



UPPSALA
UNIVERSITET

UPPTEC W 24007

Examensarbete 30 hp

April 2024

Kvantifiering av förändrad grundvattennivå vid simulerad dikesrensning

Elsa Fastrup



Abstract

Ditch network maintenance (DNM) is an established forestry practice in Sweden to keep ditches ability to convey water, which lower the water table to increase tree growth. In this study, a tool was created and tested to forecast the change in groundwater table during DNM to understand the impact from DNM on tree growth and negative environmental effects. The tool applied the Depth-to-Water (DTW) method to estimate groundwater table depth as the lowest summed elevation difference to surface flow channels, with respect to the topography in a digital terrain model (DTM). To estimate the groundwater table after DNM, DTW was applied to a DTM with simulated DNM. Compared to field measures the DTM with simulated DNM had an improved representation of ditch depth than the DTM without, but not sufficiently to mimic a DNM. The DTW method was tested with different hydrological processing on the DTM for derivation of surface flow channels and with the elevation difference calculated from the DTM versus hydrologically processed DTM. The hydrological preprocessing method with all functions, filling and breaching sinks, and smoothing the ground surface, derived the most realistic surface flow channels and estimated the groundwater table with generally the lowest root mean standard deviation (RMSE) compared to field measurements and other hydrological processing methods. When the elevation difference is calculated from the hydrologically processed DTM it improved the estimated groundwater table. The tool's estimated groundwater table had the lowest RMSE of 0.28 m and a bias of 0.10 m, which is not enough to use the tool for decision support. Further studies would be needed for better estimated groundwater table and developed methods to be able to use the tool as decision support for DNM.

Key words: Depth-to-Water, DTW, ditch network maintenance, water table, surface flow channels, hydrological preprocessing, GIS, DTM

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences, Uppsala university, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sweden

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Uppsala

Handledare: Henrik Persson Ämnesgranskare: Thomas Grabs

Examinator: Johan Arnqvist



UPPSALA
UNIVERSITET

Kvantifiering av förändrad grundvattennivå vid simulerad dikesrensning

Elsa Fastrup

Referat

Dikesrensning är en etablerad åtgärd inom skogproduktion i Sverige för att bevara dikenas förmåga att leda vatten, och den sänkta grundvattennivån som ökat trädens tillväxt. I denna studie skapades och testades ett verktyg för att prognostisera förändringen av grundvattennivån vid simulerad dikesrensning för att förstå dikesrensningens påverkan på trädens tillväxt och negativa miljöeffekter. Verktöget applicerar Depth-to-Water (DTW) metoden för att skatta grundvattendjupet som lägsta summerade höjdskillnad till härlett ytvattensystem, med topografin från en digital markmodell. För att skatta grundvattennivån efter dikesrensning, så applicerades DTW på en markmodell med simulerad dikesrensning. Den simulerade dikesrensningen redigerade höjdvärdet längs dikesbotten i markmodellen till att representera dikesdjupet bättre men inte tillräckligt för att efterlikna en dikesrensning. DTW-metoden testades med olika hydrologiska bearbetningsmetoder av markmodellen för härledning av ytvattensystem och med höjdskillnaden beräknad från markmodellen respektive den hydrologiskt bearbetade markmodellen. Hydrologiska bearbetningsmetoden med samtliga funktioner, fylla och gräva kopplingar mellan sänkor, och utjämna markytan, härledde det mest realistiska ytvattensystemet och skattade grundvattennivån med generellt lägst medelavvikelse jämfört med fältmätningar och andra hydrologiska bearbetningsmetoder. När höjdskillnaden beräknades från den hydrologiskt bearbetade markmodellen skattades grundvattennivån markant bättre. Verktögets metod för skattade grundvattennivå med lägst medelavvikelse var på 0,28 m och bias på 0,10 m, vilket inte är tillräckligt för att använda verktöget för beslutsunderlag. Fortsatta studier skulle behövas för en bättre skattad grundvattennivå och med utvecklad metod för att kunna använda verktöget som beslutsunderlag vid dikesrensning.

Nyckelord: Depth-to-Water, DTW, dikesrensning, grundvattennivå, ytvattensystem, hydrologisk bearbetning, markmodell, GIS, DTM

*Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet,
Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sverige*

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Uppsala

Handledare: Henrik Persson Ämnesgranskare: Thomas Grabs

Examinator: Johan Arnqvist

Förord

Detta examensarbete utgör den sista kursen på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik som ges i samarbete mellan Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbetet omfattar 30 högskolepoäng och har gjorts i samarbete med det svenska skogsbrukets forskningsinstitut Skogforsk.

Jag vill ge ett stort tack till min handledare Henrik Persson för värdefull och lärorik återkoppling genomgående examensarbetet. Jag vill också ge ett stort tack till min kontaktperson Eva Ring för betydelsefulla möten och min ämnesgranskare Thomas Grabs för viktig vägledning. Ytterligare ett stort tack till er på Skogforsk i Uppsala för att jag har fått ta del av er trevliga och hjälpsamma arbetsmiljö, ni förgyllde min tillvaro.

Fem år av studier lider mot sitt slut och jag vill framförallt tacka alla nära och kära för allt stöd, roliga minnen, pluggpauser och för att ni gör mitt liv härligare. Jag vill även tacka Sveriges Lantbruksuniversitet för möjligheten att åka på utbytesstudier. Ett sista tack vill jag också ge till artisten Gabriell Aphlin för låten Night Bus som har varit min plugglåt och mest spelade låt 5 år i rad.

Elsa Fastrup

Uppsala, April 2024

Copyright © Elsa Fastrup och Institutionen för geovetenskap, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet.

UPTEC W 24007, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad i DiVA, 2024, genom institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. (<http://www.diva-portal.org/>)

Populärvetenskaplig sammanfattning

I Sverige motsvarar 58 % av landytan produktiv skogsmark, vars produkter tillhörde Sveriges topp 10 inkomstbringande exportörer år 2022. Trädens tillväxt är beroende av vatten men en konstant hög grundvattennivå kan bromsa den. En miljon hektar skogsmark har uppskattats dikats för att sänka grundvattennivån och öka trädens tillväxt eftersom trädens rötter får ett mer gynnsamt förhållande mellan syre och vatten. Med tiden kan diken behöva underhållas, så kallad dikesrensning, från växter och sedimenterat material för att bibehålla dikets vattenledande förmåga. För god miljöhänsyn ska varje dikesrensning väga produktionsnytta mot negativ miljöpåverkan, men det är svårt för skogsägare att navigera kring behovet av dikesrensning och hur regelverket väger produktionsnytta mot negativ miljöpåverkan. Syftet med denna studie var att skapa ett verktyg som kan fungera som ett beslutsstöd vid dikesrensning till skogsägare genom att prognostisera förändringen av grundvattennivån.

Verktyget beräknade förändringen av grundvattennivån för ett område genom att jämföra det modellerade tillståndet på grundvattennivån före med efter simulerad dikesrensning. Genom att skatta grundvattennivån med metoden Depth-to-Water (DTW) behövs endast topografin och ytvattnets placering för området. DTW-metoden antar att grundvattennivån har nått markytan där ytvatten finns och för övrig yta beräknas djupet till grundvattennivån som minsta höjdskillnaden till markytan där ytvatten finns. Verktyget skattar alltså grundvattennivån endast med avseende på markytan och utesluter påverkande faktorer som väder, växtlighet och jordart. Markytan representeras i digitala topografiska kartor, så kallade markmodeller, som finns för hela Sverige från Lantmäteriet och eftersom ytvattnet placering härleds från markmodellen gör det verktyget tillgängligt för alla skogsägare i Sverige. För den skattade grundvattennivån efter dikesrensning användes samma markmodell men med simulerad dikesrensning genom att redigera markytan längs dikesbotten. Verktygets simulerade dikesrensning efterliknar därför en dikesrensning till dikets ursprungliga dikesbotten.

Verktyget testades på ett studerat skogsområde på torvmark som dikesrensades i samband med avverkning. Fältförsökets dikessystem bestod av ytligare dräneringsdiken vars vatten leddes bort av ett djupare avloppsdike. Den simulerade dikesrensningen efterliknade dikessystemets med avseende på två olika dikestyper i markmodellen men med möjlighet till utveckling. På området prognostiserade verktyget en förändring av grundvattennivåer med både orealistiskt stora sänkningar men också höjningar. Den höjda grundvattennivån berodde på att ytvattnet härleddes i de ytligare dräneringsdikena för tillståndet efter dikesrensning men inte före, vilket innebär att grundvattennivån skattades från en högre position efter dikesrensning än före. Om ytvattnets placering var oförändrad före och efter simulerad dikesrensning skulle endast den simulerade dikesrensningen påverka den prognoserade förändringen. Det är dock osäkert om DTW-metoden kan skatta grundvattennivån genom att efterlikna dikesbottens markyta. Eftersom när DTW-metodens skattade grundvattennivå på det studerade området jämfördes med mätningar blev skattningen bättre när markytan längs dikesbotten hade höjts istället sänkts. Detta berodde förmodligen på att den höjda markytan efterliknade vattenytan i diket och därav grundvattennivån bättre. Den förbättrade skattningen kan bero på att de jämförda mätningarna var ett medelvärde från april och maj efter snösmältning när grundvattennivån är hög. Eftersom DTW-metoden antar att grundvattennivåns höjd är markytan där ytvatten härleds gör det att dikesbotten inte alltid är representativ som grundvattennivå. För att jämföra verktygets med ett motsvarande tillstånd i fält skulle fältförsökets vattenyta i diket behöva vara dokumenterad. Trots den förbättrade skattningen med höjd dikesbotten sträckte sig avvikelserna från den mätta grundvattennivån över den generella förändringen vid dikesrensning i torvmark, vilket gör verktyget olämpligt för användning. Verktygets metod skulle behöva utvecklas och testas på flera olika terrängar för att fungera som ett beslutsstöd vid dikesrensning.

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Syfte & Frågeställningar	3
1.2	Avgränsningar	4
2	Material	5
2.1	Områdesbeskrivning fältförsök E303 Tobo	5
2.2	Markmodell	9
3	Metod	11
3.1	Simulering av dikesrensning	12
3.2	Depth-to-Water (DTW)	14
3.3	Beräkning av förändrad grundvattennivå vid simulerad dikesrensning	20
4	Resultat	21
4.1	Simulering av dikesrensning (DRS)	21
4.2	Hydrologisk bearbetning av markmodell	21
4.3	Skattning av grundvattennivå	22
4.4	Kvantifiering av förändrad grundvattennivå vid simulerad dikesrensning	28
5	Diskussion	30
5.1	Simulering av dikesrensning	30
5.2	Hydrologisk bearbetning av markmodell	31
5.3	Skattning av grundvattennivå	32
5.4	Kvantifiering av förändrad grundvattennivå vid simulerad dikesrensning	34
5.5	Osäkerheter i mätningar av dikesbotten och grundvattennivå	35
5.6	Verktygets tillämpbarhet	35
5.7	Vidare studier	36
6	Slutsatser	37
	Referenser	38
7	Appendix	41
7.1	Placering av mätpunkter för dikesbotten före och efter dikesrensning	41
7.2	Tidpunkt för mätningar av grundvattennivån	41
7.3	Grundvattenrörens förflyttning i höjddled	42
7.4	Lantmäteriets markmodeller med utsnitt för fältförsökets avrinningsområde	42
7.5	PathDistance Standardinställningar	43
7.6	Pythonscript : Simulering av dikesrensning	44
7.7	Pythonscript : Hydrologisk bearbetning GF av markmodell	55
7.8	Pythonscript : Hydrologisk bearbetning GUF av markmodell	57
7.9	Pythonscript : DTW	59

1 Inledning

I Sverige finns 23,5 miljoner hektar produktiv skogsmark (58 % av landytan), som producerar minst 1 m³ virkesvolym per hektar och år (SLU 2023). År 2022 tillhörde produkterna papper, papp och varor därav tillsammans en av Sveriges tio viktigaste exportter (SCB 2023). En miljon hektar skogsmark i Sverige har uppskattats dikats någon gång för att öka trädens tillväxt genom att sänka grundvattennivån så trädens rötter kan få ett mer gynnsamt förhållande mellan syre och vatten (Sikström & Hökkä 2016; Skogskunskap 2023). En konstant hög grundvattennivå bidrar till ytliga rötter som bromsar tillväxten, ökar dödligheten och kan bidra till större risk för torkstress (Glenz et al. 2006; Kozlowski 1982). Med tiden kan dikens förmåga att leda vatten försämrats av växter och sediment, varav diken kan behöva underhållas, så kallad dikesrensning, för att bevara dikenas vattenledande förmågan och bibehålla den ökade tillväxten (Heikurainen 1973). I studier har en sänkning av grundvattennivån vid dikesrensning ökat trädens tillväxt hos tall med 0,5-1,8 m³ virkesvolym per hektar och år på torvmark beroende på bestånd och torvtyp (Sikström & Hökkä 2016). Dikesrensning kan också ha negativa miljökonsekvenser, exempelvis ökade utsläpp av växthusgaser, och ökat slam- och näringstransport som påverkar arter och livsmiljöer nedströms (Joensuu et al. 2002; Nieminen, Ahti et al. 2010; Nieminen, Sarkkola et al. 2021; Tong et al. 2022). För god miljöhänsyn ska varje dikesrensning väga produktionsnytta mot negativ miljöpåverkan, varav rensning enbart ska utföras där bibehållen trädväxt kan förväntas (Ring et al. 2008). Skogsindustrin har en nyckelroll i omställningen till ett koldioxidneutralt samhälle i Sverige varav ett värde finns i att bevara kolet som är bundet i skog, mark och långlivade träprodukter (Berndes, Börjesson & Egnell 2021). I en sammanfattning av kunskapsläget om dikesrensning från 2016 uttrycks behov om ytterligare forskning för att förstå markvattenförhållandets påverkan på trädens tillväxt och en robust metod för att bedöma markvattenförhållandena i fält (Sikström & Hökkä 2016). Metoden ska kunna bidra till beslutsstöd för behov av dikesrensning för att upprätthålla trädttillväxten på tidigare dränerade platser (ibid.).



Figur 1: Dikesrensning för att återställa dikesbotten. Foto : Eva Ring.

Markvattenförhållandet syftar på vattnet i den omättade zonen, mellan markytan och grundvattennivån, där porerna består av ett förhållande mellan syre och vatten som är tillgängligt för växter. Grundvattendjupet beskriver den omättade zonens utsträckning, avståndet från markytan till grundvattennivån. Grundvattennivån är den övre ytan av den mättade zonen, där alla porer är fyllda med vatten. Grundvattennivån varierar med tid och säsong beroende på områdets vattenbalans, lagring och till- och bortförsel av vatten, och sker genom nederbörd, evaporation, transpiration och avrinning (Sparrenbom & Jeppsson 2022). Vid dikning skapas vattenvägar som leder bort mark- och grundvatten snabbare varav grundvattennivån närliggande diket sänks. Diksystem planeras med dräneringsdiken vars syfte är att dränera marken på vatten och sänka grundvattennivån, och med djupare avloppsdiken vars syfte är att leda bort det dränerade vattnet (Heikurainen 1973). Hur stort område som påverkas beror på platsegenskaper som jordens vattenledande förmåga, också kallat jordens hydrauliska konduktivitet, och hydrauliska gradienten (Grip & Rodhe 2016).

Det finns hydrologiska spatiala modeller, exempelvis FLUSH och Suosimulaattori (SUSI), som kan skatta grundvattennivån i dikad torvmark med ett fel uttryckt i Root Mean Square Error (RMSE) på 0,039 - 0,15 m (Haahti et al. 2016; Laurén et al. 2021). Modellerna tar också hänsyn till biokemiska processer och beståndets eventuella tillväxt men kräver mer mätdata och fältundersökningar, bland annat hydraulisk konduktivitet, evaporation, bestånd och väder (Haahti et al. 2016; Laurén et al. 2021). Vissa faktorer kan variera mycket även inom ett visst område och kan vara svårt och kostsamt att mäta representativt.

En enklare metod som applicerats för att mäta markens fuktighet med avseende på skattat grundvattendjup är Depth-to-Water (DTW) beräknat utifrån topografin i avrinningsområdet och definierat ytvattensystem (Larson et al. 2022; Mohtashami et al. 2022; Murphy, Ogilvie & Arp 2009; White et al. 2013; Ågren, Lidberg, Strömberg et al. 2014). DTWs grundvattendjup kan beräknas med spatiala verktyg från en markmodell, raster över markytan i området markmodellen täcker, som lägsta kostnadsväg i höjdskillnad till ytvattensystemet där grundvattendjupet definieras som 0 m. De spatiala verktygen finns i geospatiala informationssystem (exempelvis ArcGIS eller WhiteboxTools), och kan också härleda ytvattensystemet. Metoden kräver en markmodell för intresseområdet, geospatiala verktyg och ett tröskelvärde för antalet ackumulerade flödesriktningar till en rastercell som krävs för att ytvattnet ska antas finnas där.

Ytvattensystemet kan härledas från en markmodell med antagandet att vattnets flödesriktning för respektive rastercell går till lägsta omgivande rastercell och antagandet att ett antal rastercellers flödesriktning måste ackumuleras för att grundvattnet ska nå markytan. För att flödets riktning inte ska bli odefinierad i små sänkor, där ingen omgivande rastercell är lägre, måste markmodellen hydrologiskt bearbetas. Hydrologisk bearbetning gör markmodellen sänkfri för att få kontinuerligt flödesmönster. Eftersom det är höjdvärdet i rastercellerna längs ytvattensystemet där höjdskillnaden beräknas ifrån är ytvattensystemets placering viktig vid skattning av grundvattendjupet.

Höjdskillnaden beräknas mellan rasterceller i markmodellen (White et al. 2013). En högre upplösning på markmodellen gör att detaljeringsgraden på markytan ökar varav småskaliga variation från stubbar eller stenar kan inkluderas (Mohtashami et al. 2022). Småskalig

variation i höjdskillnader i markmodeller visade på större förändringar mellan olika upplösningar på DTW-kartan på områden där terrängen är flack (Mohtashami et al. 2022). Det är därför intressant att jämma ut markmodellen för att undvika påverkan från småskalig variation när höjdskillnaden beräknas från markmodellen. Eftersom DTW-metoden utgår ifrån topografin skulle en dikesrensning kunna simuleras genom att redigera höjdvärdet längs dikesbotten i markmodellen. Det finns metoder för att redigera höjdvärdet längs ytvattensystem i markmodeller, men metoderna kan inte bestämma djupet eller ge en konstant nedåtgående lutning (J. Lindsay 2019a; J. B. Lindsay 2015; Whitebox 2023). Eftersom DTW definierar grundvattendjupet från höjdvärdena i markmodellens rasterceller längs ytvattensystemet är det viktigt att höjdvärdena är representativa. I den litteraturen som har studerats i detta examensarbete har ingen metod uppmärksamats som förändrat höjdvärdet i en markmodell längs en vektorbaserad flödeslinje med ett önskat djup och konstant lutning.

DTW-metoden har i tidigare studier visats användbar som indikator för att hitta våta områden olämpliga för körning i skog men inga studier har uppmärksamats för hur det skattade grundvattendjupet stämmer i fält. Eftersom flera konsekvenser av dikesrensning beror på den sänkta grundvattennivån finns det ett intresse att undersöka hur väl DTW skattar grundvattendjupet, och ifall DTW-metoden skulle kunna användas för att skapa ett verktyg som kan prognostisera förändringen av grundvattennivån vid simulerad dikesrensning.

1.1 Syfte & Frågeställningar

Syftet med det här examensarbetet är att skapa ett verktyg som kan kvantifiera förändringen av grundvattennivån vid simulerad dikesrensning. Verktöget kan bli ett viktigt beslutsunderlag för skogsägare eftersom det skulle kunna underlätta bedömningen av hur dikesrensningen på ett visst område kan påverka på trädens tillväxt och potentiella negativa miljökonsekvenser, såsom utsläpp av växthusgaser. Verktöget använder sig av DTW metoden för att skatta grundvattennivån före och efter dikesrensning utifrån markmodeller och vektorbaserade ytvattensystem härledda med geospatiala verktyg. Grundvattennivån för tillståndet efter dikesrensning skattades ifrån en markmodell med simulerad dikesrensning och metoden för den simulerade dikesrensningen utvecklades i detta examensarbete. För att analysera metoderna i verktöget och dess pålitlighet testades verktöget på Skogsforsks fältförsök E303 utanför Tobo. Examensarbetet svarade på följande frågeställningar:

1. Hur väl representeras markhöjden längs dikesbotten i Lantmäteriets markmodeller före och efter den simulerade dikesrensning i markmodellen?
2. Hur påverkar olika metoder av hydrologisk bearbetning markmodellen och ytvattensystemet?
3. Hur påverkar och hur pålitlig är verktögets skattning av grundvattennivån vid applicering av:
 - (a) Markmodell med eller utan simulerad dikesrensning
 - (b) Olika hydrologiska bearbetningsmetoder vid härledning av ytvattensystem
 - (c) Höjdskillnaden på markytan till ytvattensystemet beräknad från en markmodell eller en hydrologisk bearbetad markmodell

4. Hur prognostiserar verktyget förändringen av grundvattennivån på Skogforsks fältförsök E303 vid simulerad dikesrensning och användning av de olika hydrologiska bearbetningsmetoderna?

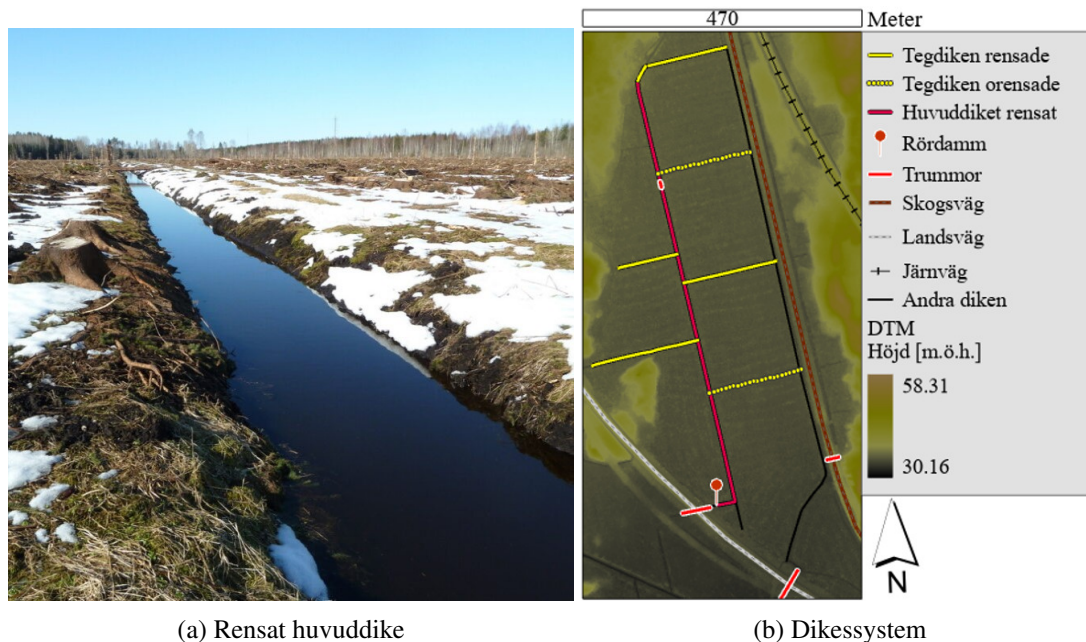
1.2 Avgränsningar

Eftersom grundvattennivån härleddes från DTW-metodens skattade grundvattendjup tar verktygets skattning endast hänsyn till markytan i markmodellen och ett härlett ytvattensystem. Verktyget tar alltså inte hänsyn till vegetation, jordens hydrauliska konduktivitet, väder eller andra faktorer som kan påverka grundvattennivån. Verktygets simulerade dikesrensningen efterliknade en dikesrensning där markhöjden i dikesbotten återskapades till att efterlikna den ursprungliga dikesbotten och inte ett underhåll där endast vegetation rensas bort.

2 Material

2.1 Områdesbeskrivning fältförsök E303 Tobo

Mätningar av dikesdjup och grundvattennivå i Skogforsks fältförsök E303 Tobo har använts för att analysera verktygets resultat (figur 2). Fältförsöket ligger väster om Tobo på dikad torvmark som används för skogsbruk, ungefär 40 km norr om Uppsala (60 °15'54"N, 17 °37'00"E, 30-35 m.ö.h.), se figur 2. Normalnederbörden och medeltemperatur i området för perioden 1991-2020 var 603 mm respektive 6,2 °C (enligt SMHIs station i Film som ligger 15 km sydost om försöket). Området är normalt snötäckt från november till april med ett minsta medeldjup på 5 cm. Marken har ett torvdjup på minst 0,8 meter och översta 30 cm i torven är höghumifierad. Dikesystemet utgörs av ett huvuddike, en typ av avloppsdike, med sex vinkelräta tegdiken, en typ av dräneringsdike. Ytterligare ett huvuddike ligger sydöst om fältförsöket och har markerats i figur 2. Vid ett fältbesök kunde fyra trummor identifieras som vid tillfället var vattenledande, se placering figur 2. Området är flackt och lutar endast 0,3 % längsmed huvuddiket från norr till söder (Tong et al. 2022).



Figur 2: (a) Fältförsökets placering i Sverige. Karta: Esri. (b) Rensat huvuddike i Tobo. Foto: Eva Ring, 2 nov 2017. (c) Karta över dikessystemet och försöksområdet.

Syftet med fältförsöket var att undersöka hur dikesrensning efter slutavverkning, med och utan markberedning i form av högläggning, påverkade föryngringsresultatet och grundvattennivån (figur 3). Fältförsöket har också använts för att mäta avgången av växthusgaser vid dikesrensning i samband med avverkning (Tong et al. 2022). Dessutom etablerades en så kallad rördamm i demonstrationssyfte. En rördamm är en vattenskyddsåtgärd för att förebygga transport av sediment (Skogforsk 2019). Ytan planterades med gran (*Picea abies*) under 1970-talet och i september 2017 slutavverkades trädbeståndet. Då var virkesförrådet 250 m³/ha (90 % gran och 10 % björk). I november 2017 dikesrensades dikessystemets huvuddike samt tre av sex tegdiken, se figur 2. Vid samma tillfälle som dikesrensning anla-

des rördammen nedströms det rensade huvuddiket och markberedningen utfördes på provytor. Elva provytor var placerade norr och söder om tegdikena. Varje provyta på $60 \times 80 \text{ m}^2$ bestod av två delytor, rektangulära transekter på $30 \times 80 \text{ m}^2$ med kortsidan längs diket, där en var höglagd och den andra inte. Året därpå, våren 2018, planterades området med granplantor, men väder, betes- och snytbaggeskador bidrog till att föryngringen blev undermålig, annan vegetation koloniserade området och högläggningens effekt blev svårtolkad (Tong et al. 2022). Två år efter dikesrensning var rördammen fylld på sedimenterat material var vid den tömdes. Se händelseförlopp i tabell 1.



Figur 3: Huvuddiket i orensat (a) och rensat (b) skick. Högläggning (c). Tegidket i orensat (d) och rensat (e). Rördamm (f). Foton: (a,d) Ulf Sikström, (b,c,e,f) Eva Ring.

Tabell 1: Händelseförlopp på Skogforsk fältförsök i Tobo

År	Månad	Händelse
2016	Apr	Grundvattenmätning börjar
2017	Aug-Sep	Avverkning
2017	Nov	Dikesrensning, högläggning och etablering av rördamm
2018	Maj	Plantering
2019	Mars	Rensning av rördammen
2019	Maj	Omplantering
2022	Nov	Grundvattenmätningar slutar

2.1.1 Mätningar av dikesdjup

Mätningarna av höjden längs dikesbotten har gjorts med Topcon GNSS med RTK-korrektion, varav höjdvärdet för respektive mätpunkt har en vertikal noggrannhet med 2 cm (Topcon u.å.). Mätningar gjordes för dikesbotten före och efter dikesrensning för huvuddiket och fem av sex tegdiken (figur 22b), den 7 oktober 2017 respektive den 14 november 2017. Se karta över mätpunkter i appendix 7.1 figur 22. Mätningen efter dikesrensning inkluderar även höjdvärdet för dikeskanten, varav medeldjupet efter dikesrensning beräknades till 0,7 meter i huvuddiket och 0,4 meter i tegdikena. Medeldjupet beräknades genom att subtrahera höjdvärdet i dikesbotten med medelvärde av höjden från båda dikeskanter, och gjordes för cirka 10 spridda placeringar för respektive dikestyp.

2.1.2 Mätningar av grundvattennivå

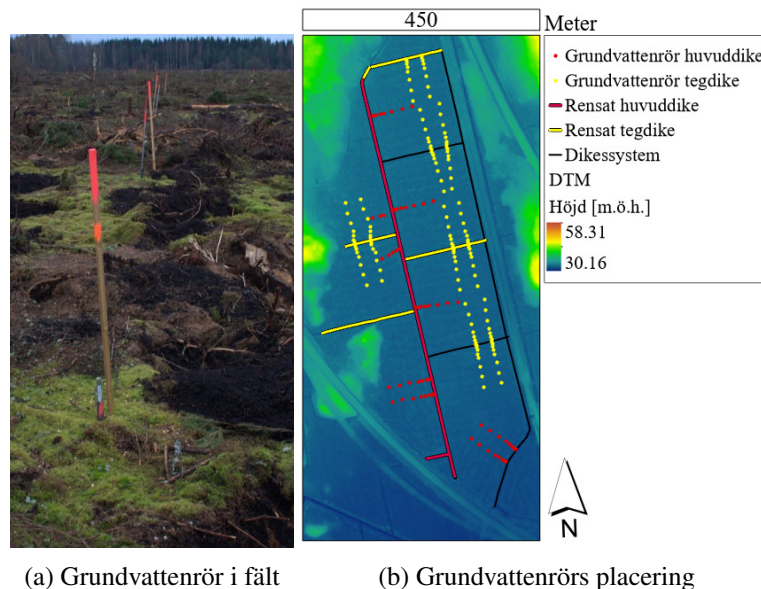
Det gjordes manuella mätningar av grundvattennivån med blåsrör på fältförsöket. Blåsrör är ett verktyg som ger ifrån sig ett ljud och motstånd vid blåsning när den når grundvattennivån, varav det går att läsa av avståndet på blåsröret från grundvattennivån till rörets övre kant. Blåsrörsmetoden uppskattas ha en osäkerhet på 0,5 cm. Rörkantens höjd och positionen av röret mättes med en handburen Topcon GNSS-mottagare med RTK-korrektion, med en vertikal noggrannhet på 2 cm (ibid.). Genom att subtrahera blåsrörets avstånd [m] från gps:ens rörkants höjd [m.ö.h.] kunde grundvattennivån (GVN) [m.ö.h.] bestämmas enligt:

$$GVN_{\text{rör}} = \text{Höjd}_{\text{rörkant}} - \text{Avstånd}_{\text{rör}} \quad (1)$$

Det observerade värdet på grundvattennivån är beräknat enligt ekvation 1, för respektive grundvattenrör och samtliga mätningar från 2018 till 2022. Grundvattenrörens övre kant-höjd och position mättes in 2017, 2020 och 2023, varav höjdvärdena från 2020 användes för samtliga beräkningar. Mätningarna från 2017 och 2023 indikerar på ett medelvärde för förflyttning av respektive grundvattenrör på 2,1-2,4 cm gentemot mätningen från 2020 (appendix 7.3 tabell 10).

Grundvattenrör installerades ungefär ett år före dikesrensning och avverkning. Mätningarna började samma år och fortsatte i sex år med 6-8 mätningar per år i samtliga rör från mars till december (tabell 9). Grundvattenrören installerades i transekter med avstånd 0,5, 4, 8, 16, 24, 40, 60 och 80 meter vinkelrätt mot respektive sida av diket, på både rensade och orensade huvud- och tegdiken, se figur 4b. Totalt installerades 206 rör som användes vid analys av grundvattenrörens förflyttning i höjddled, varav 124 av dem i transekter på

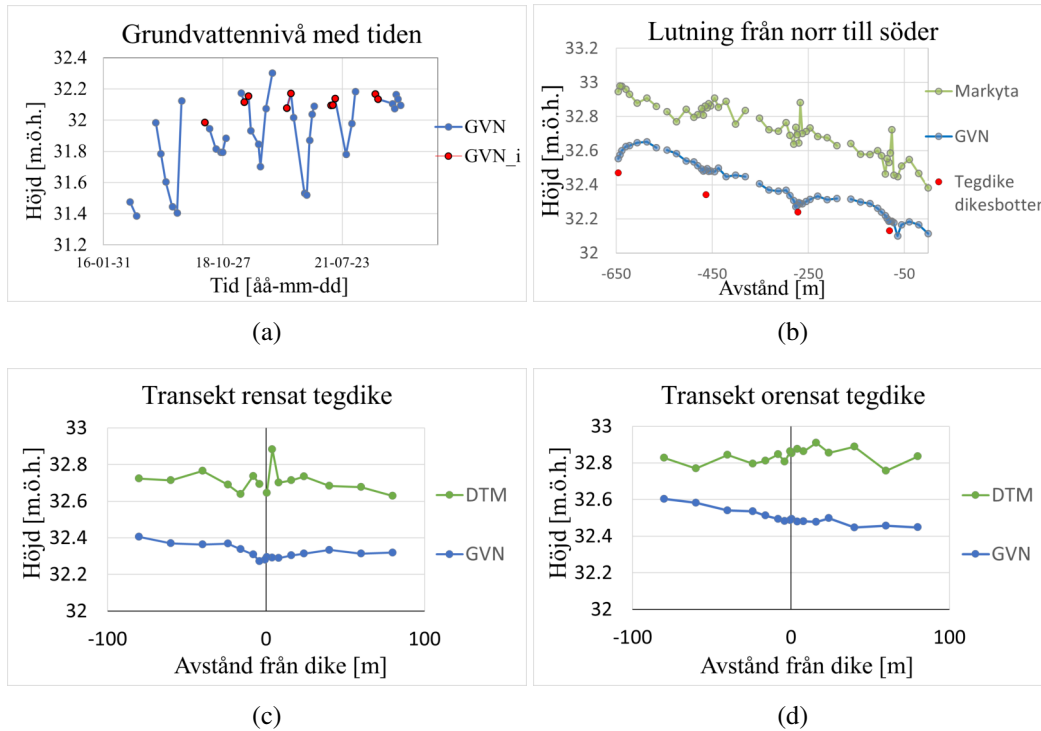
4-80 m till rensade och orensade tegdiken och analyserades med avseende på den skattade grundvattennivån i detta arbete. Grundvattenrören är gjorda av PVC, med en ytter- och innerdiameter på 32 mm respektive 26 mm. Rören är 125 cm långa, varav ungefär 1 m installerades under markytan (figur 4b) med ett lock för botten för att undvika att jordmaterial skulle tryckas in i röret vid installationen. Grundvattnet kunde sippra in och ut från hål med 3 mm diameter borrarade i röret. Hålen var fördelade i höjdlängd med 2,5 cm mellanrum och för varje höjd var två hål, med första hålen 2 cm från botten till ungefär 110 cm.



Figur 4: (a) Grundvattenrör i fält med markeringspinne. Fotot är taget 2 november 2017, efter avverkning och högläggningen. Foto: Eva Ring. (b) Grundvattenrörs placering i anslutning till rensat och orensat huvud- respektive huvuddike på fältförsök E303.

Från mätningarna går det att se hur grundvattennivån förändras över tid och säsong, och är hög efter snösmältningen och minskar över sommaren då evaporation och transpirationen ökar, se figur 5. Den flacka terrängen har en höjdskillnad från norr till söder, varav markytan och grundvattennivån lutar från norr till söder (figur 5). I transekten för mätningarna av grundvattennivån nära rensade tegdiken visas en sänkt grundvattennivå jämfört med motsvarande i det orensade diket (figur 5).

I studien jämförs verktygets skattade grundvattennivå med ett medelvärde för tillståndet efter dikesrensning motsvarande säsongen efter snösmältning med avseende på att grundvattennivåerna är mest jämförbara från år till år, och det fanns konsekventa mätningar från april och maj för varje år från 2018-2022 (figur 5).



Figur 5: (a) Grundvattennivån (GVN) med tiden i ett rör från samtliga mättillfällen från år 2016-2022. Röda prickar (GVN_i) motsvarar mättillfällen för medelvärde av grundvattennivån efter snösmältning från april och maj år 2018-2022. (b) Markytans och grundvattennivåns lutning från norr till söder, från mätvärden vid respektive i grundvattenrör i anslutning till tegdiken i östra raden längsmed skogsvägen. Röda prickar markerar tegdikenas placering och dess höjdvärde i dikesbotten. (c,d) Transekt för markyta och grundvattennivå i rensat (c) respektive orensat (d) tegdike. (b-d) Markytans höjd är mätt med Topcon GNSS med RTK-korrektion år 2020. (b-d) Grundvattennivån är ett medelvärde av mätningar i april och maj från 2018 till 2022 illustrerat i (a).

2.2 Markmodell

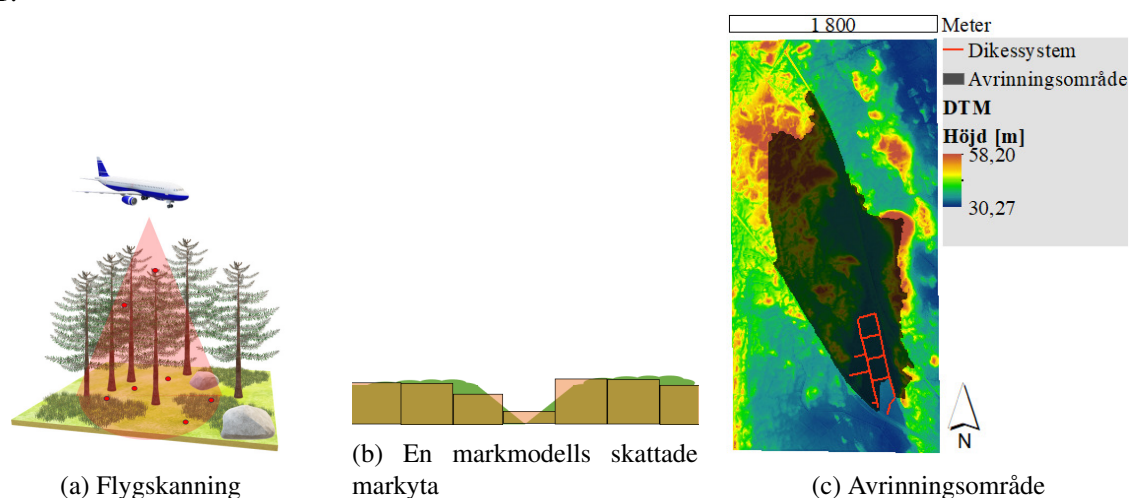
Två olika tillgängliga markmodeller har använts över Tobo för att representera markytan vid skattning av grundvattendjupet med DTW och för att analysera hur höjdvärde längs dikesbotten tas med i markmodellen. En markmodell (DTM) representerar markytan i form av raster där respektive rastercells höjdvärde motsvara markytan där. Lantmäteriet producerar markmodeller för Sverige från en nationell flygburen laserskanning (figur 6), där mätpunkterna klassificerade som markytan interpoleras med ett Triangulated Irregular Network (TIN) för att skatta höjdvärde på markytan i respektive rastercell (Lantmäteriet u.å.[a]).

Lantmäteriet har två tillgängliga markmodeller över Tobo, en baserad på laserdata från flygskanning 2010 före dikesrensning med $2 \times 2 \text{ m}^2$ upplösning, respektive 2020 (efter dikesrensning) med $1 \times 1 \text{ m}^2$ upplösning. Upplösningen är storleken på rastercellerna i markmodellen och den ökar med högre punkttäthet. Punkttätheten blir lägre i områden med tät vegetation eftersom färre mätpunkter når markytan (Viklander 2011). Vid användning av DTW-metoden för att skatta markfuktighet har en markmodell med upplösning på 1-2 m/pixel visats fördelaktig (Larson et al. 2022; Mohtashami et al. 2022). Markmodellerna i Sverige har

projektionen SWEREF99 TM och höjdreferenssystemet RH2000. SWEREF99 TM bygger på ett tvådimensionellt kartesiskt koordinatsystem i axlarna N-koordinater (Northing), från ekvatorn och positivt mot norr, och E-koordinater (Easting), avstånd från medelmeridianens (15°00'E) och positivt mot öster. Referenssystemet SWEREF 99 TM är tillämpat för användning på nationell nivå (Lantmäteriet u.å.[b]).

Laserdata från 2010 samlades in med en genomsnittlig punkttäthet på 0,5-1 punkter/m² och med en noggrannhet uttryckt som RMSE i höjd på 0,062 m i barrskog och generellt i plan på 0,24 m (Lundgren & Owenmyr 2010; Rönnberg 2011). Laserdata från 2020 samlades in med en genomsnittlig punkttäthet på 1.32 punkter/ m² och ett RMSE i höjd på 0,09 m i barrskog och generellt i plan på 0,3 m (Lindbom & Tirén 2020; Rönnberg 2011). Motsvarande höjdosäkerhet för kalhyggen presenterades inte i kvalitetsgranskningen från 2020, men i kvalitetsgranskningen från 2010 var RMSE på kalhygge 0,126 m (Lindbom & Tirén 2020; Lundgren & Owenmyr 2010). När laserdatan aggregerades till 2×2m² upplösning försämrades höjdvärdets RMSE med cirka 20 %, men det varierar beroende på terrängtyp (Rönnberg 2011).

Utsnittet som användes täcker avrinningsområdet för vattenflödet på fältförsökets yta i diket utlopp med marginal (figur 6). Avrinningsområdet härleddes med geospatiala verktyg i ArcGIS Pro med avseende på huvuddikets utlopp (ArcGIS u.å.[a]). Marginalen är för att inkludera ett förändrat flödesmönster vid användning av andra hydrologiska bearbetningsmetoder (sektion 3.2.1). Se markmodeller och dess utsnitt i appendix 7.4 figur 23 och tabell 11.

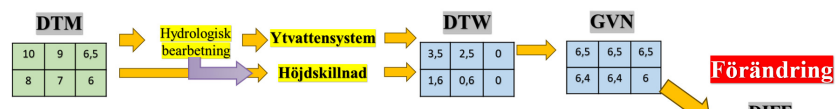


Figur 6: (a) Illustration av laserdata vid flygskanning. (b) Illustration av en markmodells skattade markhöjd vid ett dike, i profil. (c) Markmodell utsnitt som med marginal täcker det härledda avrinningsområdet för det rensade huvuddikets utlopp.

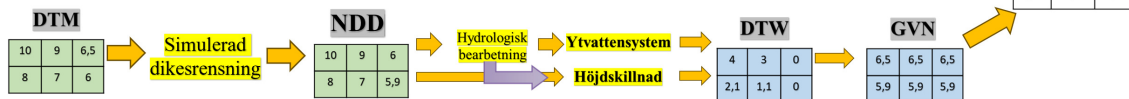
3 Metod

Ett verktyg skapades för att beräkna förändringen av grundvattennivån vid dikesrensning. Verktöget använder sig av DTW-metoden för att skatta grundvattendjupet som lägsta summerade höjdskillnad från där ytvatten antas finnas där. Med geospatiala verktyg skapas en DTW-karta, ett raster för grundvattendjupet, från en markmodell och härledda ytvattensystem. Ytvattensystem härleds från en markmodell som hydrologiskt bearbetas för att undvika sänkor och få ett mer kontinuerligt och korrekt flödesmönster. Verktöget skattar grundvattendjupets tillstånd före dikesrensning från en markmodell där diket inte är rensat. Grundvattendjupets tillstånd efter dikesrensning skattas från en markmodell med simulerad dikesrensning och höjdvärdet längs dikesbotten har redigerats för att efterlikna en dikesrensning till dikets nydikade form. Eftersom grundvattendjupet inte tar med förändringen av markhöjden längs dikesbotten vid simulerad dikesrensning så beräknas grundvattendjupet [m] om till en grundvattennivå [m.ö.h.] genom att subtrahera DTW-kartan från markmodellen och få ett raster för grundvattennivån (GVN-karta). Därav kan verktöget beräkna den förändrade grundvattennivån genom att subtrahera GVN-kartan för tillståndet efter dikesrensning med det före. Verktöget skapar ett raster (DIFF) med den skattade förändringen av grundvattennivån för respektive rastercell i markmodellens täckande område vid simulerad dikesrensning.

Tillstånd före



Tillstånd efter



Figur 7: Illustration av delsteg för hur verktöget beräknade den förändrade grundvattennivån (DIFF) genom att skatta grundvattennivån (GVN) från en markmodell (DTM) med DTW-metoden. Tillståndet på grundvattennivån före dikesrensning skattas från markmodellen medan tillståndet efter skattas från samma markmodell men med simulerad dikesrensning (NDD). De lila pilarna illustrerar en alternativ metod genom att beräkna höjdskillnaden från den hydrologiskt bearbetade markmodellen.

Verktöget testades på Skogforsk fältförsök E303. För att simulera en dikesrensning i markmodellen skapades ytterligare ett verktyg för simulering av dikesrensning, som redigerar höjdvärdet längs vektorbaserade linjer motsvarande dikesbottens placering till ett önskat dikesdjup för respektive dikestyp. Eftersom dikena eventuellt härleds som flödesväg och därav definierar höjdvärdet för grundvattennivån, så analyserades hur höjden längs dikesbotten i markmodellen stämmer överens med mätningar från fältförsöket. Analysen jämför mätningar före och efter dikesrensning, med Lantmäteriets två markmodeller (från 2010 före respektive 2020 efter dikesrensning), och för samma markmodeller med simulerad dikesrensning. Hur ytvattensystemet härleds beror på hydrologisk bearbetningsmetod varav tre olika metoder jämfördes med avseende på bearbetad markmodell och det härledda yt-

vattensystemet. Den skattade grundvattennivån testades också med avseende på när höjdskillnaden beräknades från den hydrologisk bearbetade markmodellen istället för markmodellen. Hur verktygets skattade grundvattennivåer stämmer överens med mätningar från fältförsöket analyseras med avseende på applicerad markmodell med och utan simulerad dikesrensning, de olika hydrologiska bearbetningsmetoderna och med avseende på om höjdskillnaden beräknas från markmodellen eller den hydrologiskt bearbetade markmodellen. Den metod, alltså den markmodell, hydrologisk bearbetningsmetod och markmodell vid beräknad höjdskillnad, med minst avvikelse från mätta grundvattennivån användes för att illustrera hur verktyget prognostiserade den förändrade grundvattennivån vid simulerad dikesrensning på fältförsöket E303. Metoden beskrivs mer detaljerat i följande underrubriker.

3.1 Simulering av dikesrensning

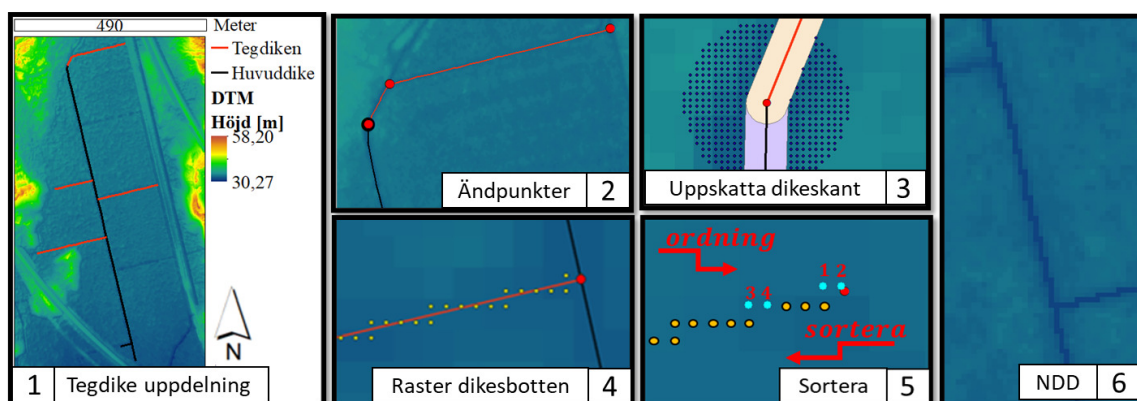
Ett verktyg skapades för simulering av dikesrensning (DRS) i en markmodell. DRS är utvecklat i Python och använder geospatiala verktyg från geografiska informationssystem applikationer ArcGIS Pro och WhiteboxTools, för att redigera höjdvärdet längs dikesbotten till att efterlikna en dikesrensning. För numerisk implementering, se kod i appendix 7.6. DRS tar hänsyn till ett dikessystem med ett avloppsdike med flera tillhörande dräneringsdiken, varav för respektive dikestyp definieras värden för önskat djup och vektorbaserade linjer där dikesrensning ska simuleras (tabell 2). I denna studie skapas de vektorbaserade linjerna som ska representera dikesbotten genom att manuellt skapa en vektorbaserad linje mellan GPS-punkterna från fältmätningen av dikesbotten efter dikesrensning (figur 8).

Tabell 2: Verktyget DRS indata för att simulera en dikesrensning på fältförsök i Tobo. *Önskat dikesdjup beräknades från mätpunkter, se sektion 2.1.1.

Indata till simulering av dikesrensning			
Filer	Markmodell	Vektorbaserad linje huvuddike	Vektorbaserade linjer tegdiken
Parametrar	Upplösning	Önskat dikesdjup*	Önskat dikesdjup*
Parametervärde	1 m ²	0,7 m	0,4 m

DRS simulerade en dikesrensning genom att extrahera rastercellerna längs vektorbaserade linjen motsvarande dikesbotten för att skapa rasterceller med samma position men med nya höjdvärden. De nya värdena bestämdes genom att beräkna höjdvärden för dikeslinjernas ändpunkter och interpolera värden för respektive rastercell däremellan (sektion 3.1.1). De nya rastercellerna skapades genom att rastercellerna längs den vektorbaserade linjen konverterades till vektorbaserade punkter som gavs de nya värdena. För att respektive rastercell ska få rätt värde sorterades de med avseenden på ordning och riktning längs den vektorbaserade linjen. Punkterna sorterades med avseende på längsta avstånd i N- eller E-koordinater, och i stigande eller fallande storleksordning beroende på höjdskillnaden mellan ändpunkterna. Sedan konverterades de vektorbaserade punkterna med nya värden till ett raster motsvarande rensade dikesbotten. Raster för huvud- respektive tegdike skapades separat för respektive vektorbaserad linje och motsvarande dikestyp önskade dikesdjup. Den nya markmodellen med simulerad dikesrensning (NDD) skapades genom att sammanfoga raster för rensade dikesbotten med den ursprungliga markmodellen i den prioriterade ordningen huvuddike, tegdike och markmodell. DRS process illustreras i figur 8.

De vektorbaserade linjerna för de olika tegdikenas dikesbotten bifogas till verktyget DRS i samma fil men behöver separeras för att hanteras enligt metoden beskriven i tidigare paragraf. Separationen gjordes genom att interpolera nya vektorbaserade linjer mellan tegdikenas ändpunkters koordinater. Detta bidrog till att den vektorbaserade linjen för diket och den interpolerade linjen inte stämde överens helt, och en risk för att redigeringen av rasterceller motsvarande dikesbotten i markmodellerna förflyttades i sidled.



Figur 8: Illustration av delsteg för DRS. (1) Filer för indata, markmodell och dikeslinjer där dikesdjup ska redigeras. (2) Dikeslinjernas ändpunkter extraheras. (3) Ändpunkternas nya höjdvärde för dikesbotten beräknas genom att subtrahera det önskade dikesdjupet från den skattade omgivande markytan. (4) Rasterceller längs dikeslinjen extraheras och konverteras till vektorbaserade punkter. (5) Punkterna sorteras för att ges nya interpolerade höjdvärden för dikesdjup. (6) Nytt raster för dikesbotten och markmodell sammanfogades till en markmodell med simulerad dikesrensning.

3.1.1 Beräkning av höjdvärden för ändpunkter

Ändpunkternas beräknade höjdvärden ska motsvara nya dikesbottens markyta och beräknades genom att uppskatta omgivande markytan och subtrahera de önskade dikesdjupen. Den omgivande markytan skattades med en interpolerad yta och metoden Inverse Distance Weighting (IDW) för rastercellerna inom en radie på 4 meter från ändpunkterna. Avståndet 4 meter antas kunna representera markytan längs dikeskanterna om höjdvärdena i diket exkluderas. För att exkludera höjdvärdena för rasterceller motsvarande i diket används en bufferyta med radie på 1 m från dikeslinjerna och antas vara tillräckligt för en markmodell med en upplösning på $1 \times 1 \text{ m}^2$. Samma procedur sker för huvud- samt tegdiken förutom tegdikenas ändpunkter som sammanfaller med huvuddiket. Tegdikenas utlopp i huvuddiket beräknades genom att ta motsvarande plats höjdvärde för det rensade huvuddikets dikesbotten och addera höjdskillnaden för de önskade dikesdjupen. Om utloppets nya höjdvärde översteg det nya höjdvärdet för tegdikets andra ändpunkt, så används istället endast huvuddikets nya interpolerade värde för att se till att tegdikenas lutning går åt rätt håll.

3.1.2 Analys av dikesdjup

Hur väl simuleringen av dikesrensningen efterliknade en verklig dikesrensning analyserades genom att jämföra mätvärdena före och efter dikesrensning med motsvarande höjdvär-

dena från DTM och NDD. Mätvärden fanns längs rensade dikesbotten och motsvarade 344 mätpunkter före dikesrensning respektive 261 efter dikesrensning. Karta över mätpunkter finns i appendix 7.1 figur 22. Noggrannheten beräknades genom att jämföra höjdvärdena och uttrycka felet i form av RMSE och bias. Jämförelsen syftar också till att ge en uppfattning om hur väl höjdvärdet längs dikesdjupet tas med i markmodellen. Lantmäteriet har två markmodeller från flygskanningar gjorda 2010 och 2020, före respektive efter dikesrensningen på Skogforsks fältförsök E303. Jämförelsen mot fältmätningar gjordes med avseende på om simuleringen av dikesrensningen fångades bättre av markmodellen före dikesrensning än markmodellen efter dikesrensning.

Felet beräknades som RMSE, och är ett mått på spridningen av avvikelser och systematiska avvikelser. RMSE kan också beskrivas som ett medelvärde på standardavvikelsen och beräknas enligt:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\hat{y}_i - y_i)^2} \quad (2)$$

Där y_i är det observerade värdet, $\hat{y}_i$ är det skattade värdet och N är antalet höjdvärden som skattas. RMSE inkluderar både slumpmässiga fel och systematiska fel. Bias uttrycker enbart det genomsnittliga systematiska felet och beskriver därmed fel som kan antas bero på felaktigheter i metoden eller de skattade modellparametrarna för att beräkna det skattade värdet. Bias beräknas enligt:

$$Bias = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\hat{y}_i - y_i) \quad (3)$$

Där y_i är det observerade värdet, $\hat{y}_i$ är det skattade värdet och N är antalet höjdvärden som skattas. En negativ eller positiv bias visar om metoden över- eller underskattar det beräknade värdet.

3.2 Depth-to-Water (DTW)

Grundvattennivån beräknades med hjälp av metoden Depth-to-Water (DTW), fritt översatt "djup till vatten", ett topografiskt index som skattar grundvattendjupet som är avståndet från markytan till grundvattennivån. Teoretiskt bygger DTW på att grundvattendjupet definieras som 0 m där ytvatten finns eftersom grundvattennivån antas nå markytan där, varav för övrig yta skattas grundvattendjupet som lägsta summerade höjdskillnaden på markytan till där ytvatten finns. DTW-metodens summerade höjdskillnaden kan definieras enligt:

$$DTW = \left[\sum \left(\frac{dz_i}{dx_i} a \right) \right] x_c \quad (4)$$

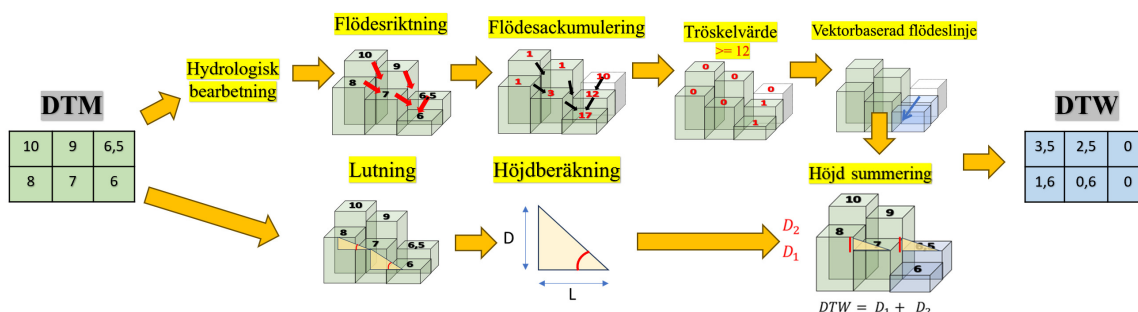
Där dz_i/dx_i representerar den vertikala skillnaden med avseende på horisontella avståndet mellan rasterceller och summeras över lägsta kostnadsväg till ytvattensystemet, a är en konstant som är 1 eller $\sqrt{2}$ beroende på om de två anslutande rastercellerna ligger parallellt respektive diagonalt, och x_c är rastercellstorleken i markmodellen. DTW har använts i flera

studier i samband med skogsförvaltning för att exempelvis uppskatta markfuktighet, lokalisera våtmarker och riskzoner för körsador (Mohtashami et al. 2022; White et al. 2013; Ågren, Lidberg, Strömgren et al. 2014). Denna studie efterliknar tidigare nämnda studiers metod att beräkna DTW med geospatiala verktyg och en markmodell. Se flödeskarta över arbetsprocessen i figur 9 och kod på anrop i Python för att beräkna DTW-kartan med geospatiala verktygen i ArcGIS Pro och WhiteboxTools (appendix 7.9). Med de geospatiala verktygen beräknades höjdskillnaden mellan rasterceller, härleddes ett ytvattensystem och beräknades lägsta kostnadsväg med höjdskillnad till ytvattensystemet.

Höjdskillnaden beräknades mellan rasterceller genom att med verktyget bestämma lutningen för rastercellen gentemot de omgivande rastercellerna, och med lutningen beräknas rastercellens höjdskillnad gentemot de omgivande rastercellerna enligt:

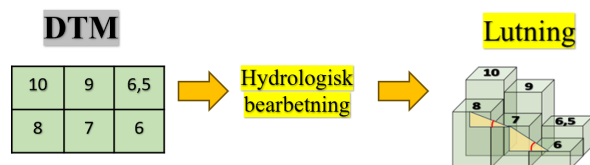
$$D = \tan \left[\text{Lutning} \frac{\pi}{180} \right] x_c \quad (5)$$

Där x_c är rastercellens sidlängd och lutning anges i grader. Härledningen av ytvattensystemet bestämmer först flödesmönstret genom att anta att vattnet i varje rastercell rinner till den lägsta omgivande rastercellen. Flödesmönstret fås genom att se hur många flödesriktningar som ackumuleras i rastercellerna. Markmodellen hydrologiskt bearbetas för att bli sänkfri och få ett mer kontinuerligt flöde. Ytvattensystemet definieras från flödesmönstret med ett tröskelvärde av antal rasterceller som ska tillrinna en rastercell för att ytvatten ska antas finnas. Det vektorbaserade ytvattensystemet härleds längs alla rasterceller vars ackumulerade värde är lika med eller överskrider tröskelvärdet. Processen illustreras i följande figur 9, använda verktyg och dess definierade parametrar finns i tabell 3 och beskrivs mer detaljerat i följande underrubriker.



Figur 9: Illustration av delstegen för att skapa en DTW-karta från en markmodell (DTM). Markmodellen används i två parallella processer, ena härleder flödeslinjer och andra beräknar höjdskillnaden mellan rasterceller. För flödeslinjerna bearbetas markmodellen hydrologiskt för att bestämma flödesriktning som bestämmer rastercellers ackumulerade värde.

En markmodell med upplösning av $1 \times 1 \text{ m}^2$ kan ta med mycket småskaliga variationer i markytan och det kan påverka DTW-kartans upplösning. Eftersom grundvattennivån är mer jämn gentemot markytan testades även hur skattningen påverkades om höjdskillnaden beräknades från den hydrologiskt bearbetade markmodellen (figur 10).



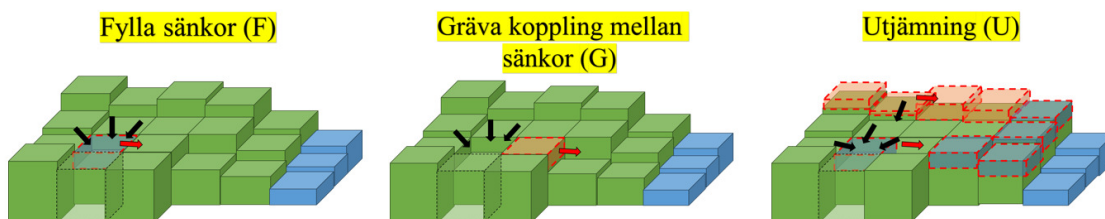
Figur 10: Förändrat delsteg i flödesschema när höjdskillnad beräknades från hydrologiskt bearbetad markmodell.

Tabell 3: Tabellen visar verktyg som används för att beräkna DTW med hjälp av geospaciala verktyg, samt dess definierade parametrar. Standardinställningar* redovisas i appendix 7.5 tabell 12 och 13.

Program	Verktyg	Beskrivning	Parameter
ArcGIS Pro	Flow Direction	Flödesriktning	D8
	Flow Accumulation	Flödesackumulering	D8 Heltal
	Set Null	Tröskelvärde	Värde $\geq 20\ 000$
	Stream to Feature	Flödeslinje	Ej förenkla
	Slope	Lutning	Raster enhet = Meter Z-faktor = 1 Enhet = Grader Metod = Planär(2D)
	Path to Distance	Summering av minsta höjdskillnad	Standardinställningar*

3.2.1 Hydrologisk bearbetning av markmodell

Markmodellen bearbetas för att undvika sänkor som stoppar eller vilseleder härledning av ytvattensystemet (Jenson & Domingue 1988). Dessa sänkningar förekommer i markmodellen där exempelvis flödesvägar under markytan inte fångas med som vid vägtrummor eller vid tät skog där träd försvårar mätning av marknivå. I denna studie användes tre olika hydrologiska bearbetningsmetoder av markmodellen för att analysera hur de påverkar uppskattningen av grundvattennivån vid simulering av dikesrensning. De tre olika metoderna använde tre olika bearbetningsfunktioner:



Figur 11: Illustration av de olika hydrologiska bearbetningsfunktionerna fylla sänkor, gräva koppling mellan sänkor och utjämning. Där svarta pilar representerar flödesriktning före bearbetning och röda pilar presenterar förändrat flöde efter bearbetning.

Bearbetningsfunktionerna finns att tillämpa i olika geospaciala verktyg, varav i denna studie används verktyg i applikationerna ArcGIS Pro och WhiteBoxTools och kallas med kod i Python (för kod se appendix 7.7 och 7.8). Vilka verktyg och definierade parametrar som används kan läsas av i figur 12 och i tabell 4. Tre olika metoder testades och kommer benämnas efter respektive metods använda funktioner i dess prioriterade ordning enligt:

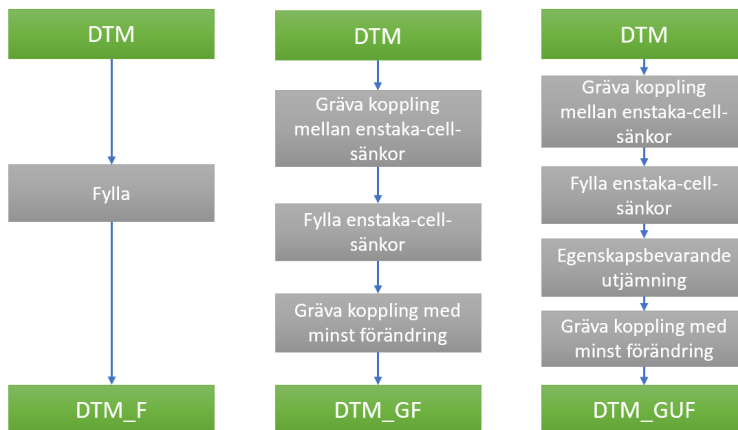
- F
- GF
- GUF

Funktionen att fylla sänkor, F, som på engelska benämns *fill*, innebär att rasterceller vars lägre höjd gentemot omgivande rasterceller kan göra att vattnets flödesriktning nollställs och vattnet anses stanna i rastercellen. Genom att fylla sänkan, alltså öka höjdvärdet på rastercellen markyta, till ett värde som överstiger minst en av de omgivande rasterceller så tillåter det en kontinuerlig flödesväg (Jenson & Domingue 1988). Eftersom fylla sänkor är den mer allmänt använda hydrologiska bearbetnings funktionen utgör den ensam (F) en av metoderna i denna studie. Det går att fylla sänkor i olika utsträckning, som sänkor i enskilda rasterceller som i verktyget *FillSingleCells* eller fylla alla sänkor vars härledda ytvattensystem inte härleds till utloppet av studiens avrinningsområden som i verktyget *Fill* (ArcGIS u.å.[b]; J. Lindsay 2017). Det går också att tillämpa fyllning av sänkor som en parameter i andra verktyg för att som sista metod ta bort återstående sänkor som antas begränsa det härledda ytvattensystemet, som i verktyget *BreachDepressionAtLeastCost* (J. Lindsay 2019b).

Funktionen att gräva kopplingar mellan sänkor, G, som på engelska benämns *breaching*, tenderar att minska påverkan på markmodellen. En kombination av att gräva kopplingar mellan sänkor och fylla sänkor, och där gräva kopplingar prioriteras har visats härleda ett mer korrekt ytvattensystem (Lidberg et al. 2017; J. Lindsay 2019b). En metod som kombinerar gräva kopplingar och fylla sänkor användes i en finsk studie för att finna delar av diken som är i behov av rensning i skogbeväxta områden (White et al. 2013). Eftersom studien gjordes på dikad skogsproducerande torvmark, likt fältförsöket i Tobo, är denna metod av hydrologisk bearbetning intressant att applicera i denna studie, benämnt *GF*. Den enda förändringen i appliceringen av metoden är att verktyget *BurnStreamsAtRoads* utesluts eftersom inga vektorlinjer över skogsvägar hittades och det senare producerade verktyget *BreachDepressionAtLeastCost* har visats härleda ett mer korrekt ytvattensystem (J. B. Lindsay & Dhun 2015). Verktyget *BreachDepressionAtLeastCost* applicerades med samtliga parametrar (tabell 4), varav resterande sänkor fylldes som ett sista steg att få en sänkfri markmodell. Verktyget *BreachDepressionAtLeastCost* parameter *förhöjning av platt yta* säkerställde en kontinuerligt nedåtgående lutning längs flödesvägar genom att öka höjdvärdet med 0,000001 m för rastercellen uppströms vars höjdvärde nedströms hade samma värde. Vid härledning av ytvattensystem testades parametervärdet 0,000001 m fram som det lägsta applicerade värdet som kunde härleda ett kontinuerligt flödesmönster.

Funktionen att utjämna markytan i markmodellen, U, på engelska benämnt *smoothing*, kan undvika felaktig härledning av ytvattensystem som kan uppkomma av ojämn markyta som oftare kan förekomma i en markmodell med hög upplösning. WhiteboxTools har ett verktyg, *FeaturePreservingSmoothing*, som utjämnar markytan i markmodellen samtidigt som den tar hänsyn till vattendrags karaktäriserande sänkning i markyta genom att definiera maximal lutning och höjdskillnad mellan rasterceller för utjämning. En studie på jordbruksmark i Kanada med dränerande diken visade att verktyget bidrog till bättre anpassat ytvattensystem och att den optimala utjämningen gjordes med värden som också

appliceras i denna metod och definieras i tabell 4 (J. B. Lindsay, Francioni & Cockburn 2019). Eftersom utjämningen av markytans höjd inte tar bort alla markmodellens sänkor appliceras funktionen tillsammans med metoden i finska studien och benämns därför *GUF*.



Figur 12: Illustration av de tre olika hydrologiska bearbetningsmetoder av markmodellen som används. De gröna rutorna representerar markmodeller och de gråa representerar de geospatiala verktyg som används i respektive metod.

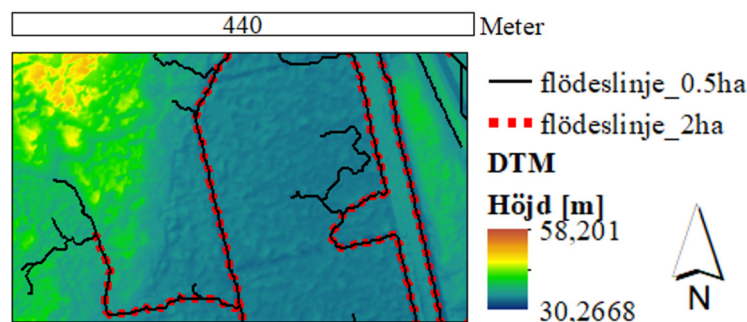
Tabell 4: Verktyg applicerade för att hydrologisk bearbeta markmodellen och dess definierade parametrar.

Program	Verktyg	Parameter	Definierat värde
ArcGIS Pro	Fill	Ingen	
WhiteboxTools	Breach Single Cells Pits	Ingen	
	Fill Single Cells Pits	Ingen	
	Breach Depression Least Cost	Sökavstånd	20 meter
		Max djup	Inget
		Prioritera minsta distans	Ja
		Förhöjning av platt yta	0,000001 meter
		Fylla resterande sänkor	Ja
	Feature Preserve Smoothing	Filterradie	11 meter
		Högsta gradskillnad	15,0 grader
		Antal iterationer	3
		Max höjdförändring	0,3 meter
		Höjdfaktor vid enhets-skillnad	Ingen

3.2.2 Identifiering av ytvattensystem

Ytvattensystemet definieras med ett tröskelvärde för det ackumulerade antal rasterceller som tillrinna en rastercell för att ytvatten ska antas finnas där. Tröskelvärdet appliceras i verktyget *Set Null* (ArcGIS Pro) i DTW, varav de rasterceller som är lika eller överstiger tröskelvärdet definierar vilka rasterceller där grundvattendjupet definieras till noll. DTW-kartan påverkas av tröskelvärdet och bör väljas med avseende på klimat, säsong, terräng

och marktextur (Larson et al. 2022; Ågren, Lidberg, Strömgren et al. 2014; Ågren, Lidberg & Ring 2015). Högre tröskelvärden indikerar flödesvägar vid låga flöden respektive lägre tröskelvärden visar flödesvägar vid höga flöden, som vid snösmältning (Larson et al. 2022; Ågren, Lidberg, Strömgren et al. 2014). En flack terräng tenderar att ha ett högre tröskelvärde än kuperad terräng (Jaeger, Montgomery & Bolton 2007; Ågren, Lidberg, Strömgren et al. 2014). En jordtyp med låg hydraulisk konduktivitet tenderar att ha ett lägre tröskelvärde än en jordtyp med hög hydraulisk konduktivitet (Ågren, Lidberg, Strömgren et al. 2014). En svensk studie i området Krycklan olika provytor visade att i perioder med höga flöden på dikad mark gav tröskelvärde 1-2 hektar ett mer korrekt härlett ytvattensystem från en markmodell, varav ytan på kuperad torv och finkornig jord härledning av ytvattensystem med ett tröskelvärde på 1 hektar (Ågren, Lidberg & Ring 2015). Området för fältförsöket i Tobo har ett torvdjup på minst 0,8 meter och har flack terräng. Den låga hydrauliska konduktiviteten av torv initierar lägre tröskelvärde medan den flacka terrängen initierar ett högre. Därför kommer denna studie använda ett tröskelvärde på två hektar, vilket innebär 20 000 rasterceller för en markmodell med $1 \times 1 \text{ m}^2$ upplösning. Figur 13 illustrerar två olika tröskelvärden på fältförsöket.



Figur 13: Ytvattensystem härlett med tröskelvärde 0.5 ha respektive 2 ha.

3.2.3 Analys av hydrologisk bearbetning och modellens skattade grundvattennivå

Hur den hydrologiska bearbetningen påverkar härledningen av ytvattensystemet analyserades genom att visuellt jämföra hur respektive metod påverkar markmodellen och dess ytvattensystem. Markmodellen från 2020 användes utan simulerad dikesrensning för hydrologisk bearbetning. Eftersom ingen data finns för existerande ytvattnet i Tobo gjordes ingen analys över hur korrekt det härledda ytvattensystemet är men hur realistiskt det är. Hur ytvattensystemet i sin tur påverkade skattningen av grundvattennivån jämfördes genom att använda verktyget med respektive hydrologisk bearbetningsmetod och jämföra respektive metods skattade grundvattennivå med grundvattennivån från mätningar.

Jämförelsen mellan modellens skattade och fältmätningens grundvattennivå analyserades genom att beräkna RMSE och bias för mätvärden i grundvattenrör och i motsvarande rastercell, som beskrivs i avsnitt 3.1.2 och med ekvationer 2 och 3. DTW-metodens skattade grundvattendjup beräknades om till en skattade grundvattennivå genom att subtrahera grundvattendjupet från markmodellen, vilket skapar ett raster över grundvattennivån. När höjdskillnaden beräknas från den hydrologiskt bearbetade markmodellen subtraheras det skattade grundvattendjupet från den istället för att få den skattade grundvattennivån. Hur

olika faktorer påverkar hur det skattade värdet skiljer sig från det observerade analyserades genom att kategorisera grundvattenmätningar. Kategoriseringen gjordes med avseende på avstånd från anslutande dike, placeringen norr eller söder om diket (på grund av lutande terräng), och för rensade och orensade diken. Med de kategoriserade mätningarna beräknades RMSE och bias för att analysera hur felet skiljde sig beroende på de kategoriserade faktorerna.

Respektive rastercells värde hämtas genom att skapa vektorbaserade punkter för respektive grundvattenrörs koordinater (SWEREF99 TM) och extrahera värdet på grundvattendjupet i rastercellen motsvarande punktens plats med hjälp av verktyget *Extract Values to Points* (ArcGIS Pro). Där det observerade grundvattennivån i respektive grundvattenrör är ett medelvärde av alla grundvattenmätningar i april och maj från 2018 till 2022, se sektion 2.1.2 och figur 5.

3.3 Beräkning av förändrad grundvattennivå vid simulerad dikesrensning

Förändringen av grundvattennivån vid simulerad dikesrensning beräknades genom att subtrahera grundvattennivån före dikesrensning med den efter dikesrensning, och ger ett raster med förändringen i respektive rastercell (DIFF). Grundvattennivån beräknades genom att subtrahera DTW-kartan från den markmodell som den skapades med, det ger ett raster där respektive rastercell har ett höjdvärde på grundvattenytan i m.ö.h.. Grundvattennivåns tillstånd före dikesrensning skapades med DTW-karta skapad utifrån markmodellen från 2020, medan tillståndet efter gjordes med en DTW-karta skapades utifrån markmodellen från 2020 med en simulerad dikesrensning med önskat djup på 0,7 meter i huvuddiket och 0,4 meter i tegdiken. Dikesrensningen gjordes längs med en skapad vektorbaserad linje för huvud- respektive tegdiken som skapades genom att följa de koordinater där fältmätning av dikesbotten gjordes, se vektorbaserade linjer i figur 8.

3.3.1 Analys av kvantifierad förändring av grundvattennivå

Verktygets kvantifierade förändring av grundvattennivå på fältförsöket analyserades med avseende på utsträckningen och placeringen av förändringen. Storleksfördelningen på förändringen redovisas i histogram för de olika hydrologiska bearbetningsmetoderna. Analysen baseras på om förändringen är realistisk gentemot förväntade förändringar av dikesrensning i fält där förändringen tenderar att sänka grundvattennivån närmast rensade diken i torvmark med 5-10 cm (Sikström & Hökkä 2016).

Ingen jämförelse görs med mätvärden på grundvattennivån före och efter dikesrensning eftersom det inte finns tillräckligt med mätningar före dikesrensning för en representativ grundvattennivå. Det är också osäkert hur avverkningen som gjordes i samband med dikesrensningen påverkade grundvattennivån. En jämförelse mellan rensade och orensade diken utesluts också för den varierade terrängens påverkan på grundvattennivån för de olika diken.

4 Resultat

4.1 Simulering av dikesrensning (DRS)

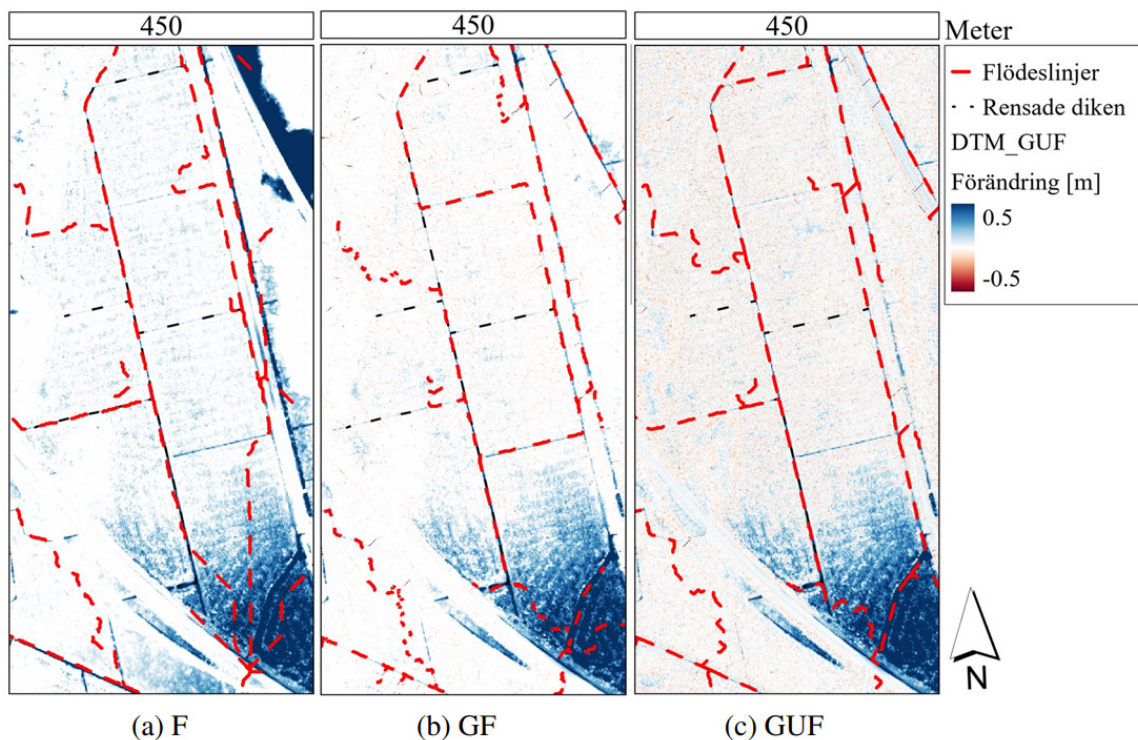
Höjden längs dikesbotten för markmodellerna utan simulerad dikesrensning, DTM₂₀₁₀ och DTM₂₀₂₀, har ett RMSE på 0,40 m respektive 0,39 m och bias på 0,37 m respektive 0,37 m, beräknat från mätningar för markmodellens motsvarande tillstånd före respektive efter dikesrensning (tabell 5). Markmodellen från 2020 efter dikesrensning med högre upplösning, 1 m², tar inte med dikesbotten bättre än markmodellen från 2010 före dikesrensning med upplösning 2 m², då RMSE skiljer endast 0,01 m och 0,00 m för bias. DRS simulerade höjden längs dikesbotten så att markmodellen med simulerad dikesrensning tar med dikesbotten bättre än markmodellen, med avseende på ett lägre RMSE på 0,20 m för båda och bias på 0,05 respektive 0,07 m. Den simulerade dikesrensningen efterliknar inte den rensade dikesbotten markant bättre än den orensade, vid jämförelse av RMSE för NDD före och efter dikesrensning.

Tabell 5: RMSE och bias för markmodellernas höjdvärde längs dikesbotten jämfört med fältmätningar före och efter dikesrensning. Markmodeller från 2010 (före dikesrensning) och 2020 (efter dikesrensning), med upplösning 2 m² respektive 1 m². NDD är med simulerad dikesrensning och DTM är utan.

	Före dikesrensning		Efter dikesrensning	
Markmodell	RMSE [m]	Bias [m]	RMSE [m]	Bias [m]
DTM ₂₀₁₀	0.40	0.37	0.47	0.45
DTM ₂₀₂₀	0.32	0.27	0.39	0.37
NDD ₂₀₁₀	0.23	-0.10	0.20	0.07
NDD ₂₀₂₀	0.21	-0.03	0.20	0.05

4.2 Hydrologisk bearbetning av markmodell

De hydrologiska bearbetningsfunktionerna fylla, gräva och utjämna, påverkade markmodellen olika beroende på kombination. Där F endast höjde markytan i markmodellen medan GF och GUF både höjde och sänkte, men GUF bearbetade markytan i större utsträckning (figur 14). Metoderna härledde olika ytvattensystem från samma markmodell. F har i större utsträckning härlett några flödesvägar utanför dikessystemet än GF och GUF. Alla metoder härledde en flödesväg över skogsvägen men ingen av metodernas ytvattensystem inkluderade trumman under skogsvägen med rätt placering, eller trumman vid rördammen.



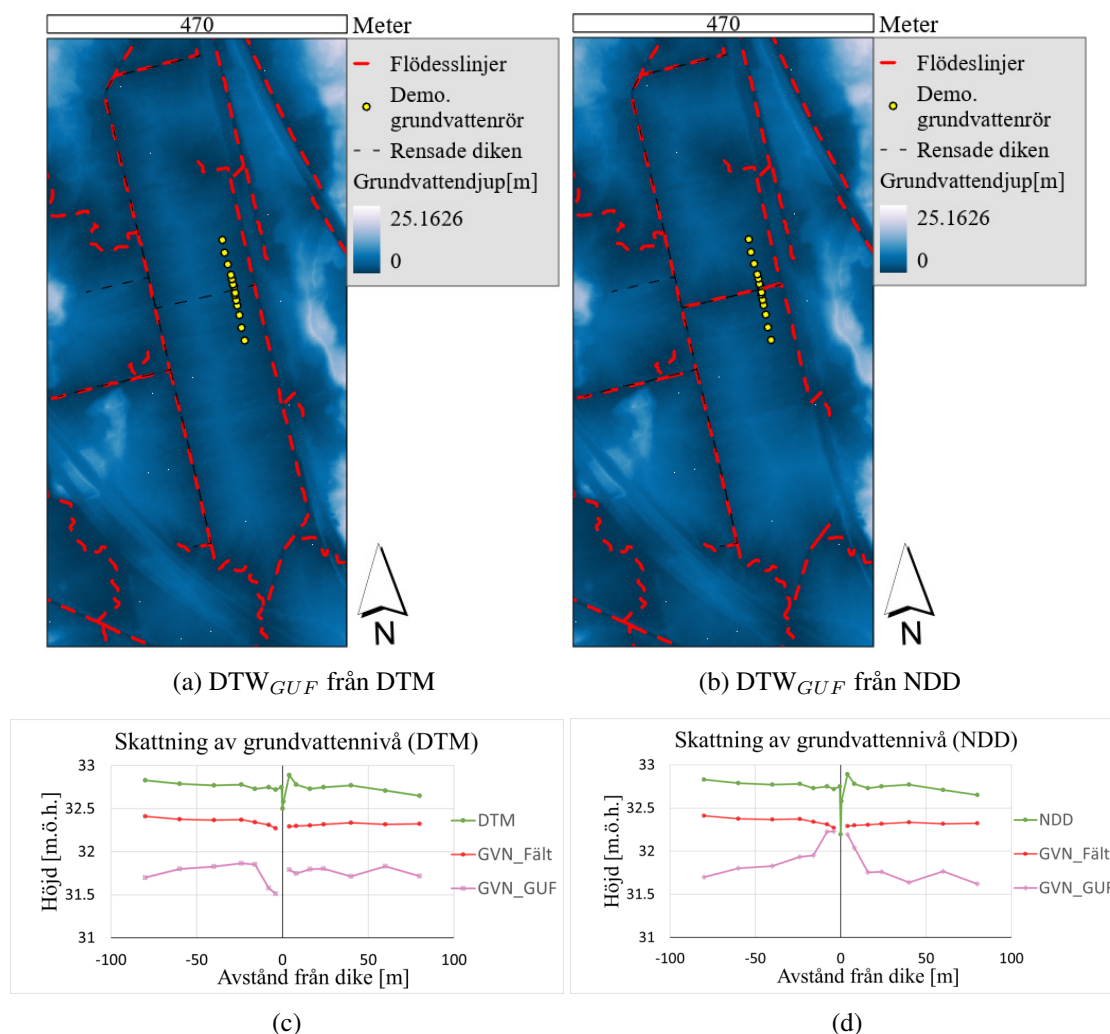
Figur 14: Förändrad markyta vid bearbetad markmodell och härlett ytvattensystem för respektive hydrologisk bearbetningsmetod F, GF och GUF. Figurerna visar färgskalan för förändring från -0,5 till 0,5 m för att illustrera sänkningarna. Den förändrade markytan sträcker sig för F från 0 till 3,09 m, för GF från -0,5 till 3,04 m och för GUF från -0,4 till 3,05 m.

4.3 Skattning av grundvattennivå

Verktygets skattade grundvattennivå varierade beroende på applicerad markmodell med eller utan simulerad dikesrensning, hydrologisk bearbetningsmetod och höjdskillnad beräknad från markmodell respektive hydrologisk bearbetad markmodell. Metodernas skattade grundvattennivåers RMSE och bias är 0,28-1,35 m respektive från -1,10 till 0,10 m för mätpunkter på 4-80 m från tegdiken (tabell 8). Den metod för skattad grundvattennivå med lägst RMSE och bias, 0,28 m respektive 0,10 m, skattades från markmodell med simulerad dikesrensning, hydrologiska bearbetningsmetoden GUF och höjdskillnad beräknad från den hydrologiska bearbetningsmetoden. Främst förbättras skattningen när höjdskillnaden är beräknad från den hydrologiska bearbetade markmodellen. Den hydrologiska bearbetningsmetoden GUF skattade grundvattennivån med lägst RMSE och bias jämfört med motsvarande värde från F och GF.

4.3.1 Skattning av grundvattennivå vid simulerad dikesrensning

En simulerad dikesrensning förändrade ytvattensystemets flödesmönster och den skattade grundvattennivån, se en demonstration av förändrat ytvattensystem, grundvattendjup och skattad grundvattennivå i figur 15. I det demonstrerade exemplet illustreras hur den skattade grundvattennivån höjdes närmast diket vid simulerad dikesrensning när flödet härleddes till att rinna i tegdiktet.



Figur 15: (a,b) DTW-karta skattad från markmodellen (a) respektive markmodellen med simulerad dikesrensning (b), och ytvattensystem härlett med hydrologiska bearbetningsmetoden GUF. Gula prickar illustrerar transektens mätpunkter i grafer (c) och (d). (c,d) Markyta, grundvattennivå från mätningar i fält och skattad grundvattennivå, från markmodell (c) respektive markmodell med simulerad dikesrensning (d), för transekt illustrerad i karta (a) respektive (b). Negativt och positivt avstånd är norr respektive söder om dike.

Den simulerade dikesrensningens skattade grundvattennivå efterliknade mätningar mer nära rensade diken, och indikeras med lägre RMSE och bias för NDD än DTM i grundvattenrör i anslutning till rensade tegdiken (figur 15 och tabell 6). Den metod vars skattad grundvattennivå har lägst RMSE och bias, 0,68 meter respektive 0,46 meter, fås med en markmodell med simulerad dikesrensning och ytvattensystem härlett med hydrologiska bearbetningsmetoden GF. Den skattade grundvattennivån vid orensade diken försämrades vid simulerad dikesrensning, med avseende på högre RMSE och bias för grundvattenrör i anslutning till orensade tegdiken.

Tabell 6: RMSE och bias för skattade grundvattennivåer utan och med simulerad dikesrensning, DTM respektive NDD. För ytvattensystem härlett från respektive hydrologisk bearbetningsmetod och för mätningar i grundvattenrör på 4-16 m avstånd från rensade respektive orensade tegdiken.

Fel i skattade grundvattennivåer					
Metod		Teg. rensade (4-16m)		Teg. orensade (4-16m)	
Hyd.Bearb	Markmodell	RMSE	Bias	RMSE	Bias
F	DTM	1.18	-1.00	0.34	-0.03
	NDD	1.08	-0.75	1.35	-0.87
GF	DTM	1.01	-0.85	0.69	-0.40
	NDD	0.68	-0.46	1.61	-1.57
GUF	DTM	0.91	-0.75	0.65	-0.47
	NDD	0.76	-0.53	0.85	-0.62

4.3.2 Skattning av grundvattennivå för respektive hydrologisk bearbetningsmetod

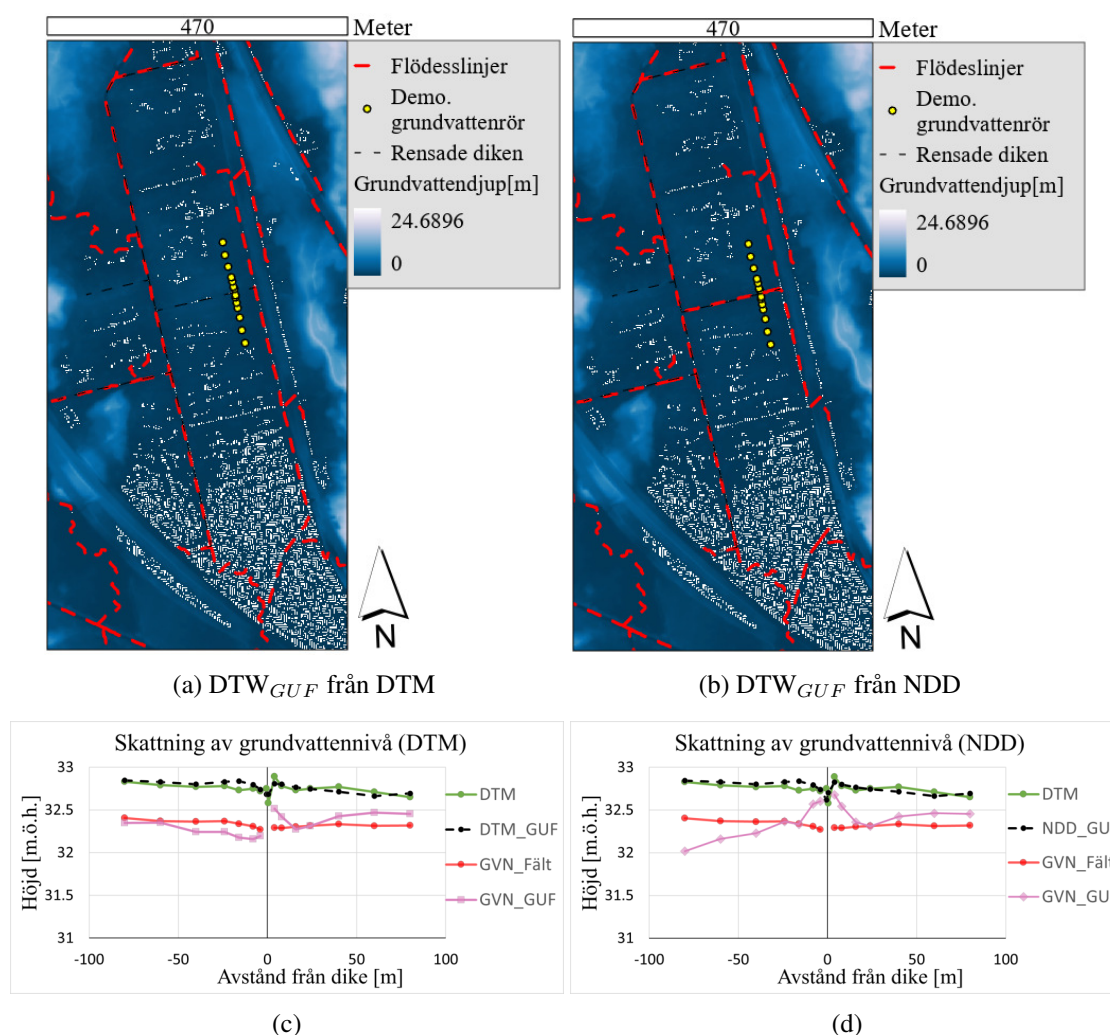
Vid användning av de tre hydrologiska bearbetningsmetoderna skattades grundvattennivån, för samtliga mätpunkter i anslutning till tegdiken, med ungefär lika stort RMSE och bias inom intervallet 0,86-0,91 m respektive 0,62-0,70 m (tabell 7). Vid jämförelse av de olika hydrologiska bearbetningsmetodernas förmåga att skatta grundvattennivån nära rensade respektive orensade tegdiken, se tabell 6, varierar felet tydligare men ingen metod är markant bättre.

Tabell 7: RMSE och bias för skattad grundvattennivå med ytvattensystem härlett med respektive hydrologisk bearbetningsmetod och med markmodellen, för alla mätpunkter för tegdiken från 4-80 m.

Fel i skattade grundvattennivåer			
Metod		Tegdiken (4-80m)	
Hyd.Bearb.	Markmodell	RMSE	bias
F	DTM	0.86	-0.62
GF	DTM	0.91	-0.67
GUF	DTM	0.86	-0.70

4.3.3 Skattning av grundvattennivå med höjdskillnad från hydrologiskt bearbetad markmodell

När höjdskillnaden beräknades från den hydrologisk bearbetade markmodellen kunde verktyget inte skatta grundvattennivån för alla rasterceller med avseende på de vita rastercellerna vars värde är odefinierat (figur 16). I det demonstrerade exemplet illustreras hur grundvattennivån har höjts jämfört med motsvarande exempel för höjdskillnad från markmodellen (figur 15 och 16).



Figur 16: (a,b) DTW-karta med höjdskillnad beräknad från den hydrologiskt bearbetade markmodellen (a) respektive markmodellen med simulerad dikesrensning (b), och ytvattensystem härlett med hydrologiska bearbetningsmetoden GUF. Flera rastercellers grundvattendjup förblev odefinierade och framstår som vitt brus. Gula prickar illustrerar transektens mätpunkter i grafer (c) och (d). (c,d) Markyta, grundvattennivå från mätningar i fält och skattad grundvattennivå, från markmodell (c) respektive markmodell med simulerad dikesrensning (d), för transekt illustrerad i karta (a) respektive (b). Där negativt och positivt avstånd är norr respektive söder om dike.

När höjdskillnaden beräknades från en hydrologiskt bearbetad markmodell sker en markant förbättring av skattad grundvattennivå oberoende av markmodell eller hydrologisk bearbetningsmetod, med avseende på lägre RMSE och bias vid jämförelse av motsvarande värde när höjdskillnad beräknas från markmodellen (tabell 8). Den skattade grundvattennivån med simulerade dikesrensningens, NDD, indikerar inte på en tydligt förbättrad eller försämrade skattning. Oavsett metod för beräknad höjdskillnad tenderar den hydrologiska bearbetningsmetoden GUF att skatta grundvattennivån med lägst RMSE och bias, oberoende markmodell, avstånd från rensade och orensade diken. Markmodellen med simulerad dikesrensning bearbetad med GUF skattade grundvattennivån för samtliga mätpunkter på 4-80 m avstånd från tegdike med lägst RMSE och bias på 0,28 m respektive 0,10 m.

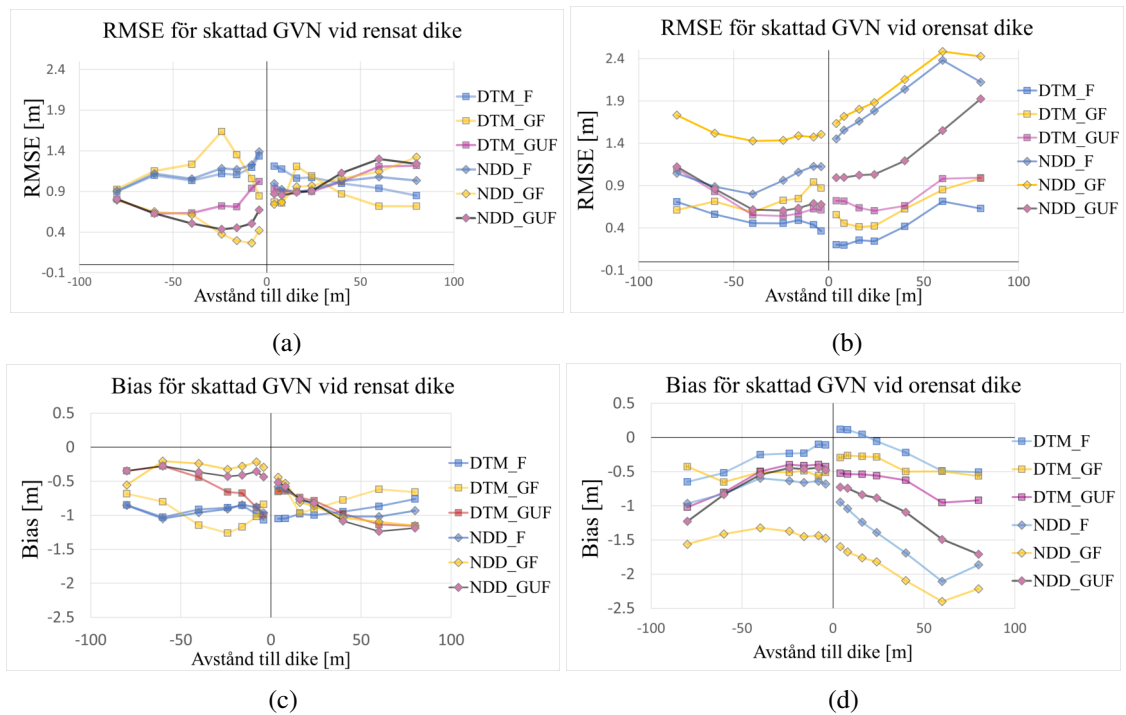
Tabell 8: RMSE och bias för skattad grundvattennivå med höjdskillnad beräknad från markmodell respektive hydrologiskt bearbetad markmodell, för de tre hydrologiska bearbetningsmetoderna och markmodell med och utan simulerad dikesrensning. RMSE och bias är också uppdelat för mät-punkter på 4-80 m avstånd från tegdike, och på avstånd 4-16 m från rensade respektive orensade tegdiken.

Fel i skattade grundvattennivåer								
Metod			Tegdiken (4-80m)		Teg. rensade (4-16m)		Teg. orensade (4-16m)	
Höjdskillnad	Hyd.Bearb.	Markmodell	RMSE	Bias	RMSE	Bias	RMSE	Bias
DTM	F	DTM	0.86	-0.62	1.18	-1.00	0.34	-0.03
		NDD	1.28	-0.97	1.08	-0.75	1.35	-0.87
	GF	DTM	0.91	-0.67	1.01	-0.85	0.69	-0.40
		NDD	1.35	-1.10	0.68	-0.46	1.61	-1.57
	GUF	DTM	0.86	-0.70	0.91	-0.75	0.65	-0.47
		NDD	0.97	-0.75	0.76	-0.53	0.85	-0.62
Hyd. Beab. DTM	F	DTM	0.40	-0.16	0.47	-0.33	0.39	0.27
		NDD	0.41	-0.16	0.47	-0.14	0.26	0.12
	GF	DTM	0.50	-0.24	0.48	-0.39	0.29	0.23
		NDD	0.74	-0.48	0.47	-0.21	0.71	-0.49
	GUF	DTM	0.32	0.13	0.35	0.00	0.37	0.29
		NDD	0.28	0.10	0.32	0.05	0.30	0.25

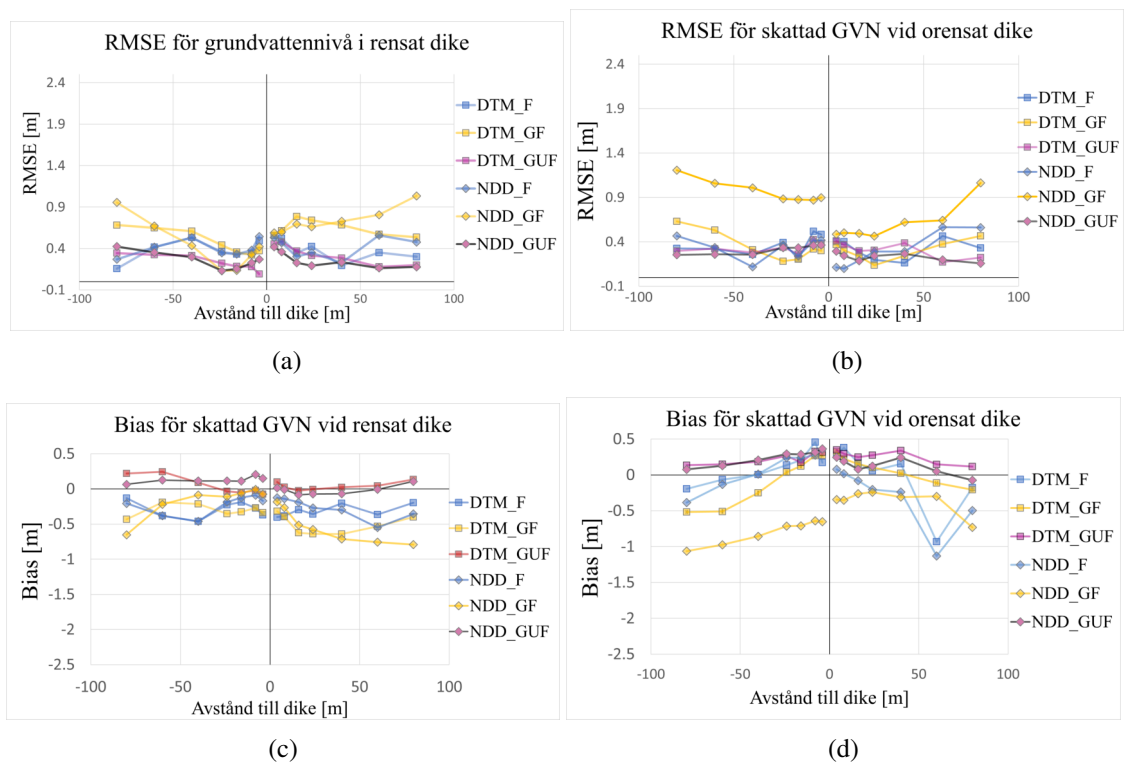
4.3.4 RMSE och bias med avstånd från diket

När höjdskillnaden beräknades från markmodellen tenderar DTW-metoden att överskatta grundvattendjupet för både rensade och orensade tegdiken (figur 17). För rensade tegdiken är det överskattade djupet relativt jämnt med avstånd från anslutande tegdike jämfört med orensade tegdikena där felet ökar med avstånd från anslutande tegdike. Den simulerade dikesrensningen tenderade att förstärka överskattningen av grundvattendjupet även för orensade diken. Verktygets beräknade bias har stor påverkan på RMSE som efterliknar storleken på bias med avståndet från diket. Verktygets förmåga att skatta grundvattennivån norr och söder om diket varierade utan någon tydlig korrelation.

När höjdskillnaden beräknades från den hydrologiskt bearbetade markmodellen istället för markmodellen blir RMSE och bias lägre och mer jämnt fördelat med avståndet från diket (figur 17 och 18). Hydrologiska bearbetningsmetoden GUF visade på minst variation av RMSE och bias med avstånd från diket. Verktygets bias tenderade inte att överskatta grundvattendjupet i samma utsträckning som när höjdskillnaden beräknades från markmodellen. När höjdskillnaden beräknades från den hydrologiskt bearbetade markmodellen istället för markmodellen så minskade variationen i felet mellan skattad grundvattennivå från markmodell med respektive utan simulerad dikesrensning (figur 17 och 18).



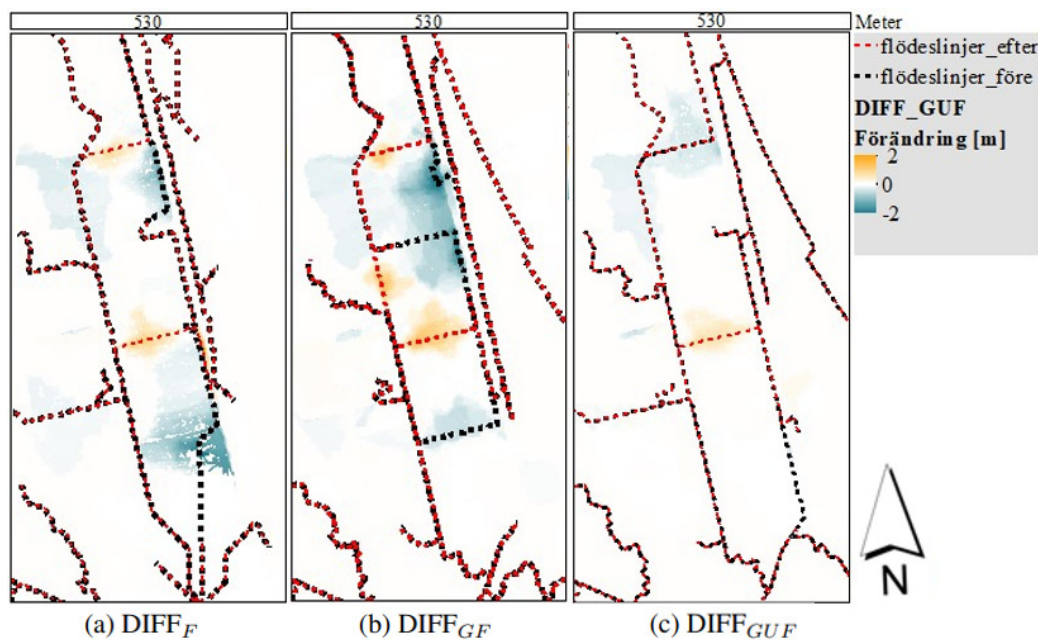
Figur 17: RMSE och bias med avstånd till rensat respektive orensat dike för skattad grundvattennivå med höjdskillnad från markmodellen. För hydrologisk bearbetningsmetod F, GF och GUF, och markmodell med och utan simulerad dikesrensning. Där negativt och positivt avstånd är norr respektive söder om diket.



Figur 18: RMSE och bias för skattad grundvattennivå med avstånd till rensat respektive orensat dike, med höjdskillnad från den hydrologiskt bearbetade markmodellen. För hydrologisk bearbetningsmetod F, GF och GUF, och markmodell med respektive utan simulerad dikesrensning. Där negativt och positivt avstånd är norr respektive söder om diket.

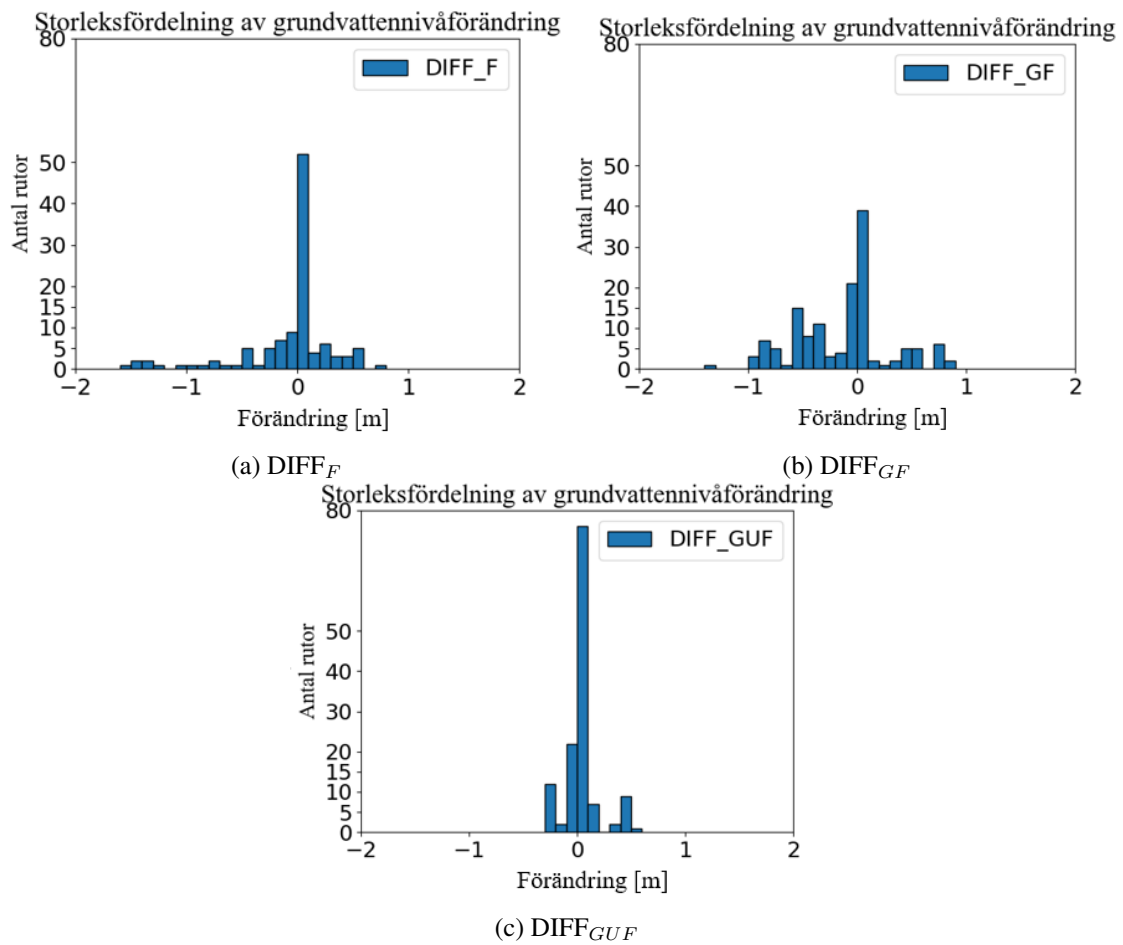
4.4 Kvantifiering av förändrad grundvattennivå vid simulerad dikesrensning

Vid simulerad dikesrensning skattades grundvattennivån att höjas och sänkas i olika utsträckning för respektive hydrologisk bearbetningsmetod (figur 19). De olika hydrologiska bearbetningsmetoderna skattade förändring av grundvattennivå varierar beroende på hur ytvattensystemets flödesmönster ändrades (figur 19). Enligt verktyget sänktes grundvattennivån när flödesmönster endast härleddes före dikesrensning, motsatt höjs grundvattennivån där flöden endast härleddes efter simulerad dikesrensning. För diken med simulerad dikesrensning och där ytvattensystem härleddes både före och efter simulerad dikesrensning så skattades en sänkning av grundvattennivån men i olika utsträckning.



Figur 19: Verktygets prognostiserad förändring av grundvattennivån vid simulerad dikesrensning, DIFF, för respektive hydrologisk bearbetningsmetod och höjdskillnad beräknad från den hydrologiskt bearbetade markmodellen. De svart- och rödprickade linjerna är det härledda ytvattensystemet före respektive efter simulerad dikesrensning.

För mätpunkterna i anslutning till tegdiken varierar storleksfördelningen på förändringen av grundvattennivån med hydrologisk bearbetningsmetod, där intervallet är störst för F, följt av GF och minst för GUF (figur 20). Storleksförändringen av grundvattennivån är främst från -0,25 till 0,25 meter.



Figur 20: Storleksfördelning av skattad förändring av grundvattennivå vid simulerad dikesrensning för respektive hydrologisk bearbetningsmetod och höjdskillnad beräknad från den hydrologiskt bearbetade markmodellen. Notera att värdet 0 inkluderas i positiv riktning. Respektive hydrologisk bearbetningsmetod F, GF och GUF, saknade skattade värden för 29, 2 respektive 10 mätpunkter av totalt 145 st.

5 Diskussion

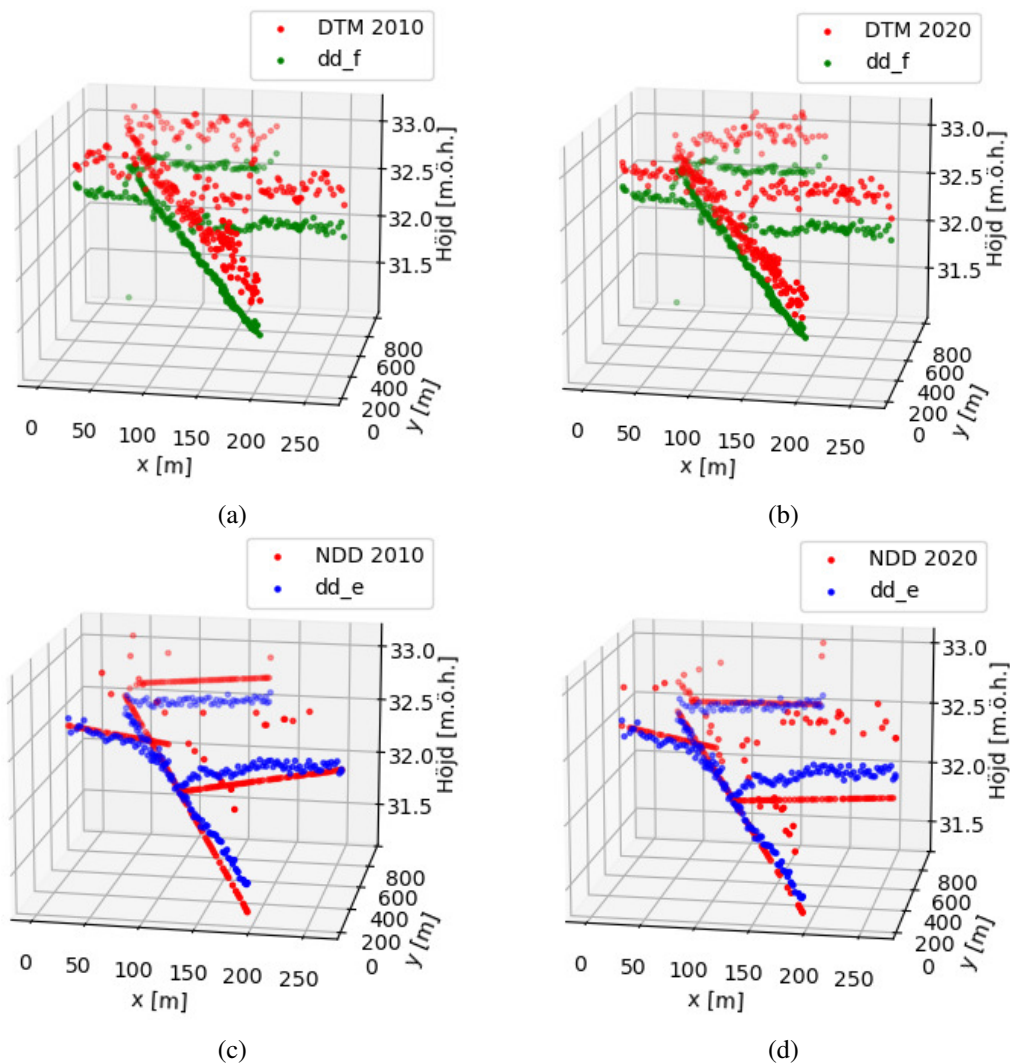
5.1 Simulering av dikesrensning

Lantmäteriets markmodeller, från tillståndet före respektive efter dikesrensning, tar inte med höjden längs dikesbotten med avseende på att dess RMSE och bias är 0,39m och 0,40 m respektive 0,37 m jämfört med mätning från markmodellens motsvarande tillstånd (tabell 5). Hur markmodellens höjdvärde i rasterceller längs dikesbotten skiljer sig från mätning av dikesbotten illustreras som DTM i figur 21. Detta stämmer överens med kvalitetsgranskning på markmodellernas noggrannhet där dike i skog och öppen mark representeras med RMSE högre än 0,2 m (Lundgren & Owenmyr 2010). Vattenytor tenderar också att reflektera laserimpulser dåligt vilket kan innebära färre mätpunkter i diket om en vattenyta finns (Rönnerberg 2011). Enligt bilder tenderar diken inte ha en vattenyta före dikesrensning men efter dikesrensning, men om vattenyta finns eller inte kan också bero på när flygskanning respektive foto togs (figur 3). Eftersom RMSE och bias knappt varierar för höjdvärdet längs dikesbotten från markmodellen för tillståndet före respektive efter dikesrensning tar en markmodell med högre upplösning inte nödvändigtvis med höjden längs dikesbotten bättre. Detta kan dock bero på att laserdata har lägre RMSE i höjdlängd för barrskog än för kalhygge, 0,062 m respektive 0,126 m i kvalitetsgranskning av för laserdata (Lundgren & Owenmyr 2010). Simuleringen av dikesrensningen bidrar till att efterlikna höjden längs dikesbotten i markmodellerna bättre, med avseende på lägre RMSE för NDD än för DTM (tabell 5) och illustreras genom att jämföra DTM med NDD i figur 21. Om DRS kan simulera en dikesbotten efter dikesrensning är osäkert eftersom RMSE för respektive NDD skiljer sig endast med 1-3 cm i jämförelse med mätningar från tillståndet före och efter dikesrensning. Ett större RMSE förväntades för NDD beräknat med mätningar före dikesrensning jämfört med mätningar efter dikesrensning.

Felet kan bero på metoden för skattning av ändpunkternas nya höjd i dikesbotten, där ett felaktigt skattat värde påverkar alla interpolerade höjdvärden längs dikesbotten för det diket. En felskattad höjd för ändpunkter kan tolkas från de två högra graferna som visar NDD i figur 21, där två röda linjer tydligt skiljer sig från de blåa prickarna motsvarande mätningen efter dikesrensning. Ändpunkternas nya höjdvärde har över- respektive underskattats vilket har lett till att de interpolerade värdena skiljer sig från mätningarna. Särskilt osäker är metoden för skattning av nya höjdvärdet för tegdikens ändpunkter i huvuddiket som bygger på att lutningen ska bli i rätt riktning istället för att den faktiskt får ett motsvarande utlopp i huvuddiket (sektion 3.1.1). Istället bör DRS beräknade höjdvärde vid tegdikenas utlopp i huvuddiket göras med avseende på markytan vid utloppet. DRS bör också utvecklas till att simulera dikesbottens höjdvärde så att dess lutning inte endast är konstant mellan ändpunkterna utan också tar hänsyn till markytan längsmed diket för att få ett mer kontinuerligt dikesdjup.

Felet kan också bero på att den vektorbaserade dikeslinjen inte ligger exakt vid mätpunkten varav en rastercell vars höjdvärde inte redigerades jämförs istället för den rastercell som redigerades. Det går att visuellt tolka att flera punkter återstår orensade med dess högre höjd från figur 21. En bidragande faktor till att tegdikenas redigerade dikesbotten ligger felplacerad är för att försöken att separera tegdikenas vektorbaserade dikeslinjer till separata filer misslyckades. Separationen var nödvändig för att respektive dikesdjup skulle bli

representativt för dess placering i terrängen och istället interpolerades en ny vektorbaserad linje mellan ändpunkternas koordinater för respektive tegdikes dikeslinje.



Figur 21: Markmodellens dikesdjup jämfört med mätning av dikesdjup. De röda prickarna representerar markmodellens dikesdjup, gröna prickarna mätning av dikesdjup före dikesrensning och blåa prickar representerar mätningen av dikesdjup efter dikesrensning. X och Y motsvarar axlarna i markmodellens referenssystem SWEREF99 TM.

5.2 Hydrologisk bearbetning av markmodell

De hydrologiska bearbetningsmetoderna påverkar markmodellen olika varav härledda ytvattensystem varierar, vid jämförelse av F, GF, och GUF i figur 14. Eftersom ingen data finns för ytvattenflöden i området kan endast bedömningar av ytvattensystem göras med avseende på vad som kan motiveras vara realistiskt. Med avseende på metodernas minsta och största förändring av höjdvärde för markyta finns det antingen flera mycket djupa sänkor i markmodellen eller så bearbetar metoderna markytan mycket omfattande med avseende storleken på förändringarna och utsträckningen i markmodellen.

Metod F kan endast fylla sänkor vilket illustreras i figur 14 eftersom markhöjdn endast höjs, mestadels i sänkorna sydöst i fältområdet men även i diken. Med avseende på att ytvattensystemet inte följer dikeslinjerna nedströms indikerar det på att sänkorna har fyllts i så stor utsträckning att ytan blir platt, var vid flödesriktningen blir otydlig vilket bidrar till orealistiska flödesmönster, se figur 14(a). Metod GF som prioriterar funktionen att gräva kopplingar mellan sänkor före att fylla sänkorna visar på två flödesvägar över skogsvägen och en meandrande flödesväg skapas mellan huvuddikets utlopp och det orensade avloppsdiket nedströms, se figur 14(b). Dessa flödesvägar över vägarna skulle kunna motsvara vägtrummor. Att trummorna kan härledas som flödesväg kan vara viktigt för härledning av ett realistiskt ytvattensystem. GF tenderar inte att gräva koppling för trumman lokaliserad i det rensade huvuddiket utan leder istället runt flödet i de ytligare tegdiken vilket anses vara mindre realistiskt. Funktionen G är inte programmerad för att ta med trummor utan det finns andra funktioner, exempelvis WhiteboxTools verktyg *BurnStreamsAtRoads*, som med vektorbaserade linjer för ytvattensystem och vägar bearbetar markmodellen för trummor men innebära krav på mer indata för att använda verktyget (J. B. Lindsay 2015). Metod GUF som likt GF prioriterar gräva kopplingar mellan sänkor men också utjämnar markytan i markmodellen har påverkat en större yta av markmodellen. Med GUF hamnar ytvattensystemet i dikessystemet med ett mer realistiskt flödesmönster då flödesvägar rinner till huvuddikets flöde. GUF antas skapa det mest realistiska flödesmönstret.

5.3 Skattning av grundvattennivå

Verktyget testades med olika metoder för att skatta grundvattennivåer med minst fel. De olika metoderna som testades för att skatta grundvattennivån bättre var med avseende på applicerad markmodell med eller utan simulerad dikesrensning, metod för hydrologisk bearbetning och beräknad höjdskillnad från markmodell eller hydrologisk bearbetad markmodell. Den metod som generellt skattade grundvattennivån med lägst RMSE och bias, 0,28 m respektive 0,10 m, var skattad från markmodell med simulerad dikesrensning, med hydrologiska bearbetningsmetoden GUF och höjdskillnad beräknad från den hydrologiska bearbetade markmodellen (tabell 8). Främst förbättras skattningen när höjdskillnaden beräknades från den hydrologiskt bearbetade markmodellen. Generellt skattade den hydrologiska bearbetningsmetoden GUF grundvattennivån med lägst RMSE och bias jämfört med motsvarande värde från metoderna F och GF. Den simulerade dikesrensningens påverkan varierade beroende på kombination av metod och nära rensade respektive orensade diken.

Det metod som skattade grundvattennivån med lägst RMSE på 0,28 m kan uppfattas som relativt lågt med avseende på att DTW endast tar hänsyn till topografin och ytvattensystem, vid jämförelse med motsvarande RMSE för modellerna FLUSH (med FEMMA) och SUSI är på 0,062-0,10 m respektive 0,15 m (Haahti et al. 2016; Laurén et al. 2021).

5.3.1 Simulerad dikesrensning

Den simulerade dikesrensningen påverkar den skattade grundvattennivån genom att grundvattendjupet definieras från en ny markhöjd och att den nya markhöjden längs dikesbotten kan bidra till ett förändrat ytvattensystem. Ett förändrat ytvattensystem innebär att mark-

höjden där grundvattendjupet definieras som noll förflyttas vilket förändrar avstånd och höjdskillnad för beräknat grundvattendjup. Exempelvis när ytvattensystemet härleds till tegdikena efter dikesrensning men inte före tenderar grundvattennivån att höjas eftersom tegdikenas markyta ligger yttligare än huvuddikets (figur 15). Varför den skattade grundvattennivån endast efterliknar höjdvärdet i tegdikets botten närmast tegdiket kan bero på att minsta summerade höjdskillnad för grundvattendjupet beräknas från andra flödeslinjer i det definierade ytvattensystemet än den i tegdiket (figur 15). Områdets markyta lutar mer från norr till söder än öst till väst, vilket indikerar till mindre höjdskillnad mellan huvuddiket och diket längs skogsvägen och att vissa grundvattenrör är närmare huvuddiket eller skogsvägens dike än det anslutande tegdiket. Markmodellens simulerade höjdvärde längs den rensade dikesbotten har större påverkan på den skattade grundvattennivån nära tegdiket och när höjdskillnaden beräknas från markmodellen, eftersom den hydrologiska bearbetningen funktion fylla tenderade att höja markhöjden längs dikesbotten (figur 14).

5.3.2 Hydrologisk bearbetningsmetod

Den hydrologiska bearbetningen av markmodellen påverkade den skattade grundvattennivån med avseende på placering av härledda ytvattensystem och hur höjdskillnaden förändrades när den beräknades från den hydrologiskt bearbetade markmodellen. Tidigare paragraf beskrev hur grundvattennivån höjdes eller sänktes vid förändrat ytvattensystem vilket visar på hur mycket ytvattensystemets definierade placering påverkar den skattade grundvattennivån. Den hydrologiska bearbetningsmetoden GUF härledde ytvattensystemet med lägst RMSE och bias för den skattade grundvattennivån (tabell 8). Eftersom GUF generellt skattar grundvattennivån med det lägsta RMSE och bias, och det enda som skiljer den från GF är funktionen för utjämning, indikerar det att U bidrar till ett bättre härlett ytvattensystem och bearbetad markmodell för beräknad höjdskillnad. Att funktionen utjämning bidrar till ett mer realistiskt ytvattensystem är intressant med avseende på att den inte förekommit i studier vid hydrologisk bearbetning.

5.3.3 Höjdskillnad beräknad från hydrologiskt bearbetad markmodell

När höjdskillnaden beräknas med avseende på den hydrologiskt bearbetade markmodellen skattades grundvattennivån med signifikant mindre RMSE och bias för respektive metod (tabell 8). Det kan bero på att höjdvärdet längs dikesbotten har hydrologiskt bearbetats varav markytan längs ytvattensystemet, där grundvattendjupet definieras som noll, har ett höjdvärde som motsvarar grundvattennivån bättre på området. I figur 16 illustreras hur små höjdförändringarna i den hydrologisk bearbetade markmodellen är jämfört med markmodellen. Eftersom den skattade grundvattennivån förändras signifikant i jämförelse med när höjdskillnaden är beräknad från markmodellen indikerar det på att det är flödesmönstret och markytan längs ytvattensystemet som påverkar den skattade grundvattennivån mer (figur 15). Den simulerade dikesrensningens effekt blir svårtolkad eftersom den redigeras före den hydrologiska bearbetningen. Däremot kan den simulerade dikesrensningen fortfarande ha en påverkan på flödesmönstret och därav påverka den skattade grundvattennivån.

I andra studier används markmodellen för beräkning av höjdskillnader till DTW (Larson et al. 2022; Mohtashami et al. 2022; Murphy, Ogilvie & Arp 2009; White et al. 2013). Den förbättrade skattningen av grundvattennivån vid höjdskillnad beräknad från den hyd-

rologiska bearbetade markmodellen skulle därför eventuellt kunna öka DTW metodens noggrannhet vid användning av exempelvis riskzoner för drivning i skogsbruk.

5.3.4 Fel med avstånd från anslutande tegdike

Felet för den skattade grundvattennivån varierar med avstånd från rensat respektive orensat dike och beroende på kombination av metod (figur 17 och 18). Den stora variationen i fel med avståndet från diket kan bero på att felet beror mer på avstånd från ytvattenssystemets härledda flödeslinjer, med avseende på att höjdskillnaden summeras därifrån. Detta illustreras i de demonstrerade exemplen som endast visade en förändring inom 16 m och förmodligen för att den lägsta summerade höjdskillnaden var till ytvattenssystemets flödeslinje i skogsvägens dike vars höjdvärde var oredigerat (figur 15). Ytterligare exempel på att felet beror på avstånd från ytvattenssystemet är en skillnad i fel med avstånd från anslutande orensat tegdike för markmodellen med och utan simulerad dikesrensning (DTM och NDD), se figur 17(b), trots att inget ytvattenssystem härleds i diket för F och GUF (figur 19), och att höjdvärdet längs dikesbotten inte redigerades för de orensade tegdikena. Med det varierade felet och påverkan från det härledda ytvattenssystemet är det svårt att dra några slutsatser om hur felet berodde på avstånd från anslutande tegdike. Felet är lägre och visar mindre variation med avståndet när höjdskillnaden är beräknad från den hydrologiskt bearbetade markmodellen än från markmodellen (tabell 17 och 18). Vid jämförelse av RMSE och bias överensstämmer variationen med avstånd från diket, varav bias är ett metodiskt fel där verktyget över- respektive underskattar värdet på grundvattennivån.

5.4 Kvantifiering av förändrad grundvattennivå vid simulerad dikesrensning

Den kvantifierade förändringen av grundvattennivån vid simulerad dikesrensning visar på både höjda och sänkta grundvattennivåer i olika utsträckning beroende på hydrologisk bearbetningsmetod. Den förändrade grundvattennivån för respektive hydrologisk bearbetningsmetod är mest påtaglig vid förändrat flödesmönster, och beror förmodligen på det förändrade höjdvärdet och avståndet från där grundvattendjupet definieras som noll. Därför visar förändringen av grundvattennivån vid dikesrensning att grundvattennivån höjs i de rensade tegdikena eftersom flödet inte härletts där innan och höjden i dikesbotten är ytligare än i det orensade i huvuddiket. Att en dikesrensning höjer grundvattennivån är inte särskilt pålitligt resultat då en dikesrensning bör öka flödet och sänka grundvattennivån. En mer rimlig förändring av grundvattennivån sker där ytvattenssystem härleds före och efter dikesrensning och dikesrensning har skett längs ytvattenssystemets flödeslinjer, varav en sänkning av grundvattennivån sker i de omgivande rasterceller vars summerade höjdskillnad påverkas av det redigerade höjdvärdet. Men eftersom förändringen av grundvattennivån är beräknad med höjdskillnaden från den hydrologiskt bearbetade markmodellen och markytan längs dikesbotten tenderar att fyllas så visar inte rensningen i huvuddiket på någon större påverkan.

Storleksfördelningen av förändringen skiljer sig också beroende på hydrologisk bearbetningsmetod för mätpunkterna i anslutning till tegdikena (figur 20). Där metoden GUF visar på lägst storleksförändring inom intervallet -1 m till 1 m, GF förändrar flest rasterceller med ett högre värde medan F skattat största förändring med en grundvattennivåsänkning på cirka 1,5 m. Storleken på den skattade förändringen av grundvattennivån oberoende hyd-

rologisk bearbetningsmetod är inte särskilt pålitlig eftersom en dikesrensning på torvmark generellt tenderar att sänka grundvattennivån i ett skogsbestånd med 0,05-0,10 m (Ahti & Päivänen 1997; Sikström & Hökkä 2016).

5.5 Osäkerheter i mätningar av dikesbotten och grundvattennivå

Mätningarna av höjdvärdet i dikesbotten och av grundvattennivån i fält har osäkerheter som påverkar hur det observerade värdet representerar verkligheten. Vid korrekt användning av mätverktyget Topcon GNSS och RTK-korrektion för dikesbotten och grundvattenrörens höjd uppskattas en osäkerhet på 0,02 m i höjddled (Topcon u.å.). Grundvattenrören övre höjd för beräkning av grundvattennivå har använt en mätning från 2020, men mätningar 2017 och 2023 visar att respektive rör har i medelvärde och median förflyttats jämfört med 2020 i höjddled med 0,021-0,024 m respektive 0,019-0,024 m, varav minsta förflyttning är 0,00 m och största är 0,10 m (appendix 7.3 tabell 10). Medelvärdet för förflyttning i höjddled är i storleksordningen som osäkerheten hos mätinstrumentet vid korrekt användning. Mätningen med blåsrören uppskattas ha en osäkerhet med 0,005 m med antagande att vattennivån i grundvattenrören representerar grundvattennivån och att grundvattnets flöde in och ut genom de borrarade 2 mm hålen är problemfritt. Eftersom det är skillnaden i observerade och skattade värdet som påverkar beräknat RMSE och bias, är det viktigt att förstå storleken på osäkerheten hos mätningarna.

Den grundvattennivå för respektive grundvattenrör som den skattade grundvattennivån jämfördes mot var ett medelvärde från 2018 till 2022 för samtliga mätningar i april och maj. Grundvattennivåns variation för år är relativt jämnt med tiden i ett rör 80 m söder om ett orensat dike (figur 5.). Det är endast värden efter dikesrensning som jämförs mot den skattade grundvattennivån för både markmodellen med och utan simulerad dikesrensning. I samband med dikesrensningen gjordes en avverkning vilket är en effekt som inte verktyget tar hänsyn till. Men eftersom alla mätningar som använts är tagna efter dikesrensning och avverkning var för hela området bör det påverka samtliga rör. Högläggningen gjordes däremot endast på vissa ytor på området men eftersom inga slutsatser om en förändrad grundvattennivå kunde dras från resultatet antas de inte påverka grundvattennivåerna i mätningarna.

5.6 Verkygets tillämpbarhet

Verktyget testades på Skogforsk fältförsök E303, och visade en prognos på sänkta och orealistiska höjda grundvattennivåer. De höjda förändringarna beror på att ytvattensystemet härleds i tegdikena efter simulerad dikesrensning och den summerade höjdskillnaden görs från ett ytligare höjdvärde. De höjda grundvattennivåerna indikerar på metodens känslighet för ett förändrat flödesmönster. Verktyget skattar en sänkning av grundvattennivån i anslutning till simulerat rensade diken där flödesmönstret förblir densamma eller endast härleds före dikesrensning. Med avseende på att prognosen av förändringen av grundvattennivån är beräknad med höjdskillnad från den hydrologiskt bearbetade markmodellen är det osäkert hur den simulerade dikesrensningen påverkade den summerade höjdskillnaden (figur 19).

Verktygets förmåga att skatta grundvattennivån beror på metodens begränsade faktorer, markyta och ytvattensystem. Eftersom grundvattendjupet definieras som noll från höjd-

värdet längs ytvattensystemet och den simulerade dikesrensningen efterliknar botten av diket, antags grundvattennivån vara i botten. Från bilder under vårmsältningen är vattenytan i huvuddiket eller i tegdikena över dikesbotten, vilket gör att dikesbotten inte motsvarar grundvattennivån (figur 3). Detta förtydligas när höjdskillnaden beräknades från den hydrologiskt bearbetade markmodellen, varav bearbetningsmetoderna höjde markytan längs dikesbotten, vilket var konsekvent för alla bearbetningsmetoder varav den skattade grundvattennivån höjdes och efterliknade grundvattennivån bättre (figur 14 och 16, och tabell 8). Eftersom verktyget endast härleder grundvattennivån med avseende på topografin betyder det att vattnets flöde endast tar hänsyn till lägespotentialen och inte tryckpotentialen som påverkas av jordens förmåga att hålla vatten.

Hur verktygets metod är tillämpligt på fältförsöket E303 påverkas av att området ligger på flack torvmark. Torv har låg hydraulisk konduktivitet varav dikets dräneringsförmåga avtar med avstånd från diket. Därför förväntas ett RMSE som ökar med avståndet från diket, men felet varierar inte tydligt med avstånd från diket och beror förmodligen på att skattade grundvattennivåns fel påverkas mer av avstånd från ytvattensystemet än avstånd från diket (figur 17 och 18). För att förstå hur den skattade grundvattennivån förändras beroende jordtyp skulle ytterligare studier behöva göras.

Felet för skattningen av grundvattennivån vid simulerad dikesrensning får ett lägsta RMSE vid rensade diken på 0,28 m, och enligt en sammanfattning av kunskapsläget kring dikesrensning sänker dikesrensning med kompletterad skyddsdikning generellt grundvattennivån med 0,05-0,10 m på torvmark (Ahti & Päivänen 1997; Päivänen & Sarkkola 2000; Sikström & Hökkä 2016), en förändring verktyget inte pålitligt tar med. Hur de 0,05-0,10 m påverkas av dikesrensningens omfattning och med avstånd från diket uppmärksammas dock inte. I sammanfattningen uppmärksammas få studier för hur grundvattennivån förändras vid dikesrensning, istället analyserar flera studier sambandet mellan grundvattendjupet före dikesrensning och trädens tillväxt efter dikesrensning. Dikesrensning anses behövas när grundvattendjupet före dikesrensning är 0,25-0,30 m eller mindre för ett bestånd med ett virkesförråd mindre än 150 m³ virkesvolym per hektar, och endast bidra till en begränsad tillväxt i ett bestånd när grundvattendjupet är 0,35-0,40 m eller större (Sikström & Hökkä 2016). För att verktyget ska kunna tillgodose god miljöhänsyn vid dikesrensningen bör verktyget kunna urskilja grundvattennivån från när dikesrensning anses behövas, vid grundvattendjup på 0,25-0,30 m, med när trädens tillväxt knappt påverkas, 0,35-0,40 m, vilket indikerar ett behov från verktyget att identifiera förändringar på få centimetrar.

5.7 Vidare studier

Det finns potential till att utveckla verktyget med avseende på att undvika de förhöjda grundvattennivåerna genom att använda ett oförändrat ytvattensystem. Med avseende på att den skattade grundvattennivån minskar markant när höjdskillnaden beräknas med den hydrologiska bearbetade markmodellen är det intressant att studera hur den markmodellens höjdvärde längs dikesbotten skiljer sig för de hydrologiskt bearbetade markmodellerna med och utan simulerad dikesrensning. Om den simulerade dikesrensningen förbättrar den skattade grundvattennivån efter dikesrensning skulle DRS metod behöva utvecklas med avseende på dess skattade fel på 0,20 m. Metoden för DRS skulle kunna utvecklas genom att beräkna höjdvärden för dikesbotten med där dikesbottens lutning tar hänsyn till markytans

lutning längsmed diket istället för att ha en konstant lutning från dikets ändpunkter.

Den skattade grundvattennivån fick ett markant lägre fel när höjdskillnaden beräknades från den hydrologiskt bearbetade markmodellen. Det skulle vara intressant att istället för att simulera dikesdjupet i markmodellen försöka simulera vattenytan i diken för att skatta grundvattennivån. Det skulle också vara intressant att studera vidare om bearbetningsmetoden utjämning bidrar till ett mer korrekt ytvattensystem. Eftersom markfuktighetskartorna skapades med DTW-metoden, hydrologiska bearbetningsfunktionen fylla och höjdskillnad beräknad från markmodellen så är det intressant att studera om dem skulle kunna förbättras med hydrologisk bearbetningsmetoden GUF och höjdskillnad beräknad från den hydrologiskt bearbetade markmodellen.

Detta examensarbets resultat är begränsat till ett fältförsöks mätningar och verktyget skulle behöva testas på mer varierad terräng, jordtyp och vegetation, för att se hur verktyget fungerar mer generellt. Det finns också flera metoder i verktyget som skulle behövas undersökas vidare, exempelvis val av tröskelvärde för ytvattensystem, hydrologisk bearbetningsmetod eller felet i skattningen av grundvattennivån med avstånd från flödeslinjen istället för diket.

6 Slutsatser

Verktyget är inte tillräckligt pålitligt för att använda som beslutstöd vid dikesrensning med avseende på att den skattade förändringen av grundvattennivån har missvisande höjda grundvattennivåer. Verktygets metod för skattade grundvattennivån med lägsta RMSE på 0,28 m som överstiger det förväntade behovet av en förändring på några få centimetrar.

Den simulerade dikesrensningen representerar höjden längs dikesbotten bättre än markmodellerna som inte tar med det, men simulerar inte höjden tillräckligt bra för att efterlikna en dikesrensning. Den skattade grundvattennivån efterliknar den observerade grundvattennivån markant bättre när höjdskillnaden beräknades från den hydrologiskt bearbetade markmodellen och förmodligen på grund av att det bearbetade höjdvärdet längs dikesbotten höjts till att efterlikna grundvattennivån bättre. Vid hydrologisk bearbetning av markmodellen gav de olika metoderna olika bearbetade markmodeller och härledda ytvattensystem. Hydrologiska bearbetningsmetoden GUF, med funktionerna fylla och gräva kopplingar mellan sänkor, och utjämna markytan, härledde mest realistiska flödesmönstret och skattade grundvattennivån generellt med lägst RMSE och bias jämfört med övriga metoder. Fortsatt studier för bättre skattad grundvattennivå och utveckling av verktygets metod behövs för att användning som ett beslutstöd.

Referenser

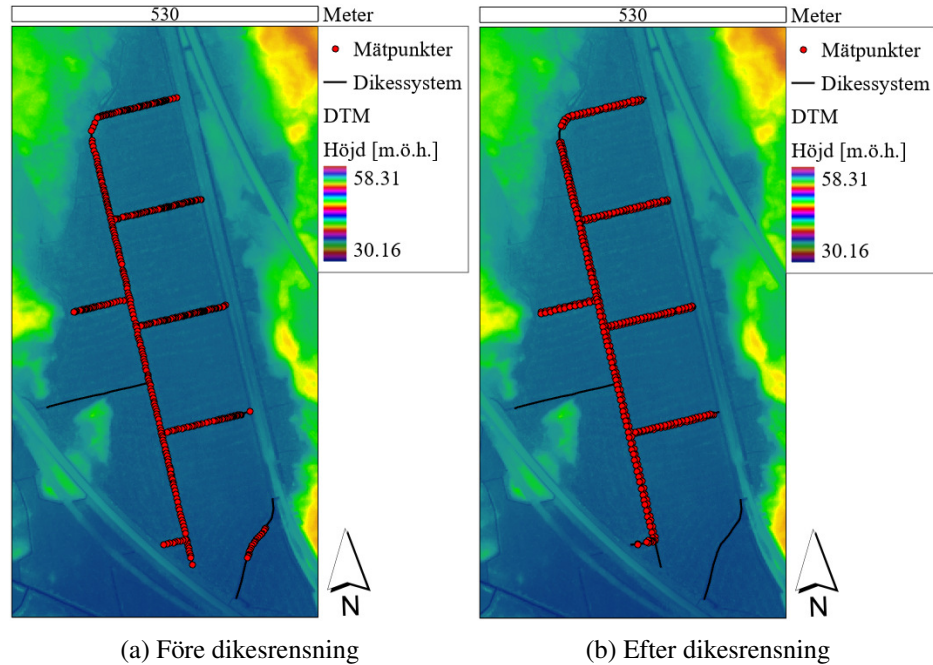
- Ahti, E. & Päivänen, J. (1997). Response of Stand Growth and Water Table Level to Maintenance of Ditch Networks within Forest Drainage Areas. *Northern Forested Wetlands*, ss. 449–457. Tillgänglig: <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9780203745380-32/response-stand-growth-water-table-level-maintenance-ditch-networks-within-forest-drainage-areas-erkki-ahti-juhani-p%C3%A4iv%C3%A4nen>.
- ArcGIS (u.å.[a]). *Watershed (Spatial Analyst)*. Tillgänglig: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/spatial-analyst/watershed.htm>.
- ArcGIS (u.å.[b]). *Fill (Spatial Analyst)*. Tillgänglig: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/spatial-analyst/fill.htm>.
- Berndes, G., Börjesson, P. & Egnell, G. (dec. 2021). *Skog, skogsbruk och kolbalanser- Konkurrensen om den svenska skogsråvaran*. Tillgänglig: <https://energiforsk.se/media/30671/skog-skogsbruk-och-kolbalanser-energiforskrappport-2021-823.pdf>.
- Glenz, C., Schlaepfer, R., Iorgulescu, I. & Kienast, F. (nov. 2006). Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. *Forest Ecology and Management*, vol. 235 (1-3), ss. 1–13.
- Grip, H. & Rodhe, A. (2016). *Vattnets väg från regn till bäck*. Digital utgåva. Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala universitet.
- Haathi, K., Warsta, L., Kokkonen, T., Younis, B. A. & Koivusalo, H. (jan. 2016). Distributed hydrological modeling with channel network flow of a forestry drained peatland site. *Water Resources Research*, vol. 52 (1), ss. 246–263. Tillgänglig: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/2015WR018038>.
- Heikurainen, L. (1973). *Skogsdikning*. Kungl. Boktryckeriet P.A.Norstedt Söner, s. 284–292.
- Jaeger, K. L., Montgomery, D. R. & Bolton, S. M. (nov. 2007). Channel and perennial flow initiation in headwater streams: Management implications of variability in source-area size. *Environmental Management*, vol. 40 (5), ss. 775–786. Tillgänglig: https://www.researchgate.net/publication/5937840_Channel_and_Perennial_Flow_Initiation_in_Headwater_Sstreams_Management_Implications_of_Variability_in_Source-Area_Size.
- Jenson, S. K. & Domingue, J. O. (1988). Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information-system analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*.
- Joensuu, S., Ahti, E., Vuollekoski, M., Joensuu, S., Ahti, E., (M. & Vuollekoski (2002). Effects of Ditch Network Maintenance on the Chemistry of Run-off Water from Peatland Forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 17 (3), ss. 238–247. Tillgänglig: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/028275802753742909>.
- Kozłowski, T. T. (1982). Water supply and tree growth. Part II. Flooding. *For. Abstr.; (United Kingdom)*, vol. 43:3.
- Lantmäteriet (u.å.[a]). *Markhöjdmodell Nedladdning*. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/sv/geodata/vara-produkter/produktlista/markhojdmodell-nedladdning/>.
- Lantmäteriet (u.å.[b]). *SWEREF 99, projektioner*. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/sv/geodata/gps-geodesi-och-swepos/Om-geodesi/Kartprojektioner/>.
- Larson, J., Lidberg, W., Ågren, A. M. & Laudon, H. (okt. 2022). Predicting soil moisture conditions across a heterogeneous boreal catchment using terrain indices. *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 26 (19), ss. 4837–4851.
- Laurén, A., Palviainen, M., Launiainen, S., Leppä, K., Stenberg, L., Urzainki, I., Nieminen, M., Laiho, R. & Hökkä, H. (mars 2021). Drainage and Stand Growth Response in Peatland Forests—Description, Testing, and Application of Mechanistic Peatland Simulator SUSI. *Forests 2021, Vol. 12, Page 293*, vol. 12 (3), ss. 293. Tillgänglig: <https://www.mdpi.com/1999-4907/12/3/293/htm%20https://www.mdpi.com/1999-4907/12/3/293>.
- Lidberg, W., Nilsson, M., Lundmark, T. & Ågren, A. M. (dec. 2017). Evaluating preprocessing methods of digital elevation models for hydrological modelling. *Hydrological Processes*, vol. 31 (26), ss. 4660–4668.
- Lindbom, J. & Tirén, K. (2020). Kvalitetsundersökning av Laserdata Skog: Terrängtypens inverkan på punktmolnets återgivning av markytan. Tillgänglig: <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1453774>.
- Lindsay, J. B. & Dhun, K. (mars 2015). Modelling surface drainage patterns in altered landscapes using LiDAR. *International Journal of Geographical Information Science*, vol. 29 (3), ss. 397–411. Tillgänglig: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13658816.2014.975715>.
- Lindsay, J. (juli 2017). *FillSingleCellPits*. Tillgänglig: https://www.whiteboxgeo.com/manual/wbt_book/available_tools/hydrological_analysis.html?highlight=fill%20single%20cells#fillsinglecellpits.
- Lindsay, J. (april 2019a). *FillBurn*. Tillgänglig: https://www.whiteboxgeo.com/manual/wbt_book/available_tools/hydrological_analysis.html#FillBurn.

- Lindsay, J. (nov. 2019b). *BreachDepressionsLeastCost*. Tillgänglig: https://www.whiteboxgeo.com/manual/wbt_book/available_tools/hydrological_analysis.html#breachdepressionsleastcost.
- Lindsay, J. B. (2015). The practice of DEM stream burning revisited. Tillgänglig: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/esp.3888>.
- Lindsay, J. B., Francioni, A. & Cockburn, J. M. (2019). LiDAR DEM smoothing and the preservation of drainage features. *Remote Sensing*, vol. 11 (16). Tillgänglig: https://www.researchgate.net/publication/335220178_LiDAR_DEM_Smoothing_and_the_Preservation_of_Drainage_Features.
- Lundgren, J. & Owenmyr, P. (2010). Noggrannhetskontroll av laserdata för ny nationell höjdmodell.
- Mohtashami, S., Eliasson, L., Hansson, L., Willén, E., Thierfelder, T. & Nordfjell, T. (2022). Evaluating the effect of DEM resolution on performance of cartographic depth-to-water maps, for planning logging operations. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, vol. 108. Tillgänglig: <https://hess.copernicus.org/articles/18/3623/2014/hess-18-3623-2014.pdf>.
- Murphy, P. N., Ogilvie, J. & Arp, P. (febr. 2009). Topographic modelling of soil moisture conditions: a comparison and verification of two models. *European Journal of Soil Science*, vol. 60 (1), ss. 94–109. Tillgänglig: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2389.2008.01094.x>.
- Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S. & Laurén, A. (dec. 2010). Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in south-central Finland. *Silva Fennica*, vol. 44 (1), ss. 39–49. Tillgänglig: <http://www.metla.fi/silvafennica/full/sf44/sf441039.pdf40>.
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Sallantausta, T., Hasselquist, E. M. & Laudon, H. (juni 2021). Peatland drainage - a missing link behind increasing TOC concentrations in waters from high latitude forest catchments? *Science of The Total Environment*, vol. 774, ss. 145150.
- Päivänen, J. & Sarkkola, S. (2000). The effect of thinning and ditch network maintenance on the water table level in a Scots pine stand on peat soil. *Suo*, vol. 51 (3).
- Ring, E., Löfgren, S., Sandin, L., Högbom, L. & Goedkoop, W. (2008). *SKOGSBRUK OCH VATTEN: En kunskapsöversikt*. Tillgänglig: <https://www.skogforsk.se/kunskap/kunskapsbanken/2008/Skogsbruk-och-vatten--en-kunskapsoversikt/>.
- Rönnerberg, A. (nov. 2011). *Kartiografisk information ur laserdata*. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/sv/geodata/vara-produkter/produktlista/markhojdmodell-nedladdning/>.
- SCB (2023). *Sveriges export*. Tillgänglig: <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/samhällets-ekonomi/sveriges-export/>.
- Sikström, U. & Hökkä, H. (2016). Interactions between soil water conditions and forest stands in boreal forests with implications for ditch network maintenance. *Silva Fennica*, vol. 50 (1).
- Skogforsk (sept. 2019). *Så gick det med rördammen*. Tillgänglig: <https://www.skogforsk.se/kunskap/kunskapsbanken/2019/sa-gick-det-med-rordammen/>.
- Skogskunskap (2023). *Dikning och dikesrensning*. Tillgänglig: <https://www.skogskunskap.se/skota-barrskog/foryngra/planera-och-forbered-foryngringen/dikning-och-dikesrensning/#:~:text=Vid%20nydikning%20%28som%20ocks%C3%A5%20kallas%20markavvattning%20eller%20skogsdikning%29,dikesbotten%20s%C3%A5%20att%20vattnet%20%C3%A5ter%20kan%20rinna%20fritt..>
- SLU (juni 2023). *Produktiv skogsmark*. Tillgänglig: <https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/riksskogstaxeringen/statistik-om-skog/senaste-statistiken/produktiv-skogsmark/#:~:text=Produktiv%20skogsmark%20%C3%A4r%20mark%20som%20%C3%A4r%201%C3%A4mplig%20f%C3%B6r,Sverige%20C%20det%20vill%20s%C3%A4ga%2058%20procent%20av%20landarealen..>
- Sparrenbom, C. & Jeppsson, H. (2022). "Grundvattenboken". Utg. av H. Jeppsson. Vol. 1. Studentlitteratur AB.
- Tong, C. H. M., Nilsson, M. B., Sikström, U., Ring, E., Drott, A., Eklöf, K., Futter, M. N., Peacock, M., Segersten, J. & Peichl, M. (nov. 2022). Initial effects of post-harvest ditch cleaning on greenhouse gas fluxes in a hemiboreal peatland forest. *Geoderma*, vol. 426, ss. 116055.
- Topcon (u.å.). *GNSS positioning correction service*. Tillgänglig: <https://www.topconpositioning.com/us/en/solutions/technology/infrastructure-software-and-services/topnet-live-corrections>.
- White, B., Ogilvie, J., Campbell, D. M., Hiltz, D., Gauthier, B., Chisholm, H. K., Wen, H. K., Murphy, P. N. & Arp, P. A. (dec. 2013). Using the Cartographic Depth-to-Water Index to Locate Small Streams and Associated Wet Areas across Landscapes. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, vol. 37 (4), ss. 333–347. Tillgänglig: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.4296/cwrj2011-909>.
- Whitebox, G. I. (maj 2023). *TopologicalBreachBurn*. Tillgänglig: https://www.whiteboxgeo.com/manual/wbt_book/available_tools/hydrological_analysis.html#topologicalbreachburn.

- Viklander, M. (2011). Undersökning av algoritmer och programvaror för markklassning av punktmoln från flygburen laserskanning. Tillgänglig: <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:456792>.
- Ågren, A. M., Lidberg, W., Strömgren, M., Ogilvie, J. & Arp, P. A. (sept. 2014). Evaluating digital terrain indices for soil wetness mapping-a Swedish case study. *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 18 (9), ss. 3623–3634. Tillgänglig: <https://hess.copernicus.org/articles/18/3623/2014/hess-18-3623-2014.pdf>.
- Ågren, A. M., Lidberg, W. & Ring, E. (aug. 2015). Mapping Temporal Dynamics in a Forest Stream Network—Implications for Riparian Forest Management. *Forests 2015, Vol. 6, Pages 2982-3001*, vol. 6 (9), ss. 2982–3001. Tillgänglig: <https://www.mdpi.com/1999-4907/6/9/2982/htm%20https://www.mdpi.com/1999-4907/6/9/2982>.

7 Appendix

7.1 Placering av mätpunkter för dikesbotten före och efter dikesrensning



Figur 22: (a) Mätpunkter längs dikesbotten före dikesrensning. (b) Mätpunkter längs dikeskanter och dikesbotten efter dikesrensning.

7.2 Tidpunkt för mätningar av grundvattennivån

Tabell 9: Tidpunkt för mätningar av grundvattennivån i Tobo. ~ anger mättillfällen där grundvattenmätningarna inte gjordes i samtliga rör

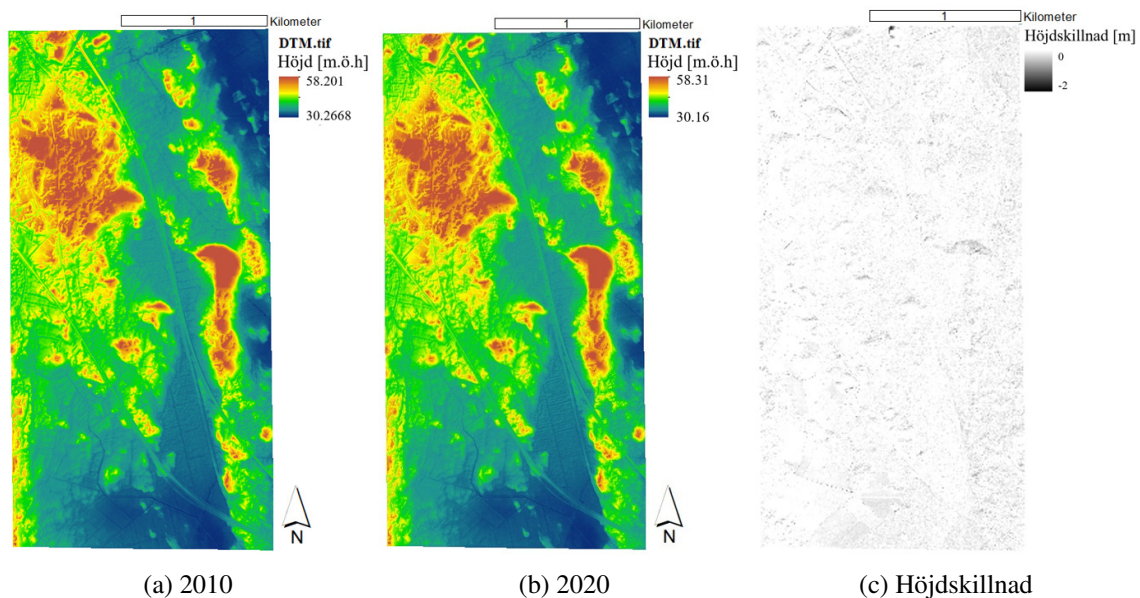
Antal mätningar av grundvattennivån per månad											
År	Antal	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
2018	7	0	~1	1	0	1	1	0	2	1	0
2019	8	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1
2020	8	0	1	1	1	0	0	~2	1	1	1
2021	6	0	1	2	0	0	1	0	1	1	0
2022	7	0	1	1	0	0	1	1	2	1	0

7.3 Grundvattenrörens förflyttning i höjddled

Tabell 10: Grundvattenrörens vertikala förflyttning vid jämförelse av mätningar av rörets övre höjd från 2017, 2020 och 2023. Där MIN och MAX, är minsta respektive största förflyttningen för ett grundvattenrör i höjddled.

Jämförda år	2017 - 2023	2017-2020	2020-2023
Medelvärde [m]	-0,044	-0,021	-0,024
Median [m]	-0,042	-0,019	-0,024
Standardavvikelse [m]	0,030	0,026	0,020
Antal jämförda rör	173	207	173
MIN [m]	0	0	0
MAX [m]	0,117	0,100	0,097

7.4 Lantmäteriets markmodeller med utsnitt för fältförsökets avrinningsområde



Figur 23: Lantmäteriets två markmodeller, från flygskanningar år 2010 och 2020, med utsnitt för Skogforsk fältförsöks E3030 avrinningsområde. Avrinningsområdet är härlett med hydrologiska geospatiala verktyg i ArcGIS med utloppet av dikessystem.

Tabell 11: Markmodellernas utsnitt i referenssystemet SWEREF99 TM.

Punkt	Östlig (X)	Nordlig (Y)	Enhet
Övre vänster	643543.709	6686654.242	Meter
Övre höger	645316.530	6686661.702	Meter
Nedre vänster	643579.056	6683120.907	Meter
Nedre höger	645350.731	6683098.296	Meter

7.5 PathDistance Standardinställningar

Tabell 12: Standardvärden för horisontella faktormodifierare

Nyckelord	Nollfaktor	Skärningsvinkel	Lutning	Sidvärde
Binär	1.0	45	~	~
Framåt	0.5	45 (fast)	~	1.0
Linjär	0.5	181	1/90	~
Inverterad linjär	2.0	180	-1/90	~

Tabell 13: Standardvärden för vertikala faktormodifierare. Sym. står för symmetrisk och Inv. står för inverterad.

Nyckelord	Nollfaktor	Lågsjärning vinkel	Höghetsjärning vinkel	Lutning	Effekt	Cos effekt	Sec effekt
Binär	1.0	-30	30	~	~	~	~
Linjär	1.0	-90	90	1/90	~	~	~
Sym. linjär	1.0	-90	90	1/90	~	~	~
Inv. linjär	1.0	-45	45	-1/45	~	~	~
Sym. inv. linjär	1.0	-45	45	-1/45	~	~	~
Cos	~	-90	90	~	1.0	~	~
Sec	~	-90	90	~	1.0	~	~
Cos_sec	~	-90	90	~	~	1.0	1.0
Sec_cos	~	-90	90	~	~	1.0	1.0

7.6 Pythonscript : Simulering av dikesrensning

```
1 #Code for "ditch network maintaining"
2 #with Arcmap & python 2.7.18
3 #By: Elsa Fastrup, 231027
4
5 #-----
6 #-----
7
8
9 #          Import necessary tools/files
10
11
12
13 import os
14 import arcpy
15 from arcpy import env
16 from arcpy.sa import *
17 import numpy as np
18 import pandas as pd
19 from WBT.whitebox_tools import WhiteboxTools
20
21 wbt = WhiteboxTools()
22
23
24 #-----
25 #-----
26
27 def DNM(
28     path_to_folder,
29     save_folder,
30     run_name,
31     elevation,
32     ditch_shp,
33     resample,
34     main_depth,
35     side_depth):
36
37     #          VARIABLES
38
39
40     # path_to_folder      = folder where files are imported and saved at
41     # run_name            = name of run
42     # when                = Name DEM raster
43     # DEM_processed       = DEM file, already preprocessed
44     # ditchline_shp       = polyline to which new ditchdepth will be created [ main_shhp, side_shp]
45     # resample            = increased resolution at ditch
46     # method              = Give 'MEAN' for a given depth to subtract from the mean(ditchedgedes) along
47     ↪ the ditch or...
48     #                    ... 'POINT' to interpolate new ditchdepth from given point with
49     ↪ ditchdepths values
50     # ditch_width         = approximate ditch width(from centerline) for editing DEM topography
51     # ditch_depth         = give wanted new ditch depth, for 'MEAN' method
52     #                    ... calculate 'POINTS' mean value ,
53
54     #-----
55     #-----
56
57
58
59     #Create new folder to save files from script run
60
61     os.mkdir(save_folder + '/DNM_' + run_name )
62     save_folder = save_folder + '/DNM_' + run_name
```

```

63
64
65
66 # Import shapefile of ditches of interest
67 main_shp      = path_to_folder + '/' + ditch_shp[0]          #path to folder + file.format
68 side_shp      = path_to_folder + '/' + ditch_shp[1]
69 dmerge_shp    = save_folder + '/ditchline_merge_' + run_name + ".shp"
70 arcpy.Merge_management([main_shp, side_shp], dmerge_shp)
71
72
73 # Import DEM-file
74 elevation     = path_to_folder + '/' + elevation
75
76 # Import geographic coordinate reference
77 sr            = arcpy.Describe(elevation).spatialReference
78
79
80 print(" ")
81 print("----> Running      : f_DNM.py :      ")
82
83
84 #-----
85 #-----
86 #           Start of DEM editing
87 #-----
88 #-----
89
90 # Create buffer polygon main ditch
91
92 # Buffer
93 polygon_main  = save_folder + '/polygon_mainditch_' + run_name + '.shp'
94
95 arcpy.Buffer_analysis(main_shp, polygon_main, 1, "FULL", "ROUND", "ALL")
96
97 # Create buffer polygon side ditch/es
98
99 # Buffer
100 polygon_side  = save_folder + '/polygon_sideditch_' + run_name + '.shp'
101
102 arcpy.Buffer_analysis(side_shp, polygon_side, 1, "FULL", "ROUND", "ALL")
103
104 # Merge polygon for all ditches
105 polygon_ditches = save_folder + '/polygon_ditches_' + run_name + ".shp"
106 arcpy.Merge_management([polygon_main, polygon_side], polygon_ditches)
107
108 #-----
109 #
110 # Create endpoints of ditches
111 #
112 #--- Create end-points main ditch
113 endpoints_main = save_folder + "/endpoints_main_" + run_name + ".shp"
114
115 #--- Run GeneratePointsAlongLines by percentage
116 arcpy.management.GeneratePointsAlongLines(main_shp, endpoints_main, 'PERCENTAGE', Percentage=100,
117 ↪ Include_End_Points='END_POINTS')
118
119 #--- Create end-points side ditch/es
120 endpoints_side = save_folder + "/endpoints_side_" + run_name + ".shp"
121
122 #--- Run GeneratePointsAlongLines by percentage
123 arcpy.management.GeneratePointsAlongLines(side_shp, endpoints_side, 'PERCENTAGE', Percentage=100,
124 ↪ Include_End_Points='END_POINTS')
125
126 #-----
127 #
128 # Resample

```

```

128 #
129 dem_resample = save_folder + "/dem_resample_cs_3dm_" + run_name + ".tif"
130 arcpy.Resample_management(elevation, dem_resample, resample, "NEAREST")
131
132
133 #-----
134 #-----
135 #-----
136 #
137 # Create new ditch depth (dd) : Main Ditch
138 #
139 # Method:
140 # 1. Calculate average surface elevation of "edges" to subtract ditch depth from
141 # 2. Give endpoints new ditch depth values
142 # 3. Extract ditch from Raster
143 # 4. Create interval of values between endpoints new ditch depth
144 # 5. Give ditch new depth from interval
145 #-----
146 # 1. Calculate average surface elevation of "edges" to subtract ditch depth from
147
148 #---Create buffer around endpoint
149 buffer_endpoint = save_folder + '/polygon_main_endpoints_' + run_name + '.shp'
150 arcpy.Buffer_analysis(endpoints_main, buffer_endpoint, 4, "FULL", "ROUND", "ALL")
151
152
153 #---Extract elevation with buffer
154 rast_main_endbuff = ExtractByMask( dem_resample, buffer_endpoint)
155 rast_main_endbuff.save(save_folder + "/raster_main_endpoints_buffer_" + run_name + ".tif")
156
157
158 #---Raster cells to points
159 points_main_endbuff = save_folder + "/points_main_buff_" + run_name + ".shp"
160 arcpy.conversion.RasterToPoint(rast_main_endbuff, points_main_endbuff)
161
162
163 #---Clip to Exclude ditch cells
164 points_main_endbuff_cut= save_folder + "/points_main_buff_cut_" + run_name + ".shp"
165 wbt.erase(
166     points_main_endbuff,
167     polygon_ditches,
168     points_main_endbuff_cut
169 )
170
171 #--- Interpolate mean surface to subtract ditch depth from
172 searchRadius = RadiusVariable(10, 5)
173 rast_main_meansurf = Idw(points_main_endbuff_cut, "grid_code", resample, 2, searchRadius)
174 rast_main_meansurf.save(save_folder + "/raster_main_endbuff_meansurf_" + run_name + ".tif")
175
176 #---Extract mean surface to end points
177 pv_main = save_folder + "/pv__main_buff_cut_" + run_name + '.shp'
178 ExtractValuesToPoints(endpoints_main,rast_main_meansurf, pv_main,"None", "VALUE_ONLY")
179
180 #-----
181 # 2. Give endpoints new ditch depth values
182
183
184 #---Create new ditch endpoint values by subtracting ditch depth from DEM-elevation-value
185 end_values_main_newdd = []
186
187 with arcpy.da.UpdateCursor(pv_main, "RASTERVALU",'', sr ) as field:
188     for row in field:
189
190         row[0] = row[0] - main_depth # subtract for new ditch depth
191
192         end_values_main_newdd.append(row[0])
193         field.updateRow(row)
194

```

```

195
196 #-----
197 # 3. Extract ditch from raster
198
199 #---Extract raster from ditchline
200
201 raster_main = ExtractByMask( dem_resample, main_shp )
202 raster_main.save(save_folder + "/raster_main_extract.tif")
203
204
205 # Convert raster to points (one for each cell)
206 main_cellpoints = save_folder + "/points_main_cell" + run_name + ".shp"
207 arcpy.conversion.RasterToPoint(raster_main, main_cellpoints)
208
209
210 # Add attribute field
211 points_inpol_main_v = save_folder + "/points_inpol_main_v_" + run_name + ".shp"
212 ExtractValuesToPoints(main_cellpoints, dem_resample, points_inpol_main_v, "None", "VALUE_ONLY")
213
214
215 #-----
216 #---Calculate direction of points
217 #---(This is to make sure new ditch values are accurately descending/ascending)
218
219
220 # choose direction of descending/ascending
221
222 count_p = 0
223
224 with arcpy.da.UpdateCursor(points_inpol_main_v, "FID",'', sr ) as field:
225     for points in field:
226
227         count_p = count_p +1
228
229
230 dir_h = end_values_main_newdd[1]- end_values_main_newdd[0]
231
232 if dir_h > 0:
233     start = 0
234     change= 1
235 elif dir_h < 0 :
236     start = count_p
237     change= -1
238
239
240
241 #-----
242 # 4. Create interval of values between endpoints new ditch depth
243
244 # Create array with interpolated values
245 mini = min(end_values_main_newdd)
246 maxa = max(end_values_main_newdd)
247 step = (maxa-mini)/count_p
248 main_inpol_values = np.arange(mini,maxa, step)
249 #print("Range      : " + str(main_inpol_values))
250
251
252 #-----
253 # 5. Give ditch new depth from interval
254
255
256 #----Add interpolated values to points(each cell)
257
258 count_row_id = 0
259 count_row_pv = 0
260
261 # Give points values of interpolated "range"

```

```

262 with arcpy.da.UpdateCursor(points_inpol_main_v, "pointid",'', sr ) as pointid:
263
264     for id in pointid:
265
266         # print("id = " + str(id[0]))
267
268         with arcpy.da.UpdateCursor(points_inpol_main_v, "RASTERVALU",'', sr ) as field:
269             for row in field:
270
271                 # print("row before: " + str(row[0]))
272
273                 if count_row_id == count_row_pv:                # Make sure same row get given the
274                     ↪ right value
275
276                     row[0] = main_inpol_values[start + change*(id[0])]    # Set new value in
277                     ↪ range min-max
278                     field.updateRow(row)
279                     # print("row after: " + str(row[0]))
280                     count_row_pv = count_row_pv + 1                # Go to next row if first wasn't
281                     ↪ right
282
283                     count_row_pv = 0                                # Start counting row in field RASTERVALU from 0
284                     ↪ again
285                     count_row_id = count_row_id + 1                # Take next row in field pointid
286
287
288
289 #-----
290 # Create new ditch depth rasters from interpolated points
291
292 # Make points to raster
293 rast_main_inpol= save_folder + "/raster_interpolated_newdd_main_" + run_name + ".tif"
294 arcpy.conversion.PointToRaster(points_inpol_main_v, "RASTERVALU", rast_main_inpol, 'MEAN', None,
295 ↪ resample, None)
296
297
298 #-----
299 #-----
300 #-----
301 #
302 #
303 # Create new ditch depth (dd) : Side Ditch
304 #
305 # Method:
306 # 1. Use created depth from main ditch & subtract new depth from side ditch
307
308 #-----
309 # 1. Use created depth from main ditch & subtract new depth from side ditch
310
311 #---SIDE DITCH MAIN POINTS
312
313 #-----Clip side points in main ditch
314 points_side_main = save_folder + "/points_side_main" + run_name + '.shp'
315
316 wbt.clip(
317     endpoints_side,
318     polygon_main,
319     points_side_main
320 )
321
322 #---Set main ditch depth
323 pv_side_main = save_folder + "/pv_side_main" + run_name + '.shp'
324 ExtractValuesToPoints(points_side_main, rast_main_inpol, pv_side_main, "None", "VALUE_ONLY")

```

```

324
325 #---SIDE DITCH SIDE POINTS
326
327 #---Erase side points in main ditch
328 points_side_side = save_folder + "/points_side_side" + run_name + '.shp'
329 wbt.erase(
330     endpoints_side,
331     polygon_main,
332     points_side_side
333 )
334
335
336 #-----Calculate average surface elevation of "edges" to subtract ditch depth from
337
338 #---Create buffer around endpoint
339 buffer_endpoint_side = save_folder + '/polygon_side_endpoints_' + run_name + '.shp'
340 arcpy.Buffer_analysis(endpoints_side, buffer_endpoint_side, 4, "FULL", "ROUND", "ALL")
341
342
343 #---Extract elevation values with buffer
344 rast_side_endbuff = ExtractByMask( dem_resample, buffer_endpoint_side)
345 rast_side_endbuff.save(save_folder + "/raster_side_endpoints_buffer_" + run_name + ".tif")
346
347
348 #---Raster cells to points
349 points_side_endbuff = save_folder + "/points_side_buff_" + run_name + ".shp"
350 arcpy.conversion.RasterToPoint(rast_side_endbuff, points_side_endbuff)
351
352
353 #---Clip to Exclude ditch cells
354 points_side_endbuff_cut= save_folder + "/points_side_buff_cut_" + run_name + ".shp"
355 wbt.erase(
356     points_side_endbuff,
357     polygon_ditches,
358     points_side_endbuff_cut
359 )
360
361 #--- Interpolate mean surface to subtract ditch depth from
362 searchRadius = RadiusVariable(10, 5)
363 rast_side_meansurf = Idw(points_side_endbuff_cut, "grid_code", resample, 2, searchRadius)
364 rast_side_meansurf.save(save_folder + "/raster_side_endbuff_meansurf_" + run_name + ".tif")
365
366 #---Extract mean surface to end points
367 pv_side_side = save_folder + "/pv_side_buff_cut_" + run_name + '.shp'
368 ExtractValuesToPoints( points_side_side, rast_side_meansurf, pv_side_side,"None", "VALUE_ONLY")
369
370
371 #---" Dig the ditch" = DNM = DEM editing
372
373 with arcpy.da.UpdateCursor(pv_side_side, "RASTERVALU",'', sr ) as field:
374     for row in field:
375
376         row[0] = row[0] - side_depth
377         field.updateRow(row)
378
379
380 # Merge points_side_main & points_side_side to interpolate new ditch raster
381 pv_side = save_folder + "/pv_side_" + run_name + '.shp'
382 arcpy.Merge_management(
383     [pv_side_main, pv_side_side],
384     pv_side
385 )
386
387
388
389 #-----
390

```

```

391
392 # Order points by ditch by copying the order of endpoints to
393 # the new points with new ditch depth (pv_side)
394
395 # Add coordinate points
396 arcpy.management.AddXY(endpoints_side)
397 arcpy.management.AddXY(pv_side)
398
399
400 # Sort by coordinates
401 points_side_sortcord = save_folder + "/points_side_sortcoord_" + run_name + ".shp"
402 arcpy.management.Sort(endpoints_side, points_side_sortcord, [{"POINT_X", "DESCENDING"}], "UR" )
403
404 pv_side_sortcord = save_folder + "/pv_side_sortcoord_" + run_name + ".shp"
405 arcpy.management.Sort(pv_side, pv_side_sortcord, [{"POINT_X", "DESCENDING"}], "UR" )
406
407
408 # Add attribute field of "disorder" to "pv_side" to reorder
409 field_name      = "ORDER"
410 field_type      = "SHORT"
411
412 arcpy.management.AddField(pv_side_sortcord, field_name, field_type)
413
414 # Copy "order"-value from points_side
415 v_order = []
416 with arcpy.da.UpdateCursor(points_side_sortcord, "ORIG_FID",'', sr ) as surface:
417     for surf in surface:
418         v_order.append(row[0])
419
420
421 # Paste "order"-value to attribute field for pv_side
422 count_fid = 0
423 with arcpy.da.UpdateCursor(pv_side_sortcord, "ORDER",'', sr ) as field:
424     for row in field:
425
426         row[0] = v_order[count_fid]
427         field.updateRow(row)
428
429         count_fid= count_fid + 1
430
431
432 # Reorder new ditch depth points
433 pv_side_sort = save_folder + "/pv_side_sorted_" + run_name + ".shp"
434 arcpy.management.Sort(pv_side_sortcord, pv_side_sort, [{"ORIG_FID", "DESCENDING"}], "UR" )
435
436
437 #-----
438
439 # Choose direction of height increase/decrease for interpolation
440
441 # Take coordinate values of endpoints:
442 x_coord = []
443 y_coord = []
444
445
446 with arcpy.da.UpdateCursor(pv_side_sort, "POINT_X",'', sr ) as x_field:
447     for x in x_field:
448         x_coord.append(x[0])
449
450 with arcpy.da.UpdateCursor(pv_side_sort, "POINT_Y",'', sr ) as y_field:
451     for y in y_field:
452         y_coord.append(y[0])
453
454
455 # print("x_coord  :" + str(x_coord))
456 # print("y_coord  :" + str(y_coord))
457

```

```

458
459     # Take elevation height of end values
460     count_endpoints_side = 0
461     end_values_side_newdd = []
462
463     with arcpy.da.UpdateCursor(pv_side_sort, "RASTERVALU", ' ', sr ) as surface:
464         for surf in surface:
465             end_values_side_newdd.append(surf[0])
466             count_endpoints_side = count_endpoints_side + 1
467
468
469     # Create "step" range vector for each side ditch to do an "for-loop"
470     step2 = np.arange (0, count_endpoints_side, 2)
471
472
473     # print("Endvalues:" + str(end_values_side_newdd))
474     # print("Step2      : " + str(step2))
475
476     # Calculate direction when creating points
477     dir_side      = []
478     field_change= []
479     field_order = []
480
481     for side_ditch in step2:
482         # Collect coordinate values from each ditch endpoints
483         point_x1 = x_coord[side_ditch]
484         point_y1 = y_coord[side_ditch]
485
486         point_x2 = x_coord[side_ditch + 1]
487         point_y2 = y_coord[side_ditch + 1]
488
489         # Calculate height difference
490         dir_h = end_values_side_newdd[side_ditch]- end_values_side_newdd[side_ditch+1]
491
492         # Calculate direction of x - and y -
493         dir_y = point_y2 - point_y1
494         dir_x = point_x2 - point_x1
495
496         # print("dir_h      : " + str(dir_h))
497         # print("dir_x : " + str(dir_x))
498         # print("dir_y : " + str(dir_y))
499
500         # Chose direction of increase of height
501         # And direction of creation of points
502
503         if abs(dir_y) < abs(dir_x):
504             field_1 = "POINT_X"
505         elif abs(dir_y) > abs(dir_x):
506             field_1 = "POINT_Y"
507
508         if dir_h < 0 :
509             field_2 = "DESCENDING"
510         elif dir_h > 0:
511             field_2 = "ASCENDING"
512
513
514         # Choose sorting of points
515         if dir_y > 0 and dir_x > 0:
516             dir = "UR"
517         elif dir_y > 0 and dir_x < 0:
518             dir = "UL"
519         elif dir_y < 0 and dir_x > 0:
520             dir = "LR"
521         elif dir_y < 0 and dir_x < 0:
522             dir = "LL"
523
524

```

```

525         dir_side.append(dir)
526         field_change.append(field_1)
527         field_order.append(field_2)
528
529     # print("field_change      :" + str(field_change))
530     # print("field_order      :" + str(field_order))
531     print("dir_side          :" + str(dir_side))
532
533
534
535     # Create an new ditch depth raster by interpolated values, for each side ditch
536     side_inpol_points = []
537     count = 0
538     for side in step2:
539         print(side)
540
541         # Since each ditch can't be extract seperately, its recreated
542         pt1 = arcpy.Point(x_coord[side], y_coord[side])
543         pt_1 = arcpy.PointGeometry(pt1, sr)
544
545         pt2 = arcpy.Point(x_coord[side+1], y_coord[side+1])
546         pt_2 = arcpy.PointGeometry(pt2, sr)
547
548
549         merge_pp = save_folder + "/" + str(side) + "point_side_sep.shp"
550         arcpy.Merge_management([pt_1, pt_2], merge_pp)
551
552         # Polyline created to extract raster cells of interest to change values
553         line = save_folder + "/" + str(side) + "line_side.shp"
554         arcpy.management.PointsToLine(merge_pp, line)
555
556         # Extract raster from line to get cells for each cell
557         raster_side = ExtractByMask( dem_resample, line )
558         raster_side.save(save_folder + "/" + str(side) + 'raster_side_cell' + run_name + ".tif")
559
560
561         # Convert raster to points (one for each cell)
562         side_cellpoints = save_folder + "/" + str(side) + 'points_side_cell' + run_name + ".shp"
563         arcpy.conversion.RasterToPoint(raster_side, side_cellpoints)
564
565
566         # Apply direction of numbering of points to apply new ditch depth values right
567
568         # Give XY values
569         arcpy.management.AddXY(side_cellpoints)
570
571         # Sort values
572         side_cellsort = save_folder + "/" + str(side) + 'points_side_cell_sorted' + run_name + ".shp"
573         arcpy.management.Sort(side_cellpoints, side_cellsort, [[field_change[count],
574         ↪ field_order[count]]], dir_side[count] )
575
576
577         # Count cells
578         count_points = 0
579         with arcpy.da.UpdateCursor(side_cellpoints, "FID",'', sr ) as field:
580             for row in field:
581                 count_points = count_points + 1
582
583         # Create new ditch depth values (evenly decending) to give points
584         minis = min([end_values_side_newdd[side], end_values_side_newdd[side+1]])
585         maxas = max([end_values_side_newdd[side], end_values_side_newdd[side+1]])
586
587         if minis + (main_depth - side_depth) > maxas :
588             miniss = minis
589         else :

```

```

590         miniss=minis + (main_depth - side_depth) # correct the lowest value so it does not have same
           ↳ depth as main ditch
591
592     steps = (maxas-miniss)/(count_points + 1 )
593     ranges= np.arange(miniss, maxas,steps)
594
595     # print("Ranges count:" + str(len(ranges)))
596
597
598     # Add attribute field to give new values
599     points_inpol_side_v = save_folder + "/" + str(side) + 'points_inpol_side' + run_name + ".shp"
600     ExtractValuesToPoints(side_cellsort,dem_resample, points_inpol_side_v,"None", "VALUE_ONLY")
601
602
603     # Give points values by calculated interpolation range
604
605     count_row_pv = 0
606     count_row_id = 0
607
608     with arcpy.da.UpdateCursor(points_inpol_side_v, "FID",'', sr ) as pointid:
609
610         for point in pointid:
611
612
613             with arcpy.da.UpdateCursor(points_inpol_side_v, "RASTERVALU",'', sr ) as field:
614                 for height in field:
615
616                     if count_row_id == count_row_pv:                # Make sure same row get given the
617                         ↳ right value
618
619                         height[0] = ranges[(point[0])]             # Set new value in range min-max
620                         field.updateRow(height)
621                         # print("row after: " + str(row[0]))
622                         count_row_pv = count_row_pv + 1            # Go to next row if first wasn't
623                         ↳ right
624
625                     count_row_pv = 0                                # Start counting row in field RASTERVALU from 0
626                     ↳ again
627                     count_row_id = count_row_id + 1                # Take next row in field pointid
628
629
630     # Save path
631     side_inpol_points.append(points_inpol_side_v)
632     # Add a value to count of iteration
633     count = count + 1
634
635
636
637
638     # Merge side points
639     merge_side_inpol_points = save_folder + "/side_intol_points_" + run_name + ".shp"
640     arcpy.Merge_management(side_inpol_points, merge_side_inpol_points)
641
642
643
644
645
646
647     # Make points to raster
648     rast_side_inpol= save_folder + "/raster_interpolated_newdd_side_" + run_name + ".tif"
649     arcpy.conversion.PointToRaster(merge_side_inpol_points, "RASTERVALU", rast_side_inpol, 'MEAN', None,
650     ↳ resample, None)
651
652
653     #-----
654     #-----
655     #-----
656     #
657     #
658     # Create new ditch depth DEM with both main and side ditches
659     #
660     #
661     #-----
662     # Create new DEM with new main and side ditches

```

```

652 DEM_newdd = "NDD_" + run_name + ".tif"
653 input_rasters = [rast_main_inpol, rast_side_inpol, dem_resample]
654 arcpy.management.MosaicToNewRaster(input_rasters, save_folder, DEM_newdd, sr, '32_BIT_FLOAT',
655 ↪ resample, 1, 'MINIMUM') # 'FIRST'
656
657 # Return path to DEM newd file
658 DEM_newdd = save_folder + "/" + DEM_newdd
659
660
661 #-----
662
663 print("<< Done : f_DNM.py      Run   : " + run_name)
664 return DEM_newdd
665
666 #-----
667 #                      END OF SCRIPT
668 #-----
669

```

7.7 Pythonscript : Hydrologisk bearbetning GF av markmodell

```
1 # Code for hydrological preprocessing
2 #-----
3 #-----
4
5 #           Import necessary tools/files
6
7 import os
8 from arcpy import env
9 from arcpy.sa import *
10
11
12 from WBT.whitebox_tools import WhiteboxTools
13 wbt = WhiteboxTools()
14
15
16
17 #-----
18 #-----
19
20 def preprocess(path_to_folder,save_folder, run_name, DTM_name, elevation, cellsize):
21     print(' ')
22     print('----> Running      : f_preprocess.py :      ' + DTM_name )
23
24
25     # Create new folder to save files from script run
26     os.mkdir(save_folder + '/Preprocess_' + run_name + '_' + DTM_name )
27     save_folder = save_folder + '/Preprocess_' + run_name + '_' + DTM_name
28
29     # Set working directory
30     wbt.work_dir = path_to_folder
31
32     #-----
33     # Start pre-processing
34     #-----
35
36     # Breach Single Cell (bsc) pits
37     bsc = save_folder + "/Step1_breach_cells_" + run_name + ".tif"
38
39     wbt.breach_single_cell_pits(
40         elevation,
41         bsc
42     )
43
44     #-----
45
46     # Fill Single Cell (fsc) Pits
47     fsc = save_folder + "/Step2_breach_fill_cells_" + run_name + ".tif"
48
49     wbt.fill_single_cell_pits(
50         bsc,
51         fsc
52     )
53
54     #-----
55
56     # Breach Depression at Least Cost (bdlc)
57
58     DTM_processed = save_folder + "/DTM_processed_" + run_name + ".tif" #
59     dist          = int(20 / cellsize )
60
61     wbt.breach_depressions_least_cost(
62         fsc,
63         DTM_processed,
64         dist,
```

```

65     max_cost=None,
66     min_dist=True,
67     flat_increment=0.000001,
68     fill=True
69 )
70
71     #-----
72     # Finished pre-processing
73     #-----
74
75     print("----> Done          : f_preprocess.py :      " + DTM_name)
76
77     return DTM_processed
78
79

```

7.8 Pythonscript : Hydrologisk bearbetning GUF av markmodell

```
1 #-----
2 #-----
3
4 #           Import necessary tools/files
5
6 import os
7 from arcpy import env
8 from arcpy.sa import *
9
10 from WBT.whitebox_tools import WhiteboxTools
11 wbt = WhiteboxTools()
12
13
14
15
16 #-----
17 #-----
18
19 def preprocess_fps(path_to_folder, save_folder, run_name, DTM_name, elevation, cellsize):
20     print(' ')
21     print('----> Running      : f_preprocess_fps.py :      ' + DTM_name )
22
23
24     # Create new folder to save files from script run
25     os.mkdir(save_folder + '/Preprocess_fps_' + run_name + '_' + DTM_name )
26     save_folder = save_folder + '/Preprocess_fps_' + run_name + '_' + DTM_name
27
28     # Set working directory
29     wbt.work_dir = path_to_folder
30
31
32     #-----
33     # Start pre-processing
34     #-----
35
36
37     # Breach Single Cell (bsc) pits
38     bsc = save_folder + "/Step1_breach_cells_" + run_name + ".tif"
39
40     wbt.breach_single_cell_pits(
41         elevation,
42         bsc
43     )
44
45     #-----
46
47     # Fill Single Cell (fsc) Pits
48     fsc = save_folder + "/Step2_breach_fill_cells_" + run_name + ".tif"
49
50     wbt.fill_single_cell_pits(
51         bsc,
52         fsc
53     )
54
55     #-----
56
57     # Feature Preserving Smoothing (fps)
58     fps = save_folder + "/DTM_fps_" + run_name + ".tif"
59
60     wbt.feature_preserving_smoothing(
61         fsc,
62         fps,
63         filter=11,
64         norm_diff=15.0,
```

```

65     num_iter=3,
66     max_diff=0.3,
67     zfactor=None
68 )
69
70     #-----
71
72     # Breach Depression at Least Cost (bdlc)
73
74     DTM_pro_fps = save_folder + "/DTM_pro_fps_" + run_name + ".tif"
75     dist         = int(20 / cellsize )
76
77     wbt.breach_depressions_least_cost(
78     fps,
79     DTM_pro_fps,
80     dist,
81     max_cost=None,
82     min_dist=True,
83     flat_increment=0.000001,
84     fill=True
85 )
86
87
88     #-----
89     # Finished pre-processing
90     #-----
91
92     print("----> Done          : f_preprocess_fps.py :      " + DTM_name)
93
94     return DTM_pro_fps
95
96

```

7.9 Pythonscript : DTW

```
1 # Function to create a DTW map
2
3 #-----
4 #-----
5
6
7 #           Import necessary tools/files
8 import arcpy
9 from arcpy import env
10 from arcpy.sa import *
11
12 import os
13 import math
14
15 from WBT.whitebox_tools import WhiteboxTools
16 wbt = WhiteboxTools()
17
18 #-----
19 #-----
20
21
22 def dtw(path_to_folder, save_folder, run_name, when, elevation, cellsize, threshold,FILL):
23     print(' ')
24     print('----> Running      : f_dtw.py :      ' + when)
25
26     # Calculate amount of cells for threshold with aspect to cellsize
27     # Needs to be interger
28
29     set_null = str(int(threshold/(math.pow(cellsize,2))))
30     print("setnull_int =" + set_null)
31
32     #Create new folder to save files from script run
33     os.mkdir(save_folder + '/DTW_' + run_name + '_' + when)
34     save_folder_dtw = save_folder + '/DTW_' + run_name + '_' + when
35
36
37     #-----
38     #-----
39
40     # Here hydrological conditioning with Fill is done
41     # if function is called with "FILL"= "YES"
42
43     if FILL == 'YES':
44
45         #           Fill
46
47         # # Set variables
48         inDTM_FILL = elevation
49
50         # Execute Fill
51         inDTM = Fill(inDTM_FILL )
52         inDTM.save( save_folder_dtw + '/DTM_FILL.tif' )
53
54
55
56     elif FILL == 'NO':
57
58         inDTM = elevation
59     else:
60         print ('ERROR: Make FILL either "YES" or "NO".')
61
62
63     #-----
64     #-----
```

```

65
66
67         #                               Flow Direction
68
69
70     # Description: Creates a raster of flow direction from each cell to its
71     #               steepest downslope neighbor.
72     # Requirements: Spatial Analyst Extension
73
74
75     # Set local variables
76     inSurfaceRaster_FlowDir      = inDTM
77     save_location_FlowDir_tif    = save_folder_dtw + '/FlowDir_' +run_name+ '.tif'
78
79
80     # Execute FlowDirection
81     FlowDirection = FlowDirection(inSurfaceRaster_FlowDir, "FORCE" ,save_location_FlowDir_tif)
82
83
84
85     #-----
86     #-----
87
88
89     #                               Flow Accumulation
90
91
92     # Name: FlowAccumulation_Ex_02.py
93     # Description: Creates a raster of accumulated flow to each cell.
94     # Requirements: Spatial Analyst Extension
95
96
97     # Set local variables
98     inWeightRaster_FlowAcc      = ""
99     dataType_FlowAcc            = "INTEGER"
100
101
102     # Execute FlowDirection
103     FlowAcc = FlowAccumulation(FlowDirection, inWeightRaster_FlowAcc, dataType_FlowAcc)
104
105     # Save the output
106     save_location_FlowAcc = save_folder_dtw + '/FlowAcc_' +run_name+ '.tif'
107     FlowAcc.save(save_location_FlowAcc)
108
109
110     #-----
111     #-----
112
113
114     #                               Build Raster Attribute Table
115
116
117     ##Build Raster Attribute Table
118     ##Usage: BuildRasterAttributeTable_management in_raster {NONE | Overwrite}
119
120
121     arcpy.BuildRasterAttributeTable_management (FlowAcc, "Overwrite")
122
123
124     #-----
125     #-----
126
127
128     #                               Set Null
129
130
131     # Description: Returns NoData if a conditional evaluation is

```

```

132 #             true and returns the value specified by another
133 #             raster if it is false, on a cell-by-cell basis.
134 # Requirements: Spatial Analyst Extension
135
136
137 # Set local variables
138 inRaster_setnull      = FlowAcc
139 inFalseRaster_setnull = 1
140 whereClause_setnull   = 'VALUE < ' + set_null           #set_null defines in second section
141 ↪ "DEFINE VARIABLES"
142
143 # Execute SetNull
144 outSetNull_streams    = SetNull(inRaster_setnull, inFalseRaster_setnull, whereClause_setnull)
145
146 # Save the output
147 save_location_setnull = save_folder_dtw + '/SetNull_streams_' + str(threshold) + "_" + run_name + '.tif'
148 outSetNull_streams.save(save_location_setnull)
149
150 #-----
151 #-----
152
153
154 #             Stream to Feature
155
156
157 # Description: makes values > 0 to polylines = streams
158 # Requirements: Spatial Analyst Extension
159
160 # Set local variables
161 inStreamRaster_StF    = outSetNull_streams
162 inFlowDir_StF         = FlowDirection
163 flow_network          = save_folder_dtw + '/streamlines_' + when + '_' + run_name + '.shp'
164
165 # Execute
166 StreamToFeature(inStreamRaster_StF, inFlowDir_StF, flow_network, "NO_SIMPLIFY")
167
168
169
170 #-----
171 #-----
172
173
174 #             Slope
175
176
177
178 # Description: Identifies slope from each cell.
179 # Requirements: Spatial Analyst Extension
180
181
182 # Set local variables
183 inRaster = elevation
184 outMeasurement = "DEGREE"
185 zFactor = "1"
186 method = "PLANAR"
187 zUnit = "METER"
188
189 # Execute Slope
190 #Slope(in_raster, {output_measurement}, {z_factor}, {method}, {z_unit})
191 outSlope = Slope(inRaster, outMeasurement, zFactor, method, zUnit)
192
193 outSlope_tif = save_folder_dtw + '/slope_' + run_name + '.tif'
194 outSlope.save(outSlope_tif)
195
196
197 #-----

```

```

198 #-----
199
200
201 #                               #Raster Calculator
202
203
204 # Set local variables
205 raster = Raster(outSlope.tif)
206 pi      = math.pi
207 cz      = cellsize
208
209
210 depth_calc = Tan(raster * pi /180) * cz
211
212
213
214 save_depth_calc = save_folder_dtw + '/depthCalc_' + run_name + '.tif'
215 depth_calc.save(save_depth_calc)
216
217 #-----
218 #-----
219
220
221
222 #                               #Path Distance = DTW - map
223
224
225 # Description: Calculates, for each cell, the least accumulative
226 #               cost distance to the nearest source, while accounting
227 #               for surface distance and horizontal and vertical
228 #               cost factors.
229 # Requirements: Spatial Analyst Extension
230
231
232 # Set local variables
233 inSource    = flow_network
234 inCostRast  = depth_calc
235
236
237 # Execute PathDistance
238 DTW_map     = PathDistance(inSource, inCostRast)
239
240
241 # Save the output
242 save_DTW_map = save_folder_dtw + '/DTW_map_' + run_name + '_' + when + '.tif'
243 DTW_map.save(save_DTW_map)
244
245
246 #-----
247 #-----
248
249
250 print("----> Done           : f_dtw.py :      " + when)
251
252 return save_DTW_map
253
254 #-----
255 #                               END OF SCRIPT
256 #-----
257

```