycket för LS

och lösgörandet av jord under vissa situationer är korrelerade, men enligt författarna kan detta varken ses som en indikation eller bevis på att USLE med ekvation 17 är lämplig för beräkning av komplexa terrängar.

På det sätt som ekvation 17 används av [58] och resultatet som presenteras av dem anses av [59] leda till en rad problem. Det predikteras höga erosionsvärden där deposition skulle vara förväntad (konkava ytor) och en felaktig metod användes för att sortera ut områden med deposition. Istället för en analys av transportkapaciteten gjordes en utklippning utifrån en jordartskarta, vilket medförde att områden med en hög topografisk potential för erosion inte kom att inkluderas i analysen. Dessutom uppkommer en onaturlig övergång mellan erosion och depositionsområden. Mot bakgrund av detta och en hänvisning till beräkningar gjorda med standard-USLE, USLE med ekvation 17 och ekvation 16 mot uppmätta värden på erosion med  $^{137}\text{Cs}$  anser [59] följande: Varken USLE eller förslaget som [58] lade fram till förändrad beräkning av L-faktorn kan användas för en komplex terräng eftersom de inte korrekt kan beskriva erosion- och depositionsmonster.

En annan validering, genomförd av [47], jämförde beräkningar med USPED (ekvation 16) och USLE mot beräknade erosionsvärden utifrån uppmätta  $^{137}\text{Cs}$ -halter med ett observerat värde per 50 meters ruta över ett 15,5 ha stort avrinningsområde. Författarna kunde konstatera att USPED genererade en bättre prediktion än USLE-beräkningarna, men att den var sämre än vad författarna hade förväntat sig. Detta kunde enligt författarna ha flera olika anledningar. C-faktorn var konstant över hela området, artificiell förflyttning av jord, de antaganden som är förknippade med  $^{137}\text{Cs}$ -valideringen samt klassificering av erosion- och depositionsklasser. [47] anser dock att samstämmigheten mellan den beräknade erosionen/depositionen av USPED och motsvarande värden som beräknats utifrån  $^{137}\text{Cs}$ -halter var acceptabel.

Samma författare konstaterar även att WATEM (se sida 19) kan beräkna erosion och sedimentation i varje cell, men beräkningar med USPED tar större hänsyn till topografins komplexitet.

### 3.3.9 C-faktorn

Det finns flera olika metoder för att beräkna C-faktorn, däribland ekvationer för RULSE och RULSE2 [37, 34]. Den markanvändning och grödor som vanligen förekommer i Sverige har dock redan klassats av [43] utifrån [44].

Datamaterial för denna faktor kommer att utgöras av GSD-terrängkartan, Blockdatabasen och Knn-Sverige [60]. GSD-terrängkartan, är benämningen på lantmäteriets digitala terrängkarta och återfinns i både raster och vektorformat [61]. Blockdatabasen (från år 2007) består av två delar, dels ett vektorlager över alla jordbruksblock och dels en databas som inkluderar information om bland annat vilken gröda som odlas i respektive block. Varje block har ett unikt ID-nummer, vilket utgör kopplingen mellan databasen och vektorlagret. Knn-Sverige [60] är en databas över Sveriges skogsbestånd och ger information om virkesförrådet per hektar, beståndsmedelålder och medelhöjd. Databasen är främst avsedd att användas på en större skala och därför bör uppgifterna användas med försiktighet om området är mindre än några hundra hektar [62].



### 3.3.10 P-faktorn

Det har gjorts många erosionsberäkningar med någon USLE-baserad metod och i många av dessa fall har man valt att sätta P-faktorn lika med 1. [63] som är en av dessa argumenterade att det var frågan om naturliga sluttningar utan några bevarandepraktiska åtgärder. [64] satte  $P = 1$  med motiveringen att det antogs att åtgärder utförts optimalt och [65] satte värdet till 1 eftersom området kunde betraktas som icke jordbruksmark.

### 3.3.11 Totala mängden sediment

USLE och RUSLE beräknar visserligen erosionen i varje cell men värdet baseras på egenskaperna för den givna cellen, effekten av närliggande celler inkluderas inte i beräkningen. För att estimeras erosionen från ett avrinningsområde bör USLE/RUSLE-beräkningar kombineras med en transportkvot (eng. Delivery Ratio,  $D_R$ ) [66]. Detta är en kvot mellan mängden sediment och den totala erosionen. Att detta inte är ett 1:1-förhållande beror på att under det eroderade materialets transport genom avrinningsområdet kommer en del av det att sedimentera [31].

Majoriteten av tidigare studier där den totala mängden sediment beräknats har enligt [31] använt sig av  $D_R$ -värden baserade på empiriska samband. Samma författare har tagit fram en alternativ metod för att beräkna den totala mängden sediment från avrinningsområdet,  $S_y$ , genom att i varje cell multiplicera mängden eroderat material,  $A$ , med  $D_R$ -värdet i den givna cellen och summera detta över samtliga celler i avrinningsområdet ( $n$ ), d.v.s.

$$S_y = \sum_{i=1}^n D_R \cdot A. \quad (18)$$

$D_R$  beräknas med

$$D_R = e \left( - \sum_{i=1}^m \frac{l_i}{a_i S_i^{0,5}} \right) \quad (19)$$

där

- l = Cellens längd eller dess diagonal.
- S = Cellens lutning.
- a = Konstant, relaterad till markanvändningen, se tabell 4.

Intervall från  $i$  till  $m$ , är transportsträckan för det eroderade materialet från cell  $i$  till närmaste vattendrag, cell  $m$ . Ekvation 18 summerar således den eroderade mängden material från samtliga celler inom avrinningsområdet som inte är definierade som en cell med vatten (vattendrag, sankmark eller sjö).

En tämligen god överensstämmelse mellan observerade och beräknade värden (109 %) konstaterades av [31] för år 1990. För perioden 1987 - 2000 var motsvarande siffra 226 %. Skillnaden förklarade författarna med att endast R-faktorn varierade från år till år (övrig data var från 1990), medan det i naturen är det betydligt fler processer som varierar med tiden samt att  $K$  endast var en funktion av jordens textur.

En liknande jämförelse mellan beräknade och observerade värden har även gjorts av [66]. Denna studie omfattade 101 avrinningsområden av varierad storlek i

östra USA med beräkningar baserade på USLE och RUSLE2 tillsammans med fem olika sedimenttransportkvoter (eng. sediment delivery ratio, SDR). Författarna kunde konstatera att kombinationen av USLE/RUSLE2 och SDR inte bör användas för att prediktera sedimenthalter, eftersom överensstämmelsen inte är tillräckligt bra.

När det eroderade materialet når ett vattendrag kommer en del av det att sedimentera till botten och resten transporteras vidare antingen som suspenderat material, d.v.s. partiklarna hålls svävande, som lösta ämnen eller via botten-transport. Transport av suspenderat material och botten-transport är beroende av flödes hastigheten, vilket inte är fallet med transporten av lösta ämnen. Botten-transport sker dock endast i snabbt strömmande vatten [67]. Den totala mängden lösta ämnen varierar runt 12 – 15 Mg/km<sup>2</sup> år kring norrlandskusten, medan i Värmland, Dalarna och Gästrikland är värdet ca 12 Mg/km<sup>2</sup> år. Motsvarande siffror för suspenderat material är 2 – 16 Mg/km<sup>2</sup> år respektive 2–4 Mg/km<sup>2</sup> år. Det bör noteras att dessa värden bygger på mätningar mellan åren 1967 till 79 och att avrinningsområdena är större än 300 km<sup>2</sup> [68].

Mängden suspenderat material i förhållande till den totala mängden sediment som kan transporteras i ett vattendrag (mängden suspenderat material, mängden lösta joner samt botten-transport) varierar väldigt mycket [69]. Enligt [70] är det allmänt accepterat att generellt utgör mängden suspenderat material runt 90 % av den totala mängden sediment. Dock, den lokala variationen kan vara stor. Vid mätningar i vattendrag i ett bergsområde i norra Italien varierade den siffran mellan 16 % och 100 % [69].

## 4 Metod

Att Kilaåns avrinningsområde valdes för den här studien grundas på två faktorer. I samband med en utredningen av tre våtmarksområden inom avrinningsområdet laserskannades en del av avrinningsområdet (huvudsakligen flodfåran och dess närmaste omgivning), vilket innebar att det fanns en bra höjdmodell att tillgå. Den andra anledningen var tillgången på vattenkemidata av god kvalitet, både i halt och transporterad mängd av olika ämnen. Något som ansågs viktigt för att kunna validera modellen. Till följd av provtagningsstationens lokalisering begränsades området till att endast omfatta ett delavrinningsområde till Kilaåns avrinningsområde och därmed kunde inte den laserskannade höjdmodellen användas.

Samtliga beräkningar är utförda i ESRI:s ArcMap, ArcEditor 9.3.1 om inget annat anges. För att förenkla arbetet har ett flertal moduler byggts via Model-Builder, vilka har exporterats som Python script för att underlätta läsningen och förståelsen. Dessa skript återfinns i Appendix F. Koden i appendix är inte fullständig utan endast den kod som är central för förståelsen har redovisats. Om läsaren är intresserad av den fullständiga koden, vänligen kontakta författaren.

### 4.1 Förbättring av den befintliga höjdmodellen

Den ursprungliga höjdmodellen bygger på GSD-höjddata och skapades genom att ladda ned höjddata i ASCII-format från digitala kartbiblioteket varefter en raster (själva höjdmodellen) skapades med *ASCII to Raster*. Det spatiala referenssystemet bestämdes via *Define Projection* till SWEREF99 TM, Då detta är det gällande referenssystemet i Sverige.

Tre olika interpoleringsmetoder med syftet att förbättra den befintliga höjdmodellen jämfördes. Dessa tre är TIN-metoden, en lämplig RBF-metod samt Natural Neighbor. Valet att använda en interpoleringsmetod framför en av dessa motiveras i avsnitt 6.2. Förutom TIN-metoden som använder höjddata i form av en rasterfil, använder de övriga höjddata i form av punkter. För att erhålla detta dataunderlag användes funktionen *Raster to Point*. Som rasterfil användes den ursprungliga höjdmodellen. Dessa höjdvärden var i det närmaste normalfördelade, ett histogram återfinns i figur 20, Appendix A.

#### 4.1.1 TIN-Metoden

Denna metod bygger i stor utsträckning på den metod som presenteras i [43]. I ett första steg används funktionen *Raster to TIN* med den ursprungliga höjdmodellen. Z-toleransen valdes till samma värde som nämnd metod, d.v.s. 1 m. Det sattes ingen gräns på antalet punkter som kan inkluderas i beräkningen.

Efter att först ha klippt terrängkartans höjdkurvor<sup>12</sup> med *Clip* till samma storlek som den ursprungliga höjdmodell importerades dessa med *Edit TIN*. Eftersom dessa höjdkurvor inte är höjdsatta sattes *height\_field* till *<none>*. *SF\_type* sattes till *hardline*.

Därefter skapades en rasterfil med funktionen *TIN to Raster*. Denna funktion har flera viktiga val. Som metod valdes *Natural neighbors*, eftersom denna gör en något mjukare yta än den linjära enligt [28]. Som argument till *Sampling*

<sup>12</sup>Dessa höjdkurvor är inte höjdsatta och har en ekvidistans om 5 m.

*Distance* valdes aktuell cellstorlek. Koden för denna modul återfinns i Appendix F.1.

#### 4.1.2 RBF-metoderna

RBF-metoderna återfinns under *Geostatistical Analyst* och *Geostatistical Wizard*. För att jämföra de olika metoderna gjordes en korsvalidering för respektive yta, vilket är det sista steget för att interpolera fram en yta. För samtliga RBF-metoder användes det optimerade parametervärdet medan övriga värden lämnades oförändrade (således samma för alla).

När väl en lämplig RBF-metod bestämts, optimerades denna. De parametrar som finns är kopplade till områdets sökradie och regleras av dess form och antalet punkter inom den. Dessa värden optimerades genom att minimera RMS-värdet i korsvalidering. Resultatet från trendanalysen under *Geostatistical Analyst* användes för att få ett riktvärde på en lämplig lutning av ellipsen, eftersom om det förekommer en trend i data på så sätt att punkter i trendens riktning är mer lika, är det lämpligt att ha en elliptisk sökradie med huvudaxel parallell med trendens riktning [25].

#### 4.1.3 Val av interpoleringsmetod

För att få ett dataunderlag till ekvation 1 (sida 16) skapades två dataset med *Create Subsets* under *Geostatistical Analyst* utifrån de tidigare genererade datapunkterna. Fördelningen valdes till 80 respektive 20 %. Dessa båda filer kommer fortsättningsvis att benämnas Elev80 och Elev20.

Dataset Elev80 användes för att interpolera fram en yta för respektive metod (den valda RBF-metoden, Natural Neighbor samt TIN-metoden) med upplösningen 50 meter. Ett RMSE-värde för respektive metod beräknades utifrån ekvation 1 (sida 16). Faktorn  $z_{\text{DEM}}$  i denna ekvation bestämdes med funktion *Extract Values to Points* där Elev20 användes som *input point feature*. Faktorn  $z_{\text{Ref}}$  utgjordes av höjdvärdena i Elev20. *Extract Values to Points* har 2 extra val, var av det ena är *Interpolate values at the point locations*. Om detta alternativ markeras kommer värdet på cellen att beräknas från omkringliggande celler med en bilinjär interpolation. Detta ansågs inte vara ett bra alternativ, varför det inte markerades.

Termen  $(z_{\text{DEM}} - z_{\text{Ref}})^2$  beräknades med funktionen *Calculate Field* och uttrycket  $([RASTERVALU]-[GRID\_CODE])^2$ . Slutligen användes funktion *Summary Statistics* för att beräkna  $\sum (z_{\text{DEM}} - z_{\text{Ref}})^2$ . Resterande del av ekvation 1 (sida 16) beräknades i OpenOffice programvara Calc.

Det förekommer ett problem med denna beräkning. En del av datapunkterna i Elev20 kommer att ligga på randen av de interpolerade ytorna. Dessa kommer inte att erhålla något  $z_{\text{DEM}}$ -värde och sorterades därför bort med funktionen *Select* och koden *RASTERVALU >=0*. Programkoden för denna modul återfinns i Appendix F.2.

När en lämplig interpoleringsmetod valts, gjordes en ny körning av modulen som återfinns i Appendix F.1. Denna gång med en upplösning av  $25 \cdot 25$  m. Valet av denna upplösning framgår av avsnitt 6.2. Den nya höjdmodellen behövde dock förbättras ytterligare.

#### 4.1.4 Förbättring utifrån vattendrag, vattenytor och sankmark

Precis som [43] konstaterar måste vattendrag, sjöar och övriga vattenytor tas bort från själva höjdmodellen då detta förebygger orealistiskt höga värden på beräknade flödesackumuleringar. Av denna anledning konverterades samtliga vattendrag, vattenytor och all sankmark inom området till raster, tilldelades ett lämpligt negativt värde, varpå höjdmodellen uppdaterades med detta värde. Således klipps dessa områden ut från den befintliga höjdmodellen.

För att kunna klippa ut vattendrag, vattenytor samt sankmarksområden ur den befintliga höjdmodellen adderades först ett fält till respektive lager med *Add Field* och med *Calculate Field* adderades värdet 1. I GSD-terrängkartan återfinns vattendrag och vattenytor i egna ytskikt medan Sankmarksområden återfinns i *ytskiktet för sankmark och berg i dagen*. Därför användes först funktionen *Select* med koden *KATEGORI IN ('Sankmark, normal', 'Sankmark, svårframkomlig')*<sup>13</sup> för att sortera ut sankmarksområdena.

Anledningen till att addera en ny kolumn med värdet 1 var för att kunna utnyttja *Dissolve* och endast få ett objekt från respektive ytskikt, vilket hade uppenbara fördelar när det konverterades till raster med *Polygon to Raster*. Därefter användes *Times* för att multiplicera respektive lager med ett djup. Totalt gjordes fyra beräkningar med värdena -1,-2,-3 och -4. Avslutningsvis användes *Singel Output Map Algebra* med uttrycket  $merge((merge(TRiver, TLake, TSank) + DEMTINa25^{14}), DEMTINa25)$ . Denna beräkning kombinerar först de tre lagren (vattendrag, vattenytor och sankmarksområden). Därefter adderas de till höjdmodellen, men eftersom adderingsoperationen görs cell för cell kommer inga beräkningar att göras utanför de celler som har ett värde från de tre lagren. Därför behöver den uppdaterade höjdmodellen slås samman med den ursprungliga höjdmodellen, vilket är anledningen till det avslutande *merge*-uttrycket. Koden för denna modul återfinns i Appendix F.3.

För att ta ett praktiskt exempel. Antag att en ruta i den ursprungliga höjdmodellen har höjdvärde 50 m och att det är en sjöcell. Rutan till vänster är en skogcell med höjdvärde 51 m. Efter ovanstående beräkning med värdet -3 kommer höjdvärdet i sjöcellen att vara 47 m respektive 51 m för skogcellen.

Således beräknas fyra nya höjdmodeller (en för vart och ett av djupen -1, -2, -3 och -4). En flödesackumulering beräknades för vart och en av dessa samt utan någon utklippning i höjdmodellen med funktionerna *Fill*, *Flow Direction* och *Flow accumulation*. För att öka läsbarheten i redovisad figur (figur 7) exkluderades alla värden mindre än 1500 enheter.

Det bör dock påpekas att [43] konstaterar att vattendrag under mark kan orsaka problem vid beräkning av flödesackumulering. För att utreda hur många, om något, av avrinningsområdets<sup>15</sup> vattendrag är klassade som *Vattendrag under mark* och *Vattentub och vattenränna* i GSD-terrängkartan sorterades dessa båda kategorier ut genom att använda *Definition Query* och uttrycket *[KATEGORI] IN ('Vattendrag under mark', 'Vattentub och vattenränna')*. Resultatet återfinns i figur 21 i Appendix A. En klippning med funktionen *Clip* och avrinningsområdet gjordes för att verifiera det visuella resultatet.

<sup>13</sup>De två övriga typerna av sankmark; Torvtäkt och Blekvät återfinns inte i det aktuella området

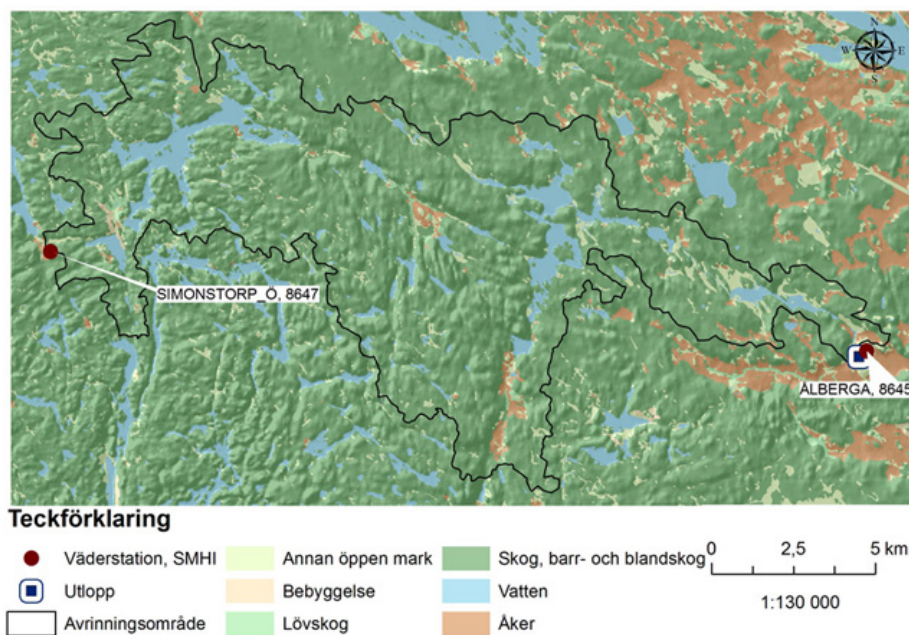
<sup>14</sup>DEMTINa25 är den höjdmodell som erhöles från avsnitt 4.1.3

<sup>15</sup>Beskrivningen hur avrinningsområdet togs fram, framgår av avsnitt 4.2

## 4.2 Bestämning av avrinningsområdet

Ett preliminärt avrinningsområde togs fram genom funktionerna *Fill*, *Flow Direction*, *Flow Accumulation*, *Snap Pour Point* och *Watershed*. Denna yta konverterades till en shape-fil med *Raster to Polygon* för att underlätta ändring av områdets form. Avrinningsområdets utlopp framgår av figur 4. För funktionen *Snap Pour Point* angavs *Snap distance* till 50, d.v.s. två celler. Koden för denna modul återfinns i Appendix F.4.

Det beräknade avrinningsområdet korrigerades mot SMHI:s huvudavrinningsområden och delavrinningsområden, den förbättrade höjdmodellen, lager för vattendrag, sjöar, sankmark, höjdkurvor samt strömningsriktning (samtliga från GSD-terrängkartan).



Figur 4: Avrinningsområdet med markerat utlopp samt positionen för de två väderstationer som använts (namn och nummer).

## 4.3 R-faktorn

Beräkningen av R-faktorn baseras på ekvation 3 och 4 (sida 18) samt nederbördsdata från två stationer mellan åren 2000 - 2009. Stationernas position framgår av figur 4. Kombinerade nämnda ekvationer erhålls

$$R = \frac{\sum_{i=1}^j (ap^b)_i}{N}.$$

Först beräknades  $ap^b$  för samtliga dagar utifrån de parametervärden som anges i tabell 1 för respektive station. Summan av dessa värden dividerades därefter med antalet år. Denna beräkning gjordes för såväl hela perioden som för enbart år 2007 (detta för att senare kunna validera hela den presenterade metoden mot kemidata, se avsnitt 4.10). Dessutom gjordes ytterligare beräkningar (både för år 2007 och hela perioden) där linjära- och icke-linjära parametervärden

kombinerades för månaderna juni, juli och augusti för att bestämma den lämpligaste kombinationen. Slutligen bestämdes, utifrån den lämpligaste parameterkombinationen, även R-värdet när samtliga dagar med en nederbörds mängden mindre än 13 mm exkluderades från beräkningen. Detta för att använda motsvarande förutsättningar som vid härledningen av  $EI_{30}$  (se avsnitt 3.3.3).

Ovanstående beräkningar gjordes i programvaran Calc, vilket är en del av OpenOffice. De beräknade R-faktorvärdena med respektive stationsnummer importerades till ArcGIS, varefter den kopplades till ett lager för nederbördsstationerna med *Add join*. Utifrån den kopplade filen och *IDW* interpolerades en yta med R-faktorvärden. För interpoleringen användes funktionens grundinställningar förutom att cellstorleken sattes till 25 m. Slutligen klipptes den interpolerade ytan med *Extract by Mask* och lagret för avrinningsområdet. Koden för denna modul återfinns i Appendix F.10.

Tabell 1: Värden på a och b för respektive månad samt om de baseras på en linjär eller en icke-linjär metod. Samtliga värden är erhållna från [40] och konverterade till SI-enheter med faktorer från samma författare

<b>Linjär metod</b>		
<b>Månad</b>	<b>a</b>	<b>b</b>
Maj	$1,00 \cdot 10^{-1}$	1,62
Juni	$1,27 \cdot 10^{-1}$	1,73
Juli	$1,36 \cdot 10^{-1}$	1,82
Augusti	$2,06 \cdot 10^{-1}$	1,74
September	$1,14 \cdot 10^{-1}$	1,65
Oktober	$1,02 \cdot 10^{-1}$	1,54
<b>Icke-linjär metod</b>		
<b>Månad</b>	<b>a</b>	<b>b</b>
Maj	$2,07 \cdot 10^{-1}$	1,29
Juni	$2,98 \cdot 10^{-1}$	1,65
Juli	$4,10 \cdot 10^{-1}$	1,53
Augusti	1,01	1,3
September	$4,03 \cdot 10^{-3}$	2,81
Oktober	$1,34 \cdot 10^{-1}$	1,5

#### 4.4 K-faktorn

Datamaterialet, SNA:s jordartskarta [71], förbereddes genom att använda *Clip*, lagerfilen för avrinningsområdet samt *Project* för att gå från RT90 till SWEREF99 TM som var det ursprungliga referenssystemet. Dessa steg redovisas inte i någon kod.

Med *Add Field* och *Calculate Field* omklassades jordarterna utifrån tabell 2. Värdena baseras på motsvarande klassning av [43], men eftersom denna studie redovisar fler klasser än SNA:s jordartskarta beräknades ett medelvärde för flera av jordarterna. Klassen Lera-finmo är ett bra exempel på detta. [43] anger ett värde för lera (0,450) och ett för silt (0,380). Det värde som använts för klassen Lera-finmo utgör medelvärdet av dessa två (0,415). Eftersom värdena i tabell 2 inte är uttryckta i SI-systemet dividerades, i enlighet med [34], samtliga värden efter klassning med faktorn 7,59 för att erhålla enheten  $Mg \cdot h / (MJ \cdot mm)$ . Slutligen konverteras vektorfilen till raster med *Raster to Polygon*. Koden för denna modul återfinns i Appendix F.9.

Tabell 2: Värden för klassificering av SNA:s jordartskarta [71], vilka baseras på motsvarande klassningsvärden av [43]

Jordart	K-värde
Morän	0,380
Isälvsediment	0,330
Grovmo, sand, grus	0,265
Lera-finmo	0,415
Kalt berg, tunt eller ej sammanhängande jordtäckte på berg	0,200
Torv	0,300

## 4.5 LS-faktorn

Metoden för att beräkna LS-faktorn bygger på ekvation 13 och 15 (sida 21 och 22) samt den metod som anges i [72]. I ett första steg klipps höjdmodellen som togs fram i avsnitt 4.1 med *Extract by Mask* och avrinningsområdet som bestämdes i avsnitt 4.2. Därefter bestäms sluttningens riktning och vinkel, flödesriktningen samt flödesackumuleringen med funktionerna *Aspect*, *Slope*, *Fill*, *Flow Direction* och *Flow Accumulation*. Utifrån dessa beräkningar kunde LS-faktorn beräknas med *Single Output Map Algebra* och uttrycket

$(POW(((25 * FlowAccLS) DIV 22.13), 0.6) * POW((SIN(slope * 0.01745) DIV 0.0896), 1.3)) * 1.6$ . Faktorn 0,01745 är omvandlingsfaktorn mellan radianer och grader. Multiplikationen med 25 är en följd av ekvation 15 och faktorn b, medan *FlowAccLS* motsvarar  $n_j$  i samma ekvation. Den sista faktorn, 1,6 är  $(m + 1)$  i ekvation 13.

Ovanstående beräkning använder värdena 0,6 och 1,3 för m och n. Dessa värden är giltiga för sluttningar som lutar  $< 14^\circ$  och har en längd  $< 100$  m. För att kontrollera att detta krav var uppfyllt i det aktuella området sorterades alla celler med en lutning  $\geq 14^\circ$  ut med funktionerna *Slope*, *Greater Than Equal*, *Reclassify*. Dessa celler konverterades till polygoner med *Raster to Polygon* för att underlätta identifieringen av kritiska sluttningar. Koden för dessa steg återfinns Appendix F.11.

Utifrån beräknade riktningar (*Aspect*) gjordes en manuell kontroll av samtliga identifierade områden. Endast de polygoner som inkluderade minst en sluttning av minst 5 sammanhängande celler (125 m) behölls och den längsta sluttningen inom dessa polygon noterades. Polygonens yta beräknades med *Calculate Geometry*, Valet *Area* och enheten *Hectares [ha]*.

För att kunna utvärdera hur väl den beräknade LS-faktorn var kopplad till topografin, beräknades även en relief av den använda höjdmodellen med *Hillshade* och standardinställningar. Den beräknade LS-faktorn överlagrade denna relief med en transparens på 30 %.

## 4.6 C-faktorn

Delar av den här metoden bygger på den metod som använts i [43]. Precis som i denna studie kommer blockdatabasen (från år 2007) att användas men marktäckedata ersätts av GSD-terrängkartan och Knn-Sverige [60]. Den sistnämnda kommer att kombineras med SPOT 5 satellitbilder från 2007 för att identifiera avverkade områden. Därmed erhålls samma år för avverkade områden som informationen från blockdatabasens.



#### 4.6.1 Blockdatabasen

Som det redan nämnts (avsnitt 3.3.9) består blockdatabasen av två delar, ett vektorlager och en databas som lagrar information om exempelvis grödor. Ett problem med databasen, vilket uppmärksammats av [43], är att ett block kan ha flera grödor. Av denna anledning var det inte möjligt att direkt med *Join* koppla databasen till vektorlagret. Istället kopplades vektorlagret till databasen med *Join* och endast den data som matchar.

Den kopplade databasen exporterades till en egen fil, varefter den sorterades efter BlockID-nummer. Denna sortering gjorde det möjligt att identifiera vilka block som hade mer än en gröda. I de fall ett block hade mer än en gröda, d.v.s. bestod av flera underblock, fick den dominerande grödan representera hela blocket. Därefter var det möjligt att koppla den redigerade databasen till vektorlagret via *Join*. Liksom tidigare behölls endast matchande data. Till det kopplade vektorlagret adderades en ny kolumn med *Add Field*. Med funktionen *Calculate Field* beräknades värdet i denna kolumn utifrån tabell 3 sidan 34. Koden för denna modul återfinns i Appendix F.5.

#### 4.6.2 Knn-Sverige

Knn-Sverige [60] användes för att ta fram avverkade områden. I ett inledande steg klipptes databasen över trädens ålder med *Extract by Mask* och lagret för avrinningsområdet. *Mosaic* användes för att slå samman data för de två aktuella länen. Den sammanslagna och klippta rasterfilen klipptes på nytt med *Extract by Mask* och terrängkartans lager för *lövskog* samt *skog, barr- och blandskog*. Ur de respektive rasterfilerna sorterades alla områden ut som hade en ålder äldre än 50 år (för lövskog) respektive äldre än 80 år (för barr och blandskog). Dessa filer omklassades med *Reclassify* för att klassa om alla värden mindre än 50 år respektive 80 år till *NoData*. Ur rasterfilen som användes för att sortera ut alla områden med en ålder av 80 år eller mer användes även för att identifiera områden med en ålder i intervallet 1-5, 6-8 och 9-10 år. Detta för att kunna göra ett säkrare urval av avverkade området. Dessa områden jämfördes mot en SPOT5-satellitbild tagen 2007-05-23. Som stöd användes även terrängkartans ytskiktet för sankmark och berg i dagen samt flygfotobilder via Google maps<sup>16</sup>. Endast de områden som ansågs vara avverkade och som innehöll ett dominerande inslag av de två första åldersintervallen samt de områden som hade en ålder av 50 respektive 80 år eller mer valdes ut. Valet av åldersvärdena 50 och 80 baserades på uppgifter från [73], [74] och [75]. Koden för denna modul återfinns i Appendix F.7.

#### 4.6.3 Terrängkartan

Efter att terrängkartans ytskikt för heltäckande markdata och ytskiktet för sankmark och berg i dagen klippts med *Clip* och det beräknade avrinningsområdet, kombinerades dessa med funktionen *Merge*. Till det nya vektorlagret adderades en ny kolum med *Add field*, i vilken korresponderande C-värden utifrån markdata och tabell 3 beräknades med *Calculate Field*. Efter beräkning av erosionen kunde det konstateras att en mindre modifikation av tabell 3 vore lämplig, varför värdet för berg i dagen ändrades från 0,2 till 0. Motiveringen till detta byte redovisas i avsnitt 6.6.

Då denna data överlagraades, se avsnitt 4.6.4, av de C-värden som tagits fram i avsnitt 4.6.1 och 4.6.2 kom all markdata i GSD-terrängkartan klassad som

<sup>16</sup>Dock med vetskapen om att det mycket väl kunde föreligga en tidsmässig skillnad.

Åker att klassas som *Annan öppen mark*. Vidare kom *Vattenyta* och *Vattenyta med diffus strandlinje* samt *Annan öppen mark* och *Annan öppen mark utan skogskonturer* att betraktas som *Vatten* respektive *Annan öppen mark*. Slutligen kom all form av bebyggelse (*Sluten bebyggelse*, *Hög bebyggelse*, *Låg bebyggelse*, *Industriområde* samt *Fritidsbebyggelse*) tilldelas samma värde (0,030). Koden för denna modul återfinns i Appendix F.6.

Tabell 3: Värden för klassificering av markanvändning efter [43]

Markanvändning	C-värde
Vatten	0,000
Berg i dagen	0,200
Sankmark	0,010
Bebyggelse	0,030
Annan öppen mark	0,100
Barrträd	0,005
Lövträd	0,005
Avverkat område	0,040
Betesmark	0,100
Slätter- och betesvall på åker	0,100
Viltbete	0,050
Träda	0,075
Vete (höst)	0,100
Skogsbete	0,050

#### 4.6.4 Sammanslagning av data

De två vektorlager som erhållits från avsnitt 4.6.1 och 4.6.3 konverteras till rasterfiler med *Polygon to Raster*. Vektorlagret från 4.6.2 konverterades först med *Polygon to Raster*. Därefter sattes alla celler till 0,04, i enlighet med tabell 3, med *Single Output Map Algebra* och  $(avverkatAROT \geq 0) * 0.040$ . Slutligen klipptes det med *Extract by Mask* för att säkerställa att inga områden ligger utanför avrinningsområdet. Samtliga delresultat kombinerades med *Single Output Map Algebra* och funktionen *Merge*. Koden för modulen återfinns i Appendix F.8.

#### 4.7 P-faktorn

P-faktorn sattes till 1 i likhet med många andra studier eftersom dataunderlag för en rumslig variation inte finns att tillgå. En mer utförlig motivering återfinns i avsnitt 6.7.

#### 4.8 Beräkning av potentiell erosion

Nedan kommer två metoder för att bestämma den potentiella erosionen att presenteras, den första är inte helt korrekt, men för att kunna förklara varför behöver den redovisas och jämföras mot den mer korrekta versionen som presenteras i slutet av detta avsnitt.

Den potentiella erosionen beräknades med ekvation 2 (sida 17) och funktionen *Single Output Map Algebra* utifrån de ytor som bestämts i tidigare avsnitt. Värdet på P sattes till 1 i enlighet med avsnitt 4.7. Till följd av modifikationen av C-faktorn (se avsnitt 4.6) framställdes två kartor för att synliggöra effekten av denna modifikation samt en separat karta för att åskådliggöra var i landskapet

höga erosionsvärden återfinns för år 2007. Kategorierna för de två första baseras på en 6-kvartilsuppdelning av resultatet med berg i dagen = 0,2 och data för år 2007. Indelningen för den sista kartan baseras på 1/2 standardavvikelse (8 klasser) av resultatet för år 2007 med berg i dagen = 0 .

Som det tidigare poängterats är det av vikt att inte enbart få en storlek på erosionen utan även veta var i landskapet man kan förvänta sig att det sker erosion respektive deposition. Denna beräkning baseras på ekvation 16 (sida 17) och den metod som redovisas av [53]. För att tydliggöra kopplingen mellan erosion- och depositionsområden och landskapets form, användes ytskikten för vattendrag, vattenytor, höjdkurvor (samtliga från GSD-terrängkartan) samt en beräknad relief. Dessutom användes *Equal To*, *Reclassify* och *Times* för klippa bort alla områden med värdet 0, d.v.s. huvudsakligen vattendrag, vattenytor samt berg i dagen. Av denna anledning kommer samtliga områden definierade som berg i dagen att representeras av en gråskala (till följd av den underlagrade reliefen). Koden för denna modul återfinns i Appendix F.12.

Att beräkna den potentiella erosionen som ovan är dock inte helt korrekt, vilket nämdes i avsnitt 3.3.7 och en mer utförlig motivering följer i avsnitt 6.8. Därför kom den potentiella erosionen att beräknas en andra gång, denna gång endast på celler med en nettoerosion. Metoden är i det närmaste identisk med metoden i stycket ovan, men en skillnad. Beräkningen avslutas med funktionerna *Less Than*, *Reclassify* och *Singel Output Map Algebra*. Den sistnämnda funktionen för att multiplicera de tidigare beräknade faktorerna (R, K, LS och C) med de beräknade nettoerosionsområdena. Funktionen *Reclassify* används för att tilldela alla nettoerosionsområden värdet 1 och övriga NoData, varför den avslutande rasterfilen endast kommer att erhålla en beräknad potentiell erosion där det faktiskt sker en beräknad nettoerosion. Motsvarande beräkning görs även för hela perioden (2000-2009). Koden för denna modul återfinns i Appendix F.13. Kategorierna för att visualisera resultatet baseras på 1 standardavvikelse (4 klasser) av resultatet för respektive beräkning.

## 4.9 Beräkning av den totala mängden sediment

För att kunna bedöma om resultaten från ovanstående beräkningar var rimliga, beräknades den totala mängden sediment från avrinningsområdet och jämfördes mot uppmätt data. Den totala mängden sediment bestäms med ekvation 18 (sida 25).

### 4.9.1 Beräkning av $D_R$

För att beräkna faktorn  $a$  i ekvation 19 (sida 25) återanvändes datamaterialet från avsnitt 4.6 med undantag för Knn-Sverige [60]. De steg som krävs för att bereda datamaterial för en omklassning är identiskt med tidigare nämnda avsnitt och kommer därför inte att redovisas. För klassningen användes funktionerna *Add Field*, *Calculate Field* samt tabell 4.

Tabell 4: Värden på  $a$  för olika marktyper. Modifierad efter [76]

Markanvändning	$a$ [m/s]
Annan öppen mark	3,08
Bebyggelse	6,19
Berg i dagen	6,19
Sankmark	4,91
Lövskog	1,16
Skog, barr och blandskog	1,16
Betesmark	2,14
Slätter- och betesvall på åker	0,76
Skogsbete	1,56
Träda	1,56
Vete	2,14
Viltbete	2,14

Värdena i tabell 4 är från [76], dock krävdes en rad anpassningar av både värden och datamaterial.

- Parametern  $a$  för *lövskog* och *skog, barr och blandskog* sattes till 1,16 m/s, vilket utgör medelvärdet av de två skogstyper som anges i [76].
- All bebyggelse (*Sluten bebyggelse, Hög bebyggelse, Låg bebyggelse, Industriområde* samt *Fritidsbebyggelse*) samt *Berg i dagen* sattes till 6,19. Detta var den mest passande klassningen utifrån hur vatten kan antas flöda på denna typ av markanvändning.
- Precis som avsnittet 4.6.3 kommer *Annan öppen mark* och *Annan öppen mark utan skogskonturer* att betraktas som Annan öppen mark, d.v.s. 3,08.
- I enlighet med avsnittet 4.6.3 kommer *Sankmark, svårframkomlig* och *Sankmark, normal* att klassas enligt Sankmark, d.v.s. 4,91.
- Som i avsnitt 4.6.4 kommer data från blockdatabasen att överlagras data från terrängkartan och enligt samma motivering som i det tidigare avsnittet kommer därför all *Åker* att klassas som *Annan öppen mark*.

Enligt [31] ska  $D_R$ -värdet för celler definierade som vattendrag ha värdet 1. Därför klassades alla områden från GSD-terrängkartans ytskikt för heltäckande markdata som var *Vattenyta* eller *Vattenyta med diffus strandlinje* med värdet 1. Då detta även gäller för vattendrag konverterades GSD-terrängkartans linjeskikt för hydrografi till raster med *Polyline to Raster*. Därefter användes *Greater Than Equal*, värdet 0 samt *Times* för att erhålla värdet 1 för dessa celler. Den erhållna rasterfilen kommer nedan gå under benämningen vattendrag.

Efter klassning av terrängkartan konverterades shape-filen till raster med *Polygon to Raster*. Eftersom celler med vattendrag/vattenytor ska ha värdet  $D_R$ -värdet = 1 kan inte dessa celler inkluderas i ekvation 19. Därför användes *Equal to*, värdet 1 samt *Reclassify* för att dels sortera ut dessa områden (nedan benämnda MarkBergV) och dels genom *Reclassify* och *times* klippa ut dessa vattenområden från övriga klassade områden (benämnd RMarkberg nedan). Även de klassade områdena från blockdatabasen konverterades till raster med *Polygon to Raster* (benämns Block).

Eftersom  $l$  enligt [31] kan vara antingen bredden eller diagonala av en cell beroende av flödesriktningen, bestämdes  $l$  utifrån flödesriktningen. Med den tidigare framtagna höjdmodellen och funktionerna *Fill* och *Flow Direction*

bestämdes flödets riktning. Denna riktning är inte en vinkel utan ett värde [77], vilket illustreras i figur 5. *Reclassify* användes för att omklassa flödesriktning till l-värde enligt tabell 5. Detta lager kommer nedan att benämnas l.

32	64	128
16		1
8	4	2

Figur 5: Möjliga värden efter en beräkning av flödesriktningen, efter [77].

Tabell 5: Omklassningstabell för flödesriktningsvärden

Flödesriktning	l-värde
1	25
2	35
4	25
8	35
16	25
32	35
64	25
128	35

S-faktorn beräknades med funktionen *Slope*. Det framgår inte om [31] använde sig av grader eller procent, varför procent valdes. Denna fil kommer nedan att benämnas s.

Utifrån ovanstående delberäkningar kan ekvation 19 (sida 25) beräknas genom att först använda *Singel Output Map Algebra* med  $EXP(-1 * (l DIV (POW(s, 0.5) * (merge(Block, RMarkytaBerg^{17}))))))$ , för att därefter använda *Flow Accumulation*. Med detta följer två problem. En del områden erhöll värdet *NoData*. Den huvudsakliga anledningen var att lutningsvinkeln inom dessa områden var 0, division med 0 är inte definierat, varför resultatet blir *NoData*. Det andra problemet var relaterat till vattenytor och vattendrag. Som det redogjorts tidigare skulle dessa områden inte inkluderas i beräkningen. Av denna anledning användes funktionerna *Is Null*, *Extract by Mask* och *Reclassify* för att sortera ut alla områden relaterade till det första problemet samt *Singel Output Map Algebra* och *Merge* för att slå samman dessa båda typer av områden och använda dem som mask för att klippa ut områdena från höjdmodellen innan flödesackumuleringen beräknades med hjälp av *Flow Accumulation*. De områden som ej klippts ut från höjdmodellen användes som viktningsraster vid beräkningen av flödesackumuleringen, därmed motsvarar flödesackumuleringen summationen i ekvation 19.

Som en följd av utklippningen summerades endast områden från toppen av en sluttning och ned till närmaste vattendrag. Detta illustreras väl av figur 24, Appendix D. Slutligen användes *Singel Output Map Algebra* och funktionen *merge* för att lägga till vattenytor, vattendrag (i enlighet med [31]) samt de områden med en lutning lika med 0 (dessa områden sattes till 0).

<sup>17</sup>Dessa rasterfiler utgör a värden för åkermark respektive övrig markanvändning

#### 4.9.2 Beräkning av $S_y$

I avsnitt 4.9.1 beskrivs endast beräkning av transportkvoten  $D_R$ . Ett problem när den totala mängden sediment ska beräknas utifrån ekvation 18 är att den beräknade erosionen inte kan användas rakt av. Som det nämnts tidigare (se bl.a. avsnitt 3.3.7) bör depositionsområden inte inkluderas i denna typ av beräkning. För att sortera ut nettoerosionsområden användes samma tillvägagångssätt som i avsnitt 4.8, med undantagen att *Less Than* och värdet 0 användes som ett avslutande steg för denna delberäkning. Detta steg innebär att alla erosionsområden får värdet 1 medan depositionsområden, vattenytor samt berg i dagen får värdet 0. Detta lager multipliceras därefter med den beräknade erosionen, vilket medför att alla nettoerosionsområden får det beräknade erosionsvärdet medan övriga områden erhåller värdet 0.

Den totala mängden sediment kan därefter bestämmas med ekvation 18 (sida 25) och *Singel Output Map Algebra* för att multiplicera den tidigare bestämde transportkvoten med de ovan bestämda erosionsområdena. Denna rasterfil användes som viktningsraster i *Flow accumulation* för att därigenom summera alla celler i avrinningsområdet.

För att enkelt erhålla ett värde på den totala mängden sediment användes *Extract Values to Point*, för en punkt vid avrinningsområdets utlopp, samt *Spatial Join, add field* och *Calculate Field*. Erosionen i varje enskild cell är uttryckt i  $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$ , varför den totala summan delades på hela avrinningsområdets area uttryckt i ha. Koden för den modul som använts för beräkningen av  $S_y$ , d.v.s. hela detta avsnitt, återfinns i Appendix F.14.

#### 4.10 Rimlighetsanalys

För att kunna bedöma resultatens rimlighet jämfördes den totala mängden sediment mot mängden suspenderat material. Även den totala mängden lösta ämnen beräknades men någon direkt jämförelse gjordes inte eftersom författaren inte kunde hitta relevant data eller riktlinjer för hur mängden lösta ämnen förhåller sig till den totala mängden sediment. Både mängden suspenderat material och mängden lösta ämnen beräknades utifrån vattenkemidata provtaget år 2007 vid avrinningsområdets utlopp. Eftersom proverna togs i nära anslutning till SMHI:s mätstation finns förutom koncentrationen även transportberäkningar av ämnen att tillgå. Datamaterialet laddades ned från den databank som upprättats av Institutionen för vatten och miljö, SLU, då denna institution är datavärd för bl.a. den nationella miljöövervakningen av vattenkemi [78]. Denna rimlighetsbedömning har två syften. Kunna styrka den använda metoden och med förhoppningen att även kunna utvärdera parameterinställningen för R-faktorn, d.v.s. vilka månader ska ha parametervärden baserade på den linjära metoden respektive den icke-linjära metoden.

För att få ett mått på den totala mängden lösta ämnen summerades de transportberäkningar som utförts av institutionen för vatten och miljö, SLU, för relevanta<sup>18</sup> substanser. Mängden suspenderat material bestämdes utifrån den tumregel som anges av [79], d.v.s. att bakgrundsvärdet för tot-P är 0,1 % av mängden suspenderat material.

Utöver ovanstående validering gjordes även en jämförelse mot värden från

<sup>18</sup>De substanser som i förhållande till övriga haft en obetydlig beräknad mängd har strukits

liknande studier. Både för respektive faktorer, såväl som mot den beräknade potentiella erosionen.

#### 4.11 Identifiering av kritiska områden

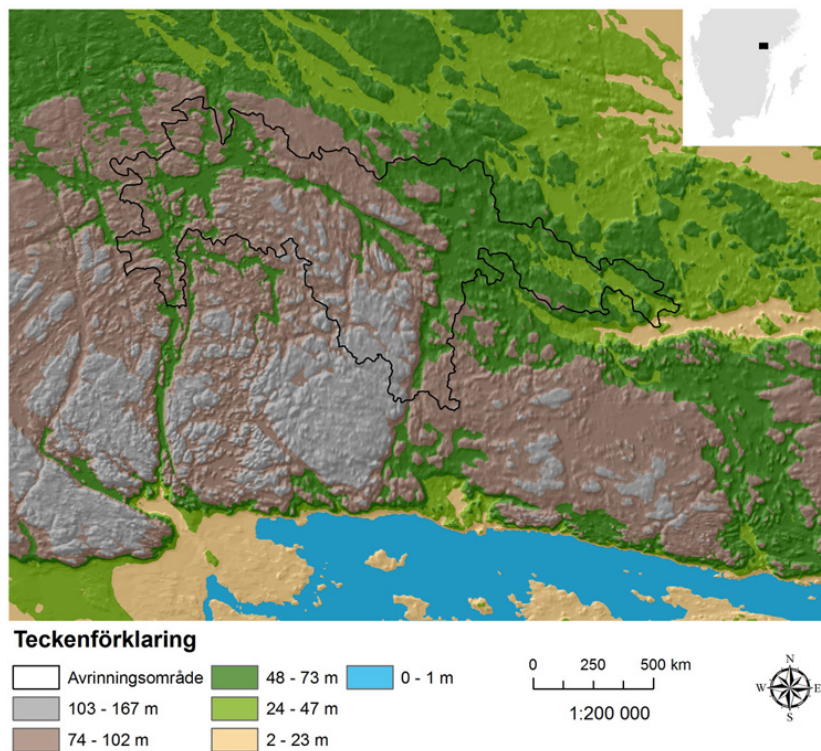
Eftersom markanvändning är något som förändras över tiden är det intressant att låta skog och åkermark anta sina extremvärden för att därigenom kunna identifiera kritiska områden och var lämpliga åtgärder bör utredas vidare.

För att kunna identifiera kritiska områden ändrades värdet på C-faktorn för all skogsmark och åkermark till sina extremvärden (av de för studien använda värden), 0,040 respektive 0,1 (se tabell 3). Det har tidigare observerats att åkermark som definierats enligt ytskikt för heltäckande markdata inte stämmer helt överens med de områden som återfinns i blockdatabasen. Detta spelar ingen roll då dessa områden sedan tidigare var satta till 0,1 (samma värde som *Annan öppen mark*). De beräkningar som utfördes var identiska med ovanstående metoder då endast de givna C-värdena ändrades, samt att R-faktorn är baserad på hela perioden (2000-2009). Dessutom överlagrades samtliga kartor med SNA:s jordartskarta där gränsen mellan flera jordarter symboliserades av linjer för att maximera läsbarheten.

## 5 Resultat

### 5.1 Höjdmodellen

För att förbättra den befintliga höjdmodellen jämfördes som nämnts tidigare flera olika interpoleringsmetoder. Till och börja med jämfördes flera olika RBF-metoder, av vilka Completely Regularized Spline hade det högsta och Inverse Multiquadric det lägsta RMSE-värdet. När den mest lämpliga RBF-metoden (Inverse Multiquadric) valts ut optimerades dess parametrar (en ellips utan sektorer med huvud- och sekundäraxeln på 12521,6 m respektive 10921,6 m och med en vinkel på  $15^\circ$ . Sökradien inkluderade 20 punkter, men minst 10), varefter den jämfördes mot de övriga två interpolationsmetoderna; Natural Neighbor och TIN-metoden med ekvation 1 (sida 16). Det kunde konstateras att Inverse Multiquadric hade det högsta RMSE-värde, 2,06 medan TIN-metoden hade det lägsta 0,43 (tabell 8, Appendix A). Den slutgiltiga höjdmodellen återges i figur 6. Höjdvärdena varierar mellan 0 – 167 m över hela höjdmodellen för att inom avrinningsområdet variera mellan 13 – 135 m.



Figur 6: Den interpolerade höjdmodellen med en cellstorlek av  $25 \cdot 25$  m. Avrinningsområdet är markerat i figuren för att tydliggöra hur höjden varierar inom den samma. ©Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055.

#### 5.1.1 Förbättring utifrån vattendrag, vattenytor och sankmark

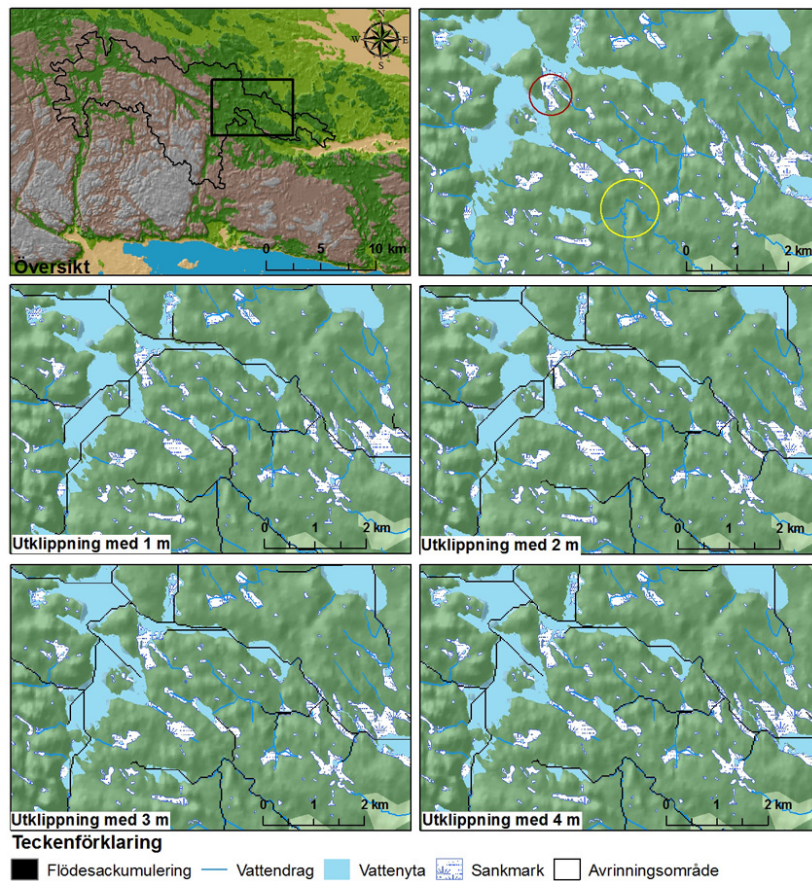
Ovanstående höjdmodell förbättrades genom att alla vattendrag, vattenytor och sankmarksområden klipptes ut. För att utreda valet av djup beräknades fyra flödesackumuleringar, vilka återfinns i figur 7. De intressanta områden att studera närmare återfinns inom den röda och gula cirkeln. Det bör anmärkas



att all flödesackumulering mindre än 1500 enheter är bortklippt ur figur 7 för ökad läsbarhet.

Den röda cirkeln markerar ett område innehållande en del av en sjö och ett sankmarksområde. Mellan dessa båda återfinns bevuxen mark utan vattendrag. Utifrån flödesberäkningar med ett utklippningsdjup av 1 respektive 2 m beräknas vattnet flöda mellan dessa båda vattenytor, medan vid en utklippning med 3 respektive 4 m beräknas flödet istället följa sjön. Området kring den gula cirkeln ska illustrera hur väl de beräknade flödena följer GSD-terrängkartans vattendrag. Vid ett ökat utklippningsdjup minskar avvikelsen mellan de beräknade flödena och vattendragen.

Den maximala flödesackumuleringen är relativt konstant när det inte har gjorts någon utklippning av vattendrag och vattenytor samt när utklippningsdjupet varit 1 respektive 2 m. Däremot sker det en ökning av den maximala flödesackumuleringen mellan ett utklippningsdjup på 2 respektive 3 m och bara en svag ökning mellan ett utklippningsdjup på 3 m respektive 4 m. Dessa värden återfinns i tabell 9, Appendix A.



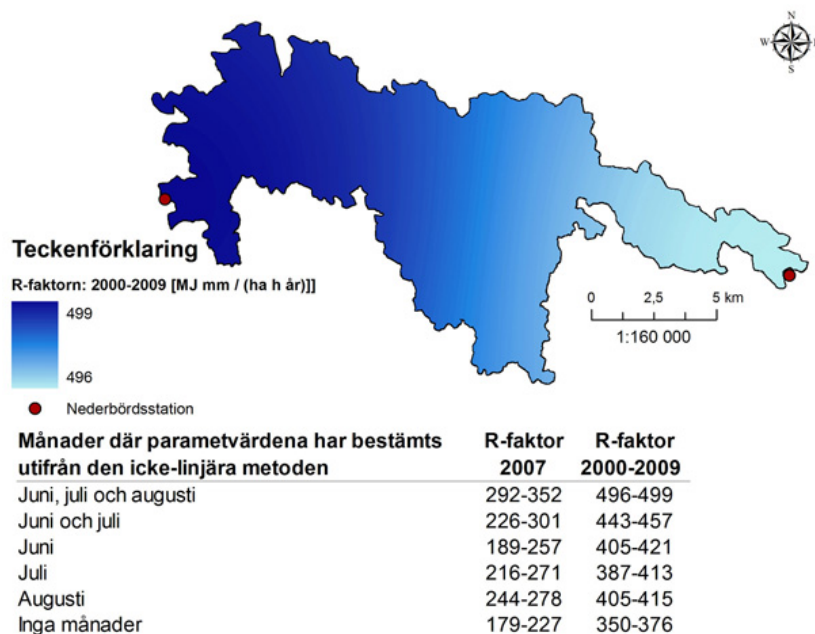
Figur 7: Illustrerar effekten av att samtliga vattendrag, vattenytor och sankmarksområden har klippts ut ur den förbättrade höjdmodellen. Figurerna redovisar den beräknade flödesackumuleringen. Texten under respektive figur anger utklippningsdjup. De två cirkelarna (röd och gul) representerar områden som är extra intressanta vid en jämförelse mellan de olika utklippningsdjupen. © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055.

Det kunde konstateras att det inte fanns några vattendrag av GSD-terrängkartans klasser *Vattendrag under mark* respektive *Vattentub och vattenränna* inom avrinningsområdet. Detta framgår av figur 21 (Appendix A), vilket även bekräftades av den utklippning som omnämns i metodavsnittet 4.1.4.

## 5.2 R-faktorn

För år 2000 - 2009 var årsnederbörden 659 mm, medan den för år 2007 var 647 mm. Skillnaden mellan stationerna var större för det enskilda året (671 mm för station 8647 och 623 mm för station 8645) än för hela perioden (670 mm för station 8647 respektive 647 mm för station 8645).

R-faktorn beräknades både för tidsperioden 2000 - 2009 och för år 2007. För hela perioden varierar värdena mellan 350 – 499 och 179 – 352 MJ · mm/(ha · h · år) för år 2007. Värdena varierar beroende på vilka månader av juni, juli och augusti där parametervärdena är bestämda med den icke linjära metoden. Om icke-linjärt bestämda parametervärden endast används för juli månad varierar R-faktorn mellan 387 – 413 MJ · mm/(ha · h · år), medan motsvarande värden för endast augusti är 405 – 421 MJ · mm/(ha · h · år), avseende hela perioden. Samtliga värden redovisas i figur 8. Ytan i denna figur, vars värden varierar mellan 496 – 499 MJ · mm/(ha · h · år), representerar R-värden för hela perioden med parametervärden för juni, juli och augusti baserade på den icke-linjära metoden. Om samtliga dagar med en nederbördsmängden mindre än 13 mm exkluderades från beräkningarna varierade R-värdet mellan 184 – 185 MJ · mm/(ha · h · år).

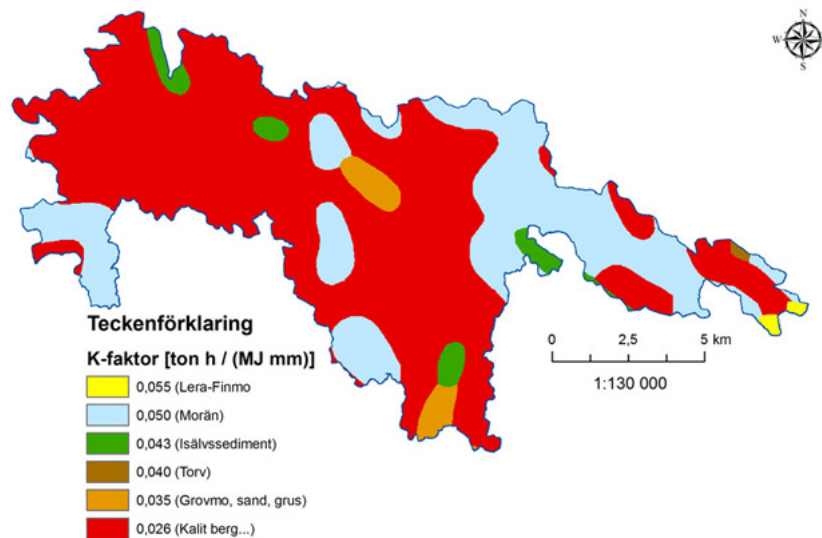


Figur 8: Beräknade R-faktorvärden för år 2000-2009 och år 2007. Ytan redovisar R-värdet för hela perioden då parametrarna för juni, juli och augusti bygger på den icke-linjära metoden. Tabellerna redovisar samtliga kombinationer där R-värdet för en eller flera av månaderna juni, juli och augusti beräknats utifrån parametrar som baserats på den icke-linjära metoden. Beräkningarna baseras på data från SMHI.

Få svenska värden finns för R-faktorn, däremot har [39] beräknat R-faktorn för 17 tyska väderstationer i Bayern (vars klimat har approximerats med klimatet för München, figur 22 i Appendix B), dessa låg i intervallet 429 till 1516 MJ · mm/(ha · h · år). R-faktorn för München var 818 MJ · mm/(ha · h · år).

### 5.3 K-faktorn

Värdena för K-faktorn framgår av figur 9. Det dominerande värdet är 0,026 Mg · h/(MJ · mm), vilket motsvarar jordarten *Kalt berg, tunt eller ej sammanhängande jordtücke på berg*. Därefter följer 0,050 Mg · h/(MJ · mm) som motsvarar jordarten *Morän*. Det högsta värdet är 0,055 (Lera-Finmo) Mg · h/(MJ · mm), som återfinns vid avrinningsområdets utlopp



Figur 9: Karta över värden för K-faktorn. Beräkningarna baseras på Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord.

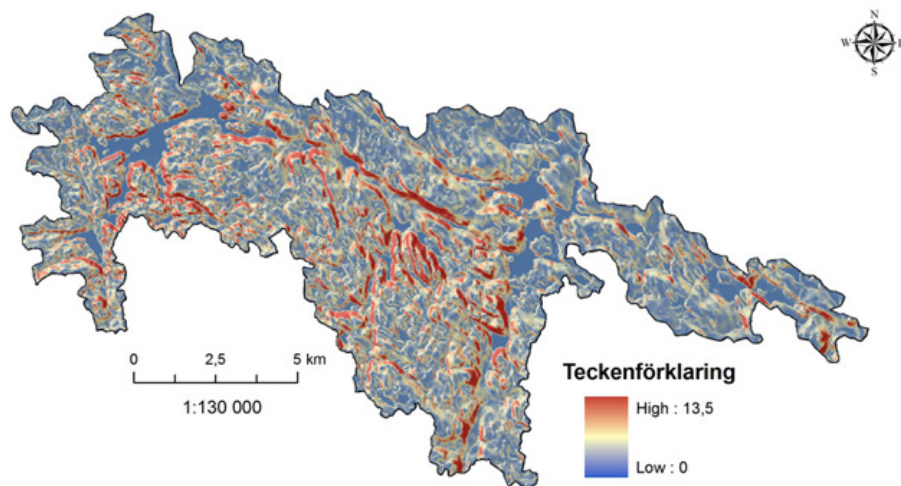
### 5.4 LS-faktorn

Kriteriet för att i ekvation 13 (sida 21) använda värdet 0,6 för  $m$  och 1,3 för  $n$  är att ingen sluttning med en vinkel av 14 grader eller mer får vara längre än 100 m. I fyra områden uppfylldes inte detta kriterium och den längsta sluttningen inom vart och ett av dessa områden varierade mellan 125 till 175 m. Inget område var större än 5 ha, se tabell 6.

Tabell 6: Sammanfattning över de områden som överskred kravet som ställs i fall  $m = 0,6$  och  $n = 1,3$  i ekvation 13

Längsta sluttning [m]	Områdets area [ha]
125	2,3
125	4,4
150	4,6
175	3,0

Den beräknade LS-faktorn återfinns i figur 10. Värdena varierar mellan 0 och 13,5. Det är en god överensstämmelse mellan terrängens form och LS-faktorn.



Figur 10: LS-faktorn. Beräkningarna bygger på material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055.

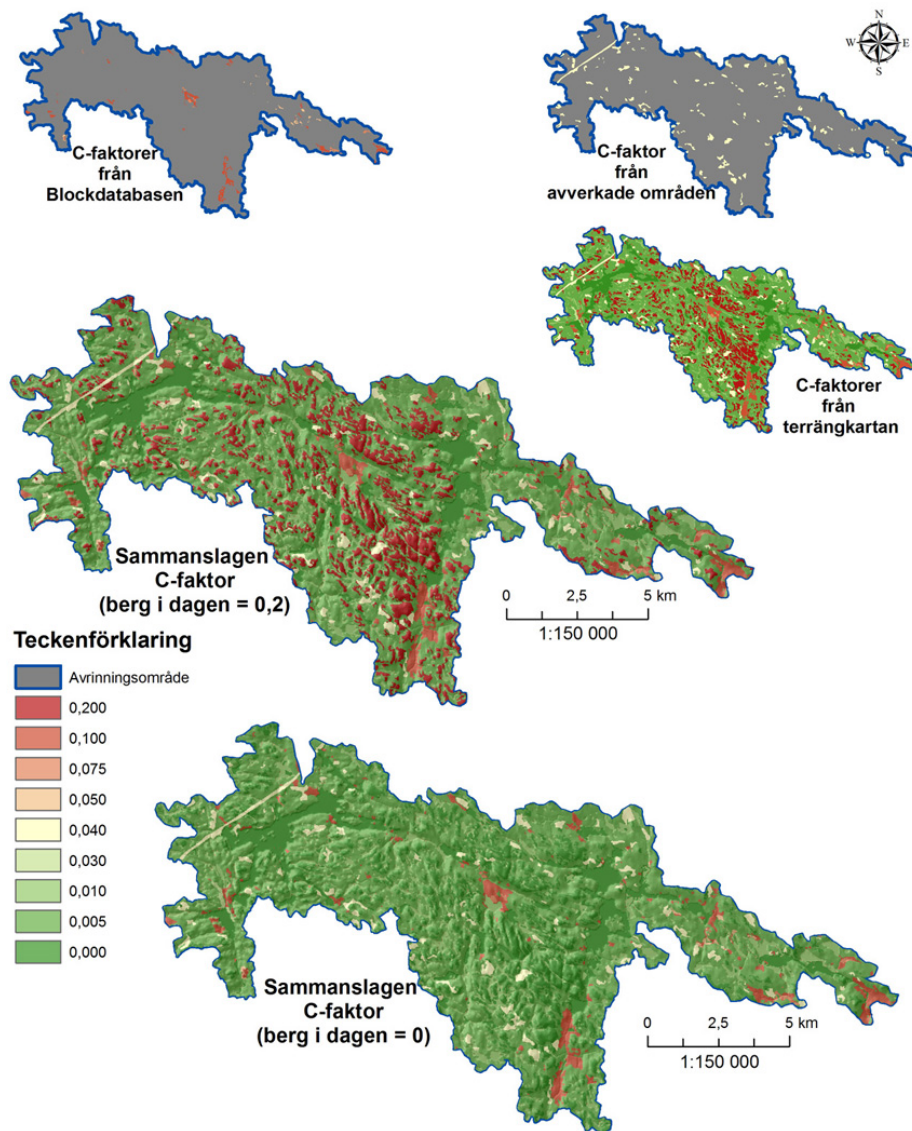
## 5.5 C-faktorn

C-faktorn bestämdes utifrån de värden som återfinns i tabell 3, lämpliga ytskikt från terrängkartan, Blockdatabasen samt Knn-Sverige [60]. Resultaten återges i figur 11. De tre mindre figurerna illustrerar bidragen från åkermark, avverkad skogsmark samt övrig markanvändning, vilka tillsammans utgör den summerade C-faktorn, illustrerad av de två större kartorna. Dessa båda visar effekten av att sätta berg i dagen = 0, 2 eller = 0. C-faktorn varierar från 0 till 0,1 (0,2). De dominerande värdena är 0, 0,005 och 0,2, vilket motsvarar vattenytor, skog (barr såväl som lövskog) och berg i dagen (beroende på karta). Det näst högsta värdet 0,1, relaterar till betesmark, slätter samt annan öppen yta och återfinns centralt och i den södra delen av avrinningsområdet samt vid utloppet. Alla gulmarkerade områden är relaterade till avverkade områden, värde 0,040, och återfinns inom barr- och blandskogsytor. Inga avverkade områden fanns inom lövskogsytor och den lägsta åldern på dessa bestånd var 9 år. Det gula bandet i nordväst är en kraftledningsgata och är definierat som ett avverkat område.

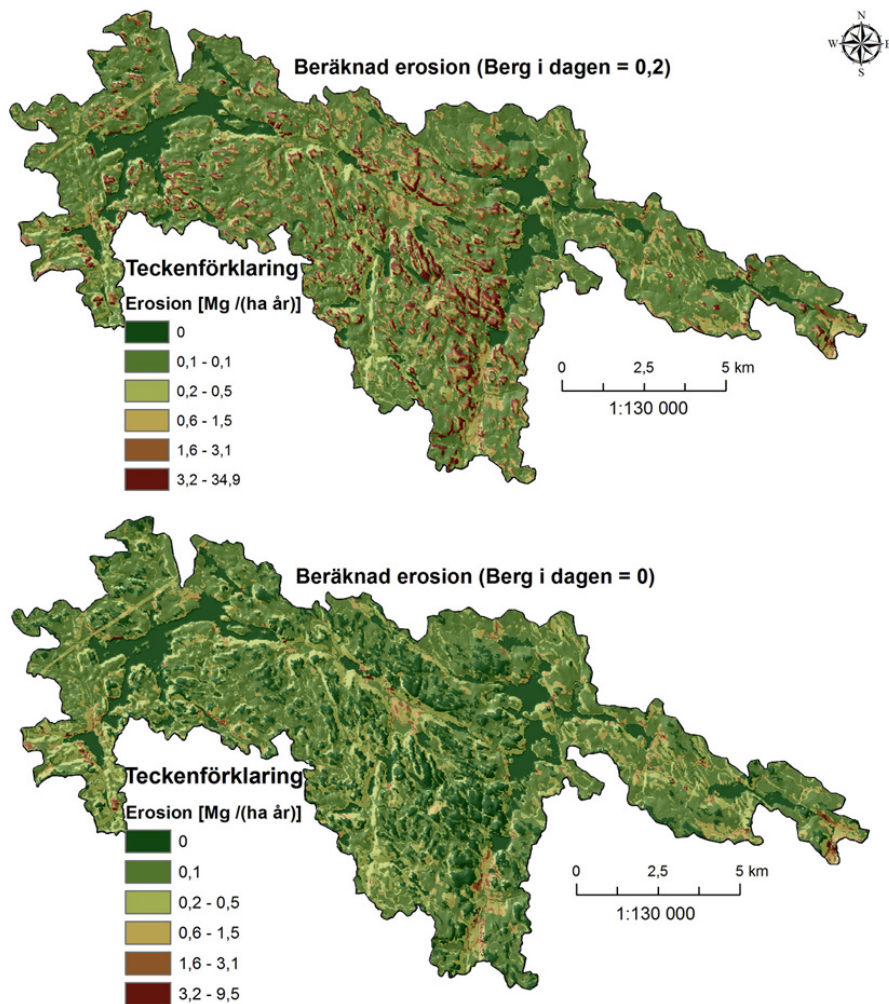
## 5.6 Beräknad potentiell erosion

Detta avsnitt, liksom motsvarande del av diskussionen kommer först att redovisa värden beräknade enligt en metod som har reviderats under arbetets gång. Den korrekta metoden samt dess resultat kommer att redovisas i slutet av detta avsnitt. Anledningen till att de första resultaten redovisas är att kunna tydliggöra på vilket sätt den senare metoden är mer korrekt.

Under arbetets gång började det ifrågasättas om värdet för C-faktorn på berg i dagen verkligen borde vara 0,2 och inte 0, producerades två olika ytor för att tydliggöra effekten av denna förändring (figur 12). Denna förändring resulterade i att den högsta potentiella erosionen reduceras från 35 till 10 Mg/(ha år). Andelen områden med hög erosion minskade betydligt och i motsvarande grad ökade områden med ingen erosion. Dessa värden avser år 2007.

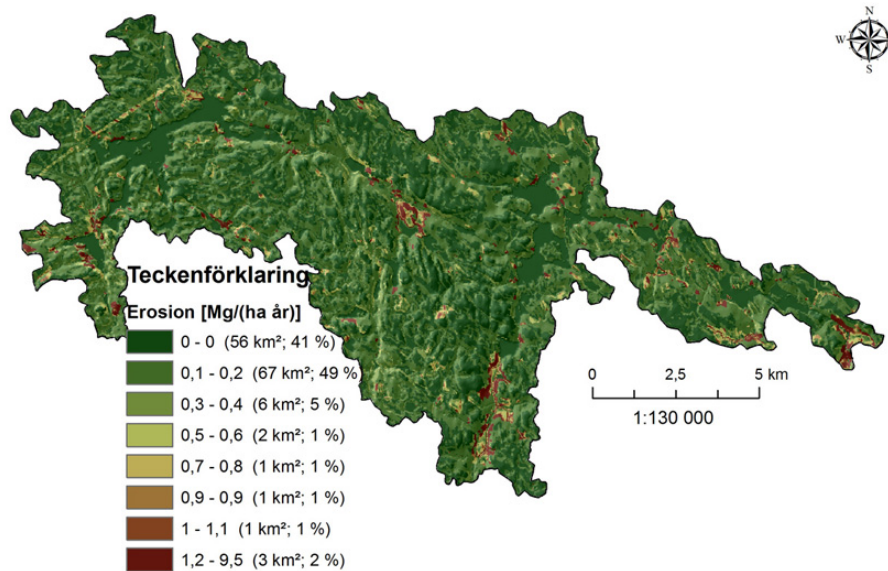


Figur 11: Karta över C-faktorer, dels som sammanslagen och dels från respektive ursprungskälla, terrängkartan, blockdatabasen och avverkade områden som är framtagna utifrån Knn-Sverige [60]. De två större kartorna över den sammanslagna C-faktorn illustrerar tydligt den stora andelen av berg i dagen och effekten av att ange det till 0,2 eller 0. Beräkningarna bygger på material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055.



Figur 12: Beräknad potentiell erosion för år 2007, baseras på en multiplikation av de tidigare beräknade faktorerna (C, K, R, LS och P (= 1)). Figuren illustrerar effekten av om berg i dagen är satt till 0,2 eller 0. Beräkningen bygger på material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord.

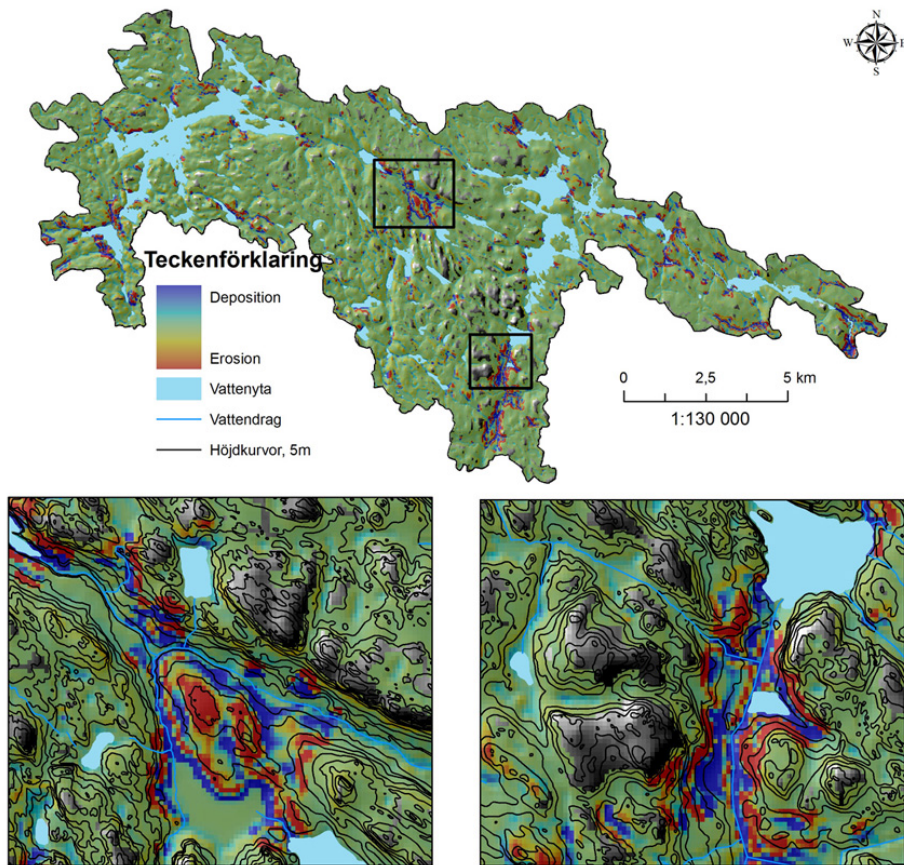
Eftersom intervallet för de bägge kartorna i figur 12 baseras på berg i dagen = 0,2, konstruerades ytterligare en karta där intervallet (1/2 standardavvikelse) baserades på resultaten med berg i dagen = 0 för år 2007 (figur 13). En låg erosion (0 - 0,2 Mg / (ha år)) återfanns inom 90 % av avrinningsområdet, medan en hög erosion (> 1,2 Mg / (ha år)) endast utgjorde 2 %.



Figur 13: Beräknad potentiell erosion för år 2007 med berg i dagen satt till 0. Beräkningen baseras på en multiplikation av de tidigare beräknade faktorerna (C, K, R, LS och P (= 1)), vilka är framtagna utifrån material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord.

Det är inte enbart den potentiella erosionen som är central utan att även veta var det sker erosion respektive deposition. Som det framgår av figur 14 återfinns områden med de högsta erosion- och depositions-hastigheterna inom samma områden som den högsta potentiella erosionen beräknades. De två inzoomade kartorna illustrerar att beräknade erosion- och depositionsområden återfinns inom områdena där de är förväntade.

Som det konstaterats tidigare (se avsnitt 4.8) är ovanstående metod för att beräkna den potentiella erosionen inte helt korrekt, eftersom ekvation 2 (sida 17) endast bör användas på områden med en nettoerosion [18]. För att undersöka hur väl den beräknade potentiella erosionen stämde överens med den rumsliga fördelningen av erosion- och depositionsområden lades resultaten från figur 13 och 14 för två mindre områden sida vid sida (se figur 15). De tre röda cirklarna i denna figur anger intressanta områden. Inom samtliga dessa områden har en hög eller relativt hög potentiell erosion beräknats, samtidigt som det också, utifrån beräkningar, har konstaterats att det borde ske en deposition.

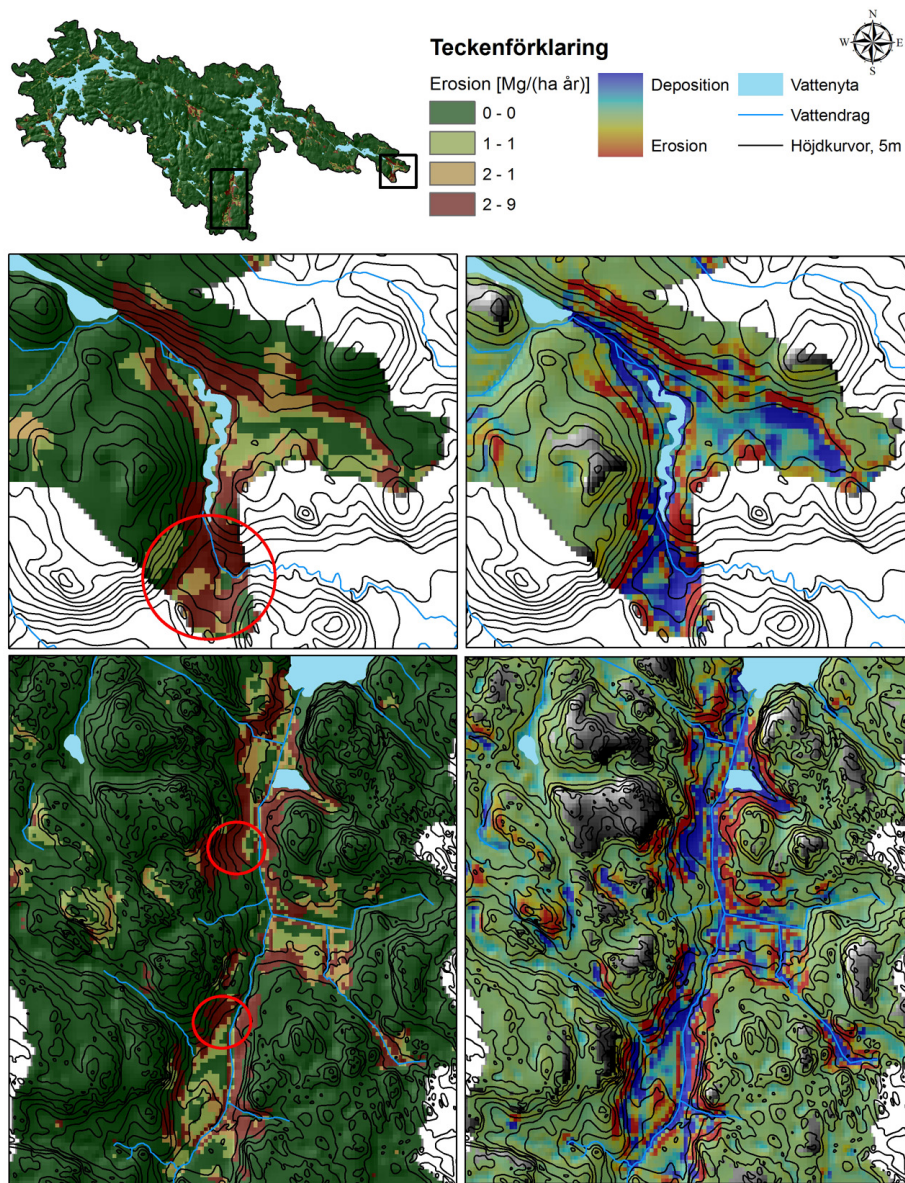


Figur 14: Beräknade erosion- och depositionsområden för år 2007. Dels över hela avrinningsområdet samt över två inzoomade områden för att tydligare åskådliggöra det beräknade resultatet. Områden med gråskala symboliserar berg i dagen, en underlagrad relief blir synlig eftersom områden = 0 har exkluderats. Beräkningarna bygger på material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055 och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord.

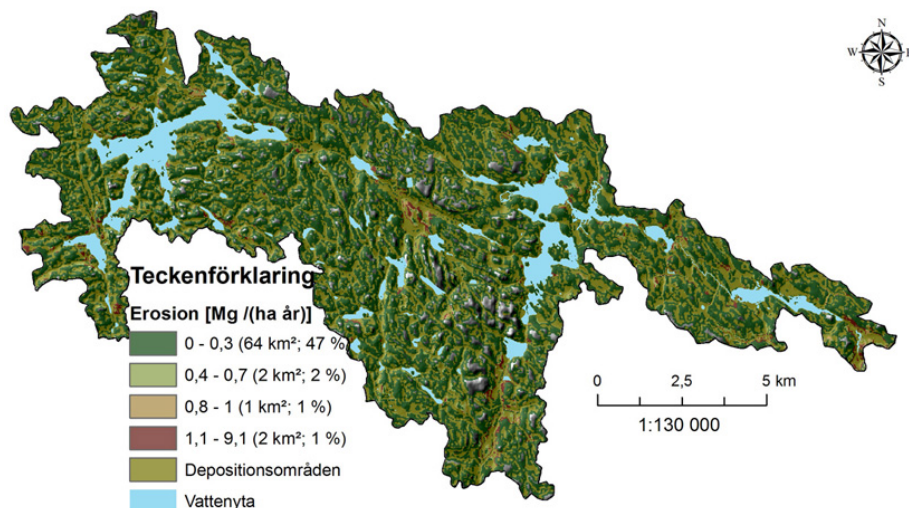
Värden för den potentiella erosionen som endast beräknats över områden där det sker en nettoerosion återfinns i figur 16. Om denna figur jämförs med figur 13, visar det sig att det högsta värdet på erosionen har minskat från 3 km<sup>2</sup> till 2 km<sup>2</sup>.

Motsvarande beräkningar har även utförts för hela perioden (2000-2009) (Appendix C, figur 23). Intervallet för dessa båda figurer är baserat på 1/2 standardavvikelse för år 2007. Eftersom alla angivna värden (ytan och procent) är avrundade till närmaste heltal är den enda säkra och tydliga skillnaden mellan 2007 och hela perioden att den högsta beräknade erosionen har ökat från 9,1 till 13,2 Mg/(ha år). Övriga skillnader ligger på  $\pm 1$  enhet. Områden med hög potentiell erosion återfinns främst vid avrinningsområdets utlopp, dalområden i de centrala och södra delarna samt i den sydvästra delen av avrinningsområdet.





Figur 15: Illustrerar hur pass väl den beräknade potentiella erosionen (de två ytorna till vänster) stämmer överens med beräknade områden för erosion och deposition (de två ytorna till höger) för två mindre områden inom avrinningsområdet. De tre rödmarkerade ringarna anger intressanta områden för jämförelse mellan dessa båda beräkningar. Ursprungsdata för dessa resultat har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord.



Figur 16: Den potentiella erosionen beräknad över områden där det sker en nettoerosion för år 2007. Procentvärdena är baserade på hela avrinningsområdet. Områden med gråskala är huvudsakligen berg i dagen (områden med en erosions/depositions hastighet = 0). Den data som legat till grund för dessa beräkningar har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord.

## 5.7 Rimlighetsanalys

För att kunna bedöma rimligheten av gjorda beräkningar jämfördes den totala mängden sediment mot mängden suspenderat material. Även den totala mängden lösta ämnen beräknades, dock utan någon direkt jämförelse. Tabell 10, Appendix E redovisar en lista över relevanta<sup>19</sup> substanser och deras mängd i Mg för år 2007. Summan av dessa per ytenhet uppgår till 9 Mg/km<sup>2</sup>. Mängden suspenderat material beräknades till 5 Mg/km<sup>2</sup>. Den utifrån modellen beräknade totala mängden sediment uppgick till 69 Mg/km<sup>2</sup> för år 2007, således utgör mängden suspenderat material 7 % av den totala mängden sediment.

## 5.8 Identifiering av kritiska områden

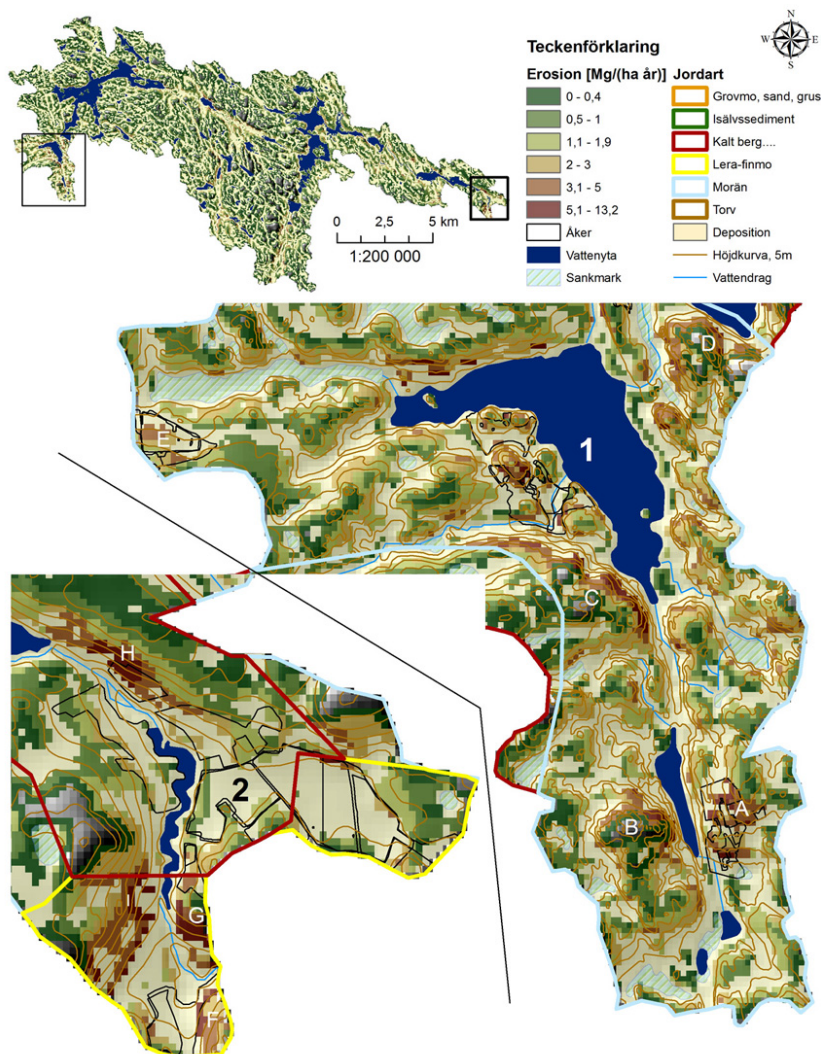
Markanvändningen är något som förändras över tiden och därför ansågs det motiverat att inte enbart analysera var en hög potentiell erosion återfanns utifrån 2007 års data, utan också var det potentiellt kan tänkas uppkomma sådana områden om markanvändningen blir maximalt ogynnsam (i detta fall att all skog avverkas och att åkermarken erhåller (bland de ingående värdena) högsta möjliga värde). Analysen baserades på nederbördsdata för hela perioden (2000-2009).

För att göra identifikationen över kritiska områden och dess utvärdering lättare har flera uppförstoringar över valda delar av avrinningsområdet gjorts, vilka betecknas 1 till 4. Inom dessa har intressanta delområden betecknats med bokstäver, A, B, osv. Det bör för läsaren poängteras att samtliga nedanstående figurer överlagrar en relief för att förstärka effekten av toppar och dalar. För att reliefen skulle framträda sattes kartornas transparens till 30 %, men eftersom reliefen är symboliserad av en gråskala leder detta till att en del områden får

<sup>19</sup>Substanser som i förhållande till övriga haft en obetydlig beräknad mängd har strukits.

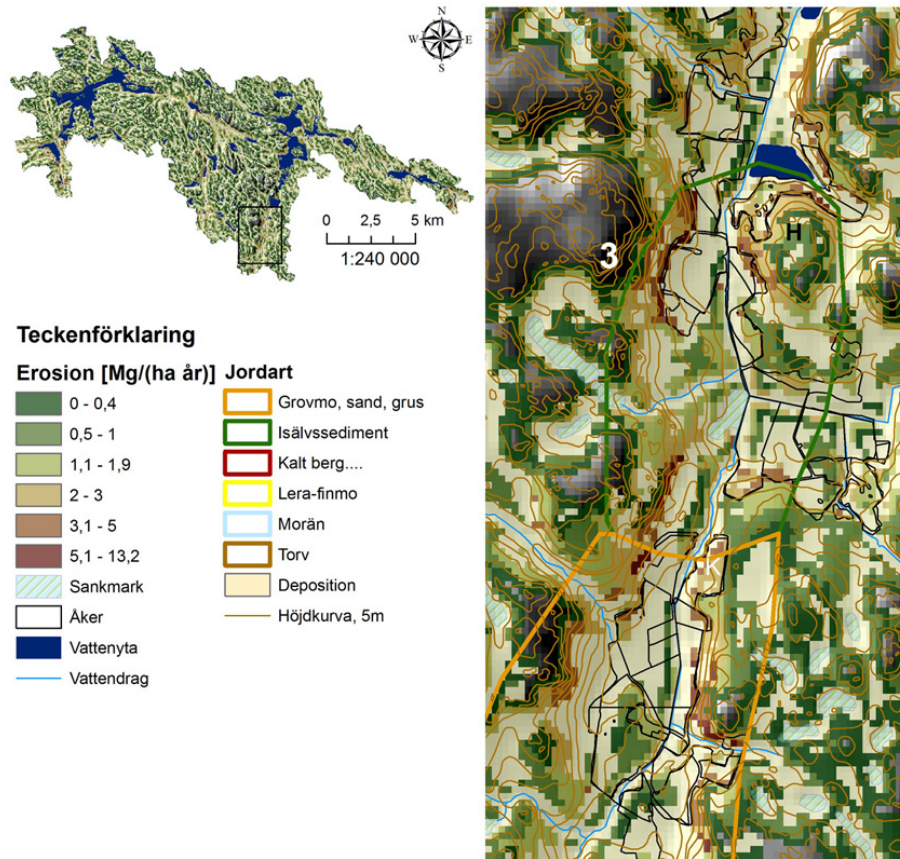
en svagare färgnyans. Ett tydligt exempel är figur 17 och delområdena F och G. Cellerna kring F är betydligt ljussvagare än motsvarande kring G, men de mörkare cellerna i delområde F är i samma kategori (den högsta) som områdena kring G.

I områden 1 (figur 17) finns flera intressanta delområden, markerade med A till E. A och E är åkermark övriga är skogsmark. Gemensamt för samtliga delområden är att de har en hög potentiell erosion, ett kort avstånd till närmaste vattendrag eller sjö och ligger på moränmark. Närheten till ett vattendrag eller sjö gäller även för de utvalda delområdena i område 2. Delområde F och I är skog, medan område G och H är åkermark respektive annan öppen mark. Jordartsklassen kring G är *Kalt berg, tunt eller ej sammanhängande jordtäckte på berg* medan den är *Lera-finmo* för övriga tre.



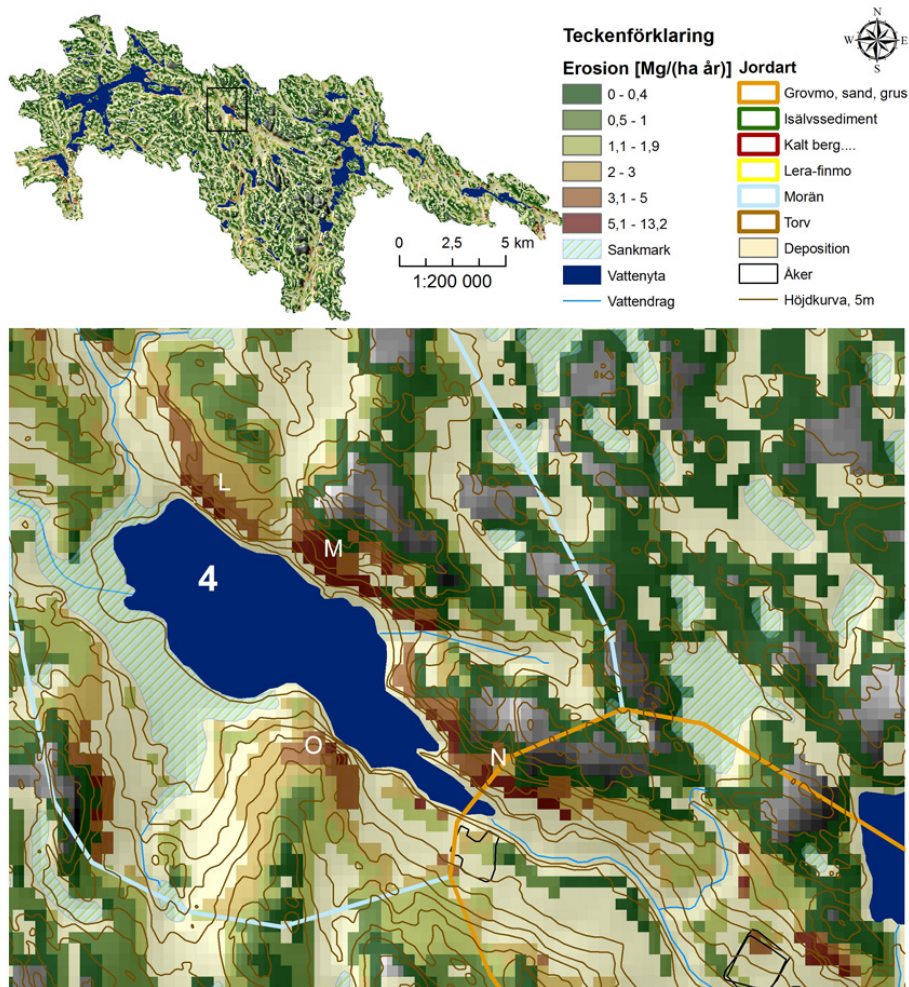
Figur 17: Områden där det kan vara aktuellt med lämpliga åtgärder för att minska erosionen. Ursprungsdata har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord.

Inom område 3 (figur 18) återfinns ett av få jordbruksområden inom avrinningsområdet. Större delen av åkermarken är definierad som depositionsområde. Utöver denna iakttagelse återfinns två intressanta delområden: J och K. J är huvudsakligen åkermark och omfattar kullens sluttningar som leder ned till vattendraget. K är också huvudsakligen åkermark och omfattar den kontinuerliga sträckningen av höga värden för den beräknade potentiella erosionen som sträcker sig söder ut. Jordartsklassen kring H är *Isälvs sediment*, medan den är *Grovmo, sand, grus* omkring K.



Figur 18: Områden där det kan vara aktuellt med lämpliga åtgärder för att minska erosionen. Ursprungsdata har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord.

Samtliga intressanta delområden inom område 4: L, M, N och O är skogsområden (figur 19). Dessa fyra förknippas av stora (inom detta avrinningsområde) sammanhängande områden med höga erosionsvärden och där avståndet till närmaste vattenytan är väldigt kort. Samtliga dessa områden ligger på moränmark, med undantaget för delområde N som utgör en gränsszon mellan *Morän* och *Grovmo, sand och grus*.



Figur 19: Områden där det kan vara aktuellt med lämpliga åtgärder för att minska erosionen. Ursprungsdata har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord.

## 6 Diskussion

### 6.1 Val av erosionsmodell

Den metoden som tagits fram i den här studien inkluderar två olika modeller: USLE och USPED. USPED användes för att identifiera erosion- och depositionsområden eftersom USLE endast bör appliceras på nettoerosionsområden.

Fördelen med att använda en modell som baseras på USLE:s grundkoncept är att endast en begränsad mängd indata krävs, som dessutom finns tillgänglig via SGU, SMHI, Lantmäteriet m.fl. Dessutom är modellen inte alltför komplicerad, vilket var en förutsättning då projektet hade en tydlig och klar tidsbegränsning. Anledningen till att USLE valdes framför en fysikalisk modell eller en hybrid, så som RUSLE2, är just enkelheten och att värden kan erhållas med en begränsad mängd indata utan att antaganden eller approximationer måste göras.

Modellen anpassades till de lokala förhållanden genom C, K och R-faktorn. För R-faktorn användes parametervärden från en finsk studie eftersom klimatet stämde väl överens och den indata som förutsätts kan erhållas från SMHI. För klassningen av C- och K-faktorn användes samma klassning som i en motsvarande svensk studie, dock med några få modifieringar. Dessutom ersattes den ursprungliga LS-faktorn i USLE med LS-faktorn i USPED (ekvation 13, sida 21) för att anpassa USLE till en mer komplex terräng.

För att kunna beräkna den totala mängden sediment, vilket inte är möjligt med USPED eller någon annan USLE-variant, användes en ekvation för att erhålla en transportkvot för avrinningsområdets samtliga celler. Syftet med denna beräkning var att kunna validera modellen, denna valideringsmetod gick dock inte att använda, se avsnitt 6.10.1.

### 6.2 Höjdmodellen

En bra höjdmodell är en av hörnstenarna för den här typen av erosionsberäkningar. Den befintliga höjdmodellen som baserades på GSD-höjddata har en upplösning med en cellbredd på 50 m [19]. Detta är, för modellens intention, en för låg upplösning enligt de gränser och intervall som anges av [17] och [18]. Därför behöver den befintliga höjdmodellen förbättras eller ersättas och det finns flera olika alternativ, vilka nämndes i avsnitt 3.2. Både laserskanning och satellitbilder ströks av kostnadsskäl. Att generera en höjdmodell utifrån höjdsatta höjdkurvor var inte möjligt eftersom de nationella höjdkurvorna med 5 m ekvidistans (vilket är de bästa höjdkurvorna som går att få på nationell nivå) inte är höjdsatta. Därför återstod endast alternativet att interpolera GSD-höjddata med lämplig metod. Generellt skulle de övriga metoderna generera en mer högupplöst höjdmodell och därmed ett mer tillförlitligt resultat (se avsnitt 6.12).

Efter jämförelse mellan de olika RBF-metoderna valdes Inverse Multiquadric, då denna metod hade det lägsta RMSE-värdet. Inverse Multiquadric, jämfördes därefter mot Natural Neighbor och TIN-metoden. Utifrån ekvation 1 (sida 16) kunde det konstateras att den bästa metoden för att förbättra upplösningen på höjdmodellen var att använda sig av TIN-metoden, eftersom den hade det lägsta värdet.

Förutom att hitta en optimal metod bör även en optimal cellstorlek bestämmas. Ett möjligt tillvägagångssätt hade varit att beräkna RMSE-värden för ett par olika upplösningar. Cellstorleken skulle då kunna bestämmas utifrån samma resonemang som förs i [18]. Problemet med detta är att referensdata skulle ha

en sämre upplösning ( $50 \cdot 50$  m) än de interpolerade höjdmodellerna den skulle jämföras emot. Därför ansågs inte detta meningsfullt. Det optimala hade varit att jämföra mot i fält noggrant uppmätta höjdvärden. Tyvärr rymdes inte detta inom ramen för projektet, då det huvudsakliga syftet inte är optimering av höjdmodeller. Därför valdes samma upplösning ( $25 \cdot 25$  m) som användes av [43], eftersom denna studie använde samma ursprungsdata, samma interpolationsmetod och terrängen var likvärdig. Detta får anses var en relativt väl vald upplösning. Visserligen ligger den något över det intervall som [18] anger ( $2\text{--}20$  m), men baserat på den data som finns tillgänglig är detta troligen det bästa resultat som går att uppnå.

### 6.2.1 Förbättring utifrån vattendrag, vattenytor och sankmark

Som det nämnts tidigare, menar [43] att vattendrag och vattenytor bör klippas bort från höjdmodellen för att få en mer korrekt flödesackumuleringsberäkning. De konstaterar också att dräneringsrör under mark kan påverka flödesackumuleringen. Det är högst troligt att dräneringsrör förekommer på en del av åkermarken inom området, främst kring avrinningsområdets utlopp. Dock kommer effekten av dräneringsrör inte att tas med i detta projekt, det skulle inte vara tidsmässigt möjligt. Att de har en påverkan är helt klart, dels genom att öka infiltrationen eftersom eventuellt ytvatten och grundvatten leds bort och dels genom att ämnen snabbare transporteras utan möjlig reaktioner med omgivande jord. Däremot kunde det konstateras att inga av de vattendrag som klassas enligt *Vattentub och vattenränna* och *Vattendrag under mark* i GSD-terrängkartan finns inom avrinningsområdet. Detta innebär att samtliga vattendrag inom avrinningsområdet är öppna vattendrag som utan ökad problematik kan klippas ut ur höjdmodellen.

Utifrån figur 7 och tabell 9 i Appendix A drogs slutsatsen att bästa valet av utklippningsdjup är 3 meter. Det ger en betydligt mer realistisk flödesväg än 2 meter och mindre utklippningsdjup och resulterar i en mindre total flödesackumulering än 4 meter. Ett allt för stort djup skulle troligen generera en allt för hög och orealistisk flödesackumulering.

Att samtliga vattendrag och vattenytor (sjöar och sankmark) sattes till samma djup kan kanske anses orealistiskt, men har sin poäng. Detta skulle kunna likställas med antagandet om att vatten som rinner från bäcken till sjön huvudsakligen inte blandas med vatten på större djup i sjön. Dessutom om sjöarna skulle sättas till ett större djup än vattendragen skulle det med stor sannolikhet uppkomma en situation där utflödet från sjön blev ett tillflöde, varför sjöarna skulle tolkas som sänkor. Att sätta även sankmark på samma djup utan att flödesackumuleringen påverkas kan ifrågasättas. Detta har dock valts av praktiskt skäl, då det lätt kan bli en väldigt komplicerad modell där antaganden måste göras som inte direkt kan valideras. Av figur 7 verkar det dock som att detta inte har någon större inverkan.

## 6.3 R-faktorn

Som nämnades i avsnitt 3.3.3 finns det flera alternativa ekvationer för att beräkna ( $EI_{30}$ ), men samtliga behöver kalibreras och detta har gjorts för flera europeiska länder. Av dessa valdes kalibreringen av [40] eftersom den stämde bäst överens med klimatet i det aktuella avrinningsområdet.

Denna kalibrering gjordes med en linjär och en icke-linjära metod. Eftersom den icke-linjära metoden anpassade bättre till högre värden, d.v.s. värden som

är relaterade till konvektiv nederbörd antogs det att parametervärdena för en eller flera av sommarmånaderna (juni - augusti) borde vara baserad på den icke-linjära metoden istället för den linjära. Den mest logiska kombinationen utifrån de redovisade R-värdena (tabellen i figur 8) vore att använda den icke-linjära metoden för samtliga tre månader. Detta eftersom om den linjära metoden används för en eller flera av månaderna minskar R-värdet. Detta tolkas som att effekten av den konvektiva nederbörden inkluderas fullt ut.

Eftersom både [40] och [39] observerat en låg erosivitet under april och november, respektive november till mars, beräknades R endast under de månader (maj - oktober) som hade parametervärden. Under november till mars antogs bidraget till den årliga erosiviteten, till följd av nederbörd, vara försumbar med utgångspunkt från de observationer som gjorts i nämnda studier. Med detta antagande förloras en viktig aspekt, nämligen effekten av snösmältningen. Detta diskuteras mer ingående i avsnitt 6.12.

När  $EI_{30}$  härleddes exkluderades de nederbördstillfällen där det föll mindre än 13 mm under sammanlagt 6 timmar, med undantag om det föll 6 mm under 15 minuter. Detta är inte möjligt att applicera på aktuell nederbördsdata eftersom skillnaden i tidsupplösning är så pass stor. Det skulle dock vara möjligt att använda en liknande regel, dock anpassad till svenska nederbördsförhållanden, eftersom de flesta av SMHI:s automatstationer lagrar timvärden och att denna data finns från 1996 [80]. Om det ovan nämnda undantaget med 13 mm används på befintlig data erhålls ett väldigt lågt R-värde, 185 MJ · mm/(ha · h · år), vilket verkar vara i underkant i förhållande till jämförbara siffror, se avsnitt 5.2 och 6.10.2.

En nackdel med att beräkna R-värdet enligt den använda metoden är att det inte ges någon möjlighet att höjdkorrigera nederbördsdata enligt exempelvis 10 % / 100 m. Det optimala vore att först interpolera nederbördsdata över avrinningsområdet, höjdkorrigera samtliga celler och därefter beräkna R-faktorn för respektive cell. Eftersom det ska göras beräkningar på dygnsnederbörd ansågs den betydligt högre arbetsinsatsen i förhållande till den förväntade förbättringen av resultatet inte motiverad, i synnerhet då höjdiintervallet inom avrinningsområdet endast är 0-168 m. Om denna metod används inom ett avrinningsområde med en betydligt större skillnad i altitud kan dock den andra metoden vara motiverad.

## 6.4 K-faktorn

K-faktorn kan tas fram med flera olika metoder, men eftersom [43] redan har klassat flertalet svenska jordarter och samtliga dessa återfinns inom avrinningsområdet användes denna klassning.

Läsaren bör observera att ursprungsmaterialet är i skalan 1 : 1250000. Detta är en väldigt låg upplösning och kan därför inte ge mer än en grov bild av jordartsfördelningen. Det finns material från SGU med bättre upplösning, dock valdes detta material eftersom det troligen skulle ta allt för lång tid att klassa en mer detaljerad jordartskarta.

K-faktorn är, förutom den låga upplösningen, även en svag länk eftersom den inte helt inkluderar effekten av den hydrauliska konduktiviteten. Detta eftersom det sker erosion på moränområden trots att det enligt [11] högst troligt inte sker någon ytavrinning på denna typ av jord (se avsnitt 1.1). En utveckling kring detta resonemang återfinns i avsnitt 6.12.



## 6.5 LS-faktorn

LS-termen i ekvation 2 (sida 17) ersattes av ekvation 13 (sida 21). Detta val har gjorts utifrån de argument som redovisas i avsnittet 3.3.8, vilka kan sammanfattas med att ekvation 13 är bättre anpassad för en komplex terräng än vad ekvation 17 är. En annan bidragande faktor har varit att faktorn  $k_{TC}$  i ekvation 6 måste bestämmas, vilket ger ytterligare en osäkerhet och en anledning till att inte välja ekvationerna 5 eller 17 (sida 19 eller 23).

Endast fyra mindre områden uppfyllde inte kravet<sup>20</sup> för  $m = 0,6$  och  $n = 1,3$  i ekvation 13. Eftersom de längsta sluttningarna inom respektive område inte var mycket längre än 100 m, endast ett område hade en sluttning på 175 m, anses det rättfärdigat att använda  $m = 0,6$  och  $n = 1,3$  för hela avrinningsområdet.

Precis som [56] och [57] konstaterar är det en fördel om  $m$  tillåts variera (se avsnitt 3.3.8) och [37] anger även ekvation för detta. Problemet är att denna ekvation förutsätter data om bland annat rötternas biomassa, mängden nedbrytna skörderester samt markvegetationens inverkan. Eftersom denna ekvation och de ekvationer den bygger på skulle kräva både antaganden och en betydande arbetsinsats utan att säkert kunna valideras, användes ovanstående konstanter.

Den beräknade LS-faktorn stämde tämligen väl mot terrängens form. Två faktorer bör dock tas upp som båda har en stor påverkan på detta resultat. En förbättring av dessa kan mycket väl ge ett bättre och mer korrekt resultat. Dels är det upplösningen på höjdmodellen och dels vilken metod som använts för att beräkna flödesackumuleringen. För den här studien användes singelflödesalgoritmen av framförallt två anledningar. Den ingår som standard i ArcGIS, varför ingen extern kod eller tillägg behövde användas. Dessutom som det nämnts tidigare passar den för lågupplösta höjdmodeller. En upplösning på  $25 \cdot 25$  m bör ligga i gränzonen mellan vad som kan anses var låg respektive hög upplösning. Eftersom [31] fick bra överensstämmelse med singelflödesmodellen för  $30 \cdot 30$  m ansågs det finnas goda förutsättningar att uppnå rimliga resultat med singelflödesalgoritmen.

## 6.6 C-faktorn

C-faktorn bestämdes utifrån den klassning som använts av [43] eftersom motsvarande datamaterial har använts och alla de grödor och markanvändning som återfinns inom det aktuella avrinningsområdet var inkluderat i denna klassning. Dessutom om någon av de nämnda ekvationerna i avsnitt 3.3.9 hade använts skulle detta medför flera antaganden och approximationer. Därför valdes samma klassning som i [43]. Till skillnad från denna studie valdes GSD-terrängkartan och Knn-Sverige [60] att användas istället för marktäckedata, eftersom aktualitetsåret för GSD-Marktäckedata är år 2000 och det finns inga planer på att uppdatera, medan GSD-Terrängkartan har 2010 som aktualitetsår för allt utom vägar och bebyggelse som uppdateras årligen [21].

Ett par saker bör dock poängteras:

- Det föreligger en tidsmässig skillnad i det material som ligger till grund för C-faktorn. Data för grödor och avverkade områden är från 2007, medan övrig markanvändning är från 2010. Då övrig markanvändning har låg

---

<sup>20</sup>Ingen sluttning med en vinkel av 14 grader eller mer får vara längre än 100 m.

benägenhet att drastiskt förändras över tiden är det inte troligt att denna tidsförskjutning om tre år kommer att ha en betydande påverkan på slutresultatet.

- Knn-Sverige [60] är främst till för analyser på områden större än några hundra hektar. Därför är den använda metoden för att ta fram avverkade områden tämligen trubbig, men tillsammans med flygfoto och satellitbilder fungerar den relativt väl och en rimlig mängd avverkade områden kunde identifieras. Alternativet är att få uppgifter från verksamma skogsbolag i området. Detta är dock för denna studie inte ett gångbart alternativ, då det finns en uppenbar risk att det kan ta lång tid och vara svårt att få ut lämpliga uppgifter över ett så stort område.
- Som det tidigare nämnts modifierades värdet för berg i dagen vid beräkningen av C-faktorn från 0,2 till 0 (se avsnitt 4.6.3). Motiveringen går att finna i figur 12. Med ett C-värdet på 0,2 för berg i dagen erhöles en omotiverad hög erosion för dessa områden (oftast mellan 10 - 109 Mg/(ha år)). Visserligen sker ingen infiltration i berg (undantaget sprickor), men eftersom berg i dagen oftast är den högsta punkten i en lokal omgivning samtidigt som jordlagret per definition i det närmaste är obefintligt, finns inget material att lösgöra och mängden tillrinnande material måste antas vara väldigt lågt. Därför ansågs det vara högst befogat att sätta värdet till 0.
- Den observante läsaren har förmodligen noterat att relationen mellan en del klasser kan te sig märkliga i tabell 3. Klassen *Träda* har ett lägre värden en flera av de markbevuxna klasserna, exempelvis *Betesmark* och *Slåtter- och betesvall på åker*. Detta kan anses märkligt ur ett erosionsperspektiv. Förklaringen ligger förmodligen i att det är en grönträda som avses och det normala är att man ej har träda under ett helt år.

## 6.7 P-faktorn

Som det konstaterades i avsnitt 4.7 sattes P-värdet = 1, detta av flera olika anledningar. För det första är det vanligt förekommande i motsvarande studier att P-faktorn sätts = 1 (se avsnitt 3.3.10) om det inte finns bra dataunderlag för att kunna beräkna en rumslig variation av P-faktorn. För det andra medgav inte den här studien ett tidsmässigt utrymme för fältstudier för att erhålla ett rimligt dataunderlag. För det tredje gavs inte någon möjlighet att validera en rumslig variation av P-värden mot kemidata (se avsnitt 6.10.1). Av dessa anledningar sattes P-faktorn till 1.

Visserligen kan det argumenteras att åkermark borde erhålla ett värde och övriga områden sätts till 1. Problemet är att hitta ett lämpligt värde för åkermark då förutsättning för inhämtning av lämplig bakgrundsdata, så väl som möjligheten att kunna validera, inte fanns. Därför sattes samtliga celler till värdet 1.

## 6.8 Den potentiella erosionen

De beräknade erosion- och depositionsområdena följer terrängens form tillräckligt väl för att de ska kunna anses vara tillförlitliga. Med en bättre höjdmmodell är det högst troligt att överensstämmelsen blivit än bättre.

Den potentiella erosionen skall som det poängterats i bl.a. avsnitt 3.3.7 endast beräknas på områden där det sker en nettoerosion. När ekvation 2 (sida 17) användes på hela avrinningsområdet utan undantag blev resultatet att områden med hög potentiell erosion återfanns inom områden där det utifrån beräkningar även konstaterats att det sker deposition (figur 15). Detta stämmer väl överens med vad [18] observerat i tidigare studier. Då det finns stöd, framförallt i den vetenskapliga litteraturen, men även utifrån beräknad data, ansågs det nödvändigt att beräkna om den potentiella erosionen med utgångspunkt från nettoerosionsområden (negativa värden i figur 14).

Den beräknade erosionen som baserades på nettoerosionsområden (figur 16) hade en relativt stor avvikelse från den ursprungliga beräkningen. Dels har den totala ytan minskat, vilket är logiskt och korrekt eftersom beräkningen endast utförts på nettoerosionsområden, men framförallt har storleken på områden där det sker en hög erosion minskat med hälften. Med avseende på hur terrängen ser ut kring områden med en hög erosion, vad som nämnts i litteraturen och var de beräknade erosion- och depositionsområdena har förhållit sig till höga erosionsvärden, anses denna siffra rimlig.

Den skillnad som föreligger i den beräknade potentiella erosionen mellan hela perioden (2000-2009) och 2007, är direkt kopplad till det något högre värdet på R-faktorn för hela tidsperioden. Detta eftersom det endast är R-faktorn som varierar för dessa båda beräkningar. En utförlig analys av områden med en hög potentiell erosion återfinns i avsnitt 6.11.

## 6.9 Den totala mängden sediment

Syftet med att beräkna den totala mängden sediment var att kunna bedöma om beräknade värden var rimliga eller ej, men kan kombinationen av en USLE-variant och en transportkvotsberäkning användas för detta ändamål? [66] menar att detta inte bör göras, medan [31] fick en ganska god överensstämmelse (se avsnitt 3.3.11). Det förekommer således motstridiga uppgifter, men för att åtminstone få ett mått på om värdena är inom rimliga gränser användes metoden beskriven av [31], eftersom den fick en tämligen god överensstämmelse. Till följd av ovan nämnda artiklar förväntades det vara en skillnad mellan den beräknade mängden sediment och den uppmätta, vilket också blev fallet (se vidare under avsnitt 6.10.1).

## 6.10 Rimlighetsanalys

För att kunna bedöma resultatens rimlighet, beräknades dels den totala mängden sediment och jämfördes mot mängden suspenderat material och dels jämfördes de enskilda faktorerna (R, K, LS och C) och den beräknade potentiella erosionen mot liknande studier.

### 6.10.1 Jämförelse mot vattenkemi

För att kunna jämföra den beräknade totala mängden sediment mot uppmätta värden, är det en fördel enligt [31] om all data är från samma år. Skillnaden mellan ett långtidsmedelvärde och värdet för ett enskilt år kan bli stor, vilket framgick av resultaten i den nämnda studien (se även avsnitt 3.3.11). Av denna anledning baserades rimlighetsanalysen av gjorda beräkningar på 2007 års data.

Den beräknade mängden suspenderat material ( $5 \text{ Mg/km}^2$ ) och den totala mängden lösta ämnen ( $9 \text{ Mg/km}^2$ ) skiljer sig visserligen något från motsvarande värden i andra studier (se avsnitt 3.3.11), men stämmer tillräckligt väl överens för att de ska kunna anses vara rimliga. För mängden suspenderat material bör det nämnas att den tumregel som användes vid beräkningen är relaterad till bakgrundsvärdet för tot-P, men eftersom avrinningsområdet huvudsakligen består av skogsmark, en låg andel åkermark (2 %) och bebyggelse (0,1 %) ansågs det rättfärdigat att använda denna tumregel.

För år 2007 uppgick den totala mängden suspenderat material endast till 7 % av den totala mängden sediment. Detta är en betydligt lägre siffra än de värden som anges i avsnitt 3.3.11, även om värdet ligger relativt nära det undre intervallet. Det kan finnas flera olika anledningar till den dåliga överensstämmelsen.

- Den höga andelen vattenyta inom avrinningsområdet i kombination med ekvation 18 (sida 25) kan vara en möjlig förklaring. Transportkvoten i denna ekvation fungera väl på land, men inte i vatten. Eftersom den beräknade erosionen per definition är 0 i en vattencell blir  $A_T \cdot D_R$  också noll. Rent praktiskt blir följden att eroderat material som når ett vattendrag eller sjö, transporteras utan att det ökar eller minskar, förutsatt att det inte sker tillflöde av eroderat material från andra celler. Det centrala är att det inte sker någon sedimentation. Då andelen vattenyta är så pass hög, nästan 10 %, är detta troligen en mycket viktig delförklaring till avvikelserna mellan det beräknade och uppmätta värdet. Givetvis borde en annan och mer anpassad transportkvot ha använts, men så blev inte fallet av flera anledningar. Författaren insåg problematik först när resultatet var uppenbart och då fanns inte tiden att hitta en ny modell. Dessutom bör det tas i beaktande att studiens huvudsakliga syfte inte var att beräkna mängden sediment.
- Eroderat material från skogsmark sedimenterar oftast i närområdet och påverkar därför endast lokalt enligt [15]. Därför kan även den höga andelen skogsmark vara en möjlig förklaring.

Även om det råder en viss osäkerhet kring hur stor andel av den totala mängden sediment som utgörs av den suspenderade mängden, är det en dålig överensstämmelse. Detta sammantaget med faktumet att effekten av sedimentation i sjöar och effekten av skog inte till fullo inkluderas gör att denna metod inte är lämplig för att kunna bedöma om de beräknade potentiella erosionsvärdena är rimliga eller inte. Därför jämfördes beräknade värden istället mot andra studier (se avsnitt 6.10.2). Utvärderingen av parameterinställningen för R-faktorn gjordes genom att jämföra beräknade värden mot varandra, se avsnitt 6.3.

### 6.10.2 Jämförelse mot annan litteratur

Det har varit svårt att hitta motsvarande studier att jämföra beräknade värden emot. Skillnader i klimat, topografi eller jordart, dåligt redovisade delresultat eller ursprungsdata samt kvalitén på både data för den aktuella studien och i en del fall även för de granskade materialen, har gjort denna validering svår. Vad som kan konstateras är att så väl C-, K-, LS-faktorn som den beräknade potentiella erosionen är av samma storleksordning som flera liknande studier, varför de beräknade värdena får anses vara rimliga [81, 82, 83, 84, 63].

R-faktorn var nästan än svårare att jämföra mot annan litteratur, dock hittades en lämplig studie från Tyskland [39]. De beräknade R-värdena för hela perioden motsvarar det nedre intervall av beräknade värden som redovisas i den nämnda studien. Ett problem är att området i den tyska studien har mer nederbörd under de aktuella månaderna än det aktuella avrinningsområdet, dessutom

baseras beräkningarna på olika tidsperioder. Trots detta indikerar jämförelse att de redovisade R-värdena med stor sannolikhet är korrekta. Ett alternativ för att erhålla ett större litterärt underlag för valideringen vore att välja ut en lämplig plats i USA utifrån de kartor med R-värden som bl.a. återfinns i [34]. Detta gjordes inte eftersom [40] kunde konstatera att samma mängden nederbörd i USA som i Finland, och där med troligen även för det aktuella avrinningsområdet, är mer erosiv, varför en jämförelse mot USA skulle kunna vara missvisande.

## 6.11 Identifiering av kritiska områden

Eftersom markanvändningen förändras över tiden har det inte enbart analyserats var en hög potentiell erosion återfinns utifrån 2007 års data, utan också var det potentiellt kan tänkas uppkomma sådana områden om markanvändningen blir maximalt ogynnsam baserat på nederbördsdata för hela perioden (2000-2009).

Flertalet kritiska områden med markerade delområden av såväl åkermark som skogsmark har identifierats. Dessa delområden är intressanta eftersom de har en hög potentiell erosion och ett kort avstånd till närmaste vattendrag eller sjö. Eftersom K-faktorn inte fullt ut inkluderar effekten av jordens hydrauliska konduktivitet bör dessa områden inte enbart bedömas utifrån den beräknade potentiella erosionen utan en avvägning bör även göras mot respektive jordart.

Eftersom område 1 är en moränmark, område 4 ligger i gränzonen mellan jordartsklasserna *Grovmo*, *sand*, *grus* och *Morän* och det i område 3 kan antas vara en relativt väl sorterad jordart bestående av sand och grus, är dess mindre intressanta. Anledningen är att det förmodligen inte kommer att uppkomma någon betydande ytavrinning på dessa områden. De är dock inte helt ointressanta, framförallt åkermarken, då förluster kan ske till följd av kolvflöde och den lägre sorptionskapacitet<sup>21</sup> (se redogörelsen kring ytavrinning och kolvflöde i avsnitt 1.1). Fast för den här analysen som fokuserar på ytavrinningen är de mindre intressanta.

Däremot är område 2 mer intressant. Jordartsklassen är *Lera-finmo* och *Kalt berg*, *tunt eller ej sammanhängande jordtäckte på berg*, men om området studeras närmare är det mer troligt att större delen av område 2, åtminstone kring de aktuella delområdena, är *Lera-finmo*. Det är inte troligt att åkermark anläggs på ett tunt jordtäckte och dessutom bör förekomsten av postglacial lera kunna vara ganska hög. Detta belyser verkligen behovet av att använda en bättre upplösning på jordartskartan.

Generellt gäller att innan något beslut kan fattas om lämpliga åtgärder bör ovanstående områden studeras i fält, detta eftersom identifikationen har gjorts utifrån beräkningar som är förknippade med en viss osäkerhet. Framförallt p.g.a. upplösningen av höjdmodellen och K-faktorn, men också uppdelningen av jordartsklasser och att klassningen av K-faktorn inte i tillräckligt hög grad påverkas av den hydrauliska konduktiviteten (se avsnitt 6.12), vilket delvis kompenseras av ovanstående bedömning utifrån jordart. Således kan både storleken på den potentiella erosionen, liksom var erosion- och depositionsområden återfinns i landskapet, skilja sig från faktiska förhållanden. Även om det för ett givet område ej beräknats en nettoerosion kan det inte uteslutas att det faktiskt kan ske erosion från detta område. Ett tydligt exempel är att en relativt hög andel av åkermarken är definierad som depositionsområde (se

---

<sup>21</sup>i förhållande till en lerjord

exempelvis figur 18, område 3). Med en bättre höjdmodell är det mycket möjligt att en del av dessa områden istället hade definierats som nettoerosionsområden. Dessutom, vad som är erosion- respektive depositionsområden kan mycket väl ändras över året. Material som sedimenterat på en plats kan mycket väl frigöras vid ett senare tillfälle.

För de identifierade skogsområdena är rekommendationen att vid avverkning bör extra försiktighet och lämpliga åtgärder vidtagas för att minska risken för yterrosion från dessa områden. Som det framgår av Skogsstyrelsens föreskrifter till 30 § skogsvårdslagen [85], skall näringsläckage vid avverkning begränsas och en metod är att spara kantzoner. Dessutom bör maskiner användas på rätt sätt och under rätt förhållanden (bl.a. bör körning om möjligt undvikas på fuktiga marker och kring vattendrag bör stor försiktighet iakttas). Även om det konstaterades i avsnitt 1.1 att hyggen endast bidrar med ca 1% av den totala belastningen kan det trots detta vara motiverat att veta vilka områden som har potential för en hög erosion. Den lämpligaste åtgärden borde vara att efter dessa områden granskats i fält, föra en dialog med berörda skogsbolag och markägare om vikten av att använda sig av lämpliga åtgärder, så som kantzoner och iaktta försiktighet vid risk för spårbildning.

## 6.12 Möjliga förbättringar

Utifrån ovanstående validering (avsnitt 6.10) kunde det konstateras att beräkningarna visserligen resulterar i rimliga värden, men att metoden behöver förbättras. Nedan presenteras flera möjliga förbättringar.

**Höjdmodellen** Den höjdmodell som använts har en upplösning av 25 m · 25 m, vilket är något över det intervall som föreslås av [18] (se även avsnitt 3.3.7) om ekvation 13 (sida 21) används, men är samtidigt något under den gränsen för vilken upplösning som kan användas på regional skala respektive en mer lokal skala [17]. Det är därför ett gränsfall om den använda höjdmodellen kan användas för det aktuella syftet eller inte. Således skulle en bättre höjdmodell vara att föredra ur flera perspektiv. En bättre höjdmodell skulle framförallt göra beräkningen av erosion- och depositionsområden samt LS-faktorn mer tillförlitlig, ge ett resultat som bättre följde landskapets form och därmed möjliggöra analyser på mer lokal skala.

En förbättrad höjdmodell ger dock inte lösningen på alla problem, tvärt om ställer den nya krav. Med en bättre höjdmodell följer kravet på att använda en bättre flödesackumuleringsberäkning än vad som är fallet i den standardberäkning som följer med ArcGIS. Dessutom, om analyser ska kunna göras på en mer lokal skala ställer detta även ökade krav på övriga indata, framförallt C- och K-faktorn, men också att inkludera effekten av exempelvis vägar och vägdiken och deras påverkar av flödet inom avrinningsområdet.

**R-faktorn** Beräkningen av R-faktorn skulle kunna förbättras genom att använda en bättre upplösning på nederbördsdata. Som det nämndes i avsnitt 6.3 lagras SMHI data med timsupplösning. Data med denna upplösning skulle kunna användas för att sortera ut nederbördstillfällena som inte förväntas ha någon erosiv verkan, men även användas för en mer tillförlitlig beräkning med lämplig ekvation. Dock är denna upplösning inte tillräcklig för att beräkna  $EI_{30}$  enligt de ursprungliga ekvationerna.

**K-faktorn** En klar begränsning för den aktuella analysen är upplösningen på den jordartskarta som använts som dataunderlag vid beräkningen av K-faktorn. Det finns bättre material att tillgå via SGU, men dessa användes inte av argument som framgår av avsnitt 6.4. Om denna metod ska användas för framtida analyser är dock rekommendationen att använda SGU:s mer detaljerade jordartskartor, givetvis beroende på område och avsikten med studien. Om dessa kartor används bör man inte använda samma klassindelning som [43], d.v.s. en klass för morän och en för lera. Detta eftersom båda dessa klasser innefattar jordar vars vattengenomsläpplighet kan skilja rätt påtagligt. Därför är en möjlighet att dela in morän i två klasser och lera i 2 eller 3 klasser för att bättre spegla skillnaderna i vattengenomsläpplighet. Detta leder osökt in på nästa punkt, nämligen hur jordens genomsläpplighet och infiltrationskapacitet behandlas.

Som det nämndes i avsnitt 3.3.2 och 3.3.4, är det väldigt många aspekter som bör tas i beaktande om det beräknade K-värdet ska bli så korrekt som möjligt. Därför föreligger det allt som oftast en väldigt stor skillnad mellan tillgången på data och vad som vore önskvärt, vilket i synnerhet gäller det aktuella fallet. Det mest uppenbara problemet är att jordens infiltrationskapacitet och genomsläpplighet inte riktigt får den förväntade effekten. För som det påpekades i avsnitt 1.1 menar [11] att generellt blir det aldrig ytavrinning på en moränjord. Problemet är att effekten av detta inte tydligt framgår av den klassning som har använts, eftersom moränområdena har den näst högsta K-faktorn. Dock är morän en väldigt generell indelning. Därför vore det önskvärt om den hydrauliska konduktivitet fick en större inverkan på K-värdet, för att därigenom bättre spegla jordens infiltrationskapacitet och genomsläpplighet. Tyvärr begränsar tillgången på datamaterial i avrinningsområdesskala, varför endast en grov approximation av den hydrauliska konduktiviteten skulle vara möjlig. Det bör tilläggas att det redan finns ekvationer som inkluderar den hydrauliska konduktiviteten, men dessa kräver mer indata än vad som oftast är tillgänglig på denna skala. En tillfällig metod för att komma till rätta med detta problem är att utvärdera identifierade områden utifrån jordart från fall till fall (på motsvarande vis som i avsnitt 6.11) och bedöma om det är en hög eller låg risk för ytavrinning. Detta är dock ingen optimal metod, i synnerhet inte om många områden ska bedömas. Därför kvarstår faktumet att om det sker en vidareutveckling av denna metod bör klassningen av K-faktorn vidareutvecklas för att bättre inkludera effekten av den hydrauliska konduktiviteten.

**Dränering** En avgränsning för denna studie (avsnitt 2.1) var att effekten av dräneringsrör inte skulle inkluderas. Att inkludera dräneringsrör skulle vara en intressant vidareutveckling av denna metod. I första hand på grund av öka infiltration eftersom eventuellt ytvatten och grundvatten skulle dräneras och ledas bort. Effekten på transporttiden och den uteblivna möjligheten till reaktion med den omgivande jorden skulle kunna inkluderas, men då blir modellen väldigt mycket mer komplicerad, eftersom denna typ av modell även bör inkludera betydligt fler parametrar så som kolvflöde, makroporflöde och grundvattenflöden. Om dräneringseffekt inkluderas, bör den lämpligen kombineras med K-faktorn.

**Snösmältning** En annan intressant aspekt som är viktig att beakta i det svenska klimatet är effekten av snösmältning. Precis som i fallet med dräneringsdiken inkluderades inte heller detta i analysen (se avsnitt 2.1). Att inkludera även snösmältning vore intressant, dels för att tjälen påverkar infiltrationen och dels för den ökande mängden vatten som strömmar i landskapet. Precis som [40]

poängterar (avsnitt 3.3.3) är det av vikt att veta hur mycket av nederbörden som faller som snö och hastigheten av snösmältningen för att därigenom kunna uppskatta den erosiva påverkan.

### 6.13 Sammanfattning och slutsats

Den potentiella erosionen beräknades först över avrinningsområdets samtliga celler, men enligt litteraturen är denna metod inte helt korrekt, vilket bekräftades av beräkningar. Genom att derivera den potentiella erosionen kunde områden med erosion eller deposition identifieras. Utifrån denna kunskap beräknades åter den potentiella erosionen, men denna gång endast på nettoerosionsområden.

De beräknade erosion- och depositionsområdena följde terrängens form väl med tanke på den höjdmödel som legat till grund för beräkningen. För att kunna bedöma hur rimliga de beräknade värdena var, beräknades den totala mängden sediment och jämfördes mot beräknat värde för mängden suspenderat material. Denna metod gick dock inte att använda eftersom avvikelsen var allt för stor, troligen till följd av att ekvationen som använts för att beräkna den totala mängden sediment inte inkluderar sedimentation i sjöar och vattendrag samt den relativt höga andelen sjö och skogsmark inom avrinningsområden. Istället gjordes en jämförelse mot liknande studier. Utifrån denna jämförelse kunde det konstateras att de beräknade värdena både för de enskilda faktorerna (R, K, LS och C) och den beräknade potentiella erosionen storleksmässigt är korrekta.

Flertalet intressanta områden inom avrinningsområdet, både jordbruksmark och skogsmark, identifierades. Eftersom K-faktorn inte till fullo inkluderar effekten av jordens genomsläpplighet bedömdes dessa områden individuellt utifrån jordart. Därför kom flera av områdena att bedömas som mindre intressanta till följd av en mindre sannolik risk för ytavrinning. Gemensamt för de identifierade områdena är att de bör studeras i fält innan lämpliga förslag på åtgärder kan ges till följd av den osäkerhet som är förknippade med dessa beräkningar. Framst till följd av upplösningen på höjdmödeln och K-faktorn samt klassningen av densamma. Om en mer högupplöst höjdmödel används bör beräkningarna inkludera en annan flödesalgoritm. Den framlagda metoden kan även förbättras genom att inkludera effekten av snösmältning och dränering.

Den metod som presenterats i denna rapport: att med hjälp av GIS, redan befintlig data och med en relativt enkel modell, rumsligt lokalisera områden där det finns hög risk för transport av fosfor till vattendrag via yterosion, har visat sig fungera och flera intressanta områden har identifierats. Metoden bör ses som en första version som kan förbättras på en rad punkter. Dels genom bättre upplösning på indata, men även genom att inkludera flera, för skandinaviska förhållanden, viktiga aspekter så som effekten av snösmältning.



## 7 Tack till

Först och främst vill jag rikta ett varmt tack till min handledare Ingrid Wesström (SLU) för det stöd du varit under arbetet. Det har varit väldigt givande att kunna bolla sina tankar och idéer under alla våra trevliga möten. Ett tack vill jag även ge Abraham Joel (SLU) för hjälpen med framtagningen av bakgrundsdata och för dina kommentarer på min metod. Jag vill även tacka Ursula Zinko (Länsstyrelsen Södermanlands län) för all hjälp i början av projektet. Slutligen vill jag även tacka alla andra som hjälpt och stöttat mig under arbetets gång.

Uppsala februari 2011.

Anders Larsson

## Referenser

- [1] Länsstyrelsen Södermanlands län. *Svartaåprojektet: ett nytt åtgärdsprogram för minskat utflöde av kväve och fosfor till Östersjön*. [http://www.lansstyrelsen.se/sodermanland/amenen/Vattenfragor/svartaaprojektet/vad\\_ar\\_svartaaprojektet.htm](http://www.lansstyrelsen.se/sodermanland/amenen/Vattenfragor/svartaaprojektet/vad_ar_svartaaprojektet.htm), besökt, 2010-10-22.
- [2] Hjerdt N Eklund D. *Hydrauliska effekter av våtmarksrestaurering längs Kilaån*. SMHI Rapport nr. 81. SMHI, Norrköping, Dnr: 2009/263/204, 2009.
- [3] Lewis W. M. Wurtsbaugh W. A. Control of Lacustrine Phytoplankton by Nutrients: Erosion of the Phosphorus Paradigm. *International Review of Hydrobiology*, 93(4-5):446–465, 2008.
- [4] Brönmark C. Hansson L. A. *The Biology of Lakes and Ponds*. 2nd edition, Oxford University Press, New York, 2005.
- [5] Miljömålsportalen. <http://www.miljomal.se/>, Besökt, 2010-10-18.
- [6] Bergström L. Djodjic F. Kirchmann H. Nilsson I. Ulén B. *Fosfor från Jordbruksmark till Vatten - i ett nordiskt perspektiv*. Rapport MAT 21 nr 2. 2007, Kan laddas ned från <http://www.mat21.slu.se/publikation/pdf/2007nr2.pdf>.
- [7] European Environment Agency. *Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment*. EEA Report, No 7. 2005.
- [8] Eriksson J. Nilsson I. Simonsson M. *Wiklanders Marklära*. Studentlitteratur, Lund, 2005.
- [9] Gelbrecht J. Lengsfeld H. Pöthig R. Opitz D. Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology*, 304:151–165, 2005.
- [10] Ulén B. Concentrations and transport of different forms of phosphorus during snowmelt runoff from an illite clay soil. *Hydrological Processes*, 17:747–758, 2003.
- [11] Grip H. Rodhe A. *Vattnets väg från regn till bäck*. Hallgren & Fallgren Studieförlag AB, Karlshamn, 2003.
- [12] Bergström L. Djodjic F. Phosphorus losses from arable fields in Sweden—effects of field-specific factors and long-term trends. *Environmental Monitoring and Assessment*, 102:103–117, 2005.
- [13] Nationalencyklopedin. *gyttjelera*. <http://www.ne.se/gyttjelera>, besökt, 2010-12-30.
- [14] Naturvårdsverket. *Miljö kvalitetsnormer för fosfor i sjöar – Redovisning av ett regeringsuppdrag*. Rapport 5288. Naturvårdsverket förlag, Stockholm, 2003.
- [15] Uggla E. Westling O. *Utläkning av fosfor från brukad skogsmark*. IVL rapport B 1549. IVL, Publikationsservice, Stockholm, 2003.
- [16] Fangmeier W. Elliott W. J. Workman S. *Soil and water conservation engineering*. 5th edition, Thomson Delmar Learning, New York, 2005.

- [17] Mitasova H. Mitas L. Brown W. M. Johnston D. M. *Multidimensional soil erosion/deposition modeling and visualization using GIS, Final report 1993 - 1998*. Geographic Modeling and Systems Laboratory, University of Illinois at Urbana-Champaign. Tillgänglig från: <http://skagit.meas.ncsu.edu/~helena/gmslab/reports/cerl98/cerlrep98.html>, Besökt, 2010-10-17.
- [18] Mitasova H. Hofierka J. Zlocha M. Iverson L.R. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of Geographical Information Systems*, 10(5):629–641, 1996.
- [19] Lantmäteriet. *Produktbeskrivning: GSD-Höjddata, grid 50+, GSD Geografiska<sup>TM</sup>Sverigedata*. version 1.0, 2010, Tillgängligt från <http://www.lantmateriet.se/upload/filer/kartor/kartor/hojd50plus.pdf>.
- [20] Lantmäteriet. *Ny nationell höjdmmodell - Presentation*. [http://www.lantmateriet.se/templates/LMV\\_Page.aspx?id=15128](http://www.lantmateriet.se/templates/LMV_Page.aspx?id=15128), besökt, 2010-11-14.
- [21] GeoLeX Lantmäteriet. *GeoLeX*. <http://www.geolex.lm.se/>, besökt, 2010-11-14.
- [22] GeoLeX Lantmäteriet. *GeoLeX*. [http://www.geolex.lm.se/geolex\\_help/HTML/index.html?Ny\\_nationell\\_hoejdmodell.htm](http://www.geolex.lm.se/geolex_help/HTML/index.html?Ny_nationell_hoejdmodell.htm), besökt, 2010-11-14.
- [23] Metria. *Höjdm modeller över land, vatten och stad för olika ändamål*. [http://www.metria.se/upload/filer/Vara\\_Produkter/05\\_dataforadling\\_analyser/Dokument/Hojdm modeller.pdf](http://www.metria.se/upload/filer/Vara_Produkter/05_dataforadling_analyser/Dokument/Hojdm modeller.pdf), Besökt, 2010-10-17.
- [24] Peralvo M. *Influence of DEM interpolation methods in drainage analysis*. GIS Hydro 04. Center for Research in Water Resources University of Texas at Austin, Austin, 2004.
- [25] Hoef J. M. V. Krivoruchko K. Lucas N. K. Johnston. *ArcGIS®9 Using ArcGIS ® Geostatistical Analyst*. ESRI, New York. 2003.
- [26] ESRI. *Choosing an appropriate cell size when interpolating raster data*. ESRI Mapping Center, 2007, <http://blogs.esri.com/Support/blogs/mappingcenter/archive/2007/07/03/choosing-an-appropriate-cell-size-when-interpolating-raster-data.aspx>, besökt 2010-08-30.
- [27] ESRI. *About TIN surfaces*. ArcGIS 9.3 Desktop Help, 2009 [http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.3/index.cfm?TopicName=About\\_TIN\\_Surfaces](http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.3/index.cfm?TopicName=About_TIN_Surfaces), besökt 2010-09-02.
- [28] ESRI. *How TIN To Raster (3D Analyst) works*. ArcGIS 9.2 Desktop Help, 2007 <http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.2/index.cfm?TopicName=How%20TIN%20To%20Raster%20%283D%20Analyst%29%20works>, besökt 2010-08-23.
- [29] Fisher P. F. Tate N. J. Causes and consequences of error in digital elevation models. *Progress in Physical Geography*, 30(4):467–489, 2006.
- [30] Merritt W.S. Letcher R.A. Jakeman A.J. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, 18:761–799, 2003.
- [31] Bhattarai R. Dutta D. Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield Using GIS at Catchment Scale. *Water Resour Manage*, 21(10):1635–1647, 2007.

- [32] Brazier R. E. Beven K. J. Freer J. Rowan J. S. Equifinality and uncertainty in physically based soil erosion models: application of the glue methodology to wepp the water erosion prediction project for sites in the UK and USA. *Earth Surface Processes and Landforms*, 25:825–845, 2000.
- [33] Kinnell P.I.A. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. *Journal of Hydrology*, 385:384–397, 2010.
- [34] Renard K.G. Foster G.R. Weeies G.A. McCool D.K. Yoder D.C. Coordinators. *Predicting Soil Erosion by Water: Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Agriculture Handbook, no. 703. U.S. Department of Agriculture, Washington DC, 1997.
- [35] Foster G. R. Toy T. E. Renard K. G. Comparison of the usle, rusle1.06c, and rusle2 for application to highly disturbed lands. *Proceedings First Interagency Conference on Research in the Watersheds*, Benson, AZ, Oct. 27-30, 2003, pp. 154-160.
- [36] Wischmeier W.H. Smith D.D. *Predicting rainfall erosion losses: Guide to Conservation Planning*. Agriculture Handbook, No. 537. U.S. Department of Agriculture, Washington DC, 1978.
- [37] USDA-Agricultural Research Service. *DRAFT Science Documentation Revised Universal Soil Loss Equation Version 2 (RUSLE2)*. 2008. Kan laddas ned från: <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=6028> .
- [38] Munck C. S. D. Hutchings T. R. Moffat A. J. Impacts of Climate Change and Establishing a Vegetation Cover on Water Erosion of Contaminated Spoils for Two Contrasting United Kingdom Regional Climates: A Case Study Approach. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 4(4):443–455, 2008.
- [39] Rogler H. Schwertmann U. Erosivität der Niederschläge und Isoerodentenkarte Bayerns. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 22(2):99–112, 1981.
- [40] Posch M. Rekolainen S. Erosivity factor in the Universal Soil Loss Equation estimated from Finnish rainfall data. *Agricultural science in Finland*, 2(4):271–279, 1993.
- [41] Ahrens C. D. *Essentials of Meteorology an invitation to the atmosphere*. 3rd edition, Brooks/Cole, Kanada, 2001.
- [42] USDA-Agricultural Research Service. *DRAFT User's reference guide Revised Universal Soil Loss Equation Version 2 (RUSLE2)*. 2008. Kan laddas ned från: <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=6028> .
- [43] Sivertun Å. Prange L. Non-point source critical area analysis in the Gisselö watershed using GIS. *Environmental modelling & software*, 18(10):887–898, 2003.
- [44] McElroy A. D. Chiu S. Y. Nebgen J. W. Aleti A. Bennett F. W. *Loading functions for assessment of water pollution from nonpoint sources*. EPA 600/2-76/151; EPA-68-01-2293. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, 1976.
- [45] Desmet P.J.J. Govers G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5):427–433, 1996.

- [46] Oost K. V. Govers G. Desmet P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, 15:577–589, 2000.
- [47] Warren S. D. Mitasova H. Hohmann M. G. Landsberger S. Iskander F. Y. Ruzycski T. S. Senseman G. M. Validation of a 3-D enhancement of the Universal Soil Loss Equation for prediction of soil erosion and sediment deposition. *Catena*, 64(2-3):281–296, 2005.
- [48] Djodjic F. *Identifiering av riskområden för fosforförluster i ett jordbruksdominerat avrinningsområde i Dalarna*. Rapport 2008:5. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala, 2008.
- [49] Moore I.D. Burch G.J. Sediment Transport Capacity of Sheet and Rill Flow: Application of Unit Stream Power Theory. *Water Resources Research*, 22(8):1350–1360, 1986.
- [50] Moore I.D. Burch G.J. Physical Basis of the Length-slope Factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal*, 50(5):1294 – 1298, 1986.
- [51] Moore I.D. Wilson J.P. Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: Simplified method of estimation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 47(5):423–428, 1992.
- [52] Mitasova H. Mitas L. *Modelling Soil Detachment with RUSLE3d Using GIS*. Geographic Modelling Systems Laboratory, University of Illinois, 1999, <http://skagit.meas.ncsu.edu/helena/gmslab/erosion/usle.html>, Besökt 2010-08-22.
- [53] Brown W. M. Johnston D. M. Mitasova H., Mitas L. *Terrain modeling and Soil Erosion Simulations for Fort Hood and Fort Polk test areas*. Geographic Modeling and Systems Laboratory, University of Illinois at Urbana-Champaign. 1999, Tillgänglig från: <http://skagit.meas.ncsu.edu/helena/gmslab/reports/cerl99/rep99.html>, Besökt, 2010-10-17.
- [54] Schäuble H. Marinoni O. Hinderer M. A GIS-based method to calculate flow accumulation by considering dams and their specific operation time. *Computers & Geosciences*, 34(6):635–646, 2008.
- [55] Pricope N. G. Assessment of Spatial Patterns of Sediment Transport and Delivery for Soil and Water Conservation Programs. *Journal of Spatial Hydrology*, 9(1):21–46, 2009.
- [56] Foster G.R. Comment on Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: Simplified method of estimation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49(2):171–173, 1994.
- [57] Moore I. D. Wilson C. P. Reply to comments by Foster. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49(2):174–180, 1994.
- [58] Desmet P. J. J. Govers G. Comment on Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of Geographical Information Science*, 11(6):603–610, 1997.
- [59] Mitasova H. Hofierka J. Zlocha M. Iverson L. Reply to Comment by Desmet and Govers. *International Journal of Geographical Information Science*, 11(6):611–618, 1997.
- [60] *kNN-Sverige*. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.

- [61] Lantmäteriet. *GSD-Terrängkartan - Presentation*. [http://www.lantmateriet.se/templates/LMV\\_Page.aspx?id=900](http://www.lantmateriet.se/templates/LMV_Page.aspx?id=900), besökt, 2010-11-16.
- [62] SLU Institutionen för skoglig resurshushållning. SLU Skogskartan, <http://skogskarta.slu.se/>, besökt 2010-09-17.
- [63] Terranova O. Antronico L. Coscarelli R. Iaquina P. Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy). *Geomorphology*, 112(3-4):228–245, 2009.
- [64] Rekolaine S. Leek R. (Eds). *Regionalisation of erosion and nitrate losses from agricultural land in Nordic countries*. TemaNord 1996:615. 1996.
- [65] M. T. Jabbar X. Chen. Soil Degradation Risk Prediction Integrating RUSLE with Geo-information Techniques, the Case of Northern Shaanxi Province in China. *American Journal of Applied Sciences*, 2(2):550–556, 2005.
- [66] Boomer K. B. Weller D. E. Jordan T. E. Empirical Models Based on the Universal Soil Loss Equation Fail to Predict Sediment Discharges from Chesapeake Bay Catchments. *The Journal of Environmental Quality*, 37(1):79–89, 2008.
- [67] Franzén L. *Geovetenskap grundkurs*. Geovetarcentrum, Göteborgs universitet, 2002.
- [68] Brandt M. *Sedimenttransport i svenska vattendrag Sammanställning och generalisering av data från sedimenttransportnätet*. SMHI, Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, RHO 33. Liber Grafiska AB, Stockholm, 1982.
- [69] M. A. Lenzi L. Marchi. Suspended sediment load during floods in a small stream of the Dolomites northeastern Italy. *Catena*, 39:267–282, 2000.
- [70] D. E. Walling D. Fang. Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers . *Global and Planetary Change*, 39(1-2):111–126, 2003.
- [71] Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas PC-atlasen GIS, Berg och jord, [www.sna.se](http://www.sna.se).
- [72] Mitasova H. Mitas L. *Erosion/deposition modeling with USPED using GIS*. Geographic Modeling and Systems Laboratory, University of Illinois at Urbana-Champaign. Tillgänglig från: <http://skagit.meas.ncsu.edu/helena/gmslab/denix/uspel.html>, besökt 2010-09-20.
- [73] Skogsstyrelsen. *Skogens ålder*. <http://www.svo.se/episerver4/templates/SNormalPage.aspx?id=20992>, besökt 2010-09-15.
- [74] Skogsstyrelsen. *Asp*. <http://www.skogseko.se/episerver4/templates/SNormalPage.aspx?id=35769>, besökt 2010-09-15.
- [75] Skogsstyrelsen. *Björk*. <http://www.skogseko.se/episerver4/templates/SNormalPage.aspx?id=35770>, besökt 2010-09-15.
- [76] Haan C.T. Barfield B. J. Hayes J. C. *Design hydrology and sedimentology for small catchments*. Academic, New York, 1994.
- [77] ESRI. *Flow Direction*. <http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.3/index.cfm?TopicName=Flow%20Direction>, besökt, 2010-09-29.

- [78] SLU Institutionen för vatten och miljö. *Kila (vattenkemi)*. [http://info1.ma.slu.se/ma/www\\_ma.acgi\\$StationXT&ID=StationData&S=1207](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$StationXT&ID=StationData&S=1207). besökt 2010-10-08.
- [79] Ahl T. Background yield of phosphorus from drainage area and atmosphere: An empirical approach. *Hydrobiologia*, 170:35–44, 1988.
- [80] J. Ekwall. Personligt meddelande, SMHI, Norrköping. E-post december 2010.
- [81] I Cürebal R. Efe, D. Ekinçi. Erosion Analysis of Sahin Creek Watershed (NW of Turkey) Using GIS Based on Rusle (3d) Method. *Journal of Applied Sciences*, 8(1):49–58, 2008.
- [82] Yue-Qing X. Xiao-Mei S. Xiang-Bin K. Jian P. Yun-Long C. Adapting the RUSLE and GIS to model soil erosion risk in a mountains karst watershed, Guizhou Province, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141(1-3):275–286, 2008.
- [83] Rompaey A. J. J. V. Vieillefont V. Jones R. J. A. Montanarella L. Verstraeten G. Bazzoffi P. Dostal T. Krasa J. Vente J. D. Poesen J. *Validation of soil erosion estimates at European scale*. European Soil Bureau Research Report, No. 13, EUR 20827 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2003.
- [84] Lundekvam H.E. Plot studies and modelling of hydrology and erosion in southeast Norway. *Catena*, 71(2):200–209, 2007.
- [85] Skogsstyrelsen. *Skogsstyrelsens författningssamling, Föreskrifter och allmänna råd om ändring i Skogsstyrelsens föreskrifter och allmänna råd (SKSFS 1993:2) till skogsvårdslagen (1979:429)*. SKSFS, 2010:2, Går att ladda ned från [http://www.skogsstyrelsen.se/Global/myndigheten/f%C3%B6rfattningar-sksfs2010\\_2.pdf](http://www.skogsstyrelsen.se/Global/myndigheten/f%C3%B6rfattningar-sksfs2010_2.pdf). 2010.
- [86] World Meteorological Organization. *Weather Information for Muenchen*. <http://worldweather.wmo.int/016/c00058.htm>. besökt, 2010-07-06.
- [87] Lantmäteriet. *Produktbeskrivning: GSD-Marktäckedata, GSD Geografiska<sup>TM</sup>Sverigedata*. version 1.2, 2010, Tillgängligt från [http://www.lantmateriet.se/upload/filer/kartor/kartor/md\\_prod.pdf](http://www.lantmateriet.se/upload/filer/kartor/kartor/md_prod.pdf).
- [88] National Oceanic & Atmospheric Administration. *Climatology of the United States No. 20 1971-2000, Station: GRAND FORKS UNIV NWS, ND*. National Climatic Data Center, North Carolin, Tillgänglig från: <http://cdo.ncdc.noaa.gov/climatenormals/clim20/nd/323621.pdf>.

## Figurer

1	Algblomning. Foto: Anders Larsson . . . . .	12
2	A) Jordartsklasserna inom avrinningsområdet. B) Översiktskarta med avrinningsområdet inritat. Den procentuella andelen av markanvändning inom avrinningsområdet framgår av tabellen. ©Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055. . . . .	14
3	Normalvärden för temperatur och nederbörd från SMHI:s klimatstation Simonstorp ö (nr 8647). © SMHI. . . . .	15
4	Avrinningsområdet med markerat utlopp samt positionen för de två väderstationer som använts (namn och nummer). . . . .	30
5	Möjliga värden efter en beräkning av flödesriktningen, efter [77].	37
6	Den interpolerade höjdmodellen med en cellstorlek av 25 · 25 m. Avrinningsområdet är markerat i figuren för att tydliggöra hur höjden varierar inom den samma. ©Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055. . . . .	40
7	Illustrerar effekten av att samtliga vattendrag, vattenytor och sankmarksområden har klippts ut ur den förbättrade höjdmodellen. Figurerna redovisar den beräknade flödesackumuleringen. Texten under respektive figur anger utklippningsdjup. De två cirkelarna (röd och gul) representerar områden som är extra intressanta vid en jämförelse mellan de olika utklippningsdjupen. © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055. . . . .	41
8	Beräknade R-faktorvärden för år 2000-2009 och år 2007. Ytan redovisar R-värdet för hela perioden då parametrarna för juni, juli och augusti bygger på den icke-linjär metoden. Tabellerna redovisar samtliga kombinationer där R-värdet för en eller flera av månaderna juni, juli och augusti beräknats utifrån parametrar som baserats på den icke-linjära metoden. Beräkningarna baseras på data från SMHI. . . . .	42
9	Karta över värden för K-faktorn. Beräkningarna baseras på Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord. . . . .	43
10	LS-faktorn. Beräkningarna bygger på material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055. .	44
11	Karta över C-faktorer, dels som sammanslagen och dels från respektive ursprungskälla, terrängkartan, blockdatabasen och avverkade områden som är framtagna utifrån Knn-Sverige [60]. De två större kartorna över den sammanslagna C-faktorn illustrerar tydligt den stora andelen av berg i dagen och effekten av att ange det till 0, 2 eller 0. Beräkningarna bygger på material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055. .	45
12	Beräknad potentiell erosion för år 2007, baseras på en multiplikation av de tidigare beräknade faktorerna (C, K, R, LS och P (= 1)). Figuren illustrerar effekten av om berg i dagen är satt till 0,2 eller 0. Beräkningen bygger på material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord. . . . .	46
13	Beräknad potentiell erosion för år 2007 med berg i dagen satt till 0. Beräkningen baseras på en multiplikation av de tidigare beräknade faktorerna (C, K, R, LS och P (= 1)), vilka är framtagna utifrån material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord. . . . .	47



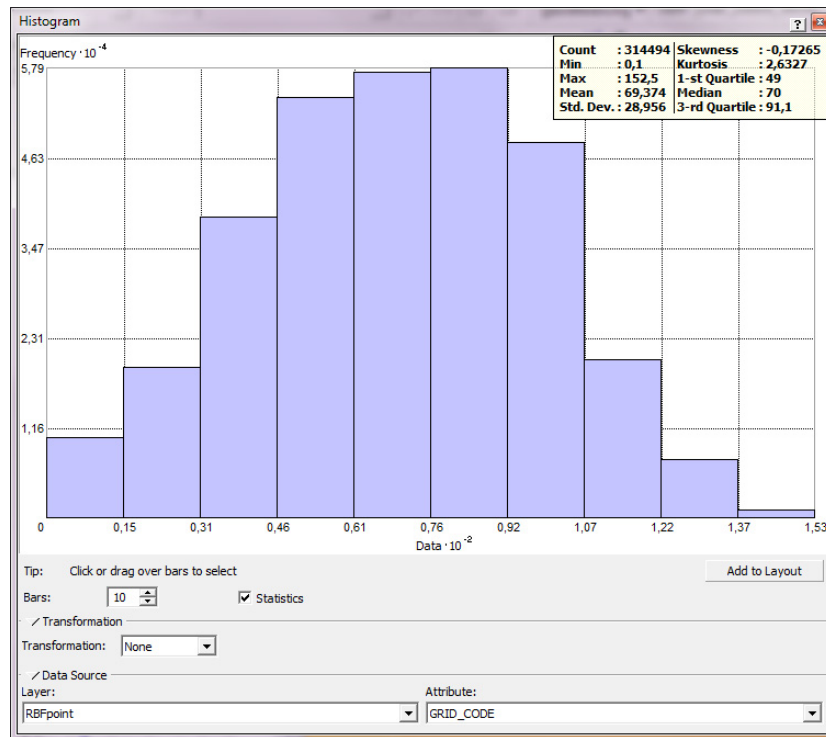
14	Beräknade erosion- och depositionsområden för år 2007. Dels över hela avrinningsområdet samt över två inzoomade områden för att tydligare åskådliggöra det beräknade resultatet. Områden med gråskala symboliserar berg i dagen, en underlagrad relief blir synlig eftersom områden = 0 har exkluderats. Beräkningarna bygger på material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055 och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord. . . . .	48
15	Illustrerar hur pass väl den beräknade potentiella erosionen (de två ytorna till vänster) stämmer överens med beräknade områden för erosion och deposition (de två ytorna till höger) för två mindre områden inom avrinningsområdet. De tre rödmarkerade ringarna anger intressanta områden för jämförelse mellan dessa båda beräkningar. Ursprungsdata för dessa resultat har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord. . . . .	49
16	Den potentiella erosionen beräknad över områden där det sker en nettoerosion för år 2007. Procentvärdena är baserade på hela avrinningsområdet. Områden med gråskala är huvudsakligen berg i dagen (områden med en erosions/depositions-hastighet = 0). Den data som legat till grund för dessa beräkningar har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord. . . . .	50
17	Områden där det kan vara aktuellt med lämpliga åtgärder för att minska erosionen. Ursprungsdata har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord. . . . .	51
18	Områden där det kan vara aktuellt med lämpliga åtgärder för att minska erosionen. Ursprungsdata har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord. . . . .	52
19	Områden där det kan vara aktuellt med lämpliga åtgärder för att minska erosionen. Ursprungsdata har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord. . . . .	53
20	Histogram för de höjdvärden som ligger till grund för höjdmodellen. Som det framgår av grafen är data i det närmaste normalfördelad. Data har medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055. . . . .	75
21	Andelen vattendrag i klasserna <i>Vattendrag under mark</i> och <i>Vattentub och vattenränna</i> inom respektive i avrinningsområdets närhet. ©Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055. . . . .	76
22	Månadsmedeltemperatur (min och max) samt medelnederbörd för München, Bayern Tyskland, baserat på perioden 1971-2000. © [86]. . . . .	77

23	Den potentiella erosionen beräknad endast över områden där det sker en nettoerosion för 2000-2009. Procentvärdena är baserade på hela avrinningsområdet. Områden med gråskala är huvudsakligen berg i dagen (områden med en erosions/depositionshastighet = 0). Den data som legat till grund för dessa beräkningar har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord. . . . .	77
24	Illustrerar den flödesackumulering som använts vid beräkningen av $D_R$ samt vilka områden som klippts ut innan beräkningen av flödesackumuleringen. Beräkningarna bygger på material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055. . . . .	78

## Tabeller

1	Värden på a och b för respektive månad samt om de baseras på en linjär eller en icke-linjär metod. Samtliga värden är erhållna från [40] och konverterade till SI-enheter med faktorer från samma författare . . . . .	31
2	Värden för klassificering av SNA:s jordartskarta [71], vilka baseras på motsvarande klassningsvärden av [43] . . . . .	32
3	Värden för klassificering av markanvändning efter [43] . . . . .	34
4	Värden på a för olika marktyper. Modifierad efter [76] . . . . .	36
5	Omklassningstabell för flödesriktningsvärden . . . . .	37
6	Sammanfattning över de områden som överskred kravet som ställs i fall $m = 0, 6$ och $n = 1, 3$ i ekvation 13 . . . . .	43
7	Värden från korsvalidering för olika RBF-metoder . . . . .	75
8	RMSE-värden för 3 olika interpolationsmetoder med en upplösning av 50 m . . . . .	75
9	Den maximala beräknade flödesackumuleringen över hela höjmodellens yta vid olika utklippningsdjup . . . . .	76
10	Transportberäkningar för relevanta ämnen utförda av institutionen för vatten och miljö, SLU samt beräknade värden för den totala mängden lösta ämnen och mängden suspenderat material. Provtagning har skett vid avrinningsområdets utlopp (se figur 4). Data är erhållit från [78], år 2007 . . . . .	79

## A Höjdmodellen



Figur 20: Histogram för de höjdvärden som ligger till grund för höjdmodellen. Som det framgår av grafen är data i det närmaste normalfördelad. Data har medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055.

Tabell 7: Värden från korsvalidering för olika RBF-metoder

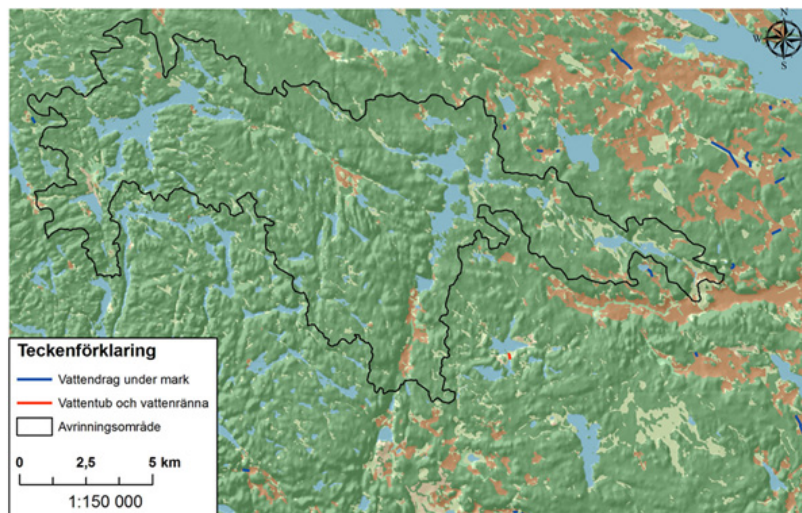
Metod	RMSE
Completely Regularized Spline	0,6132
Spline with Tension	0,6767
Multiquadric	0,6951
Inverse Multiquadric	0,6023
Thin Plate Spline	0,6742

Tabell 8: RMSE-värden för 3 olika interpolationsmetoder med en upplösning av 50 m

Metod	RMSE
Inverse Multiquadric	2,06
Natural Neighbor	1,14
TIN-metoden	0,43

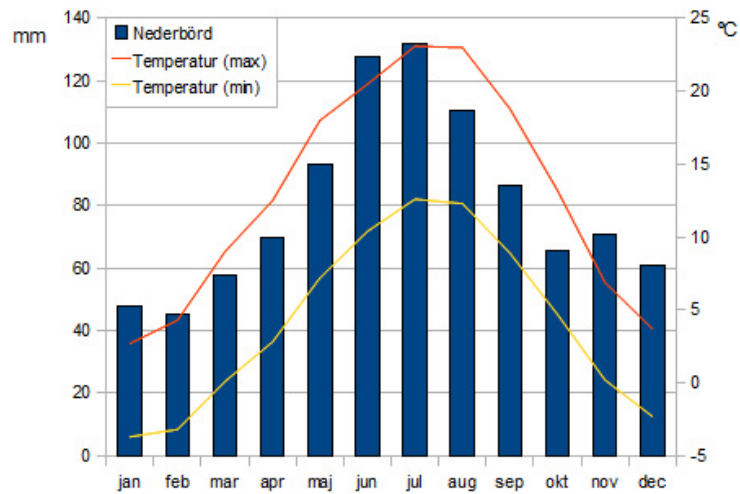
Tabell 9: Den maximala beräknade flödesackumuleringen över hela höjdmodellens yta vid olika utklippningsdjup

Utklippningsdjup	Maximal flödesackumulering
Ursprunglig Höjdmodell	378765
Utklippning med 1 m	372091
Utklippning med 2 m	365649
Utklippning med 3 m	494162
Utklippning med 4 m	509682



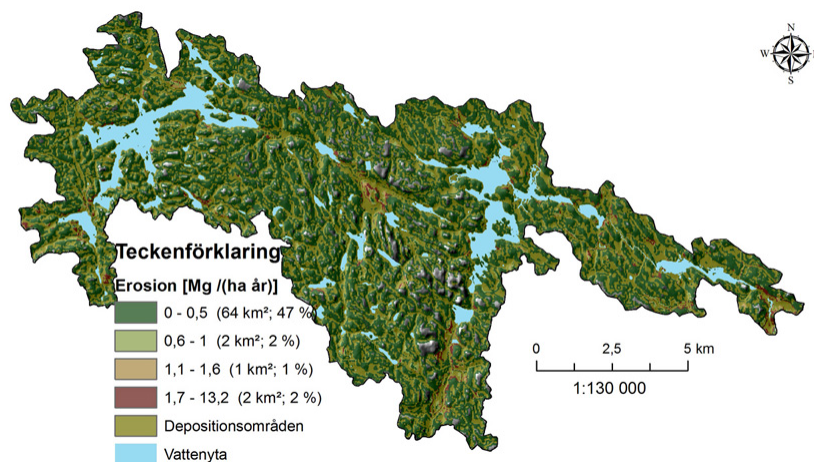
Figur 21: Andelen vattendrag i klasserna *Vattendrag under mark* och *Vattentub och vattenränna* inom respektive i avrinningsområdets närhet. ©Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055.

## B R-faktorn



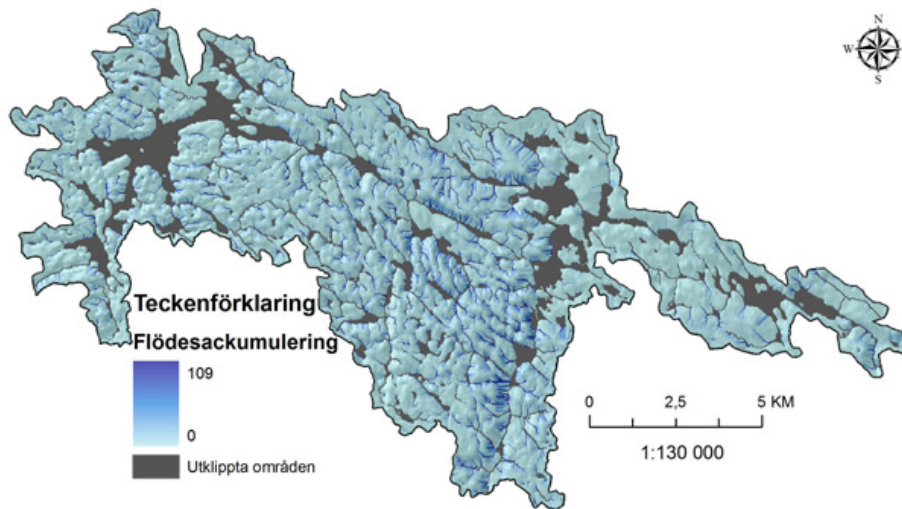
Figur 22: Månadsmedeltemperatur (min och max) samt medelnederbörd för München, Bayern Tyskland, baserat på perioden 1971-2000. © [86].

## C Erosion- och depositionsområden



Figur 23: Den potentiella erosionen beräknad endast över områden där det sker en nettoerosion för 2000-2009. Procentvärdena är baserade på hela avrinningsområdet. Områden med gråskala är huvudsakligen berg i dagen (områden med en erosions/depositionsastighet = 0). Den data som legat till grund för dessa beräkningar har följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055, ©SMHI och Jordartskartan (1:1,25 milj) ur Sveriges Nationalatlas, PC-atlasen GIS, Berg och jord.

## D Den totala mängden sediment (delberäkning)



Figur 24: Illustrerar den flödesackumulering som använts vid beräkningen av  $D_R$  samt vilka områden som klippts ut innan beräkningen av flödesackumuleringen. Beräkningarna bygger på material med följande medgivande: © Lantmäteriet Gävle 2010. Medgivande I 2010/0055.

## E Vattenkemi

Tabell 10: Transportberäkningar för relevanta ämnen utförda av institutionen för vatten och miljö, SLU samt beräknade värden för den totala mängden lösta ämnen och mängden suspenderat material. Provtagning har skett vid avrinningsområdets utlopp (se figur 4). Data är erhållet från [78], år 2007

Total mängd lösta ämnen		Mängden suspenderat material	
<b>Substans</b>	<b>Mängd [ton]</b>	Summa:	$\frac{\text{tot-P}}{0,1\%} = 658 \text{ ton}$
Ca	$1,63 \cdot 10^2$	Area:	140 km <sup>2</sup>
Mg	$3,72 \cdot 10^1$	Summa/yta:	4,7 ton/km <sup>2</sup>
Na	$1,56 \cdot 10^2$		
K	$2,92 \cdot 10^1$		
SO <sub>4</sub>	$1,62 \cdot 10^2$		
Cl	$2,37 \cdot 10^2$		
Tot-N	$1,65 \cdot 10^1$		
Tot-P	$6,58 \cdot 10^{-1}$		
Si	$1,04 \cdot 10^2$		
TOC	$3,77 \cdot 10^2$		
Fe	$2,56 \cdot 10^1$		
Mn	1,20		
Cu	$2,92 \cdot 10^{-2}$		
Zn	$1,03 \cdot 10^{-1}$		
Al	$1,39 \cdot 10^1$		
Pb	$1,00 \cdot 10^{-2}$		
Cr	$3,00 \cdot 10^{-2}$		
Ni	$2,00 \cdot 10^{-2}$		
As	$1,00 \cdot 10^{-2}$		
V	$3,00 \cdot 10^{-2}$		
Summa:	$1,32 \cdot 10^3$		
Area:	140 km <sup>2</sup>		
Summa/yta:	9,45 ton/km <sup>2</sup>		

## F Erosionsmoduler

### F.1 TIN-metod

```
# Script arguments...
Sampling_Distance = sys.argv[1]
if Sampling_Distance == '#?':
    Sampling_Distance = "CELLSIZE 25" # provide a default value if unspecified

# Process: Raster to TIN...
gp.RasterTin_3d(elevation_s, dem_tin, "1", "", "1")

# Process: Clip...
gp.Clip_analysis(HK, cut_DEM2, Output_Feature_Class, "")

# Process: Edit TIN...
gp.EditTin_3d(dem_tin, "C:\\GIS_temp\\TEMP\\HK_Clip1.shp <None> <None> hardline false")

# Process: TIN to Raster...
gp.TinRaster_3d(elevation_s_RasterTin_2_, DEMENTIN25A, "FLOAT",
"NATURAL_NEIGHBORS", Sampling_Distance, "1")
```

## F.2 RMSE

```
# Process: Extract Values to Points...
gp.ExtractValuesToPoints_sa(Elev20, imrbfptr50, ExtDEM_shp, "NONE", "VALUE_ONLY")

# Process: Add Field...
gp.AddField_management(ExtDEM_shp, "RMSE", "DOUBLE", "", "", "", "", "NON_NULLABLE",
"NON_REQUIRED", "")

# Process: Calculate Field...
gp.CalculateField_management(Extract_RBFpoin2_shp, "RMSE", "([RASTERVALU] -[GRID_CODE])^2",
"VB", "")

# Process: Select...
gp.Select_analysis(Extract_RBFpoin2_shp__3_, Extract_RBFpoin2_Select_shp, "\"RASTERVALU\" >=0")

# Process: Summary Statistics...
gp.Statistics_analysis(Extract_RBFpoin2_Select_shp, RMSEtemp_dbf, "RMSE SUM", "")
```

## F.3 Flödesackumulering

Ett förtydligande är på sin plats för denna modul. Värdet på *Input\_raster\_or\_constant\_value\_2* = -4 som förekommer vid 3 tillfällen (dock med en något modifierad form), d.v.s. -4 ersätts naturligtvis vid de olika körningarna till -1, -2, -3 respektive. -4.

```
Cellsize = sys.argv[2]
if Cellsize == '#':
    Cellsize = "25" # provide a default value if unspecified

Cellsize__2_ = sys.argv[3]
if Cellsize__2_ == '#':
    Cellsize__2_ = "25" # provide a default value if unspecified

Input_raster_or_constant_value_2 = sys.argv[6]
if Input_raster_or_constant_value_2 == '#':
    Input_raster_or_constant_value_2 = "-1" # provide a default value if unspecified

Input_raster_or_constant_value_2__2_ = sys.argv[7]
if Input_raster_or_constant_value_2__2_ == '#':
    Input_raster_or_constant_value_2__2_ = "-1" # provide a default value if unspecified

Cellsize__4_ = sys.argv[8]
if Cellsize__4_ == '#':
    Cellsize__4_ = "25" # provide a default value if unspecified

Input_raster_or_constant_value_2__4_ = sys.argv[9]
if Input_raster_or_constant_value_2__4_ == '#':
    Input_raster_or_constant_value_2__4_ = "-1" # provide a default value if unspecified

# Process: Clip...
gp.Clip_analysis(vattenyta_mv_trk, cut_DEM2, Output_Feature_Class, "")

# Process: Add Field...
gp.AddField_management(Output_Feature_Class, "lake", "SHORT", "", "", "", "",
"NON_NULLABLE", "NON_REQUIRED", "")

# Process: Calculate Field...
gp.CalculateField_management(vattenytor_Clip2_shp, "lake", "1", "VB", "")

# Process: Dissolve...
```



```

gp.Dissolve_management(vattenytor_Clip2_shp__2_, vattenytor_Clip2_Dissolve1_shp, "lake",
    "", "MULTI_PART", "DISSOLVE_LINES")

# Process: Polygon to Raster (5)...
gp.PolygonToRaster_conversion(vattenytor_Clip2_Dissolve1_shp, "lake",
    Output_Raster_Dataset__5_, "CELL_CENTER", "NONE", Cellsize__2_)

# Process: Times...
gp.Times_sa(Output_Raster_Dataset__5_, Input_raster_or_constant_value_2__2_, TLake)

# Process: Clip (2)...
gp.Clip_analysis(vattendrag_hl_trk, cut_DEM2, Output_Feature_Class__2_, "")

# Process: Add Field (2)...
gp.AddField_management(Output_Feature_Class__2_, "River", "SHORT", "", "", "", "",
    "NON_NULLABLE", "NON_REQUIRED", "")

# Process: Calculate Field (2)...
gp.CalculateField_management(vattendrag_Clip_Select_shp__2_, "River", "1", "VB", "")

# Process: Dissolve (2)...
gp.Dissolve_management(vattendrag_Clip_Select_shp__3_, vattendrag_Clip_Select_Disso_shp, "River",
    "", "MULTI_PART", "DISSOLVE_LINES")

# Process: Polyline to Raster...
gp.PolylineToRaster_conversion(vattendrag_Clip_Select_Disso_shp, "River", Output_Raster_Dataset,
    "MAXIMUM_LENGTH", "NONE", Cellsize)

# Process: Times (2)...
gp.Times_sa(Output_Raster_Dataset, Input_raster_or_constant_value_2, tRiver)

# Process: Clip (3)...
gp.Clip_analysis(BergSank_ms_trk, cut_DEM2, Output_Feature_Class__3_, "")

# Process: Select (3)...
gp.Select_analysis(Output_Feature_Class__3_, BergSank_ms_trk_Clip_Select_shp,
    "KATEGORI IN ('Sankmark, normal', 'Sankmark, svårframkomlig')")

# Process: Add Field (3)...
gp.AddField_management(BergSank_ms_trk_Clip_Select_shp, "sank", "SHORT", "", "", "", "",
    "NON_NULLABLE", "NON_REQUIRED", "")

# Process: Calculate Field (3)...
gp.CalculateField_management(BergSank_ms_trk_Clip_Select_shp__2_, "sank", "1", "VB", "")

# Process: Dissolve (3)...
gp.Dissolve_management(BergSank_ms_trk_Clip_Select_shp__3_, BergSank_ms_trk_Clip_Select__shp,
    "sank", "", "MULTI_PART", "DISSOLVE_LINES")

# Process: Polygon to Raster (2)...
gp.PolygonToRaster_conversion(BergSank_ms_trk_Clip_Select__shp, "sank", Output_Raster_Dataset__2_,
    "CELL_CENTER", "NONE", Cellsize__4_)

# Process: Times (4)...
gp.Times_sa(Output_Raster_Dataset__2_, Input_raster_or_constant_value_2__4_, TSank)

# Process: Single Output Map Algebra...
tempEnvironment0 = gp.extent
gp.extent = "559701,156655164 6498703,87541167 597604,819277083 6526902,25903614"
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("merge((merge(TRiver, TLake, TSank) + DEMTIN25A),
    DEMTIN25A)", demtin25aR1, "C:\\GIS_temp\\TEMP\\tlake;C:\\GIS_temp\\TEMP

```

```

\\triver;C:\\GIS_temp\\TEMP\\tsank;C:\\GIS_temp\\TEMP\\DEMTIN25A")
gp.extent = tempEnvironment0

```

## F.4 För beräkning av avrinningsområde

```

Snap_distance = sys.argv[3]
if Snap_distance == '#':
    Snap_distance = "50" # provide a default value if unspecified

# Process: Fill...
gp.Fill_sa(demtin25ar3, Output_surface_raster, "")

# Process: Flow Direction...
gp.FlowDirection_sa(Output_surface_raster, Output_flow_direction_raster, "NORMAL", temp)

# Process: Delete...
gp.Delete_management(temp, "")

# Process: Snap Pour Point...
gp.SnapPourPoint_sa(pkt_kila, demtin25ar3ac, SnapPou_pkt_1, Snap_distance, "Id")

# Process: Watershed...
gp.Watershed_sa(Output_flow_direction_raster, SnapPou_pkt_1, ARO, "VALUE")

# Process: Raster to Polygon...
gp.RasterToPolygon_conversion(ARO, ARO3m_shp, "SIMPLIFY", "VALUE")

```

## F.5 Blockdatabasen

```

# Process: Add Field...
gp.AddField_management(Block2007Clip99J, "CFaktor", "DOUBLE", "", "", "", "",
    "NON_NULLABLE", "NON_REQUIRED", "")

# Process: Calculate Field...
gp.CalculateField_management(Block2007Clip99J_2_, "CFaktor", "Cfac", "VB",
    "Dim Cfac as double\\n\\nif [Field4] = 4
    then\\nCfac =0.100\\n\\nelse\\nCfac = Cfac\\nend if\\n\\nif
    [Field4] = 52 then\\nCfac =0.100\\n\\nelse\\nCfac = Cfac\\nend if\\n\\nif
    [Field4] = 54 then\\nCfac =0.050\\n\\nelse\\nCfac = Cfac\\nend if\\n\\n\\nif
    [Field4] = 49 then\\nCfac = 0.100\\n\\nelseif
    [Field4] = 50 then\\nCfac = 0.100\\n\\nelse\\nCfac = Cfac\\nend if\\n\\nif
    [Field4] = 60 then\\nCfac =0.075\\n\\nelse\\nCfac = Cfac\\nend if\\n\\nif
    [Field4] = 62 then\\nCfac =0.050\\n\\nelse\\nCfac = Cfac\\nend if")

```

## F.6 Terrängkartan

```

# Process: Clip (2)...
gp.Clip_analysis(BergSank_ms_trk, Avrinningsområde, Output_Feature_Class_2_, "")

# Process: Clip...
gp.Clip_analysis(markyta_trk_M2, Avrinningsområde, Output_Feature_Class, "")

# Process: Merge...
gp.Merge_management("BergSank_ms_trk_Clip1.shp;
markyta_trk_M2_Clip.shp", MarkytaBerg_shp, "KKOD
'KKOD' true true false 5 Long 0 5 ,First,#,BergSank_ms_trk_Clip1.shp,
KKOD,-1,-1,markyta_trk_M2_Clip.shp,
KKOD,-1,-1;KATEGORI 'KATEGORI' true true false 50 Text 0 0 ,First,#,
BergSank_ms_trk_Clip1.shp,

```

```
KATEGORI,-1,-1,markyta_trk_M2_Clip.shp,
KATEGORI,-1,-1;SHAPE_AREA 'SHAPE_AREA' true true false 19 Double 0 0 ,First,#,
BergSank_ms_trk_Clip1.shp,
SHAPE_AREA,-1,-1,markyta_trk_M2_Clip.shp,
SHAPE_AREA,-1,-1;SHAPE_LEN 'SHAPE_LEN' true true false 19 Double 0 0 ,First,#,
BergSank_ms_trk_Clip1.shp,SHAPE_LEN,-1,-1,
markyta_trk_M2_Clip.shp,SHAPE_LEN,-1,-1;Typ 'Typ' true
true false 254 Text 0 0 ,First,#,markyta_trk_M2_Clip.shp,
Typ,-1,-1")
```

```
# Process: Add Field...
```

```
gp.AddField_management(MarkytaBerg_shp, "CFaktor", "DOUBLE", "", "", "", "",
"NON_NULLABLE", "NON_REQUIRED", "")
```

```
# Process: Calculate Field...
```

```
gp.CalculateField_management(MarkytaBerg_shp_3_, "CFaktor", "NewTyp", "VB",
"Dim NewTyp as double\n\n'All form av bebyggelse\nif [KKOD] < 12 then
\nNewTyp = NewTyp\nelseif [KKOD] < 17 then\nNewTyp = 0.030\nelse\
nNewTyp = NewTyp\nend if\n\nVatten resp vattenyta med diffus strandlinje
\nif [KKOD] = 1 then\nNewTyp = 0\nelseif [KKOD] = 18 then\nNewTyp = 0\
nelse\nNewTyp = NewTyp\nend if\n\n'Annan öppen mark\nif [KKOD] = 5 then\
nNewTyp = 0.100\nelseif [KKOD] = 17 then\nNewTyp = 0.100\nelse\
nNewTyp = NewTyp\nend if\n\n'Åker och fruktodling\nif [KKOD] = 4 then
\nNewTyp = 0.100\nelseif [KKOD] = 7 then\nNewTyp = 0.100\nelse\
nNewTyp = NewTyp\nend if\n\n'Skog, barr och blandskog samt lövskog\
nif [KKOD] = 2 then\nNewTyp = 0.005\nelseif [KKOD] = 19 then\
nNewTyp = 0.005\nelse\nNewTyp = NewTyp\nend if\n\n'Sankmark\
nif [KKOD] = 31 then\nNewTyp = 0.0100\nelseif [KKOD] = 32 then\
nNewTyp = 0.0100\nelse\nNewTyp = NewTyp\nend if\n\n'Berg i dagen\
nif [KKOD] = 33 then\nNewTyp = 0.200\nelse\nNewTyp = NewTyp\nend if")
```

## F.7 Knn

```
# Local variables...
```

```
Input_raster_or_constant_value_2 = "50"
Input_raster_or_constant_value_2_2_ = "80"
```

```
# Process: Extract by Mask (2)...
```

```
gp.ExtractByMask_sa(AGE_05_P_05_tif, Avrinningsområde, Output_raster_3_)
```

```
# Process: Extract by Mask (3)...
```

```
gp.ExtractByMask_sa(AGE_04_P_05_tif, Avrinningsområde, Output_raster_4_)
```

```
# Process: Create Raster Dataset...
```

```
gp.CreateRasterDataset_management(TEMP, "knn", "25", "8_BIT_UNSIGNED",
"PROJCS['SWEREF99_TM',GEOGCS['GCS_SWEREF99',DATUM['D_SWEREF99',SPHEROID[
'GRS_1980',6378137.0,298.257222101]],PRIMEM['Greenwich',0.0],UNIT['Degree',
0.0174532925199433]],PROJECTION['Transverse_Mercator'],PARAMETER['False_Easting',
500000.0],PARAMETER['False_Northing',0.0],PARAMETER['Central_Meridian',15.0],
PARAMETER['Scale_Factor',0.9996],PARAMETER['Latitude_Of_Origin',0.0],
UNIT['Meter',1.0]]", "1", "", "PYRAMIDS -1 NEAREST", "128 128", "LZ77",
"-5120763,26772381 9997964,23583161")
```

```
# Process: Extract by Mask (4)...
```

```
gp.ExtractByMask_sa(knn, Avrinningsområde_2_, Output_raster_2_)
```

```
# Process: Mosaic...
```

```
gp.Mosaic_management("Extract_AGE_2; Extract_AGE_1", Output_raster_2_,
"LAST", "FIRST", "", "", "NONE", "0", "NONE")
```

```
# Process: Select...
```

```
gp.Select_analysis(markyta_trk_M2, markyta_trk_M2_Select_shp, "\"KKOD\" = 19")
```

```

# Process: Extract by Mask...
gp.ExtractByMask_sa(Extract_knn1, markyta_trk_M2_Select_shp, knnL)

# Process: Greater Than...
gp.GreaterThan_sa(knnL, Input_raster_or_constant_value_2, knnageL60t)

# Process: Reclassify...
gp.Reclassify_sa(knnageL60t, "VALUE", "0 NODATA;0 1 1", knnageL60, "DATA")

# Process: Select (2)...
gp.Select_analysis(markyta_trk_M2__2_, markyta_trk_M2_Select_shp__3_, "\"KKOD\" = 2")

# Process: Extract by Mask (5)...
gp.ExtractByMask_sa(Extract_knn1, markyta_trk_M2_Select_shp__3_, knnB__2_)

# Process: Greater Than (2)...
gp.GreaterThan_sa(knnB__2_, Input_raster_or_constant_value_2__2_, Greater_knnb1)

# Process: Reclassify (2)...
gp.Reclassify_sa(Greater_knnb1, "VALUE", "0 NODATA;0 1 2", knnB80, "DATA")

```

## F.8 Sammanslagning av C-faktorer

```

# Process: Polygon to Raster (2)...
gp.PolygonToRaster_conversion(MarkytaBerg, "CFaktor", MarkytaBergT, "CELL_CENTER", "NONE", "25")

# Process: Polygon to Raster...
gp.PolygonToRaster_conversion(avverkatAR0, "FID", avverkatAR0T, "CELL_CENTER", "NONE", "25")

# Process: Single Output Map Algebra (2)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("(avverkatAR0T >= 0) * 0.040", avverkatT,
"C:\\GIS_temp\\TEMP\\avverkatAR0T")

# Process: Extract by Mask...
gp.ExtractByMask_sa(avverkatT, Avrinningsområde, avverkat)

# Process: Polygon to Raster (3)...
gp.PolygonToRaster_conversion(Block2007C99J, "CFaktor", block2007j, "CELL_CENTER", "NONE", "25")

# Process: Single Output Map Algebra...
tempEnvironment0 = gp.extent
gp.extent = "564388,293869085 6508452,52619274 590564,655777012 6522891,06034257"
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("Merge(Block2007J, avverkat, MarkytaBergT)", cmarkblock,
"C:\\GIS_temp\\P_modell\\MarkytaBergT;C:\\GIS_temp\\P_modell\\knn\\avverkat;
C:\\GIS_temp\\P_modell\\block2007j")
gp.extent = tempEnvironment0

```

## F.9 K-faktorn

```

# Process: Add Field...
gp.AddField_management(soilAR099, "KFaktor", "DOUBLE", "", "", "", "",
"NON_NULLABLE", "NON_REQUIRED", "")

# Process: Calculate Field...
gp.CalculateField_management(soilAR099__2_, "KFaktor", "NewTyp", "VB", "Dim NewTyp as double

'Grovm, sand, grud och isälvs sediment
if [NATJORD_ID] = 3 then
NewTyp = 0.265
elseif [NATJORD_ID] = 4 then

```

```

NewTyp = 0.330
else
NewTyp = NewTyp
end if

' Kalt berg och lera-finmo
if [NATJORD_ID] = 7 then
NewTyp = 0.200
elseif [NATJORD_ID] = 2 then
NewTyp = 0.415
else
NewTyp = NewTyp
end if

'Morän och Torv
if [NATJORD_ID] = 6 then
NewTyp = 0.380
elseif [NATJORD_ID] = 1 then
NewTyp = 0.300
else
NewTyp = NewTyp
end if")

# Process: Calculate Field (2)...
gp.CalculateField_management(soilAR099__4_, "KFaktor", "[KFaktor] / 7.59", "VB", "")

# Process: Polygon to Raster...
gp.PolygonToRaster_conversion(soilAR099__3_, "KFaktor", Kfaktor, "CELL_CENTER", "NONE", "25")

```

## F.10 R-faktorn

```

# Process: Add Join...
gp.AddJoin_management(station_99, "nr", Data_, "F1", "KEEP_COMMON")

# Process: IDW...
gp.Idw_sa(station_99__2_, "Data\$.F3", rdagallT, "25", "2", "VARIABLE 12", "")

# Process: Extract by Mask...
gp.ExtractByMask_sa(rdagallT, aro3m, rdag07)

# Process: Remove Join...
gp.RemoveJoin_management(station_99__2_, "Data\$")

```

## F.11 LS-faktorn

```

# Local variables...
Input_raster_or_constant_value_2 = "14"

# Process: Extract by Mask...
gp.ExtractByMask_sa(demtin25ar3, aro3m, Output_raster)

# Process: Aspect...
gp.Aspect_sa(Output_raster, AspectLS)

# Process: Fill...
gp.Fill_sa(Output_raster, Output_surface_raster, "")

# Process: Flow Direction...
gp.FlowDirection_sa(Output_surface_raster, Output_flow_direction_raster, "NORMAL", temp)

# Process: Delete...

```

```

gp.Delete_management(temp, "")

# Process: Slope...
gp.Slope_sa(Output_raster, SlopeLS, "DEGREE", "1")

# Process: Flow Accumulation...
gp.FlowAccumulation_sa(Output_flow_direction_raster, FlowAccLS, "", "FLOAT")

# Process: Single Output Map Algebra...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("POW(((25*FlowAccLS) DIV 22.13),0.6) *
POW((SIN(SlopeLS * 0.01745) DIV 0.0896),1.3)) * 1.6", ls,
"C:\\GIS_temp\\TEMP\\slope1s;C:\\GIS_temp\\TEMP\\FlowAccLS")

# Process: Greater Than Equal...
gp.GreaterThanEqual_sa(SlopeLS, Input_raster_or_constant_value_2, slopls14T)

# Process: Reclassify...
gp.Reclassify_sa(slopls14T, "VALUE", "0 NODATA;0 1 1", SlopeSL14, "DATA")

# Process: Raster to Polygon...
gp.RasterToPolygon_conversion(SlopeSL14, SlopeLS14_shp, "SIMPLIFY", "VALUE")

```

## F.12 Erosion- och depositionsområden

```

# Local variables...
Input_raster_or_constant_value_2__5_ = "0"

# Process: Extract by Mask...
gp.ExtractByMask_sa(demtin25ar3, aro3m, Output_raster__3_)

# Process: Aspect (4)...
gp.Aspect_sa(Output_raster__3_, Aspect)

# Process: Single Output Map Algebra...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("ls * K * C * R *
COS((((Aspect * (-1)) + 450) * 0.01745))", qsx,
"ls;r;
c;k;aspect")

# Process: Slope...
gp.Slope_sa(qsx, qsxSlope, "DEGREE", "1")

# Process: Aspect (2)...
gp.Aspect_sa(qsx, qsxAspect)

# Process: Single Output Map Algebra (3)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("COS((((qsxAspect * (-1)) + 450) * 0.01745)) *
TAN((qsxSlope * 0.01745))", qsxDx,
"qsxslope;qsxAspect")

# Process: Single Output Map Algebra (2)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("ls * K * C * R *
SIN((((Aspect * (-1)) + 450) * 0.01745))", qsy,
"aspect;k;c;r;ls")

# Process: Slope (2)...
gp.Slope_sa(qsy, qsySlope, "DEGREE", "1")

# Process: Aspect (3)...
gp.Aspect_sa(qsy, qsyAspect)

```

```

# Process: Single Output Map Algebra (4)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("SIN((((qsyAspect * (-1)) + 450 ) * 0.01745)) *
TAN((qsySlope * 0.01745))", qsyDy,"qsyslope;syAspect")

# Process: Single Output Map Algebra (5)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("qsxDx + qsyDy", erodep,"qsxdx;qsydy")

# Process: Equal To...
gp.EqualTo_sa(erodep, Input_raster_or_constant_value_2__5_, EqualTo_erod2)

# Process: Reclassify...
gp.Reclassify_sa(EqualTo_erod2, "VALUE", "0 1;0 1 NODATA", Reclass_Equa3, "DATA")

# Process: Times (5)...
gp.Times_sa(Reclass_Equa3, erodep, erodep__2_)

```

### F.13 Erosionsberäkning utifrån nettoerosionsområden

```

# Local variables...
Input_raster_or_constant_value_2__5_ = "0"
Input_raster_or_constant_value_2 = "0"

# Process: Extract by Mask...
gp.ExtractByMask_sa(demtin25ar3, aro3m, Output_raster__3_)

# Process: Aspect (4)...
gp.Aspect_sa(Output_raster__3_, Aspect)

# Process: Single Output Map Algebra...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("ls * kfaktor * cmarkblockub * r7junjul *
COS((((Aspect * (-1)) + 450) * 0.01745)) ", qsx,
"aspect;ls;r7junjul;cmarkblockub;kfaktor")

# Process: Slope...
gp.Slope_sa(qsx, qsxSlope, "DEGREE", "1")

# Process: Aspect (2)...
gp.Aspect_sa(qsx, qsxAspect)

# Process: Single Output Map Algebra (3)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("COS((((qsxAspect * (-1)) + 450 ) * 0.01745)) *
TAN((qsxSlope * 0.01745))", qsxDx,
"qsxslope;qsxAspect")

# Process: Single Output Map Algebra (2)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("ls * kfaktor * cmarkblockub * r7junjul *
SIN((((Aspect * (-1)) + 450) * 0.01745)) ", qsy,
"aspect;ls;r7junjul;cmarkblockub;kfaktor")

# Process: Slope (2)...
gp.Slope_sa(qsy, qsySlope, "DEGREE", "1")

# Process: Aspect (3)...
gp.Aspect_sa(qsy, qsyAspect)

# Process: Single Output Map Algebra (4)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("SIN((((qsyAspect * (-1)) + 450 ) * 0.01745)) *
TAN((qsySlope * 0.01745))", qsyDy, "qsyslope;
qsyAspect")

# Process: Single Output Map Algebra (5)...

```

```

gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("qsxDx + qsyDy", erodep,
"qsxdx;qsydy")

# Process: Equal To...
gp.EqualTo_sa(erodep, Input_raster_or_constant_value_2, EqualTo_erod3)

# Process: Reclassify (2)...
gp.Reclassify_sa(EqualTo_erod3, "VALUE", "0 1;0 1 NODATA", Reclass_Equa4, "DATA")

# Process: Times...
gp.Times_sa(erodep, Reclass_Equa4, Output_raster)

# Process: Less Than...
gp.LessThan_sa(Output_raster, Input_raster_or_constant_value_2__5_, eroareaT)

# Process: Reclassify...
gp.Reclassify_sa(eroareaT, "VALUE", "0 NODATA;0 1 1", EroAreaT2, "DATA")

# Process: Single Output Map Algebra (6)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("kfaktor * cmarkblockub * r7junjul * ls * EroAreaT2",
erosionN0dep, "kfaktor;cmarkblockub;r7junjul;ls;EroAreaT2")

```

## F.14 Den totala mängden sediment

```

# Local variables...
Input_raster_or_constant_value_2__2_ = "1"
Input_raster_or_constant_value_2__3_ = "0"
Input_raster_or_constant_value_2__5_ = "0"

# Process: Extract by Mask (2)...
gp.ExtractByMask_sa(demtin25ar3, aro3m__2_, Output_raster)

# Process: Fill...
gp.Fill_sa(Output_raster, Output_surface_raster, "")

# Process: Flow Direction...
gp.FlowDirection_sa(Output_surface_raster, Output_flow_direction_raster, "NORMAL", temp)

# Process: Reclassify (4)...
gp.Reclassify_sa(Output_flow_direction_raster, "VALUE",
"1 25;1 2 35;2 4 25;4 8 35;8 16 25;16 32 35;32 64 25;64 128 35", 1, "DATA")

# Process: Slope (3)...
gp.Slope_sa(Output_surface_raster, s, "PERCENT_RISE", "1")

# Process: Add Field (2)...
gp.AddField_management(MarkytaBerg__2_, "DHR", "DOUBLE", "", "", "", "",
"NON_NULLABLE", "NON_REQUIRED", "")

# Process: Calculate Field (2)...
gp.CalculateField_management(Block2007C99J__4_, "DHR", "NewTyp", "VB",
"Dim NewTyp as double\n\n'Bebyggelse\nif [KKOD] > 11 then \n
nNewTyp = 6.19\nelseif [KKOD] < 17 then \n\nNewTyp = 6.19\nelseif
nNewTyp=NewTyp\nendif\n\n\nif [KKOD] = 2 then ' Skog, barr och blandskog\n
nNewTyp = 1.16\nelseif [KKOD] = 19 then 'Slätter och beesvall\n\nNewTyp = 1.16\n
elseif [KKOD] = 18 then 'Vattenyta med diffus strandlinje \n\nNewTyp = 1\nelseif
nNewTyp=NewTyp\nendif\n\n\nif [KKOD] = 33 then 'Berg i dagen\n\nNewTyp = 6.19\n
elseif\n\nNewTyp=NewTyp\nendif\n\n\nif [KKOD] = 31 then ' Sankmark, svårframkomlig \n
nNewTyp = 4.91\nelseif [KKOD] = 32 then 'Sankmark, normal\n\nNewTyp = 4.91\nelseif

```





```

# Process: Greater Than Equal (2)...
gp.GreaterThanEqual_sa(vattendrag_h5, Input_raster_or_constant_value_2__3_,
Greater_vatt2)

# Process: Times...
gp.Times_sa(Greater_vatt2, Input_raster_or_constant_value_2__2_, vattendrag)

# Process: Single Output Map Algebra (10)...
tempEnvironment0 = gp.extent
gp.extent = "564388,293869085 6508452,52619274 590564,655777012 6522891,06034257"
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("merge(MarkytaBergV, vattendrag, dr0T)", SingleOutput10,
"c:\\GIS_temp\\TEMP\\dr0T;c:\\GIS_temp\\TEMP\\MarkytaBergV;
c:\\GIS_temp\\TEMP\\vattendrag")
gp.extent = tempEnvironment0

# Process: Reclassify (5)...
gp.Reclassify_sa(SingleOutput10, "VALUE", "0 1;0 1 NODATA", Reclass_Sing1, "DATA")

# Process: Extract by Mask (4)...
gp.ExtractByMask_sa(demtin25ar3, Reclass_Sing1, Output_raster__4_)

# Process: Fill (2)...
gp.Fill_sa(Output_raster__4_, Output_surface_raster__2_, "")

# Process: Flow Direction (2)...
gp.FlowDirection_sa(Output_surface_raster__2_, Output_flow_direction_raster__2_, "NORMAL", temp__2_)

# Process: Reclassify (6)...
gp.Reclassify_sa(dr0T, "VALUE", "0 NODATA;0 1 0", Dr0, "DATA")

# Process: Flow Accumulation (2)...
gp.FlowAccumulation_sa(Output_flow_direction_raster__2_, DHRtt, dhrT, "FLOAT")

# Process: Single Output Map Algebra (8)...
tempEnvironment0 = gp.extent
gp.extent = "564388,293869085 6508452,52619274 590564,655777012 6522891,06034257"
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("merge(MarkytaBergV, vattendrag, DHRtt, Dr0)", DHR,
"c:\\GIS_temp\\TEMP\\MarkytaBergV;c:\\GIS_temp\\TEMP\\vattendrag;
c:\\GIS_temp\\TEMP\\dr0;c:\\GIS_temp\\TEMP\\dhrtt")
gp.extent = tempEnvironment0

# Process: Extract by Mask...
gp.ExtractByMask_sa(demtin25ar3, aro3m, Output_raster__3_)

# Process: Aspect (4)...
gp.Aspect_sa(Output_raster__3_, Aspect)

# Process: Single Output Map Algebra...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("ls * kfaktor * cmarkblockub * r7junjul *
COS(((Aspect * (-1)) + 450) * 0.01745)", qsx,
"aspect;ls;r7junjul;cmarkblockub;kfaktor")

# Process: Slope...
gp.Slope_sa(qsx, qsxSlope, "DEGREE", "1")

# Process: Aspect (2)...
gp.Aspect_sa(qsx, qsxAspect)

# Process: Single Output Map Algebra (3)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("COS(((qsxAspect * (-1)) + 450) * 0.01745)) *

```

```

TAN((qsxDx * 0.01745))", qsxDx, "qsxslope;
qsxAspect")

# Process: Single Output Map Algebra (2)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("ls * kfaktor * cmarkblockub * r7junjul *
SIN(((Aspect * (-1)) + 450) * 0.01745))", qsy,
"aspect;ls;r7junjul;cmarkblockub;kfaktor")

# Process: Slope (2)...
gp.Slope_sa(qsy, qsySlope, "DEGREE", "1")

# Process: Aspect (3)...
gp.Aspect_sa(qsy, qsyAspect)

# Process: Single Output Map Algebra (4)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("SIN(((qsyAspect * (-1)) + 450) * 0.01745)) *
TAN((qsySlope * 0.01745))", qsyDy, "qsyslope;
qsyAspect")

# Process: Single Output Map Algebra (5)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("qsxDx + qsyDy", erodep,
"qsxdx;qsydy")

# Process: Less Than...
gp.LessThan_sa(erodep, Input_raster_or_constant_value_2_5_, eroareaT)

# Process: Single Output Map Algebra (6)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("ls * r7junjul * cmarkblockub * kfaktor * eroareaT",
eroarea, "ls;r7junjul;cmarkblockub;kfaktor;eroareat")

# Process: Single Output Map Algebra (9)...
gp.SingleOutputMapAlgebra_sa("DHR * eroArea", SyT,
"P_modell\dhr;eroarea")

# Process: Flow Accumulation...
gp.FlowAccumulation_sa(Output_flow_direction_raster, Output_accumulation_raster,
SyT, "FLOAT")

# Process: Extract Values to Points...
gp.ExtractValuesToPoints_sa(outflow_2_, Output_accumulation_raster, syEr_shp,
"NONE", "VALUE_ONLY")

# Process: Spatial Join (2)...
gp.SpatialJoin_analysis(aro3m_2_, syEr_shp, aro3mJ_shp, "JOIN_ONE_TO_ONE",
"KEEP_ALL", "ID 'ID' true true false 10 Double 0 10 ,First,#,
aro3m.shp,ID,-1,-1;GRIDCODE 'GRIDCODE' true true false 10 Double 0 10 ,First,
#,aro3m.shp, GRIDCODE,-1,-1;ID_1 'ID_1' true true false 6 Long 0 6 ,First,#,
syEr.shp,ID,-1,-1;RASTERVALU 'RASTERVALU' true true false 19
Double 8 18 ,First,#,syEr.shp,RASTERVALU,-1,-1",
"INTERSECTS", "0 Meters", "")

# Process: Add Field (3)...
gp.AddField_management(aro3mJ_shp, "area", "DOUBLE", "", "", "", "",
"NON_NULLABLE", "NON_REQUIRED", "")

# Process: Calculate Field (3)...
gp.CalculateField_management(aro3m_SpatialJoin_shp_2_, "area", "dblArea",
"VB", "Dim dblArea as double\nDim pArea as IArea\nSet pArea = [shape]\n
ndblArea = pArea.area / 10000\n")

# Process: Add Field (4)...

```

```
gp.AddField_management(ar03mJ_shp__5_, "SyErTonHa", "DOUBLE", "", "", "", "",  
"NON_NULLABLE", "NON_REQUIRED", "")
```

```
# Process: Calculate Field (4)...
```

```
gp.CalculateField_management(ar03mJ_shp__4_, "SyErTonHa",  
"[RASTERVALU] / [area]", "VB", "")
```