



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 17 034

Examensarbete 30 hp
November 2017

Återskapande av naturliga trösklar i mindre vattendrag och våtmarker

Modellutveckling för simulering av förändrade
flödesregimer

Joel Cronander

REFERAT

Återskapande av naturliga trösklar i mindre vattendrag och våtmarker – modellutveckling för simulering av förändrade flödesregimer

Joel Cronander

Sveriges markanvändning ser idag annorlunda ut än för 100 år sedan. Det senaste århundradet har våtmarker dikats för att öka mängden odlingsbar areal. I och med utdikning av våtmarker förändrades den kustnära miljön, där många fiskarter har sina lekområden.

När en minskning av predatorfisk observerades i Östersjöns kustnära områden i slutet av 1900-talet ansågs att exploatering av fiskens lekområden kunde vara en möjlig orsak för minskningen. För att återskapa naturliga lek- och uppväxtområden diskuteras nu en implementering av naturliga trösklar i diken som avvattnar kustnära våtmarker. I samband med dessa restaureringsarbeten utfärdar man beslutsprocesser tillsammans med bland annat markägare. För att kunna uppskatta och kvantifiera hur närområdet påverkas av en naturlig tröskel behöver effekten av den tilltänkta tröskeln på vattenflöden modelleras.

I denna studie har därför en hydraulisk modell utvecklats för att kunna simulera vattenflöden i tre våtmarker som ligger på Öland där implementeringen av naturliga trösklar är tilltänkt: Maren, Hyllekärr och Brokhål. Modellen användes framförallt för att kunna uppskatta hur våtmarkerna översvämmas vid olika vattenföring. Genom ett observerat starkt samband mellan avrinningsområdets yta och vattenföring kunde extrema flödesscenarion simuleras. En metod för att beskriva naturliga trösklars påverkan på uppströms flödesregimer har utvecklats med hydraulisk modellering i HEC-RAS. För att validera modellresultaten uppmättes vattenflöde under vårflod 2017.

Modellsimuleringen visade att endast Brokhål visade förväntade resultat, Maren visade förväntade resultat vid högre flöden och Hyllekärr visade orimliga översvämnningar. Validering av resultaten visade att höjdmodellen som använts har visat felaktig topografisk information för alla tre våtmarkerna. Avvikelser och felaktigheter i topografi och batymetri har pekats ut som den största bakomliggande felkällan till modellen.

Studien visade att naturliga trösklar har ingen, eller extremt liten påverkan på uppströms flödesregimer. Det bör dock poängteras att modellen har kraftiga begränsningar, särskilt höjdmodellens upplösning. Fler försök med modellen samt utveckling av höjdmodellen rekommenderas och resultaten från denna studie bör endast ses som vägledande.

Nyckelord: Hydraulisk modellering, naturliga trösklar, översvämningsmodellering, HEC-RAS, HEC-geoRAS

Institutionen för geovetenskaper; luft-, vatten- och landskapslära. Uppsala Universitet
Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA

ABSTRACT

Recreation of natural thresholds in small rivers and wetlands – model development for the simulation of changing water flows

Joel Cronander

In the late 20th century a decrease in coastal predatory fish in the Baltic Sea has been observed. It has been suggested that exploitation of the fish's spawning habitats, mainly through draining of coastal wetlands, was one reason for the fish decline. To recreate spawn and growth areas, natural thresholds can be installed in trenches draining coastal wetlands. To quantify the effects of a natural threshold on water discharge in the drainage area under various water flow regimes modeling is needed.

In this study, a hydraulic model was developed to estimate the effect of changing water discharges of three wetlands when natural thresholds are implemented, i.e. Maren, Hyllekärr and Brokhål, located on northern Öland. The model was run under different water flow regimes. Through an observed strong relation between catchment area and discharge, extreme discharge situations could be simulated. A method for investigating the effects of natural thresholds on upstream flow regimes has been developed with hydraulic modeling in HEC-RAS. To validate the model results, a comparison with empirical data during the spring flood 2017 was made.

Model simulations showed that only water discharges in Brokhål behaved as expected, Maren behaved as expected for large flows and results for Hyllekärr were considered not being reliable. Validation showed that the elevation model for topography and bathymetry deviated from reality in all three wetlands. The elevation model has been identified as the single largest source of error in the water discharge model.

From the model results, it is concluded that natural thresholds have none, or very minor effects on the upstream water flow regimes. It should however be emphasized that the model has major limitations, in particular the elevation model's resolution. It is highly recommended to further develop the elevation model before further simulations on water discharges are made. The results from this study should only be considered as a first approximation where more detailed studies are needed to confirm that natural thresholds won't result in major changes in upstream water flows.

Key words: Hydraulic modeling, natural thresholds, inundation modeling, HEC-RAS, HEC-geoRAS

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences.
Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA

FÖRORD

Detta examensarbete avslutar fem års studier på Civilingenjörsprogrammet inom Miljö- och Vattenteknik och omfattar 30 högskolepoäng på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet.

Arbetet har utförts i samarbete med Sportfiskarna – Sveriges Sportfiske- och Fiskevårdsförbund under vår- och hösttermin 2017.Handledare var Tobias Berger, Projektledare Rovfisk på Sportfiskarna. Ämnesgranskare för arbetet var Gesa Weyhenmeyer, professor vid institutionen för ekologi och genetik, limnologi på Uppsala universitet. Examinator utgjorde Fritjof Fagerlund, universitetslektor vid institutionen för geovetenskaper på Uppsala universitet.

Jag vill främst rikta ett stort tack till min handledare Tobias Berger som låtit mig vara en del av projektet Rovfisk och bollat tankar och idéer under arbetets fortgång. Ett stort tack även till min ämnesgranskare Gesa Weyhenmeyer som varit mycket behjälplig i allt som rör projektet, och utgjort ett bra stöd under hela projektets förfarande. Jag vill även rikta ett tack till Joel Norlin på Sportfiskarna som gjorde projektet möjligt och välkomnade mig till organisationen.

Tack även till mina svärföräldrar Gudrun och Jan som generöst lånat ut bil, båt och sommarstuga de gånger paus från arbete och studier behövts. Givetvis vill jag även rikta stor uppskattning mot min vapendragare i studierna, Mattias, utan dig hade jag aldrig varit där jag är idag. Slutligen vill jag tacka Torun som varit ett konstant stöd under arbetets gång och i timtal lyssnat på mitt ständiga käbbel om våtmarker.

Copyright © Joel Cronander och Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet

UPTEC W 17 034, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, 2017

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Sveriges markanvändning de senaste hundra åren har ändrats markant. Det är numera inte nödvändigt att dika ut våtmarker för att öka mängden jordbruksmark. När markbehovet nu ser annorlunda ut prioriteras istället ekosystemtjänster, tjänster som naturens ekosystem ger människan. Att återställa utdikade våtmarker har flera fördelar ur miljösynpunkt. Bland annat utgör grunda, kustnära våtmarker lek- och uppväxtområden för Östersjöns rovfiskbestånd, däribland gädda. Under slutet av 1900-talet observerades en kraftig nedgång i Östersjöns predatorfiskbestånd. En av de orsaker som föreslogs ligga bakom denna fiskminskning var exploatering och utdikning av fiskens lek- och uppväxtmiljöer.

En metod för att återställa en våtmark och bibehålla vatten i våtmarken är att placera trösklar i det dike som avvattnar våtmarken. På så vis fylls våtmarken upp med vatten till den nivå tröskelns överkant är placerad på. För att övertyga markägare att deras mark uppströms våtmarken inte kommer ta skada av en tröskel kan översvänningsmodellering utföras och användas i samrådsprocessen.

Detta arbete har gått ut på att undersöka hur de tre öländska våtmarkerna Maren, Hyllekärr och Brokhål översvämmas vid normala och mer extrema vattenföringar samt att undersöka hur en tröskel påverkar översvämningens omfattning. En översvänningsmodell skapades och en metod för hur tröskelns påverkan skulle modelleras utvecklades. En översvänningsmodellering syftar till att med hjälp av landskapet och vattendragets utseende beskriva hur en viss vattenföring översvämmar ett givet område. På så vis får man en uppfattning om tröskelns påverkan.

Även extrema vattenföringars påverkan på översvämningen har undersökts. Med extrema vattenföringar menas flöden med en återkomsttid mellan 10 och 50 år, vilket motsvarar flöden som statistiskt sett återkommer en gång på 10 respektive 50 år. Vid en översvänningsmodellering krävs information om markens utseende och karaktär samt vattendragets utseende och karaktär. För att uppskatta rätt flöden i respektive vattendrag observerades ett starkt samband mellan avrinningsområdets yta och vattenföringen i utloppet. På så vis kunde olika vattenföringar uppskattas utan att mätningar av dessa gjorts.

Modelleringen visade att bara Brokhål betedde sig som förväntat, Maren uppträdde likt förväntat vid högre flöden, men ej vid lägre och Hyllekärr visade en helt orimlig översvämning för alla simuleringar. Vid resultatvalideringen visade sig modellen ha kraftiga begränsningar. Marknivåerna i området var bitvis kraftigt överskattade och dikets geometrier i vissa partier i stort sett obefintliga. Tröskelns effekt kunde bara utrönas i Brokhål och Maren där den som förväntat ökade den översvämmade ytan marginellt, men framförallt gav skillnader vid låga flöden.

Slutsatsen blev att tröskelns effekt på uppströms flödesregimer var extremt låg eller ingen alls. Det bör också påpekas att modellen har kraftiga begränsningar i och med den förenkling av landskapets utseende som används i modellen. Ekolodning av vattendrag samt manuell avvägning av kritiska topografiska sektioner rekommenderas.

INNEHÅLL

1	INTRODUKTION	1
1.1	SYFTE.....	1
1.2	BAKGRUND	1
1.2.1	Historiskt om fiskminskning och orsaksutredning i södra Östersjön.....	1
1.2.2	Historiskt om utdikning av våtmarker och särskilt om situationen på Öland	3
1.2.3	Positiva effekter av våtmarker.....	4
1.2.4	Våtmarksrestaurering	5
1.2.5	Koppling till direktiv, miljömål och lagar.....	6
1.2.6	Sportfiskarnas Rovfiskprojekt.....	7
2	MATERIAL OCH METODER	7
2.1	OMRÅDESBESKRIVNING	7
2.1.1	Maren	8
2.1.2	Hyllekärr.....	11
2.1.3	Brokhål.....	14
2.2	MODELLERING	16
2.2.1	Terrängmodell	16
2.2.2	HEC-RAS.....	17
2.2.3	Modellering av extrema vattenflöden.....	19
2.2.4	Validering av modellresultat	20
2.2.5	Förenklingar och antaganden	20
3	RESULTAT	21
3.1	MODELLERING AV EXTREMA VATTENFLÖDEN	21
3.2	MODELLERADE ÖVERSVÄMNINGAR	22
3.2.1	Maren	22
3.2.2	Hyllekärr.....	26
3.2.3	Brokhål.....	29
3.3	VALIDERING	32
3.3.1	Maren	32
3.3.2	Hyllekärr.....	33
3.3.3	Brokhål.....	34
4	DISKUSSION	34
4.1	MODELLERING AV EXTREMA VATTENFLÖDEN	34
4.2	HYDRAULISK MODELLERING	35

4.2.1	Maren	35
4.2.2	Hyllekärr.....	36
4.2.3	Brokhål.....	36
4.3	FELKÄLLOR	37
4.3.1	Data	37
4.3.2	Validering.....	38
5	SLUTSATS	38
6	REFERENSER.....	39
7	BILAGOR	41
7.1	APPENDIX 1	41
7.2	APPENDIX 2	43
7.3	APPENDIX 3	46

ORDLISTA

Nedan följer en ordlista som beskriver de begrepp, uttryck och ord som används i rapporten.

Avrinningsområde = Det landområde, inklusive sjöar som avvattnas av samma vattendrag. Området avgränsas utifrån topografin.

Avvägning = Metod för att mäta den relativa höjdskillnaden mellan olika punkter i landskapet. Ofta med höjd över havet (m.ö.h) som referens.

Batymetri = Terrängens fysiska form under vatten. Motsvarighet till topografi ovan land.

Femtioårsflöde = Högvattenföring med en återkomsttid på 50 år.

Högvattenföring = Den största observerade vattenföringen som förekommer i ett vattendrag under ett år.

Korrelation = Statistiskt mått på styrka och riktning för sambandet av två eller fler variabler.

Mannings n = Ett mått på friktion i vattendrag.

Medellågvattenföring = Medelvärde av varje års lägsta dygnsvattenföring.

Naturliga trösklar = Trösklar vars form integreras i den naturliga miljön.

Normalvattenföring = Årsmedelvärde av vattenföringen i ett vattendrag.

Rasterdata = Tredimensionell data som är uppbyggd av pixlar eller geometri.

Regression = En statistisk metod som skapar en funktion anpassad efter observerade data.

Residual = Skillnaden mellan observerat värde och modellerat teoretiskt värde. Används vid regressionsanalys.

Tioårsflöde = Högvattenföring med en återkomsttid på tio år.

Topografi = Terrängens fysiska form.

Vattenföring = Mått på den volym vatten som rinner genom ett tvärsnitt under en given tidsenhet. Anges i l/s eller m³/s.

1 INTRODUKTION

1.1 SYFTE

Syftet med detta examensarbete var att utveckla en modell för hur naturliga trösklar påverkar uppströms flödesregimer. Detta genom att simulera hur de tre olika våtmarkerna Maren, Brokhål och Hyllekärr översvämmades vid installation av naturliga trösklar nedströms våtmarkerna. Översvämningarnas omfattning utreddes både i normala och mer extrema klimatscenarion. Resultaten skall användas vid samrådsprocesser med bland annat markägare för att påvisa hur olika fiskevårdsåtgärder påverkar vattendrag och våtmarker i det nära vattensystemet. Studien ämnade besvara följande frågeställningar:

- Hur kommer vattenståndet i de tre våtmarkerna Brokhål, Hyllekärr och Maren påverkas efter installation av olika utformade naturliga trösklar?
- Hur förväntas våtmarkerna översvämmas vid ett simulerat mer extremt klimatscenario?
- Hur ser vattenföringen i diken som avvattnar våtmarkerna ut vid mer extrema flödesscenarion?

Utifrån frågeställningarna har följande hypoteser formulerats:

- Vattenståndet blir högre och den översvämmade ytan blir större efter att naturliga trösklar har implementerats.
- I ett mer extremt klimatscenario med högre vattenföring översvämmas våtmarkerna mer och ju större flöde desto mindre påverkan från trösklarna.
- Ett större avrinningsområde ger en högre genomströmning av vatten genom våtmarken och ett samband mellan avrinningsområdets yta och vattenföringen vid dess utlopp kan fastställas.

1.2 BAKGRUND

1.2.1 Historiskt om fiskminskning och orsaksutredning i södra Östersjön

I början av 1990-talet visade undersökningar (Andersson et al. 2000) i olika områden i Kalmarsund på minskande bestånd av framförallt gädda *Esox lucius*, och abborre *Perca fluviatilis*. Även en låg årsyngelproduktion kunde observeras. Dessa observationer stöddes av rapporteringar från både allmänhet och yrkesfiskare (Söderberg & Gårdmark 2003). Detta ledde till att ett forskningsprojekt initierades med syfte att dokumentera skadornas karaktär, dess geografiska utbredning samt analysera bakomliggande orsaker. Projektet pågick under 1998–1999 och omfattade områden längs Kalmarsunds fastland samt ett område öster om Öland. Projektets fiskinventering visade på att tätheten av både vuxen abborre och gädda i området var mycket låg och att fiskbeståndet till stor del utgjordes av äldre individer (Andersson et al. 2000). Årsyngelinventering förstärkte den bild som tidigare observationer rapporterat om, endast ett fåtal årsyngel av både gädda och abborre infångades. Det strandnära fisksamhället i området dominerades av spigg, vilka prederar på rom, där dessa återfanns i större utsträckning än i referensområdet. Vattenkemisk analys visade på att hög ammonium- eller höga

salthalter inte uppnådde skadligt höga nivåer i berörda rekryteringsområden. Inte heller toxisk påverkan på vuxna individer, rom eller fisklarver kunde fastställas. Eutrofiering har föreslagits som en möjlig orsak till sviktande fiskrekryteringen (Andersson et al. 2000). Närsaltsundersökningar visade på att området var övergött och att primärproduktionen blivit mer kvävebegränsad. Då detta lett till en förändring i växtsamhället har även födounderlaget för pelagiska fisklarver försämrats. Storskarv *Phalacrocorax carbo*, är en sjöfågel som prederar på fisk och Kalmarsund inhyser landets tätaste skarvkolonier. Teoretiska beräkningar visade att skarvens predation på fisk i området kan uppgå till den totala produktionen av fisk i området. Det som talar emot att detta skulle vara den enda bakomliggande orsaken är att skarv normalt inte prederar på årsyngel av fisk. Resultaten i sin helhet visar på hur allvarligt skadad fiskpopulationen är i det viktiga fiskproduktionsområdet kring Kalmarsund och Öland. Studien visar heller inte på någon kommande förbättring utan motiverar starkt ett fungerande åtgärdsprogram (Andersson et al. 2000).

I en något senare studie som undersöker situationen i hela Östersjön (Ljunggren et al. 2005) kan man inte heller fastställa att problematikens huvudorsaker beror på spigg eller förändrad vegetationssammansättning. Detta då spiggpopulationen i Kalmarsund har varit relativt konstant över tid. En tes som presenteras är att den bakomliggande orsaken är avsaknad av djurplankton, vilka predatorfisk konsumerar, i de områden där ynglen spenderar sina första veckor och att detta beror på de miljöförändringar som skett i Östersjön under en längre tid. Tillgången till djurplankton är kritisk under fiskynglens tidigare stadier då brist på föda hämmar tillväxt eller leder till att fisken svälter ihjäl. Situationen i Kalmarsund har ansetts så allvarlig att man har instiftat fiskeförbud samt initierat restaureringsprojekt av potentiella rekryteringsområden, främst i kustnära sötvatten.

Då majoriteten av Östersjöns sötvattensfiskar växer upp i grunda kustområden eller tillrinnande sötvatten (Sandström 2000) är det i dessa områden restaureringsprojekten har fokuserats. Dessa områden är de som i störst utsträckning är utsatta för mänsklig påverkan och olyckligtvis är dessa miljöer de viktigaste vid rekrytering för berörd sötvattensfisk. Östersjöns sötvattenslevande fiskar nyttjar dessa miljöer som lek- och uppväxtområden och vattnens funktion som sådan äventyras av utdikningar, vandringshinder, strandexploatering, hamnar, muddring, läckage av näringsämnen och industriutsläpp (Ljunggren et al. 2011). Stora ingrepp i vattenmiljön yttrar sig främst som en förändrad sammansättning av vattenvegetation, ofta genom en ökad mängd fintrådiga alger. I sin tur leder detta till en förändring av vattenkemin då pH, ammoniumhalter och syretillgång förändras. Vegetation i lek- och uppväxtområden är särskilt viktiga då dessa fungerar som både leksubstrat samt skydd från rovfisk och andra predatorer. Även toxiska algbloomingar, en följd av eutrofiering, kan tänkas bidra till fiskdöd. I studien bekräftas att det är i fiskens första tillväxtsång som problem uppstår då man inte återfinner några yngel i de skadade områdena (Ljunggren et al. 2005).

Arbetet med problemen efter ovan nämnda studier kan delas in i två kategorier 1. Att identifiera och utföra åtgärder för att gynna det sviktande fiskbeståndet och 2. Fortsätta arbetet med att identifiera varifrån problemet härstammar. En av de orsaker som

identifierats är utdikning av våtmarker, vilket är vad detta examensarbete kommer att handla om.

1.2.2 Historiskt om utdikning av våtmarker och särskilt om situationen på Öland

De senaste hundra åren har våtmarker i Sverige dikats ut, främst för att förbättra jord- och skogsbruksförhållanden (Ljunggren et al. 2011). I Skåne och Mälardalen finns exempelvis bara en tiondel av den ursprungliga våtmarksarealen kvar. Totalt i hela landet har uppemot en fjärdedel av Sveriges ursprungliga våtmarksareal försvunnit till följd av utdikning och uppodling (Naturvårdsverket 2016). Ett annat problem är att våtmarker ofta växer igen om dessa inte regelbundet betas eller hävdas (Länsstyrelsen Gävleborg 2016).

Likt resten av Sverige har våtmarkerna på Öland utsatts för omfattande hydrologiska ingrepp vilka har lett till radikala förändringar av dessas utbredning och funktioner. De dikningar som utförts på Öland har främst syftat till att förhindra översvämningar genom att leda bort ytvatten tillsammans med vinterhalvårets vattenöverskott. Mellan 1880–1980 blev det vanligare att utdikningarna syftade till att sänka grundvattennivån och detta finansierades delvis av den svenska staten. Öland har alltså inte alltid varit så fattig på vatten som i dagsläget. Under åren 1859–1899 dikades på Öland minst 6000 ha våtmark, vilket motsvarar nästan 5 % av hela Ölands yta. I efterhand kunde det dock konstateras att utdikningen inte alltid varit så fördelaktiga och lyckade som man hoppades, då förlusten av grunda öländska sjöar resulterade inte nödvändigtvis i varken frodiga slätterängar eller böljande sädesfält. I dagsläget råder markavvattningsförbud på hela Öland, samt i de delar av Sverige där våtmarksarealen har minskat kraftigt under föregående sekel. Markavvattning omfattar invallningar, utdikningar samt andra åtgärder som syftar till att varaktigt förändra markens lämplighet mot ett visst ändamål. Sveriges olika länsstyrelser kan meddela dispens från detta förbud, men då måste det gälla att området i princip skall sakna betydelse ur naturvårdssynpunkt. För dränering av jordbruksmark gäller vissa undantag (Ekstam et al. 2003). De avvattnande ingrepp som historiskt utförts på Öland har lett till att vattenbristen är stor på grund av den snabba avrinningen. Även övergödande ämnen så som kväve och fosfor transporteras snabbt ut i havet (Ekstam et al. 2003).

På Öland är jordbruket en viktig näringsverksamhet och markanvändningen domineras av jordbruksmark och betesmark. Växtodlingen domineras av betesmark och vall följt av spannmålsodling. Öland, likt resten av Sverige har även ett arv av den industriella epoken i form av olika efterbehandlingsprojekt. Med detta menas områden där olika verksamheter med negativ miljöpåverkan existerat. Det rör sig ofta om tungmetaller och organiska föreningar. Sand- och grusavlagringar av betydelse för grundvattenutvinning förekommer mycket sparsamt på Öland och grundvattennivåerna är som lägst under sommaren och högst under våren (Länsstyrelsen i Kalmar län 2013).

Avrinning som sker i anlagda raka kanaler och diken har skapat problem som man inte kunnat förutse vid anläggningstillfället. Avsaknaden av kantzoner som periodvis översvämmas av vatten har minskat vattendragets betydelse som livsmiljö för fiskar och andra djur. Det ökade utflödet och den minskade uppehållstiden som utdikning medför innebär en transportökning av partiklar och lösta ämnen, samtidigt som den naturliga

vattenrening som minskar. Närsalter från närliggande jordbruksmarker dräneras snabbt ut i de anlagda diken där de snabbt transporteras ut till kustvattnet där näringsöverskottet medför en oönskad övergödning (Ekstam et al. 2003).

1.2.3 Positiva effekter av våtmarker

I nuläget har man på flera håll i Sverige börjat anlägga och restaurera gamla våtmarker som ligger i anslutning till kustmynnande vattendrag. Våtmarker och översvämningsszoner kan enkelt skapas genom att dämmen konstrueras vid utloppet. Dessa dämmen kan konstrueras av plankor, pålar, ribbor, sten eller betong. Dämnet kräver noggrann planering samt ett visst underhåll för att fungera som önskvärt. Dämmen kan även användas för att reglera vattennivån i mindre vattendrag om vattenståndet önskas regleras för att exempelvis optimera uppväxtförhållanden för fiskyngel. Historiskt sett så har det primära syftet med att restaurera våtmarker varit att hålla kvar de närsalter och näringsämnen som belastar de svenska kustområdena och för att gynna fågellivet. Det har sällan uppmärksammats att samma områden kan fungera som utmärkta uppväxtmiljöer för fisk, till exempel gädda (Sandström 2003, Ljunggren et al. 2011, Andersson 2009). Att ha fungerande och välmående våtmarker har flera fördelar, inte minst som leverantörer av ekosystemtjänster. Nedan listas några av de ekosystemtjänster som våtmarker kan tillhandahålla.

Naturlig vattenrening

Våtmarker beskrivs ofta som naturens egna vattenreningsverk. Genom våtmarkens förmåga att ta hand om närsalter kan läckaget av sådana från jordbruk till hav märkbart reducerats. Vattnets koncentration av närsalter reduceras främst genom sedimentation, bakteriella processer samt genom växters upptag av näringsämnen. På Öland är det främst kväveretentionsfunktioner som är av intresse då kvävetransporterna till havet har bedömts viktigast att åtgärda. Med retention menas avskiljning av ämnen från vattnet. Kvävet förekommer i våtmarken främst som kvävgas, nitrat, ammonium, nitrit eller som bundet i organiska föreningar. I organiska föreningar återfinns ofta kväve i protein, aminosyror och humusämnen. Den största delen av kväveretentionen i en våtmark sker genom denitrifikation. Retention av kväve och andra närsalter leder till att vattnet får en ökad vattenkvalitet och den kustnära övergödningen nedströms våtmarken minskar (Ekstam et al. 2003, Andersson 2009).

Flödesutjämning

När våtmarker utdikas och torrläggs så förändras vattenbalansen i avrinningsområdet. Våtmarken utgör ett vattenmagasin som bidrar till att utjämna skillnader mellan vinterns vattenöverskott och sommarens vattenbrist. Då Öland under sommarhalvåret är drabbad av allvarlig vattenbrist blir det angeläget att återställa våtmarker för att säkerställa en fungerande vattentäkt under sommarhalvåret (Ekstam et al. 2003). Samtidigt motverkar våtmarkens vattenmagasin nedströms översvämningar vilket motarbetar oönskade flödesregimer.

Biologisk mångfald

Då våtmarker utgör en gränsmiljö mellan land och vatten hyser de därför arter från båda dessa miljöer. Våtmarken är också livsmiljö för ett stort antal våtmarksbundna växt- och djurarter, vilka har anpassat sig till just denna miljö. Ur naturvårdssynpunkt är odikade

våtmarker mycket viktiga ekosystem då de innehåller hög biologisk mångfald med många viktiga genbanker. Nästan tjugo procent av Sveriges rödlistade arter är beroende av våtmarker. Som tidigare nämnt utgör våtmarker viktiga lek- och uppväxtområden för fiskar, men även ett stort antal arter fåglar, amfibier och insekter är knutna till denna typ av miljö (KSLA 2013).

Ökat grundvattenmagasin

I en våtmark får vattnet möjlighet till retention och stora flöden bromsas upp och hålls kvar i våtmarken en period. Våtmarken fungerar alltså som ett magasin för vattnet och medan vattnet magasineras kommer en del infiltrera i marken och därmed ha potential att öka grundvattennivåerna i närområdet. På så vis kan även dricksvattenförsörjningen stärkas i de områden där grundvattentäkter förekommer. Specifikt på Öland gäller att topografin lutar österut och en stor del av vattnet leds ner mot Ölands östkust. Med en ökad mängd våtmarker skulle detta vatten få tid att infiltrera och fylla på grundvattenförekomster istället för att snabbt ledas ut i Östersjön (Bergqvist 2015).

Rekreation

Till följd av framförallt ökning av biologisk mångfald medför ofta våtmarker ett ökat rekreationsnöje. I synnerhet det ökade fågellivet i området kan medföra ett ökat naturnöje, men även upplevelser såsom jakt, fiske och säregna naturmiljöer. Ett ökat naturvärde kan på så vis gynna markägaren (Ekstam et al. 2003). Våtmarker kan även inneha ett pedagogiskt värde då de ofta framgångsrikt används i skolors undervisning och naturskoleverksamhet (Naturvårdsverket 2009).

1.2.4 Våtmarksrestaurering

När en våtmark restaureras är det viktigt att ta vissa saker i beaktning. Om syftet med våtmarken är att reducera näringsläckage bör våtmarken rimligtvis placeras nedströms jordbruk. Våtmarken bör också placeras/restaureras i ett område som tidigare varit våtmark eller där topografin naturligt utgör en sänka i landskapet. En annan viktig aspekt att beakta är att våtmarken bör anpassas till den omgivande terrängen, naturliga slänter eller ytterligare formationer. Dammvallar bör heller inte byggas på ett sådant vis att dessa blir dominerande eller sticker ut i landskapet. Stränderna bör helst göras flikiga och hållas öppna med hjälp av betesdjur. Beroende på dämningens faktiska syfte bör utformningen anpassas därefter. Om syftet exempelvis är att gynna groddjur bör våtmarken hållas fri från fisk då fisken ofta prederar på groddjur. Det mest naturliga är att ha en våtmark där alla organismer kan leva i harmoni (Länsstyrelsen Jönköpings län, 2016).

Vid restaurering av en tidigare utdikad våtmark ökar förståelsen för hur det äldre kulturlandskapet var utformat. Att restaurera en våtmark görs ofta genom att höja vattennivån, ofta genom ett dämme vilket placeras i dikessystemet. Ibland behövs den tilltänkta våtmarksarealen även schaktas för att öka lämpligheten vid våtmarksanläggning i området. Vid restaurering av en våtmark schaktas ofta mindre material bort än vid nya anläggningar av våtmarker, något som drar ned kostnaderna avsevärt. Vid de ingrepp i miljön som restaurering av en våtmark innebär är det viktigt att se till att angränsande fastigheter och intressen inte påverkas negativt, eller att skador uppkommer för ytterligare markägare. Ifall området ingår i ett markavvattning- eller

dikesföretag måste de fysiska effekterna och rättsliga aspekter utredas innan restaureringsarbetet påbörjas (Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2016).

När tröskeln eller dämnet skall konstrueras är det viktigt att denna är utformad på ett sådant vis att den tillåter fiskpassage även vid låga vattenflöden. Detta innebär att vattenflödet måste koncentreras vid lägre flödesnivåer, något som ofta åstadkoms genom ett triangulärt dämme. En ambition är ofta att tröskeln också skall smälta in naturligt i vattendraget och inte se malplacerad ut (Berger 2017).

1.2.5 Koppling till direktiv, miljömål och lagar

Vid anläggning av en våtmark är det viktigt att det tillses att det aktuella ingreppet är väl förankrat hos markägare och att ingreppet inte bryter mot några lagar. Tillstånd är dock inget som krävs ifall det är uppenbart att insatsen inte påverkar allmänna eller enskilda intressen. Om ingreppet kräver tillstånd så prövas målet av miljödomstolen enligt miljöbalken. Om åtgärden innebär stora förändringar, men inte kräver tillstånd eller anmälan skall en anmälan för samråd göras (Sandström 2003).

Våtmarker inkluderas även i riksdagens miljömål, både direkt inom målet ”Myllrande våtmarker” men även indirekt i ”Ingen övergödning”, ”Ett rikt växt- och djurliv”, ”Hav i balans samt levande kust och skärgård”, ”Grundvatten av god kvalitet” samt ”levande sjöar och vattendrag”. Fungerande och välmående våtmarker skulle alltså hjälpa till att uppfylla sex av de sexton miljömål som riksdagen har formulerat (Naturvårdsverket, 2016).

Även EU:s fågeldirektiv är aktuellt att beakta vid våtmarksrestaurering. Enligt fågeldirektivet är Sverige skyldiga att vidta åtgärder nödvändiga för att bibehålla svenska fågelarter i livskraftiga populationer. Detta genom att bland annat skydda, bevara och återställa livsmiljöer viktiga för fåglarna (Naturvårdsverket 2009).

Det finns även ett flertal andra planer och konventioner vilka berör våtmarker. Värda att nämna bland dessa är följande

- **Ramsarkonventionen:** Handlar om att bevara och hållbart utnyttja våtmarker, sjöar, vattendrag samt grunda marina områden. Som medlemmar i Ramsarkonventionen har Sverige åtagit sig att bevara internationellt värdefulla områden innehållandes våtmarker och vattenmiljöer.
- **Myrskyddsplanen:** Syftar till att ge ett representativt långsiktigt skydd till landets mest värdefulla myrar. Fokus är i första hand på skydd men även restaurering och insatser för att möjliggöra hävd kan bli aktuella.
- **Våtmarksinventeringen:** Består av länsvisa inventeringar genomförda enligt en standardiserad metod i hela landet med målsättningen att skapa en kunskapsbank för miljöövervakning av svenska våtmarker.
- **Ängs- och betesmarksinventeringen:** svenska jordbruksverket har genomfört en inventering av Sveriges ängs- och betesmarker för att inventera värdefull flora, byggnader, träd och småvatten. Här presenteras även information om restaurerbara våtmarksobjekt.

Sverige arbetar alltså aktivt med att reglera utdikning och att restaurera våtmarker, både direkt och genom reglering, miljömål och direktiv (Naturvårdsverket 2009).

1.2.6 Sportfiskarnas Rovfiskprojekt

De tre våtmarkerna (Maren, Brokhål och Hyllekärr) är en del av Sportfiskarnas rovfiskeprojekt. Rovfiskeprojektet är ett omfattande fiskevårdsarbete längs Sveriges östkust vars mål är att förbättra bestånden av rovfiskar och att bidra till en friskare kustmiljö med rikare biologisk mångfald. Rovfiskprojektet ämnar åstadkomma detta genom att anlägga och restaurera kustnära våtmarker samt återskapa fria vandringsvägar där behov finns (Sportfiskarna, 2017).

2 MATERIAL OCH METODER

2.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Våtmarkerna som undersökts i denna studie ligger på Öland. Öland är ett flackt och sjöfattigt landskap där topografin gör det svårt att avgränsa olika avrinningsområden. Den västra landborgen utgör den mest påtagliga vattendelaren och väster om landborgen rinner vattendragen mot Kalmarsund medan motsatta sidan avvattnas mot havet öster om Öland. Den viktigaste orsaken till varför Öland (och även Gotland) skiljer sig från resten av Sverige är dess kalkberggrund. Även alvaret är en viktig och karaktäriserande miljö på Öland. Alvaret karaktäriseras av tunna jordar av vittrad kalksten ovanlagrat kalkberggrund. I större sänkor bildas ofta "alvarsjöar" vilket egentligen är våtmarker som vanligtvis är mycket grunda och torkar ut sommartid. Norra Ölands kust har många vikar med hög potential som rekryteringslokaler för fisk (Länsstyrelsen i Kalmar län, 2013).

2.1.1 Maren



Figur 1. Maren, även kallad Arbelunda mar. Foto taget av Tobias Berger 2017.

Maren, även kallad Arbelunda mar, är en dikad översvämningssvåttmark på nordöstra Öland och har haft en historisk areal på närmare 15 hektar. Maren ligger i Borgholms kommun och naturen i närområdet består främst av skoglös odlingsbygd med alvarsmarker.

Historiskt sett har Maren varit av betydelse som häck- och rastplats för fåglar, men även som lekplats för lekvandrande fisk. Rikliga mängder gädda och id steg förr upp i Maren under våren för att leka. I takt med att Marens avsänkning påskyndats genom upprepade fördjupningar av utloppsdiket antas dess funktion som häck- och lekhabitat ha reducerats kraftigt. Maren har tidigare varit föremål för diverse restaureringsåtgärder, bland annat i form av röjning av igenväxande vegetation och vattennivåhöjning, med syfte att gynna fågelfauna. Vid dessa åtgärder beaktades inte lekvandrande fisk, så det installerade dämnet fick ej brukas vidare efter beslut av länsstyrelsen i Kalmar.

Sportfiskarnas ambition är att restaurera Maren och den nedströms lokaliserade fuktsänkan genom att återskapa den naturligt förekommande vattenregimen. Detta innebär att markens vattennivå höjs under en förlängd period under våren och sommaren. Närmaste åkermark återfinns cirka 2 möh på ett närmsta avstånd om 50 m norr om Maren. Den tidigare dämmningsåtgärd som pågick under 2009–2014 höjde

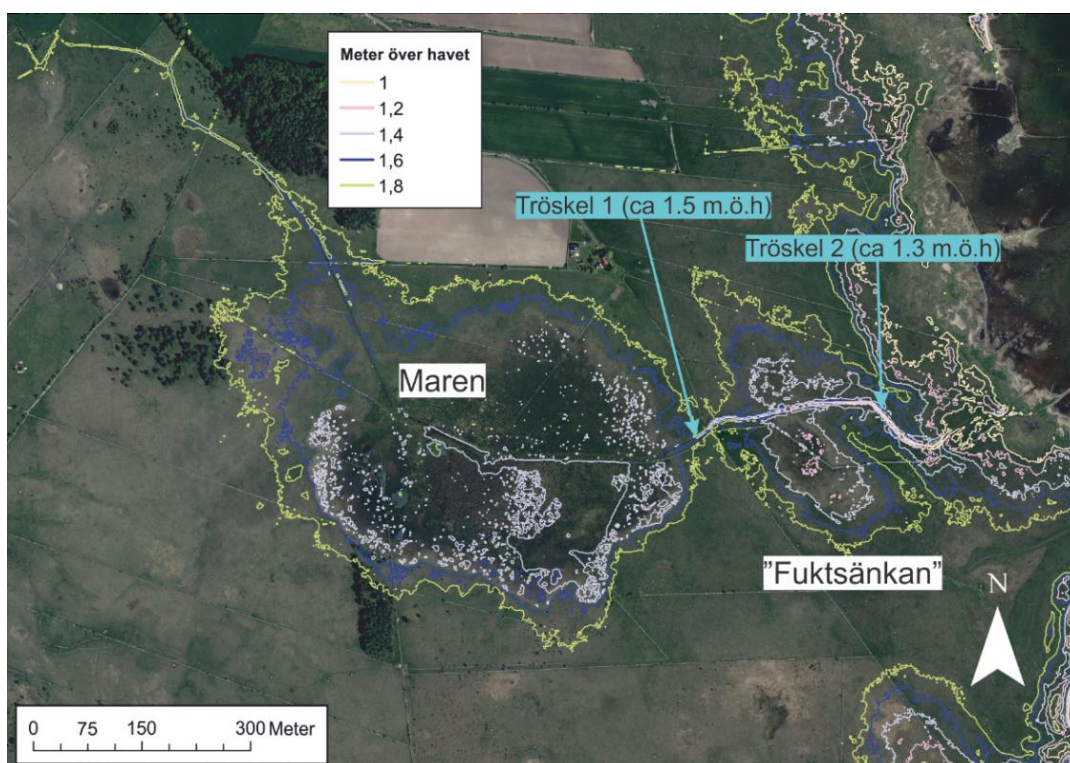
vattennivån med ca 50 cm från dikesbotten nedströms maren och resulterade inte i en vattennivå i Maren högre än 1.5 m.ö.h under vårflod (Berger, 2017).



Figur 2. Diket som avvattnar Maren nedströms själva våtmarken. Foto taget av Tobias Berger 2017.

Åtgärdsplan

Det av Sportfiskarna presenterade åtgärdsförslaget på Maren innebär ett återskapande av dikesbotten genom anläggande av två naturligt utformade trösklar lokaliserade i avvattningsdiket. Detta är tänkt att medföra en mer historisk vattenregim och en förhöjd vattennivå i både Maren och den nedströms lokaliserade fuktsänkan. Resultatet av detta skulle bland annat vara att passage för fisk möjliggörs under längre perioder av högre vattenföring.



Figur 3. Karta över Maren där de föreslagna naturliga trösklarnas placering är markerad. Kartmaterialet är skapat av Tobias Berger som givit tillstånd för materialets användning.

Nedströms Maren kommer tröskelns (Tröskel 1 i figur 3) lägsta punkt att sättas till ca 1,5 möh. detta skulle innebära en förhöjd dikesbotten om ca 40 cm. Tröskeln nedströms fuktsänkan (Tröskel 2) sätts till ca 1,3 möh. Mittsektionen i båda trösklarna är tänkt att vara 10–15 cm lägre än vid sidorna så att vattenflödet koncentreras vid lägre flöden. Detta skulle även medföra att kapaciteten av vattentransporten ökar när flödet i diket ökar. En sådan utformning ger en naturligt flödeskontrollerad vattenståndsvariation. Tröskelnivåerna är tänkta att säkerställas genom betongtrösklar i två nivåer som byggs in i diket och täcks över med sten och grus från omgivande dikesvallar. Fallhöjden från respektive dämme skall nedströms vara ca 3–5 %. Ett sådant tröskelsystem skulle innebära att mellanårsvariationer i nederbörd och snösmältning kommer spegla hur snabbt avsänkningen av vattennivån i området sker under vår och sommar, vilket är det naturliga tillståndet i en öländsk översvämning svåtmark.

2.1.2 Hyllekärr



Figur 4. Hyllekärr i översvämmat tillstånd. Foto taget av Tobias Berger 2017.

Hyllekärr ligger i Föra socken på norra Öland i Borgholms kommun. Själva Hyllekärr är en öppen fuktig mark med vegetation som präglad av blåtåtel och starr. Större delen av våtmarksområdet fungerar som betesmark. Hyllekärr genomströmmas av Förakanalen vilken mynnar i Vässby fjärd, ca 500 m nedströms Hyllekärr. I samband med snösmältning står Hyllekärr periodvis under vatten som primärt leds ut genom en grävd kanal åt sydost och Vässby fjärd. Vid högre flöden breddas flödet även österut till det historiska utloppet i riktning mot Södviken. När vattenflödena sjunker töms Hyllekärr snabbt och torrläggs.

1937 blev Marsjö objekt för ett torrlägningsföretag vilket avvattnar ett område på över 500 hektar. Tack vare detta kunde de närliggande gårdarna erhålla mer och förbättrad jordbruksmark. Samtidigt kan betydande arealer av det numera utdikade området antas haft viktig betydelse för kustbeståndet av sötvattenslekande fiskarter, framförallt gädda. Den vandrande och sötvattenslekande populationen av gädda kan tidigare ha uppgått till flera tusen individer bara inom Förakanalens avrinningsområde. Idag är gäddans lek i Förakanalen mycket begränsad, vilket kan förklaras av förlusten av lekmiljöer samt igenväxning av vass i kanalens mynningsområden vilket försvårar uppvandring av fisk från kusten.

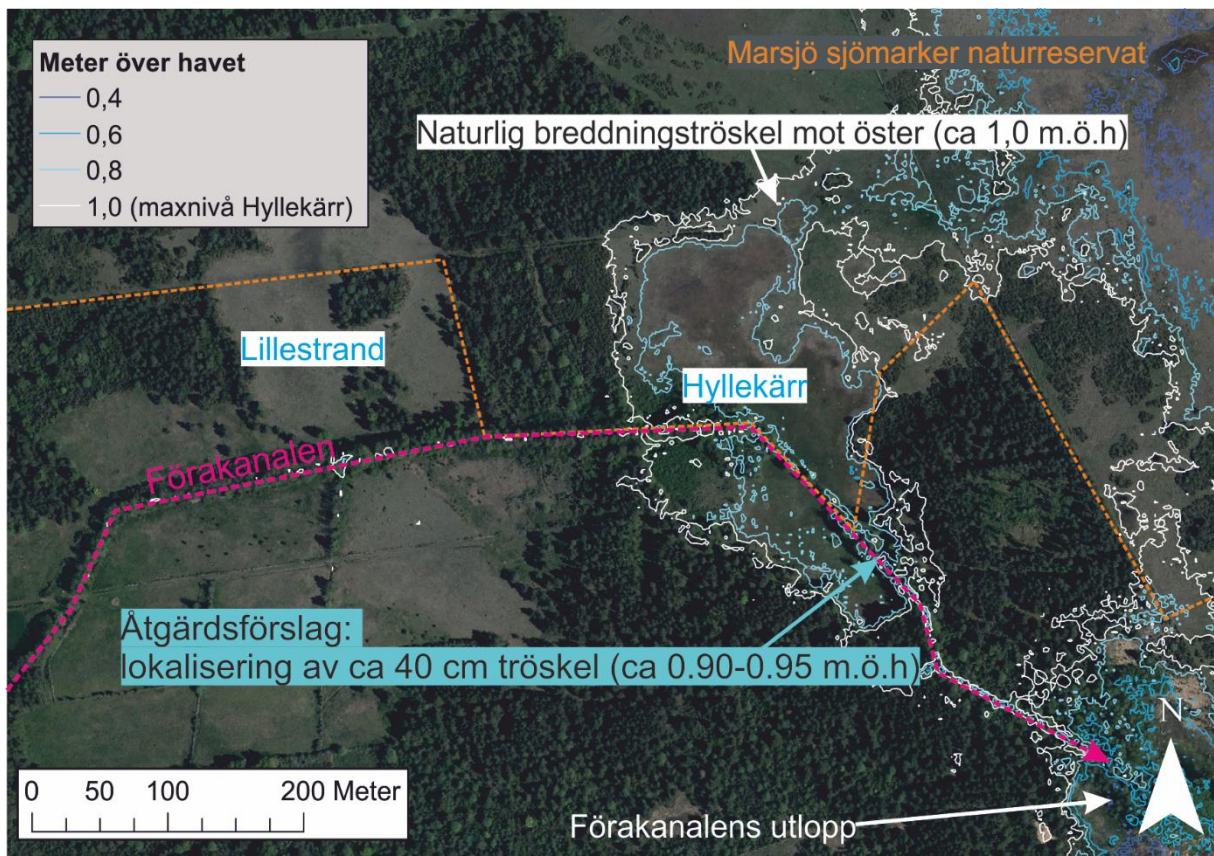


Figur 5. Det grävda dike som avvattnar Hyllekärr. På bilden i torrlagt läge. Foto taget av Tobias Berger 2017.

Åtgärdsplan

Sportfiskarna har presenterat ett åtgärdsförslag för området som kan delas in i två moment. Dels återskapande av fria vandringsvägar upp i Förakanalen genom hävd av en idag ohävdad yta kraftigt igenvuxen av vass, lokaliserad mellan skog och betesmark, och dels anläggning av en låg naturligt utformad tröskel. Tröskeln syftar till att återskapa en mer naturlig flödesregim och en höjd vattennivå i Hyllekärr som samtidigt kan möjliggöra fiskpassage under perioder av vattenflöde i Förakanalen.

Förakanalens mynning vid Vässby fjärd betas regelbundet, men vid övergången mellan betesmark och obetad skogsmark finns ett område där igenväxningsvegetation dominerar. Detta utgör ett hinder för fisk att ta sig vidare uppströms i kanalen. Den berörda ytan är ca 1,3 hektar och den i Förakanalen berörda sträckan är 115 m. Genom att utöka betesfällor till att nå skogskanten och hävda denna kan igenväxning hämmas och fria vandringsvägar erhållas. Den fleråriga vassen bör initialt slås.



Figur 6. Flygfoto för bättre översikt över Hyllekärr samt tilltänkt åtgärdsplacering utmarkerad. Kartmaterialet är skapat av Tobias Berger som givit tillstånd för materialets användning.

Genom anläggning av en låg tröskel med flacka sidor i kanalen nedströms kommer Hyllekärr stå under vatten under en förlängd period samtidigt som vattennivån i Hyllekärr aldrig blir högre än i dagsläget. Detta tack vare den existerande naturliga breddtröskeln åt öster vilken har en sträckning på 160 m med en höjd på ca 1 möh. En tröskel på ca 40 cm räknat från dikesbotten skulle generera en maximal vattennivå i Hyllekärr som motsvarar den nuvarande maximala vattennivån. När vårfloden avtagit kommer vattennivån i Hyllekärr naturligt stabiliseras och regleras genom avdunstning och infiltration (Berger, 2017).

2.1.3 Brokhål



Figur 7. Brokhåls våtmark strax norr om Böda hamn. Foto taget av Tobias Berger 2017.

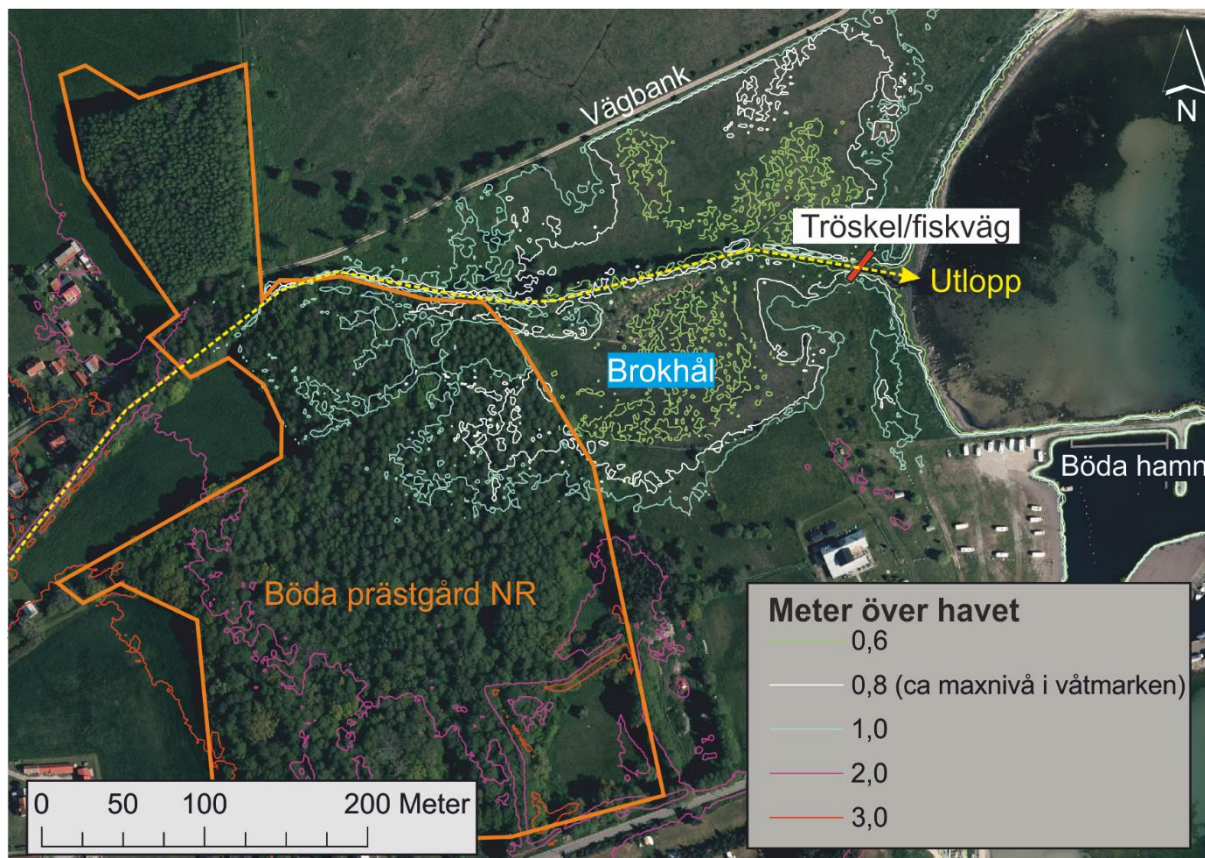
Brokhål kallas den dikade före detta våtmark och lagun som tidigare utgjorde mynningsområdet för den bäck vars utlopp återfinns strax norr om Böda hamn, norra Öland, Borgholms kommun. I nuläget mynnar det rätade, fördjupade diket tvärt vid strandkanten och de översvämningssytor som i samband med snösmältning uppstår på de betesmarker som ligger norr och söder om Brokhål avsänks snabbt för att sedan torka ut helt under våren.

Historiskt så har gädda reproducerat sig längs vattendraget samt i mynningsområdet men i dagsläget är lekmiljön inom avrinningsområdet kraftigt begränsat. Hushållningssällskapet utförde 2012 en undersökning som uppskattade att flera fiskarter troligtvis nyttjar vattendraget vid olika tider på året, men under ett par veckors provfiske under gäddans lektid fångades inte en enda individ. Vidare finns bland annat ca 1000 kvadratmeter tämligen goda uppväxtområden för havsöring *Salmo trutta*, i ett område om två kilometer uppströms Brokhål.

I väster gränsar området till den södra delen av Böda prästgård naturreservat, vilket i skötselplanen beskrivs vara en sumpalskog av ört-typ. Det anlagda angränsande diket

dränerar effektivt sumpalskogen och genom att restaurera Brokhål med en naturlig tröskel i diket skulle vatten bibehållas i den östra delen av skogen under en längre period än i dagsläget. Detta skulle medföra en större variation av blöta och fuktiga miljöer inom denna del av reservatet. Mot norr gränsar Brokhål mot fågelskyddsområdet Böda-Karsnabben, där strandängarnas vattenmiljöer och dess betydelse som häck- och rastplats för fåglar särskilt prioriteras i beslutsunderlaget. Vid ett återskapande av den tidigare vattenregimen på översvämningstvåmarkerna kommer dessa värden att stärkas ytterligare.

Åtgärdsplan



Figur 8. Överblickande flygfoto vid Brokhåls våtmark med utmarkerad tilltänkt fiskevårdsåtgärd. Kartmaterialet är skapat av Tobias Berger som givit tillstånd för materialets användning.

Det åtgärdsförslag som Sportfiskarna – Sveriges sportfiske och fiskevårdsförbund presenterar föreslår en naturlig tröskel med en lägstanivå vid mittsektionen om ca 0,7 m.ö.h i anslutning till avvattningsdikets naturliga strandvall. Detta innebär ett maximalt vattendjup på ca 40 cm när våtmarken är uppfylld och utflödet stannat av. Vid höga flöden kan vattennivån eventuellt stiga ytterligare ca 10 cm. I söder, mot hamnen och i väster mot naturreservatet begränsas våtmarken mot norr av den anlagda vägbanken ut mot Karsnabben och åt öst av den befintliga strandvallen. Tröskeln i diket skapas genom att en betongfördämning om ca 8–10 m grävs ner korsandes utloppsdiket. Dämmets mittsektion görs ca 15 cm lägre än vid kanterna för att öka transportkapaciteten vid höga flöden samt koncentrera flödet vid lägre flöden. Detta ger också en mer naturlig flödeskontrollerad vattenståndsvariation. Tröskeln kommer ej

vara reglerbar vilket medför att den kan göras mer robust och samtidigt minimeras skötselkrav och kontrollbehov. Det innebär att mellanårsvariationer i vattenförhållanden kommer avspeglas i hur snabbt avsänkning av området sker, vilket också är det naturliga läget i en öländsk översvämningssvåtmark. I den sträcka där fallhöjden om 3-5 % skall tas ut från tröskeln och nedströms kan strandvallen behöva förstärkas med ytterligare jordmassor (Berger, 2017). Att fallhöjden tas ut från tröskeln innebär att fallhöjden från tröskeln jämnas ut för att tillåta fiskpassage vid alla flöden.

2.2 MODELLERING

För att undersöka hur översvämningar utbreder sig för olika vattenföringar används ofta hydraulisk modellering. För att utföra hydraulisk modellering krävs data för vattenföring, markens råhet samt topografisk och batymetrisk data för det aktuella området (Schumann 2011). Det finns olika metoder och programvaror för att utföra hydraulisk modellering och vilken som är bäst lämpad beror på tidsåtgång, budget och syfte (Hernebring & Mårtensson 2013). Hydrauliska modeller syftar till att beskriva vattnets flöde genom vattendrag och kan till skillnad från hydrologiska modeller ta explicit hänsyn till vattendragets batymetri vilket möjliggör undersökning av hur förändringar i vattendragets utformning påverkar vattenflödet genom landskapet (Åkesson 2010). Ytterligare en skillnad mellan hydraulisk och hydrologisk modellering är att hydraulisk modellering används till att simulera mängden vatten som flödar genom ett vattendrag, medan hydrologisk modellering används för att beskriva hur mycket vatten som når vattendraget. Hydraulisk modellering används för att förutsäga hur ett verkligt system skulle uppträda vid en given situation. Det finns både en-, två- och tredimensionella hydrauliska modeller, i detta arbete har en kombination av en- och tvådimensionella modeller använts.

Det förefaller logiskt att inse att avrinningsområdets yta har påverkan på vattenföringen vid utloppet för avrinningsområdet. Tidigare studier har visat att det finns ett starkt samband mellan vattenföring i utlopp samt avrinningsområdets yta och årstid (Naturvårdsverket 2003). Då flödesregimer fluktuerar geografiskt ser detta samband olika ut på olika platser.

Programmen som användes för modelleringen i denna studie var Rstudio, HEC-RAS, ArcMap samt HEC-geoRAS. HEC-RAS är ett hydraulikprogram som utvecklats av US Army Corps of Engineers, ArcMap är en del av programvaran ArcGIS och är utvecklat av ESRI. HEC-geoRAS är ett programtillägg till ArcMap som tillåter användaren att i ArcMap förbehandla en del av det indata som HEC-RAS kräver. Rstudio är ett öppet IDE (Integrated development environment) där statistiska analyser kan utföras och är utvecklat av R Core project.

2.2.1 Terrängmodell

Det första steget i själva modelleringsarbetet var att skapa och digitalisera en väl upplöst terrängmodell över det områden som önskades undersökas. Detta har utförts i ArcMap med hjälp av tillägget HEC-geoRAS. Den topografiska data som har använts under arbetets gång härrör från Lantmäteriet och är i upplösningen 2x2 m. Datan är erhållen via laserskanning och innehåller koordinatbestämda höjdpunkter i ett regelbundet tvåmeters rutnät (Lantmäteriet, 2017).

Själva topografin i området skapades genom att med Toolboxen 3D Analyst, omvandla Rasterdata från Lantmäteriet till ett TIN, triangular irregular network, vilket är en 3D-profil av området. När topografin skapats definieras vattendrag, strandlinjer, flödesvägar och tvärsektioner direkt i ArcMap. Utifrån topografin i TIN tilldelas på så vis vattendrag, strandlinjer, flödesvägar och tvärsektioner geometriska egenskaper. Tvärsektioner har placerats tätare i de områden där översvämning förväntas för att få bättre upplösning på översvämningskarteringen. Själva vattendraget har konstruerats utifrån Lantmäteriets hydrograf och strandlinjer har placerats runt vattendraget utifrån den observerade topografin. Flödeslinjer har också skapats utifrån hur flödet förväntas ske sett till topografin. Därefter exporterades datan för att vidare kunna behandlas i HEC-RAS. De färdigställda terrängmodellerna återfinns i bilaga 1.

2.2.2 HEC-RAS

Den geometriska datan som exporterats från ArcMap importerades i HEC-RAS där strandlinjerna manuellt korrigerades för att bättre stämma överens med verkligheten. I HEC-RAS definierades även fördämningsvallar, vilka hindrar vatten att spridas om vattennivåerna inte överstiger höjden på vallen. Vanligtvis har dessa placerats vid dikets kanter, men i områden med sämre upplösning på vattendragen har dessa placerats vid lokala flödeshinder (eg. vallar, åsar, landskapshöjningar etc). Utifrån landskapet och vattendragets utseende har sedan Manning's n bestämts för varje tvärsektion. Detta har gjorts utifrån Tabell 1 som är en sammanställning av hur Mannings n kan uppskattas (The Field Handbook of the United department of agriculture, 2004).

Tabell 1. Manning's n värden för vattendrag i våtmarker med djup mer än 1 fot (*The Field Handbook of the United department of agriculture, 2004*).

Vattendragets skick	Manning's n [s*m^{-1/3}]
Rena raka stränder, inga sprickor eller djupa pooler	0,035 – 0,040
Samma som ovan men med mer stenar och gräs	0,040 – 0,045
Slingrande, få pooler samt lite rev	0,045 – 0,055
Samma som ovan men lägre vattenstånd och flackare stränder	0,050 – 0,060
Samma som ovan med en del sten och gräs	0,045 – 0,065
Samma som ovan men med steniga sektioner	0,055 – 0,070
Tröga sektioner, ganska mycket växtlighet och mycket djupa pooler	0,060 – 0,085
Sektioner med väldigt mycket ogräs	0,075 – 0,150

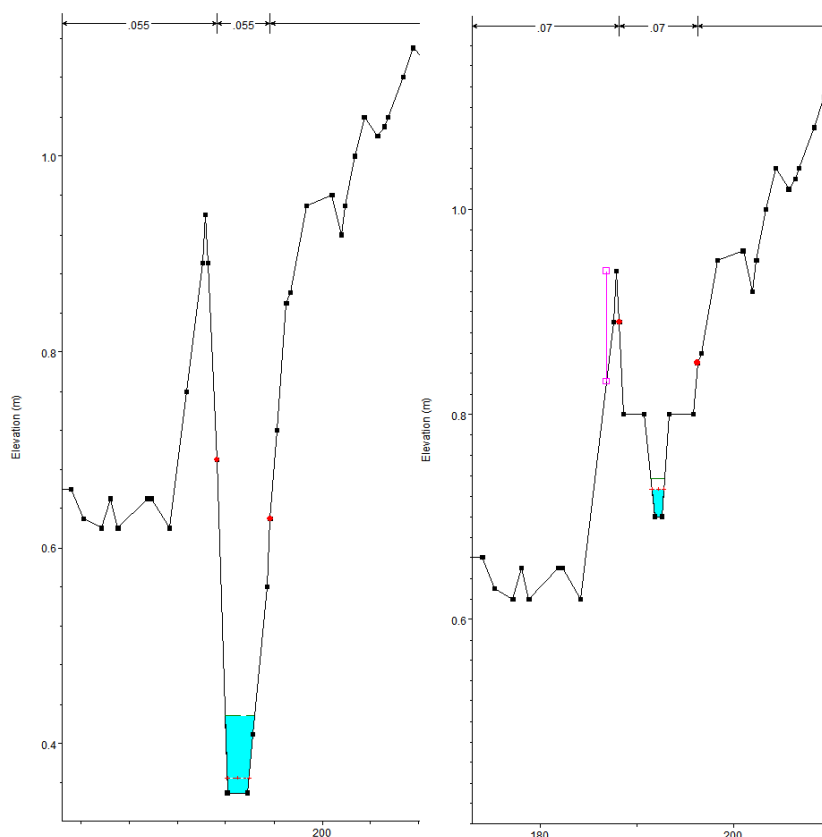
I de fall där tvärsektionerna innehöll fler än 500 datapunkter behövde dessa filtreras så att tvärsektionerna innehöll maximalt 500 datapunkter. Efter detta var den geometriska datan färdigbehandlad och flöden redo att definieras.

För modelleringen har ett stationärt flöde antagits vara representativt då extremfall med stabil vattenföring undersökts. Att flödet är stationärt innebär att det inte förändras över

tid och så är oftast fallet i raka anlagda kanaler där flöde och tvärsnittsarea i stort sett är konstanta. Vattenföring i vattendragen samt nedströms och uppströms randvillkor definieras i HEC-RAS verktyg för flöden.

För att modellen skall börja kunna iterera fram vattenytor krävs en vattennivå vid modellens start samt en vid modellens slut, randvillkor. Data för vattenståndet vid inflödet har vid flödesmaxima mätts empiriskt i fält utav Sportfiskarna och det är denna data som vattenståndet vid modellens start kalibreras utifrån. Försök med olika värden på vattennivån i inflödet visade att den översvämmade ytan ej påverkades av detta då randvillkoret i modellen ligger långt från våtmarkerna. Då alla vattendragen mynnar i Östersjön har randvillkoret vid modellens slut satts till 0.01 m.ö.h då ett nollvärde inte tillåts.

Trösklarna skapades i HEC-RAS genom att tre tvärsnitt inom ett avstånd av en meter från varandra skapades. Den mittersta tvärsnittet har sedan redigerats så att dikets djup abrupt höjs och utformades likt de tilltänkta trösklarna (Figur 9). Detaljerade bilder av hur respektive tröskel har skapats återfinns i bilaga 2. På så vis skapades en plötslig höjning av diketsbotten som sedan snabbt avtar till normal bottennivå. En tröskel innebär en ökning av mängden material i vattenfåran och därmed en ökad friktion (Rowanski, 2015). Därav har även Mannings tal höjts i området där tröskeln placerats, detta har gjorts för att öka uppbromsningen av vattenmassan i det område där tröskeln placerats. Batymetrien mellan tvärsnitteterna interpoleras därefter utifrån närliggande tvärsnitteterna vilket skapar en höjning vid just tröskelsektionen och vattnet bromsas.



Figur 9. Visualisering av hur vattendragets batymetri har redigerats för att simulera installation av naturliga trösklar. Både x- och y axeln är angivna i meter och bilden

visar ett tvärsnitt av det dike som avvattnar en våtmark. I den vänstra delen av figuren syns den oredigerade dikesbotten medan den högra bilden visar hur dikets utformning korrigerats efter tröskelns tänkta utformning. Den lila linje som syns på den högra bilden visar fördämningsvallens placering.

Efter att flödesförhållanden definierats och geometriska data behandlats färdigt utfördes simulering i HEC-RAS för fem olika flödesprofiler, medellågvattenföring, normalvattenföring, högvattenföring, 10-årsflöde och 50-årsflöde. Data för normalvattenföringen som använts för vattendragen i de olika våtmarkerna kom från en utredning utförd av Världsnaturfonden WWF med syfte att utgöra utredningsmaterial för öländska våtmarker där restaureringsåtgärder är aktuella (WWF, 2016). Data som använts benämns även i *Limniska våtmarker i Borgholms kommun*, och påstås där vara överskattad och bygga på förenklade antaganden. Data har dock använts i sitt överskattade format då översvämningarnas utbredning hellre överskattas än underskattas. Simuleringar med normalvattenföring utfördes både utan tröskel och med tröskel. För de mer extrema flödessituationerna har modellerade data från författaren själv använts. Normalvattenföringen presenteras i Tabell 2.

Tabell 2. Normalvattenföring i de diken som avvattnar våtmarkerna (WWF 2016)

Normalvattenföring	[l/s]
Maren	23.8
Brokhål	84.9
Hyllekärr	88.3

Vattenflödesdata har sedan exporterats tillbaka till ArcMap för att kunna visualiseras i 3D-miljö.

En mer ingående beskrivning av hur HEC-RAS fungerar återfinns i bilaga 3.

2.2.3 Modellering av extrema vattenflöden

Då det är av intresse att undersöka hur mer extrema vattenföringar skulle påverka den översvämmade arealen modelleras även medellågvattenföring (MLQ), högvattenföring (HQ), 10-årsflöden (HQ10) samt 50-årsflöden (HQ50). Data för dessa flöden saknas i de aktuella vattendragen och därför har en regressionsstudie utförts för att koppla det okända flödet till den kända variabeln avrinningsområdets yta.

I regressionsstudien mellan avrinningsområdets yta och vattenföringen vid utloppet har data från SMHI:s HYPE modell använts. SMHI tillhandahåller data från HYPE-modellen med modellerade extremflöden för olika avrinningsområden i Sverige. Utifrån dessa data har 38 olika avrinningsområden på Öland sammanställts för att fastställa ett statistiskt samband mellan vattenföring och avrinningsområdets storlek. All data som använts i den statistiska analysen är modellerad data från SMHI:s hype modell och alla avrinningsområden som modellerats har innefattats i analysen. Att data bara har använts från öländska miljöer är en konsekvens av att den öländska miljön är säregen och unik med miljömässiga förutsättningar som till viss del avviker från resten av landet (Sveriges Riksdag, 1993). Genom att därmed avgränsa datan till att bara inkludera öländska avrinningsområdet bibehålls de för Öland unika vattenförhållandena, då det tidigare visats att flödesregimerna skiljer sig utifrån geografisk placering i Sverige

(Naturvårdsverket 2003). Datan har hämtats från SMHI:s Vattenwebb och är lokalt bunden till Öland. Det matematiska samband som erhöles ur regressionen var på formen $Q = k \cdot A$ där k är en regressionskonstant, A är avrinningsområdets yta och Q vattenföringen i utloppet.

För att en regressionsanalys skall vara tillförlitlig kräver den normalfördelade residualer. Shapiro-wilks test av residualerna visade att dessa var normalfördelade. För regressioner av populationer större än 15 datapunkter har regression visats vara tillförlitliga även om residualerna avviker från normalfördelningen (Frost 2014).

Dessa statistiskt modellerade flöden användes sedan i HEC-RAS för att utvärdera hur våtmarkerna kommer översvämmas vid mer extrema flödesscenarion.

2.2.4 Validering av modellresultat

För att validera översvämningssimuleringar och höjdmoddell jämfördes dessa med empiriska mätdata från våtmarkerna och området kring dessa, utförda av Sportfiskarna 2017. Datan som ligger till grund för valideringsprocessen är punktmässiga höjdmätningar av dikesbotten, vattennivåer och topografiska nivåer. Mätningarna utfördes i samband med vårflod 2017 och har ansetts motsvara ett högvattenföringsscenario.

Utifrån den empiriska vetskapen om våtmarkernas faktiska topografi och dikenas batymetri från avvägningar har terrängmodellens interpolering av området jämförts med det verkliga fallet. Syftet med detta var att utreda terrängmodellens tillförlitlighet samt validera modellsimuleringarna. Utifrån de vattenytor som vägts av gavs även en fingervisning om den ungefärliga översvämningens omfattning vid högvattenföring.

För att identifiera i modellen kritiska sektioner undersöktes även mycket låga flöden. I och med detta undersöktes också vid vilket flöde våtmarkerna översvämmades.

2.2.5 Förenklingar och antaganden

I en modelleringsstudie behövs alltid vissa förenklingar och antaganden göras. Följande förenklingar och antaganden har använts:

1. I HEC-RAS har vattendragen antagits vara fria från eroderat material samt det bråte som ibland förs med vattnet vid kraftiga flöden. Inte heller har ras eller erosion på strandkanterna inkluderats i modellen. Detta har exkluderats då det i HEC-RAS inte finns någon lämplig funktion för att beskriva dess effekt.
2. I höjdmoddellen har topografiska data använts i upplösningen 2x2 m trots att detta minskar detaljnivån i modelleringen, en följd av konverteringsproblem vid bättre upplöst data.
3. Den bro som vid Brokhål korsar vattendraget har ej tagits hänsyn till i höjdmoddellen då den är mycket liten och inte anses ligga inom det för översvämningen aktuella området.
4. Fluktuationer i havsvattennivån vid vattendragens utflöde i Östersjön har ej beaktats utan vattennivån vid utflödespunkten är fast definierad till 0.01 m.ö.h.
5. I HEC-RAS har flödet i kanalen antagits vara stabilt och likformigt under hela simuleringstiden.
6. Randvillkoret uppströms i HEC-RAS har för alla extremscenarion definierats enligt de avvägningar som utförts vid högvattenföring. Detta då data saknats för

en rimlig uppskattning av vattenstånd. Då randvillkoret uppströms alla tre våtmarker befinner sig långt från de intressanta områdena har förändring av randvillkoret visat påverka översvämningen mycket lite, eller inte alls.

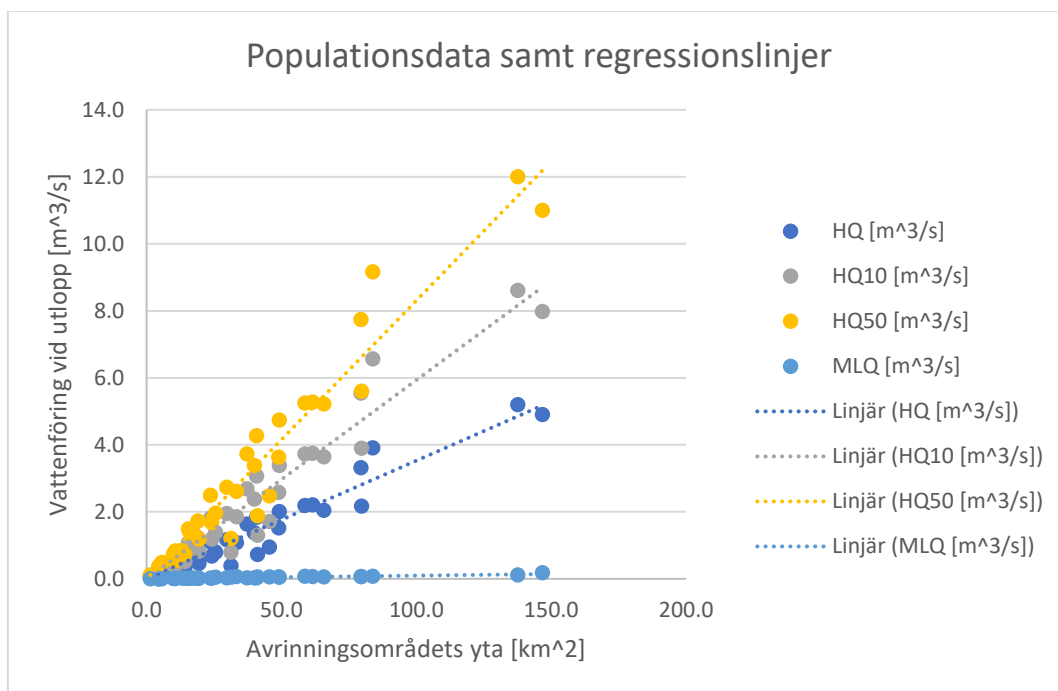
7. Infiltration och avdunstning har i modelleringen ej beaktats då våtmarken ansetts vara vattenmättad och avdunstning obefintlig under den översvämmade perioden.

3 RESULTAT

3.1 MODELLERING AV EXTREMA VATTENFLÖDEN

I detta avsnitt presenteras de resultat som erhöles under den regressionsstudie som utfördes för att fastställa ett samband mellan avrinningsområdets yta och fyra olika vattenföringsscenarion för öländska vatten. Studien har undersökt 38 st olika avrinningsområden, alla belägna på Öland och datan som användes härrör från SMHI:s HYPE-modell. Regressionsanalysen för en rät linje genom origo visade på att det i alla extremflödesfall fanns ett starkt statistiskt bekräftat samband med p-värde mindre än 0.05 i alla fall (Tabell 3).

Regressionskurvorna har för de olika modellerade flödena tvingats skära origo för att undvika negativa flöden vid små avrinningsområden (Figur 10).



Figur 10. Modellerade regressionskurvor vars samband används vid översvämningskartering samt de datapunkter som ligger till grund för respektive regressionskurva. För regressionsresultat se Tabell 3.

Tabell 3. Resultaten från regressionsanalys mellan avrinningsområdets yta och vattenföringen. Antalet datapunkter som regressionen bygger på var 38. För förkortningar av de olika vattenflödena, se ordlistan. I tabellen syns statistisk signifikans, prediktionsstyrka och värden på de variabler som styr regressionen.

	MLQ	HQ	HQ10	HQ50
R²	0,8880	0,9332	0,9406	0,9431
p	2,20E-16	2,20E-16	2,20E-16	2,20E-16
k [s*m⁻¹]	0,001	0,0353	0,0593	0,0831

Utifrån regressionen kunde sedan extremflöden i de tre våtmarkerna modelleras (Tabell 4).

Tabell 4. Extremflöden som modellerats fram för de olika våtmarkerna utifrån regressionsekvationen i Tabell 3

Våtmark	Avrinningsområde [km ²]	MLQ [m ³ /s]	HQ [m ³ /s]	HQ10 [m ³ /s]	HQ50 [m ³ /s]
Arbelundamar	3,78	3,7E-3	0,045	0,124	0,204
Hyllekärr	14,02	1,36E-2	0,421	0,748	1,072
Böda kanal	13,47	1,3E-2	0,400	0,714	1,025

3.2 MODELLERADE ÖVERSVÄMNINGAR

När den endimensionella översvämningssytan återimporterades till ArcMap fås en kartbild av översvämningens utbredning. Översvämningsskartor visas både med och utan tröskel för normalvattenföring och som överlagrade kartor för alla flöden. För varje flöde visas hur en viss vattenföring översvämmar våtmarken både med och utan tröskel. Överlagrade kartor visar vattenytans utbredning utan tröskel överlagrad vattenytan med tröskel. På så vis blev tröskelns lokala påverkan tydligare att observera. I översvämningssbilderna presenterades även lägsta- och högstanivå för vattenytorna i modelleringen. Även omfattningen av den översvämmade arealen har kvantifieras för varje flödesprofil och presenteras i tabellform för varje våtmark. Nedan presenteras olika översvämningsskartor och översvämningars utbredning för de tre våtmarkerna Maren, Hyllekärr och Brokhål.

3.2.1 Maren

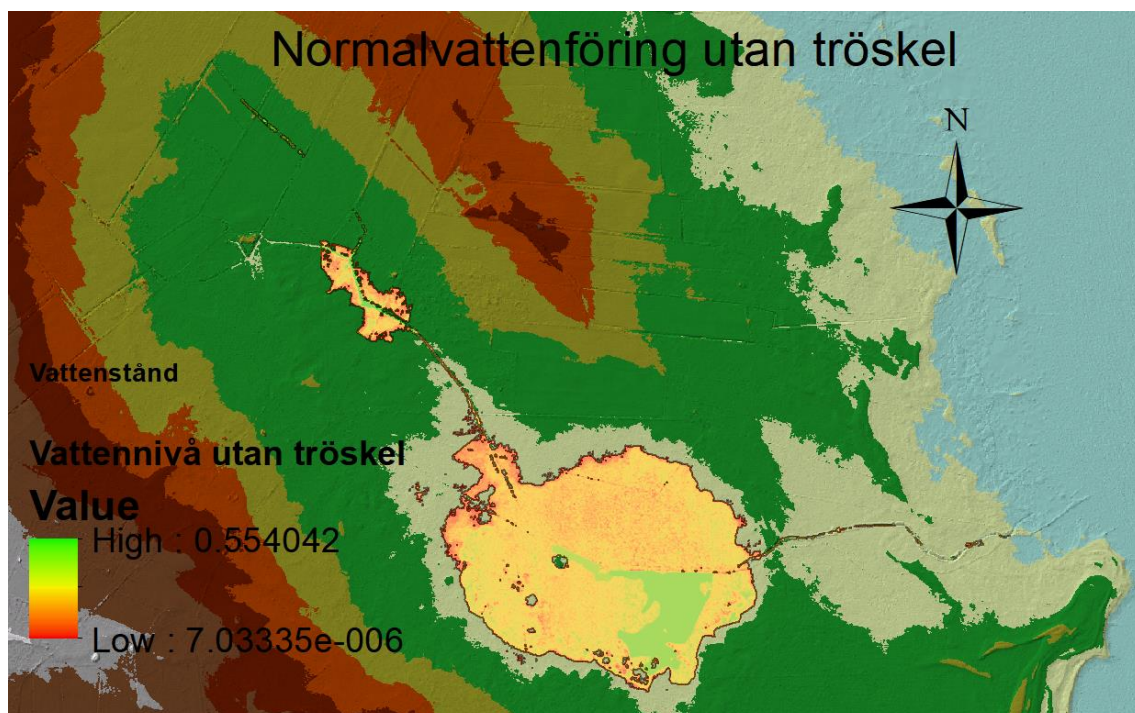
Enligt modellsimuleringarna för Maren skedde en mycket omfattande översvämning av själva våtmarken för alla vattenföringar. Figur 11, Figur 12 och Figur 13 visar hur de överlagrade kartorna konstrueras samt visar översvämningen vid normalvattenföringsscenario. Tröskelns effekt kunde observeras i alla simuleringar, men främst vid normalvattenföring, HQ, HQ10 och HQ50. Det var främst Marens nedre tröskel som gav en skillnad översvämningens utbredning. Mindre vattenföring resulterade i en mindre översvämmad yta (Figur 14,

Figur 13 och Tabell 5). Den procentuella effekt på översvämningens utbredning blev större ju större flödet blev (Tabell 5). Alla flödesdata utom normalvattenföringen var modellerade utifrån avrinningsområdet. De blåa partierna på kartorna är de områden där tröskeln hade en breddande effekt på översvämningen. Det framgick också att tröskeln gav en mycket liten påverkan på max- och miniminivåer i våtmarken (Figur 14 och

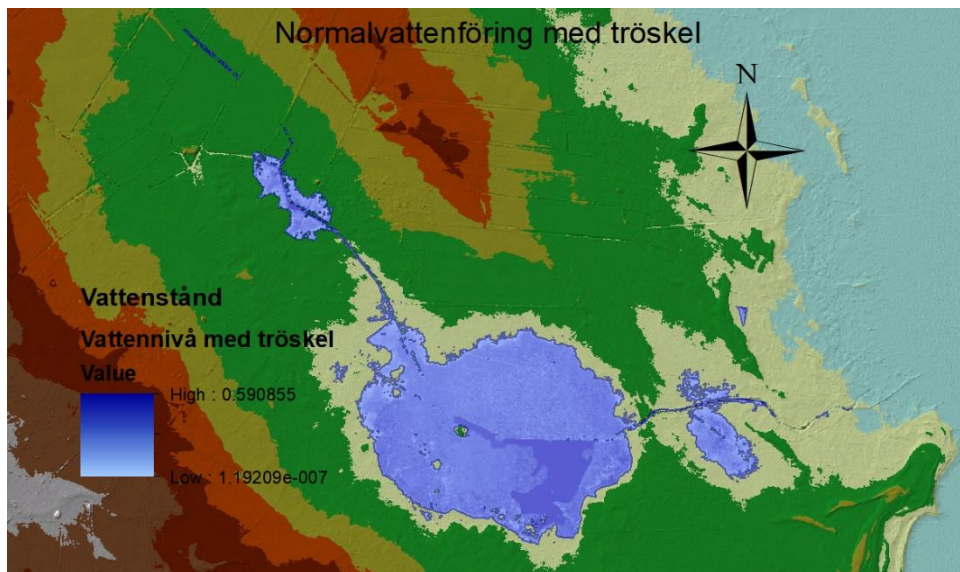
Figur 13). Ytan ovanför den västra tröskeln var i stort sett oförändrad vid höga och låga flöden, tröskelns påverkan på detta område blev också i stort sett försumbar (Figur 14 och

Figur 13).

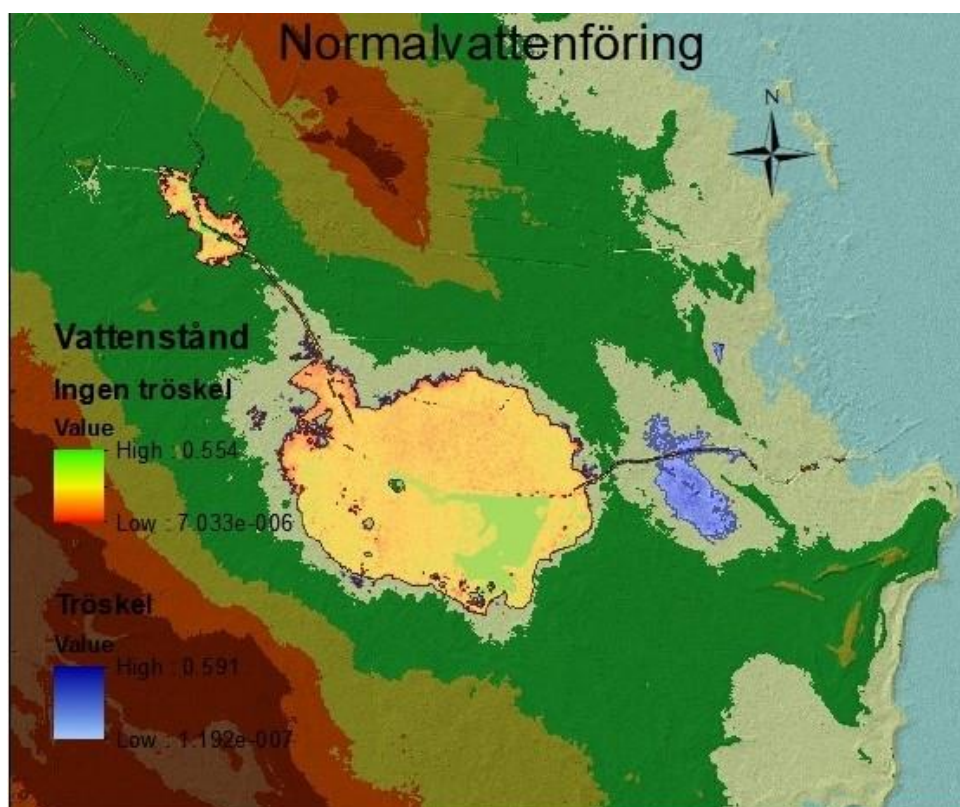
Den översvämmade kvadrat i nordöst som erhålls vid HQ10 och HQ50 (Figur 14) med tröskel är en följd av att dikets geometrier här är väldigt svagt definierade och bör ses som ett modellfel.



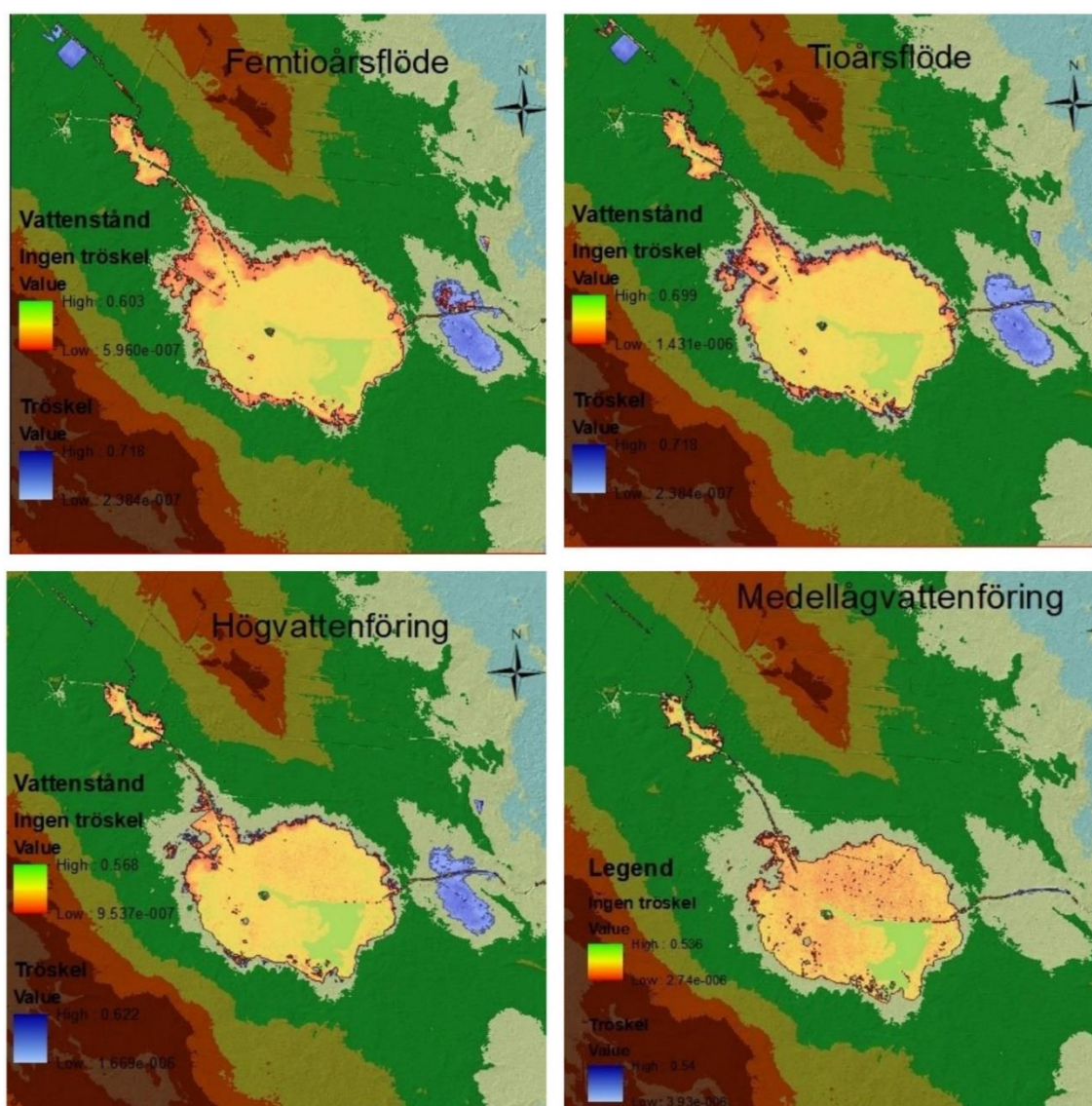
Figur 11. Marens översvämning för normalvattenföring utan tröskel. En omfattande översvämning av själva våtmarken sker. Vattennivåerna anges i möh



Figur 12. Marens översvämning vid normalvattenföring med en modellerad tröskel. Våtmarken översvämmas omfattande med vattennivåer upp till tröskelns lägstanivå både i själva våtmarken och i fuktsänkan nedströms våtmarken. Vattennivåerna anges i möh.



Figur 13. Modellerad översvämning för Maren utifrån normalvattenföring. I figuren visualiseras översvämningen i Figur 11 ovanpå översvämningen i Figur 12 för att bättre identifiera vilka områden tröskelns effekt blev som störst. Tröskelns effekt blev tydligast i fuktsänkan strax nedströms själva våtmarken där den andra tröskeln placerades. Vattennivåerna anges i möh.



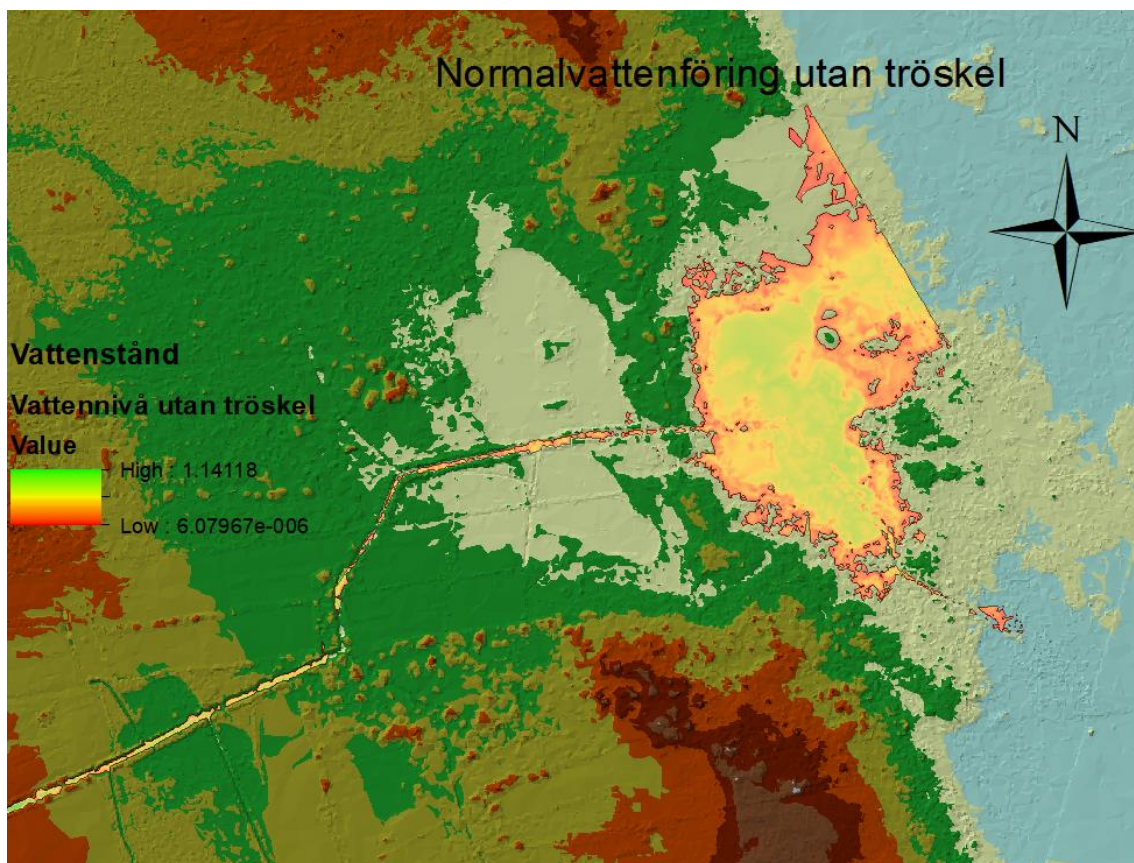
Figur 14. Modellerad översvämning för Maren utifrån modellerade flöden. Tröskelns effekt på den översvämmade ytan blev tydligast i fuktsänkan nedströms själva våtmarken då det är främst här de blåa partierna blir framträdande. Vattennivåerna anges i möh.

Tabell 5. Den kvantifierade översvämning som sker för Maren vid de olika flödesprofiler som använts i modellsimuleringarna. Resultat både med och utan tröskel presenteras tillsammans med den procentuella skillnaden i översvämmad yta

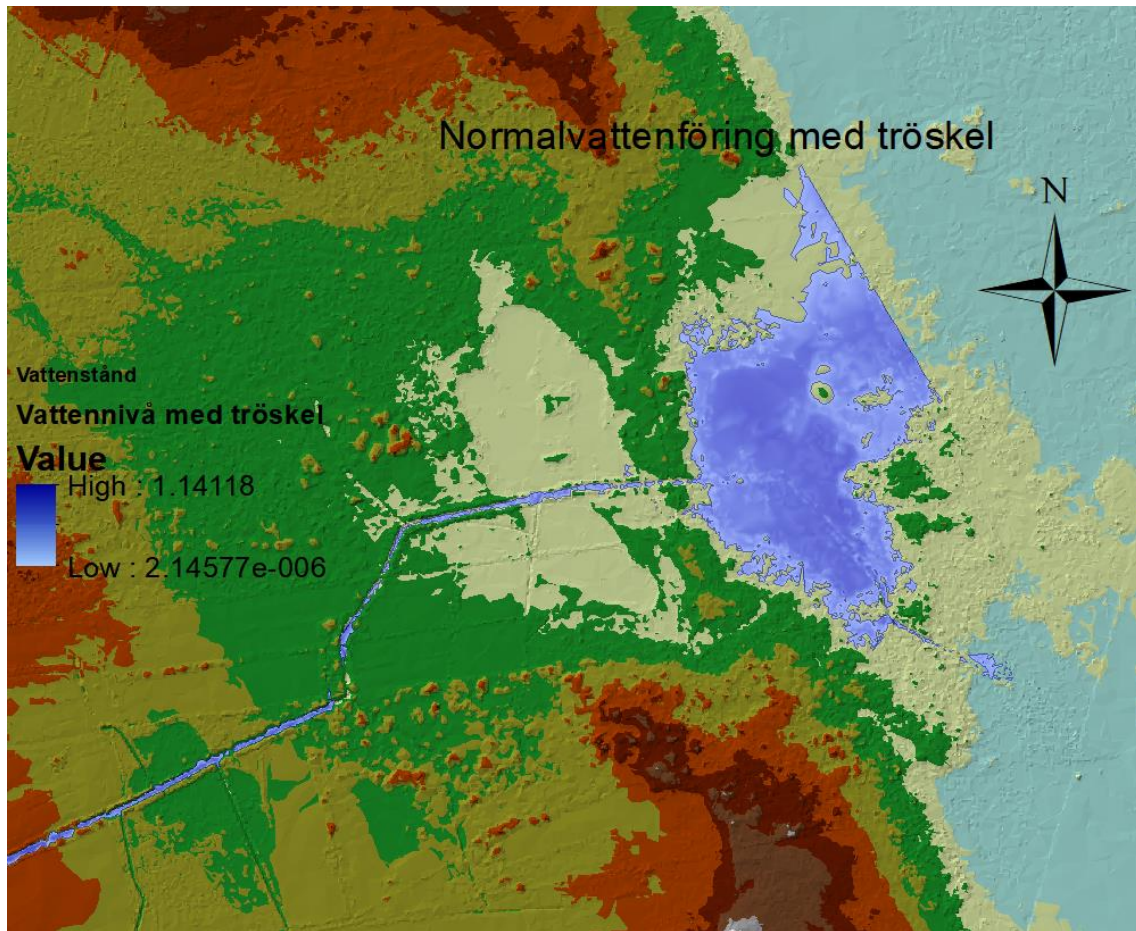
Flödesprofil	MLQ	NQ	HQ	HQ10	HQ50
Översvämning utan tröskel [km ²]	16,42	17,65	18,33	20,57	22,21
Översvämning med tröskel [km ²]	16,51	19,39	20,55	23,79	25,75
Procentuell skillnad med och utan tröskel [%]	0,5	9,8	12,1	15,6	15,9

3.2.2 Hyllekärr

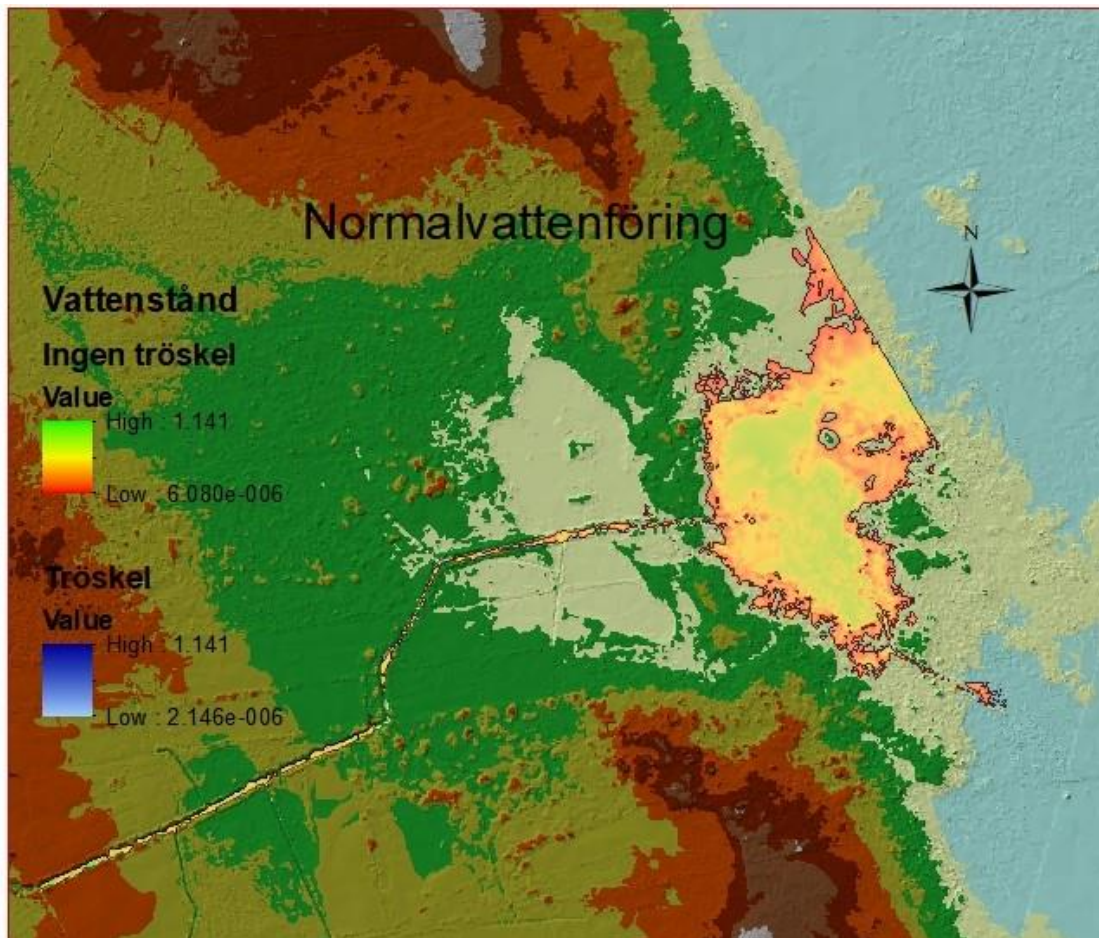
Enligt modellsimuleringarna gav trösklarna ingen synbar effekt i Hyllekärr. Den enda skillnaden i simuleringar med och utan tröskeln var marginella förändringar av miniminivån som blev något högre med tröskel (Figur 18 och Figur 17). Förändring av den översvämmade ytan var också i stort sett försumbar (Tabell 6). Den översvämmade ytan blev mindre med minskande vattenföring och inga effekter från tröskeln kunde observeras uppströms våtmarken i någon av simuleringarna (Tabell 6 och Figur 18). Vattenytans utbredning begränsades i nordöst av modellens rand vilket genererade den skarpt raka kanten (Figur 18 och Figur 17). Utan denna modellbegränsning skulle vattenytan bredda över hela området nordöst om den nuvarande modellens rand. Även vid mycket låga flöden breddade vattenytan mycket kraftigt. Samma trender gällde för både extremflöden samt för normalflöden. Hyllekärr var den våtmark där flödesmodelleringen har avvikit mest från det förväntade utfallet då tröskelns påverkan i stort sett är försumbar.



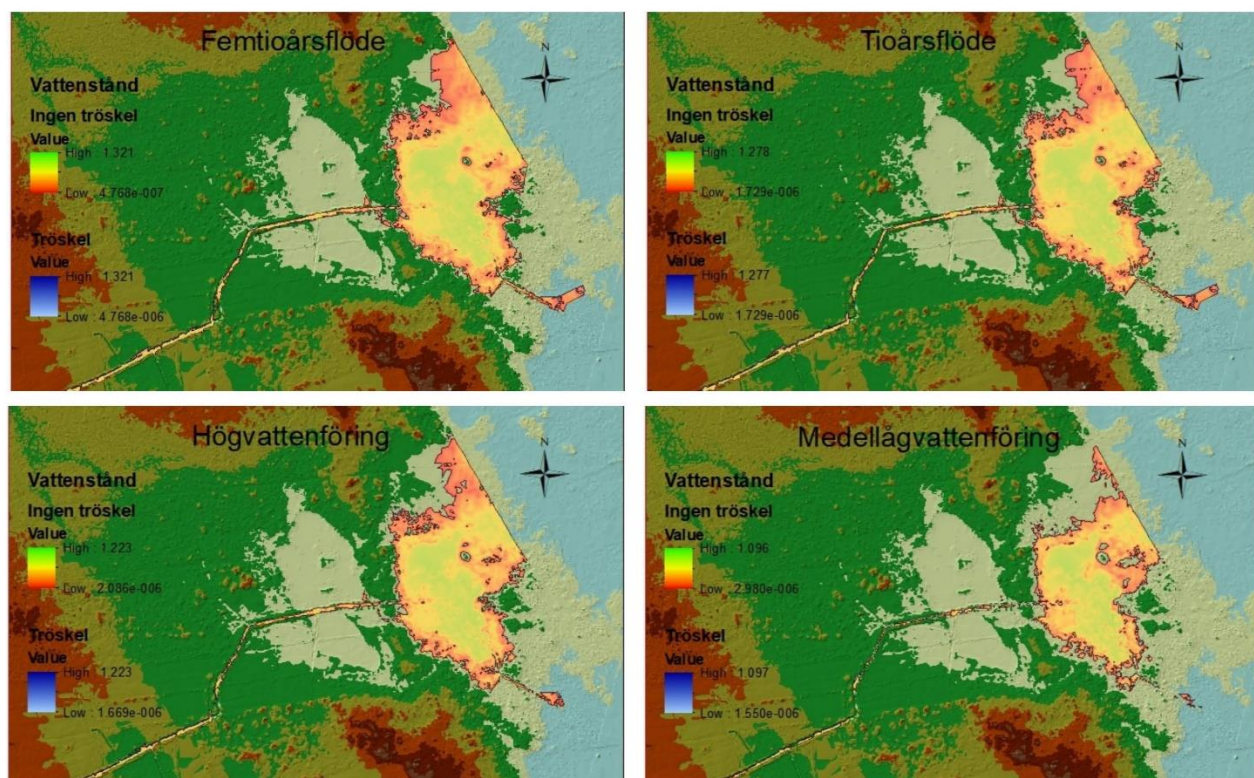
Figur 15. Hyllekärrens översvämning för normalvattenföring utan tröskel. Översvämningen breddar kraftigt åt nordöst ändå tills modellens rand. Vattennivåerna anges i möh.



Figur 16. Hyllekärrens översvämning vid normalvattenföring med modellerad tröskel. Översvämningen breddar kraftigt åt nordöst ändå tills modellens rand. Vattennivåerna anges i möh.



Figur 17. Modellerad översvämning för Hyllekärr utifrån normalvattenföring. Översvämningen utan tröskel har överlagrats översvämningen med tröskel. Att inga partier är blå innebär att det inte syns någon effekt från tröskeln på den översvämmade ytans utbredning. Vattennivåerna anges i möh.



Figur 18. Modellerad översvämning för Hyllekärr utifrån modellerade flöden. Tröskelns effekt gick inte att observera för något extremflöde, varken som ändring i vattennivå eller vattenytans utbredning. Ett ökande vattenflöde innebär en större översvämmad vattenyta. Vattennivåerna anges i möh.

Tabell 6. Den kvantifierade översvämning som sker för Hyllekärr vid de olika flödesprofilerna som använts i modellsimuleringarna. Resultat både med och utan tröskel presenteras tillsammans med den procentuella skillnaden i översvämmad yta

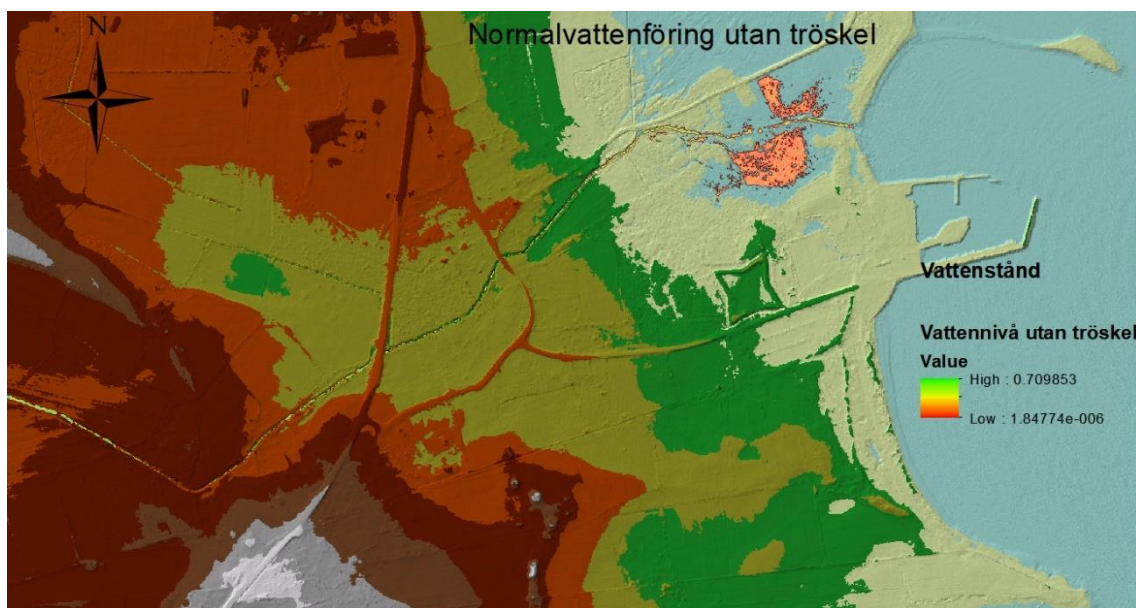
Flödesprofil	MLQ	NQ	HQ	HQ10	HQ50
Översvämning utan tröskel [km ²]	8,47	9,38	11,23	12,20	12,78
Översvämning med tröskel [km ²]	8,49	9,38	11,23	12,21	12,79
Procentuell skillnad med och utan tröskel [%]	0,2	0	0	0	0

3.2.3 Brokhål

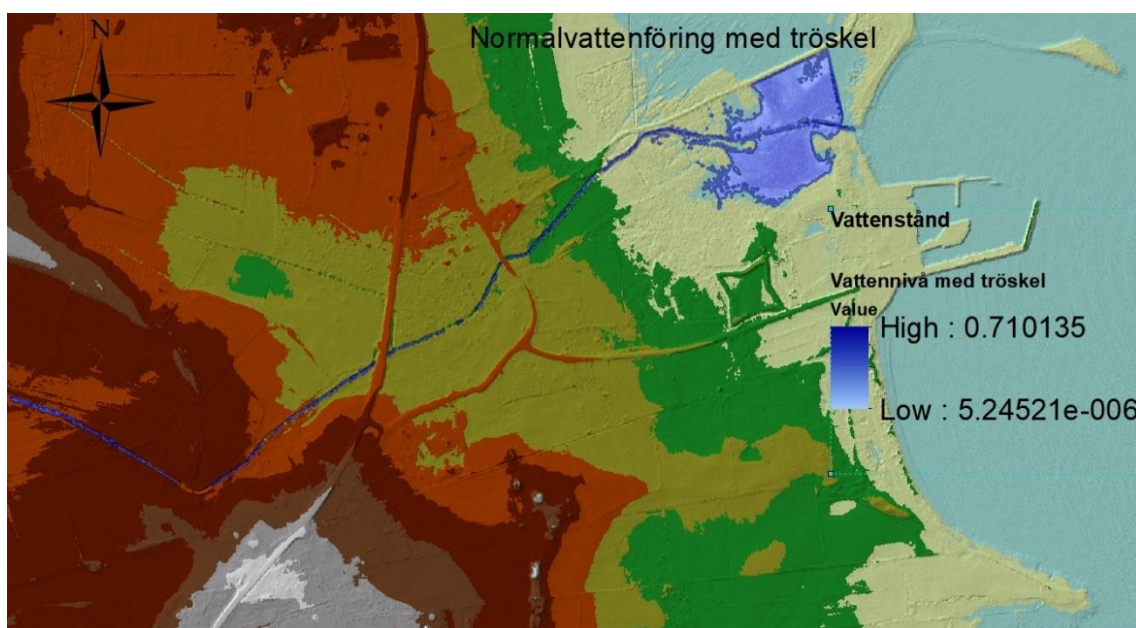
Enligt modellsimuleringarna syntes en tydlig effekt från tröskeln på den översvämmade ytan i Brokhål. Skillnaden med och utan tröskel blev som störst vid låga flöden och den översvämmade ytan blev större med högre vattenföring (Figur 22, Figur 21 och Tabell 7). Översvämningsmodellering med tröskel gav en i stort sett likadan översvämning för alla flöden, och den översvämmade ytan ökade bara mycket lite. Översvämningsytan när en simulering utan tröskel genomfördes blev betydligt större vid ökade flöden

(Figur 21, Figur 22 och Tabell 7). Någon uppströms påverkan från tröskeln gick inte att observera i någon av modellsimuleringarna. Tröskelns påverkan på vattenståndet var en mycket liten, i stort sett försumbar, höjning av miniminivån för alla flödesscenarion.

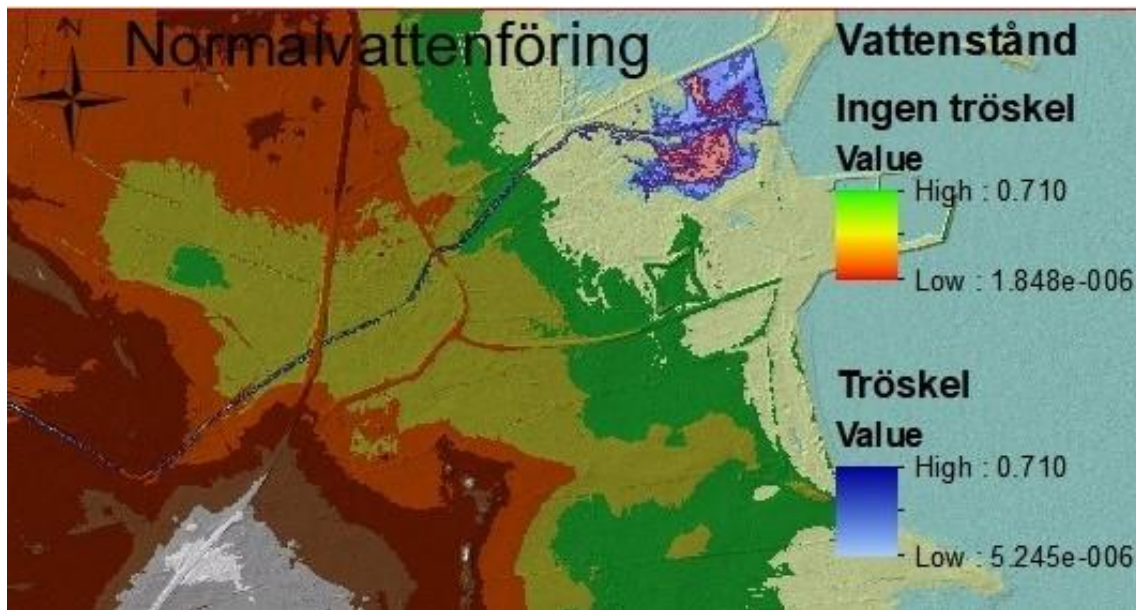
Det syns tydligt hur vattenytan breddade mer med ökande vattenföring. Tröskelns effekt blev också tydlig med en vattenyta som vid alla flöden fylldes upp ovanför tröskeln innan ett utflöde tilläts. En ökande vattenföring ökade översvämningen både med och utan tröskel, men resultatet blev särskilt tydligt utan tröskel. Tröskeln gav heller inte upphov till några förändringar i flödesregimen uppströms Brokhål.



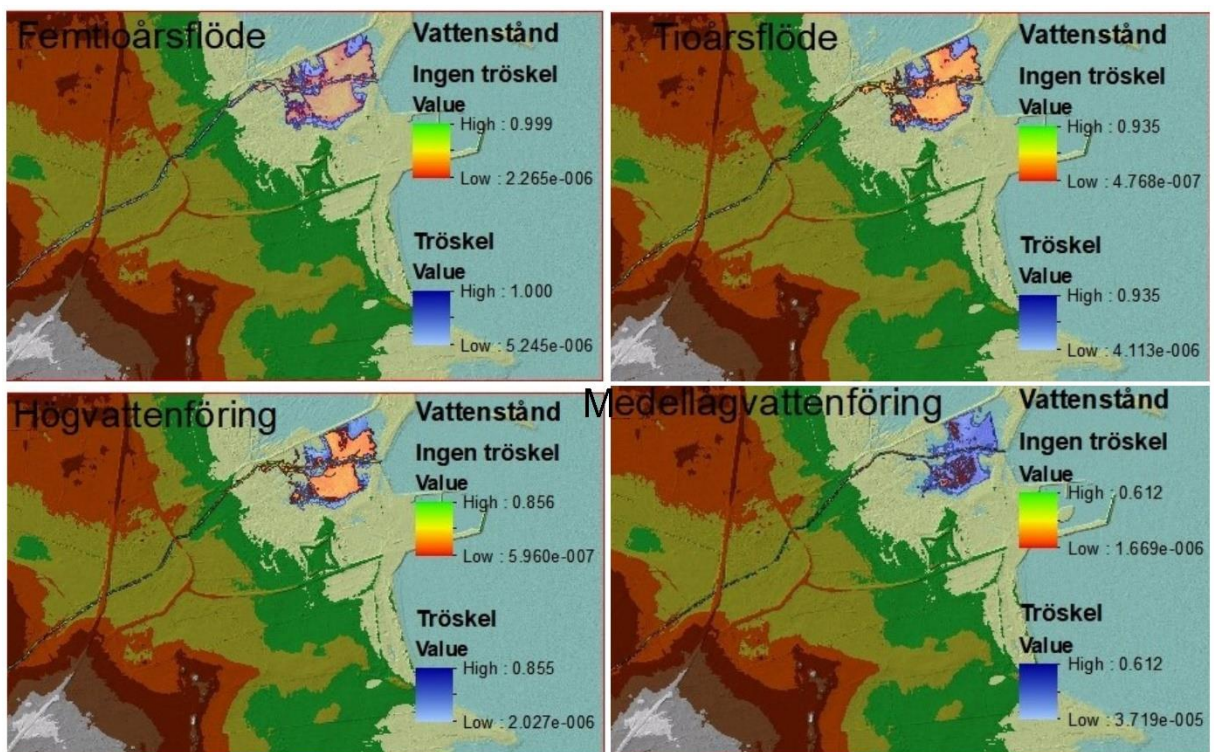
Figur 19. Brokhåls översvämning för normalvattenföring utan tröskel. En liten översvämning av själva våtmarken sker. Vattennivåerna anges i möh.



Figur 20. Brokhåls översvämning vid normalvattenföring med en modellerad tröskel. Våtmarken översvämmas omfattande med vattennivåer upp till tröskelns lägstanivå. Vattennivåerna anges i möh.



Figur 21. Modellerad översvämning för Brokhål utifrån normalvattenföring. I figuren placeras översvämningen från Figur 19 ovanpå Figur 20 för att tydliggöra i vilka områden översvämning sker med tröskel. En tydlig effekt av tröskel syns och överlagringen gör det tydligt i vilka områden detta sker. Vattenytans lägstanivå ökade marginellt. Vattennivåerna anges i möh.



Figur 22. Modellerad översvämning för Brokhål utifrån modellerade flöden. Likt Figur 21 presenteras översvämningarna som överlagrade kartor. Tröskelns effekt framgår i alla fyra extremflödesscenarion och skillnaden med och utan tröskel blev störst vid låga flöden. Vattennivåerna anges i möh.

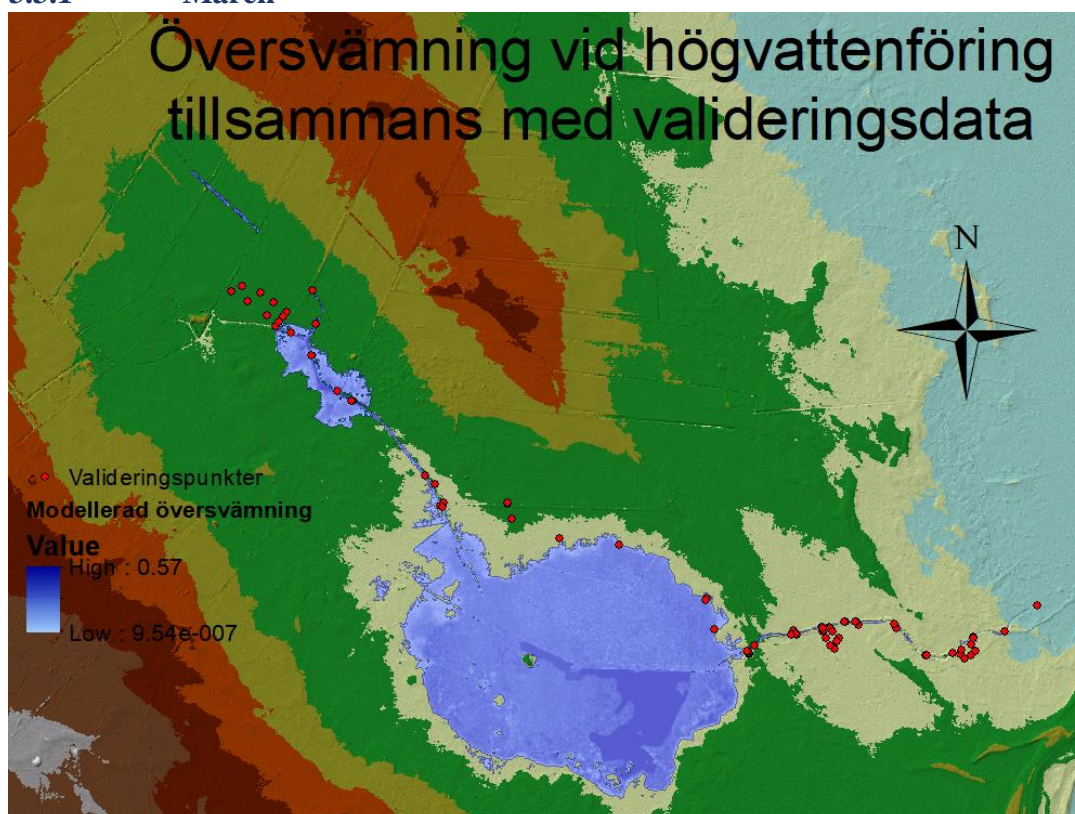
Tabell 7. Den kvantifierade översvämning som sker för Brokhål vid de olika flödesprofiler som använts i modellsimuleringarna. Resultat både med och utan tröskel presenteras tillsammans med den procentuella skillnaden i översvämmad yta

Flödesprofil	MLQ	NQ	HQ	HQ10	HQ50
Översvämning utan tröskel [km ²]	0,6	1,69	3,34	4,2	4,72
Översvämning med tröskel [km ²]	3,09	3,86	4,81	5,51	6,33
Procentuell skillnad med och utan tröskel [%]	517	229	145	131	134

3.3 VALIDERING

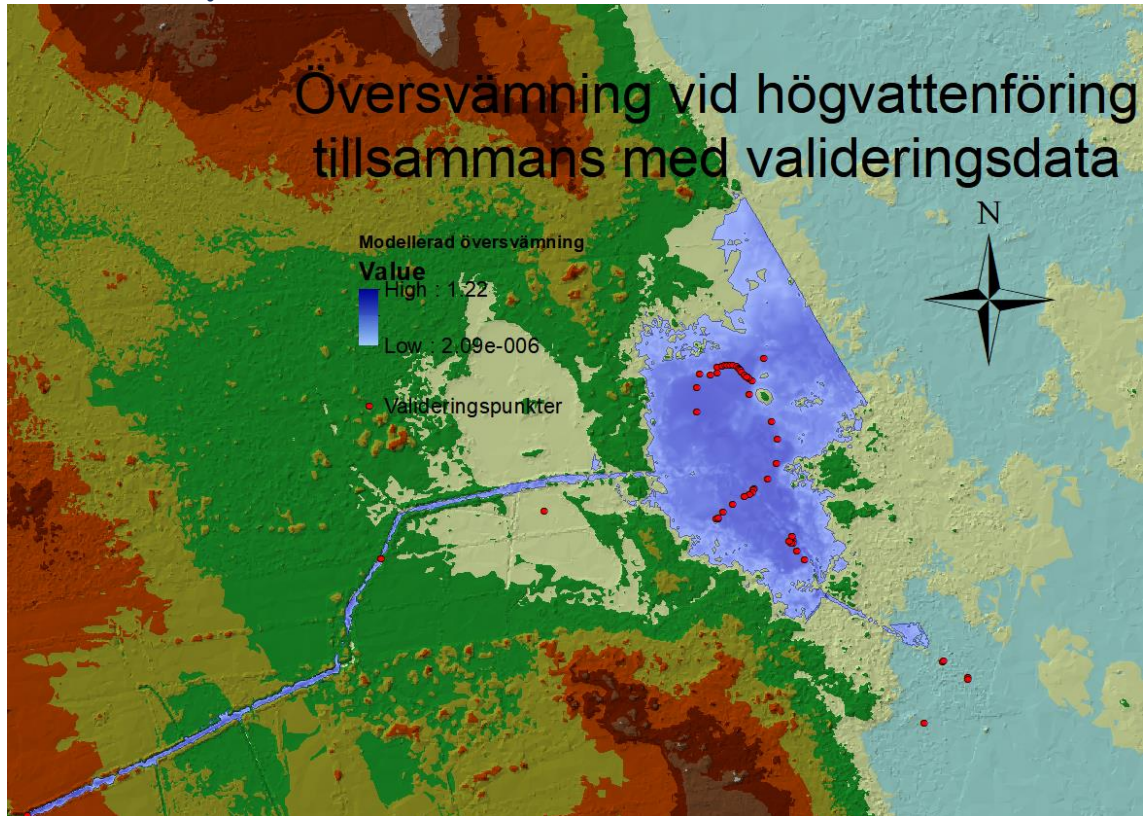
Genom att jämföra modellresultaten för högvattenföring för de tre våtmarkerna med data från empiriska fältavvägningar har översvämningarnas utbredning samt höjdmodellernas riktighet kunnat valideras. Resultaten från valideringen presenteras som kartor för varje våtmark där översvämningen utan tröskel vid högvattenföring presenteras tillsammans med de datapunkter som utgör valideringsunderlaget. Utifrån det inneboende värdet i varje valideringspunkt har antingen höjdmodellens topografi, modellens batymetri eller den modellerade vattennivån kunnat valideras.

3.3.1 Maren



Figur 23. Marens översvämmade tillstånd vid högvattenföring med och utan tröskel tillsammans med de datapunkter som utgör valideringsdata. Varje valideringspunkt motsvarar antingen en topografisk höjd, en batymetrisk nivå eller en vattennivå. Utifrån hur modellen representerar dessa nivåer har en jämförelse mellan modell och verklighet kunnat göras.

3.3.2 Hyllekärr



Figur 24. Hyllekärns översvämmade tillstånd vid högvattenföring med och utan tröskel tillsammans med de datapunkter som utgör valideringsdata. Varje valideringspunkt motsvarar antingen en topografisk höjd, en batymetrisk nivå eller en vattennivå. Utifrån hur modellen representerar dessa nivåer har en jämförelse mellan modell och verklighet kunnat göras.

3.3.3 Brokhål



Figur 25. Marens översvämmade tillstånd vid högvattenföring med och utan tröskel tillsammans med de datapunkter som utgör valideringsdata. Varje valideringspunkt motsvarar antingen en topografisk höjd, en batymetrisk nivå eller en vattennivå. Utifrån hur modellen representerar dessa nivåer har en jämförelse mellan modell och verklighet kunnat göras.

4 DISKUSSION

Då inga tidigare studier verkar ha utförts på hur naturliga trösklar påverkar flödesregimer uppströms tröskelns placering har metodvalet för arbetet varit en stor utmaning. I projektets startfas ansattes en massbalans för vatten i de respektive våtmarkerna med ett villkorat utflöde. Då detta visade sig vara svårt att integrera i GIS-miljö för visualisering av vattenmassans utbredning förkastades denna metod och hydraulisk modellering utfördes istället. Även vid hydraulisk modellering verkar det inte finnas en vedertagen metod för hur naturliga trösklar skall simuleras och metoden som använts i projektet är utformad av författaren själv. För att undersöka extrema flödesscenarion har vattenföringen i de olika våtmarkerna behövt fastställas för respektive flödesscenario. Detta har gjorts genom statistisk modellering utifrån SMHI:s HYPE data. Översvämningssmodelleringen har inte visat på entydiga resultat angående modellens funktion. Effekt från tröskel kunde observeras i två av tre fall och översvämningssmodelleringen i helhet följde det förväntade utfallet i ett av tre fall.

4.1 MODELLERING AV EXTREMA VATTENFLÖDEN

Regressionsanalysen som genomfördes för att simulera flödet i de olika våtmarkerna där olika extremflöden var okända, visade på hög signifikans, där R^2 var större än 0,88 för alla flödesscenarion. Därmed kan frågeställningen angående huruvida ett statistiskt signifikant samband mellan vattenföring i utlopp och avrinningsområdets yta kan fastställas, anses besvarad och hypotesen att ett större avrinningsområde ökar utflödet anses vara bekräftad.

4.2 HYDRAULISK MODELLERING

Resultaten från flödesmodelleringen är en följd av en lång serie modelleringar där en från början primitiv modell utvecklats tills resultatet var tillfredställande nog. Tröskeln förväntades i samtliga fall fungera så att vattennivån i våtmarken höjdes till tröskelns nivå innan ett utflöde kunde ske. Därmed bör tröskelns effekt vara som störst vid låga flöden då även ett lågt flöde fyller våtmarken till tröskelns nivå innan utflöde kan ske, jämfört med ett scenario utan tröskel där diket klarar av att avbörda allt vatten utan att översvämmas. Detta beteende har bara entydigt observerats i modelleringen för Brokhål. I Maren fungerar modelleringen av tröskeln så som det var tänkt i fyra av fem simuleringar medan tröskeln i modellen för Hyllekärr inte fungerat alls.

I alla tre fall har höjddmodellen som använts överskattat det topografiska läget med olika magnitud. Våtmarkerna har i modellen legat högre upp och diket har varit grundare än i verkligheten. Detta medför att översvämningarna överskattats. Trots detta visar resultaten inte någon uppströms påverkan från trösklarna.

I de fall där modelleringen av tröskeln fungerat som tröskeln fungerar i praktiken fås generellt en större översvämmad yta efter implementering av naturliga trösklar och trösklarnas påverkan på den översvämmade ytan varierar lokalt. Även vattenståndet blev marginellt högre efter installation av tröskel. Därmed kan dessa hypoteser bekräftas och frågeställningarna angående hur våtmarkerna översvämmas och hur trösklar påverkar översvämningen anses besvarad.

4.2.1 Maren

Vid närmare undersökning av höjddmodellen och jämförelse med topografi från Sportfiskarnas egna uppskattningar framgick det att höjddmodellen i detta område avviker kraftigt från verkligheten. Bland annat så utgörs diket i modellen i själva våtmarken av ett djup på 0,1 m och en bredd på 4 m. I verkligheten är diket här ca 2 m brett och har ett djup på mellan 0,2 och 0,4 m. Vissa partier i det översvämmade området saknar också helt topografisk information i rasterdatan. Avvikelse i höjdnivå fanns även mellan höjddmodellen och den avvägda datan, exempelvis visade höjddmodellen 0,4 m högre dikesbotten vid platsen för de båda trösklarna än vad den avvägda datan visade. Dessa avvikelser tros bero på dålig reflektion vid den laserskanning som utgjorde rasterdatan. Dålig reflektion förekommer på tex vattenytor och andra blanka ytor och ger upphov till en punkttäthet på 0 pkt/m² (Lantmäteriet 2016). Detta innebar alltså att upplösningen i området var sämre än i övriga delar av modellen och troligtvis har laserskanningen som ligger till grund för rasterdatan utförts när Maren varit översvämmad.

Vid simuleringen för lågvattenföring fick också ett underligt resultat då våtmarken strax uppströms den nedre tröskeln inte fylldes upp till tröskelns nivå. Även detta tros vara en följd av höjddatans upplösning i området då dikesbotten i modellen här låg på 0,9 möh, medan den i verkligheten låg på runt 0.5 m.ö.h. Detta medförde att en tröskel placerad ca 1,3 möh får en mindre effekt i modellen än den hade fått i verkligheten. En vattennivå på 0,4 m översvämmade dämmet i modellen, medan en sådan vattennivå i verkligheten inte skulle vara i närheten av att översvämma diket. Därmed kan mindre flöden avbördas från diket i modellen än i verkligheten utan att våtmarken fyllts till

tröskelns nivå. Dikets geometrier mellan den övre tröskeln och utloppet var mycket väldefinierade med tydliga strandbankar, vilket gav ett tydligt flöde endast i dikesfåran. Det var endast i en sektion längs denna sträcka där översvämning kunde ske och för det lägsta flödet (MLQ) var flödet inte högt nog för att översvämma diket vid denna punkt.

Tröskeln i modellen fungerade alltså inte helt som det utifrån teorin förväntades då fuktsänkan nedströms våtmarken ej fylldes till den nedre tröskelns nivå. Felaktigheten i modellen bör ge upphov till en överskattad översvämning i och med att diket i modellen avbördade mindre vatten innan det översvämmades än det gör i verkligheten. Dock framgår det från modelleringen att marken uppströms Maren ej tog någon skada av tröskelns installation då tröskelns effekt ej är synbar uppströms själva våtmarken.

4.2.2 Hyllekärr

Anledningen till denna felaktiga flödesregim var snarlik scenariot för Maren. Både våtmarken och dikets geometrier i modellen avvek kraftigt från det verkliga fallet. Diket i det översvämmade området hade ett medeldjup på ca 0,03 m och en bredd på ca 3 m. Utanför våtmarken hade diket i modellen ett medeldjup på en dryg meter och en bredd på ca 3 m. Jämförelse med Sportfiskarnas avvägning visade att diket som avvattnar våtmarken hade en bredd på ca 2 m och ett djup på ca 0,5 m. Dessa geometrier varierade givetvis beroende på var i våtmarken man mätte, men ingenstans fanns ett dikesdjup i närheten av storleksordningen 0,03 m. Av detta följer att diket i modellen klarar av att avbördar mindre vatten än i verkligheten innan det översvämmas.

Likt fallet för Maren var även topografin kring diket bitvis överskattad och denna överskattning låg runt 0,2 m. Då diket bitvis var extremt grunt och dikesvallarna var placerade ca 0,2 m över resten av våtmarken gav ett litet flöde en mycket stor utbredning av vatten. Även här tros dessa felaktiga geometrier bero på dålig reflektion vid den laserskanning som låg till grund för höjddatans modell. Det kan även bero på att en upplösning av 2x2 m på höjddatan missar viktiga lokala förändringar.

Utifrån validering av höjddatans modell och översvämningens yta för Hyllekärr framgår det att modellen och simuleringsresultaten har avvikit så pass mycket från verkligheten att resultaten blir oanvändbara. Det syntes ingen effekt alls av tröskeln för Hyllekärr. Hur en tröskel påverkade området uppströms Hyllekärr går heller inte att uttala sig om då tröskelns effekt över huvud taget inte gick att utröna. Det som kan sägas är att trots en överskattande topografisk höjd som bidrog till en utifrån valideringen orimligt stor utbredning av översvämningen så skedde ingen påverkan på området uppströms själva våtmarken.

4.2.3 Brokhål

Brokhål var den av de våtmarken där modellen fungerade bäst. Likt de andra våtmarkerna avvek den topografiska datan i modellen något från verkligheten. Modellen visade en generell överskattning av topografin på ca 0,1 m. Den stora skillnaden gentemot Maren och Hyllekärr var att diket i Brokhål var i hela våtmarken väldefinierat med ett dikesdjup snarlikt det verkliga. Vid laserskanning har Brokhål troligtvis inte varit översvämmad så en bättre geometrisk bild av området kunde erhållas, vilket gjorde denna modellering mer tillförlitlig.

Resultaten för modellsimuleringarna i Brokhål innebar därmed att den översvämmade ytan uppnår en ny lägstanivå i nivå med tröskeln, och att vattenspegeln kommer bevaras med ett djup motsvarande tröskelns lägstanivå för att sedan långsamt dunsta allteftersom. Detta till skillnad från det nuvarande scenariot där diket avvattnar våtmarken snabbt utan att någon nämnvärd vattenspegel bevaras. Följden av detta blir en bättre lek- och uppväxtmiljö för fisk (Söderstam 2003). En mer bestående vattenspegel skulle också kunna leda till en ökad lokal grundvattentillförsel (Ekstam et al. 2003), något som är av stor vikt då Öland ofta lider av vattenbrist sommartid (Bergkvist 2015).

4.3 FELKÄLLOR

Likt de flesta rapporter och studier innehåller detta arbete en rad förenklingar och metodval som medförde vissa fel. Tidigare i diskussion och förenklingar har vissa av dessa felkällor nämnts.

4.3.1 Data

Datan för de olika vattenföringar som använts i flödesmodelleringen innehar en viss osäkerhet. Den normalvattenföring som använts vid grundscenariot har i tidigare rapporter hävdats vara överdriven och bygga på förenklade antaganden och inte faktiska mätdata (Ekstam et al. 2003). Hur stor denna överskattning är framgår dock inte och i avsaknad på mer precis data har normalvattenföringen använts så som den presenterats.

Datan från SMHI härstammade från simuleringar mellan 1976 och 2012. Datan som den statistiska analysen i detta arbete härstammade från är alltså modellerade observationer och inte faktiska mätvärden. Detta medförde att modellfel i HYPE fortplantade sig i detta arbetes statistiska analys. I SMHI:s verktyg för modellutvärdering framgick det att felet i flödesuppskattningar i området kring Kalmar var $\pm 10\%$ vilket var HYPE-modellens högsta tillgängliga noggrannhetsgrad.

Data som användes och erhöles från regressionsanalysen innehöll även den en viss felmarginal. Då det statistiska sambandet inte var helt perfekt ($R^2=1$) erhöles ett visst modellfel utifrån regressionen.

Den topografiska rasterdatan som användes har varit av upplösningen 2x2 meter och denna data var resultatens främsta felkälla. Bättre upplöst data tillhandahålls av Lantmäteriet, dock visade sig denna inte gå att konvertera till det TIN som krävdes för översvämningsmodelleringen i HEC-RAS. Då den topografiska datan färdigställdes i slutet av 2016 anses inte några större förändringar i topografi eller batymetri ha skett sedan dess. Däremot fås delvis eller fullständigt bortfall av mätpunkter i områden med hög reflektion, däribland vatten, när topografin laserskannas. Detta gav upphov till dålig representation av topografi och batymetri i stora delar av de områden som undersökts i arbetet.

Den modell som skapades har fungerat med blandade resultat. Modellen har fungerat sämre i områden där laserskanningens punkttäthet varit låg, höjddmodellens upplösning har också bitvis varit icke tillfredställande. För små våtmarker och vattendrag som de undersökta i denna studie blir topografin och batymetrins noggrannhet mycket viktigt då små variationer och lokala förändringar kan påverka resultatet i stor utsträckning. I de fall där höjddatan anses otillräcklig bör vattendrag ekolodas och kritiska topografiska

punkter vägas av och föras in manuellt i modellen. Högre upplösning av terrängdata har i tidigare studier visat sig ge mycket små avvikelser i översvämningars utbredning (Eklund 2008). Denna studie har dock utförts på ett större vattendrag och själva vattendragets batymetri har fastställts genom ekolodning. Tidigare studier har visat att flacka vattentäckta områden ger dålig upplösning av höjddatan (Brandt 2009).

I framtiden kommer troligtvis data med högre upplösning finnas tillgänglig vilket skulle öka tillförlitligheten ytterligare, särskilt vid modellering av så pass små vattensystem som de i detta arbete. Att hoppas på att batymetrisk data skall finnas tillgängligt i framtiden för så pass små vattendrag som de i detta arbete är dock svårt att tro.

Hur mannings n har valts ger också upphov till ett visst fel då dessa bygger på författarens observationer utifrån flygfoton. Bråte som ansamlats sedan fotots skapande kan givetvis påverka värdet. Bättre och mer noggranna värden för mannings n hade kunnat vägas av i fält, något som valdes bort då dessa troligtvis hade legat i samma storleksordning som de uppskattade.

4.3.2 Validering

En svårighet med översvämningssmodellering likt denna är validering av modellresultaten. Då översvämningarna bygger på modellerade förväntade extremflöden finns sällan data på hur mindre översvämningstvåmarker, likt de tre i projektet, översvämmas under mer extrema flöden. I de tre undersökta lokalerna hade inga tidigare översvämningssstudier utförts utan endast punktavvägningar i samband med vårflod fanns tillgängligt. Resultaten har därmed endast kunnat valideras utifrån dessa samt gentemot rimligheten i vattenytans utbredning utifrån de nivåkartor som Tobias Berger på Sportfiskarna hade konstruerat i respektive våtmarks åtgärdsförslag. För både Brokhål och Maren följde resultaten dessa nivåkurvor men för Hyllekärr avvek resultaten i nordöstlig riktning helt från dessa.

Den topografiska datan som ligger till grund för terrängmodellen kunde valideras utifrån de avvägningar Sportfiskarna utfört i samband med vårflod 2017 och därmed kunde visst avvikande fastställas. För att undersöka vilka topografiska och batymetriska sektioner som varit de mest kritiska för modelleringens felaktighet undersöktes även vid vilket flöde som våtmarkerna började översvämmas. Även vid extremt låga vattenflöden i storleksordning $1 \cdot 10^{-30} \text{ m}^3/\text{s}$ översvämmades Maren och Hyllekärr i en storleksordning mycket snarlik den för MLQ. Detta tyder på bitvis mycket dålig upplösning av vattendragets geometrier i höjdmodellen då diket rimligtvis bör klara att avbörda dessa vattenflöden utan att våtmarken översvämmas. När topografin i närområdet också är felaktig fås en överskattad översvämning som kraftigt avviker från det verkliga scenariot.

5 SLUTSATS

Modelleringsresultaten visade att vattenståndets max-och miniminivåer med eller utan tröskel i stort sett blir oförändrat och den översvämmade ytan ökar efter implementering av naturliga trösklar. Extrema vattenföringar i predikterade framtidsscenario ger framförallt en större översvämmad yta i vattendrag utan tröskel, men även för vattendrag med tröskel ökar översvämningen marginellt.

Därmed kan det utifrån modellen fastställas att naturliga trösklar har ingen, eller mycket liten påverkan på uppströms flödesregimer oavsett flödesscenario. Det behöver dock poängteras att modellen har stora begränsningar, särskilt höjdmodellens upplösning.

För att öka tillförlitligheten i resultaten och vidare förbättra metoden bör fler studier inom området utföras. Uppföljande observationer på hur väl modellen predikterade översvämningarna rekommenderas för att kunna utvärdera metodens tillförlitlighet. En jämförelse hur olika datas upplösning påverkar modellen rekommenderas också. Ett större urval av våtmarker och fler översvämningsskarteringar rekommenderas för att statistiskt kunna fastställa metodens funktion.

6 REFERENSER

Andersson, L. (2009). Utvärdering av svenska våtmarksrestaureringar och -anläggningar. WWF. 58 s.

Andersson, J., Dahl, J., Johansson, A., Karås, P., Nilsson, J., Sandström, O., Svensson, A. (2000). Utslagen fiskrekrytering och sviktande fiskbestånd i Kalmar läns kustvatten. Rapport NR. 2000:5. Fiskeriverket. 41 s.

Berger, T. (2017). Åtgärdsförslag för restaurering av våtmarken Brokhål, Böda socken på norra Öland. Sveriges Sportfiske och Fiskevårdsförbund. 5 s.

Berger, T. (2017). Åtgärdsförslag för restaurering av Hyllekärr och fria vandringsvägar för fisk vid Förakanalens utlopp i Vässby fjärd, Föra socken på norra Öland. Sveriges Sportfiske och Fiskevårdsförbund. 7 s.

Berger, T. (2017). Åtgärdsförslag för restaurering av våtmarken Maren, Löt socken på norra Öland. Sveriges Sportfiske och Fiskevårdsförbund. 5 s.

Bergqvist, M. (2015). Kan Ölands grundvatten öka vid en uppdämning av de utgrävda diken genom strandvallarna på Ölands östkust? Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet. Rapport Nr. 456. 16 s.

Borgholms kommun (2001). Beslut och skötselplan för naturreservatet Marsjö våtmarker. Hämtad 2017-04-12.

http://www.lansstyrelsen.se/kalmar/SiteCollectionDocuments/Sv/djur-och-natur/skyddad-natur/Naturreservat/borgholm/marsjo-sjomarker/marsjo_sjomarker_skotselplan.pdf.

Eklund, D. (2008). Rationell produktion av detaljerad översvämningsskartering. Uppsala universitet. 54 s.

Ekstam, B., Ekelund, S., Aleljung, S.O., Hevelius, C. (2003). Limniska våtmarker i Borgholms kommun. Borgholms kommun. 35 s.

Frost, J. (2014). How important are normal residuals in regression analysis? Minitab. 24 s.

Hernebring, C. & Mårtensson, E. (2013). Pluviala översvämningar - Konsekvenser vid skyfall över tätorter. Göteborg och Lund: Myndigheten för samhällsskydd och be-

redskap. (MSB567-13). ISBN 978-91-7383-347-9.

Kungliga skogs- och lantbruksakademien (KSLA). (2013). Mossodling förr och nu – om utdikningsverksamheten i Kronobergs län. Hämtad 2017-04-10.

<http://www.ksla.se/anh/files/2013/08/Mossodlingen-f%C3%B6rr-och-nu.pdf>

Lantmäteriet. (2016). GSD-Höjddata, grid 2+. Hämtad 2017-05-16.

<https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/Hojddata/GSD-Hojddata-grid-2/>

Ljunggren, L., Nilsson, J., Stenroth, P., Larsson, P., Engstedt, O., Borger, T., Sandström, O. (2011). Våtmarker som rekryteringsområden för gädda i Östersjön. Rapport NR. 2011:1. Fiskeriverkets kustlaboratorium. 64 s.

Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Sundblad, G., Karås, P. (2005). Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskebestånd. Rapport NR. 2005:5. Fiskeriverkets kustlaboratorium. 54 s.

Länsstyrelsen Gävleborg. (2016). Våtmarker. Hämtad 2017-04-10.

<http://www.lansstyrelsen.se/Gavleborg/Sv/miljo-och-klimat/tillstandet-i-miljon/vatmarker/Pages/index.aspx>

Länsstyrelsen Jönköpings län. (2016). Anläggning och restaurering av våtmarker.

Hämtad 2017-04-11. <http://www.lansstyrelsen.se/Jonkoping/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/vatten-i-jordbruksmark/vatmarker-smavatten/Pages/anlaggning-och-restaurering-av-vatmarker.aspx>

Länsstyrelsen i Kalmar län. (2013). Beskrivning av åtgärdsområde Öland. Hämtad

2017-04-13. http://www.lansstyrelsen.se/kalmar/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/vattenforvaltning/%C3%96land_Beskrivning.pdf

Naturvårdsverket. (2003). Flöden I vattendrag. Bromma. Rapport NR. 5292.

Naturvårdsverket. 106 s.

Naturvårdsverket. (2016). Miljökvalitetsmålen. Hämtad 2017-04-11.

<http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/>

Naturvårdsverket. (2009). Rätt våtmark på rätt plats. Rapport NR. 5926. 68 s.

Naturvårdsverket. (2016). Våtmark. Hämtad 2017-04-09.

<http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vatten/Vatmark/>

Rowinski, P. (2015). Rivers – Physical, Fluvial and Environmental Processes. Springer Warsaw Poland. 464 s.

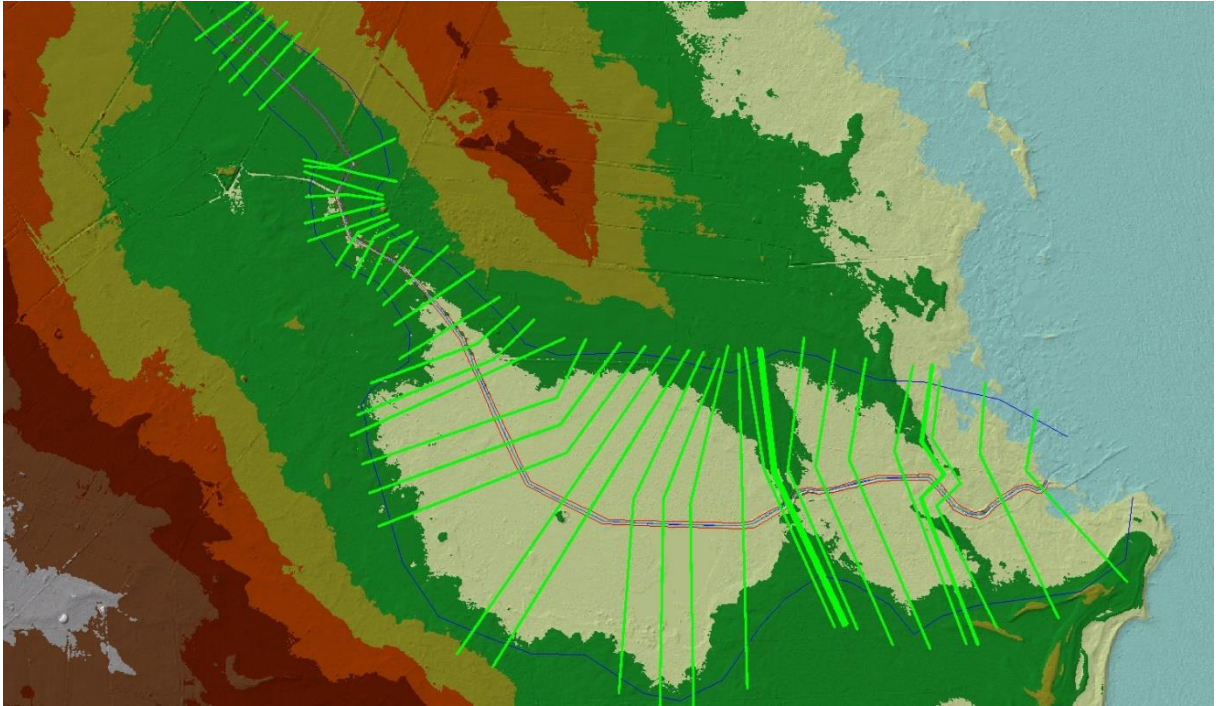
Sandström, A. (2003). Restaurering och bevarande av lek- och uppväxtområden för kustfiskebestånd. Rapport NR. 2003:3. Fiskeriverket. 27 s.

- Sandström, O. (2000). Fisk och fiske i svenska kustvatten. Rapport NR. 2000:1. Fiskeriverket. 77 s.
- Schumann, A. H. (2011). Flood risk assessment and management, how to specify hydrological loads, their consequences and uncertainties. Bochum: Springer.
- SMHI. (2017). Vattenwebb. Hämtad 2017-06-28. <http://vattenwebb.smhi.se/>
- Sportfiskarna. (2017). Bakgrunden till Sportfiskarnas rovfiskprojekt. Hämtad 2017-04-13. <http://www.sportfiskarna.se/Milj%C3%B6/Rovfiskprojekten/Rovfiskprojekten-bakgrund>
- Sveriges Riksdag. (1994). Jordbruk och miljö på Öland. Hämtad 2017-09-18. http://www.riksdagen.se/sv/webb-tv/video/motion/jordbruk-och-miljo-pa-oland_GH02Jo225
- Söderberg, K., Gårdmark, A., (2003). Kustfisk och fiske. Fiskeriverkets kustlaboratorium. 3 s.
- Tobias, Berger. (2017). Muntligt 2017-03-22.
- United department of agriculture. (2004). Engineering field handbook. Hämtad 2017-06-11. http://www.engr.colostate.edu/~bbledsoe/CIVE413/Wetland%20Restoration_Enhancement_or_Creation.pdf
- WWF. (2016). Restaurering av våtmarker på Öland. Världsnaturfonden WWF. 7 s.
- Åkesson, A. (2010). Hydraulic- hydromorphologic analysis as an aid for improving peak flow predictions. Licentiatavhandling. Kungliga tekniska högskolan. Tillgänglig via <http://kth.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A358201&dswid=-9513> [2017-9-21].

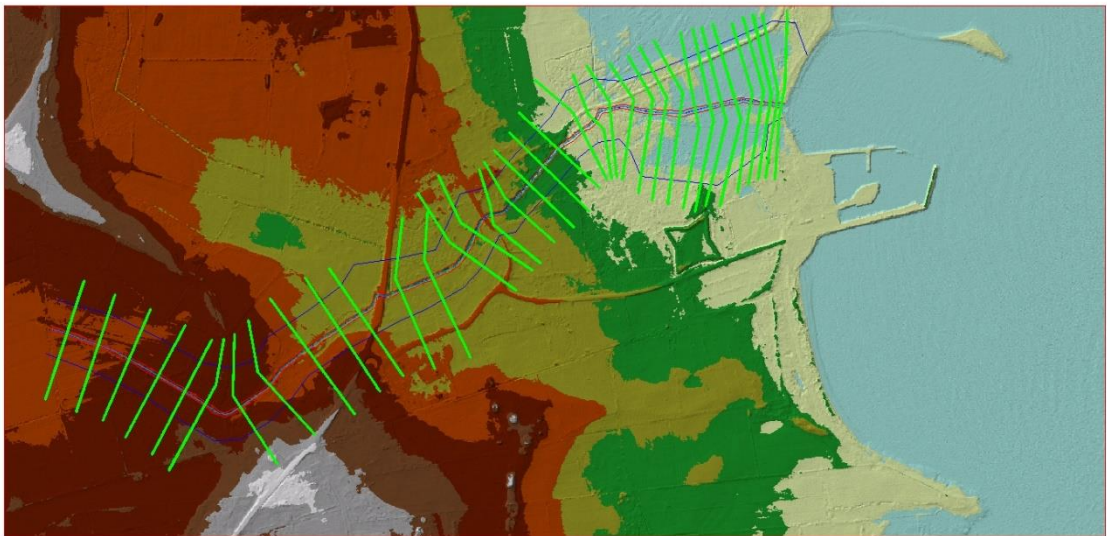
7 BILAGOR

7.1 APPENDIX 1

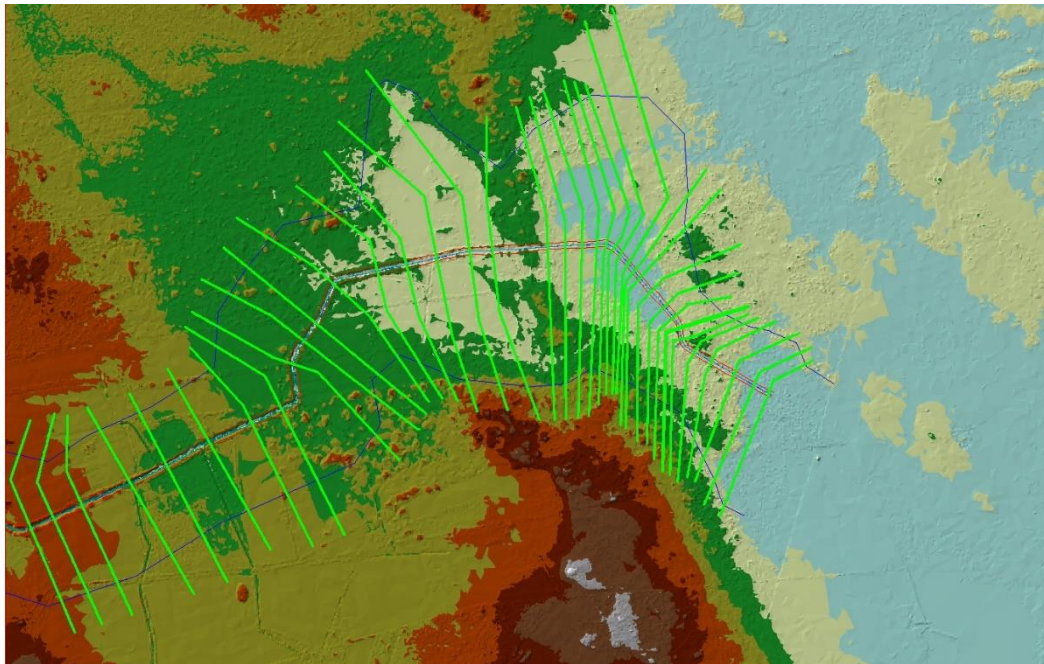
Kartor över hur bestämmande geometrier så som vattendrag, tvärsektioner och strandlinjer har definierats för de olika våtmarkerna. De gröna linjerna är tvärsektioner, röda linjer strandvallar, blå linje vattendrag och flödesvägar.



Figur 26. Definierande geometrier för Maren.



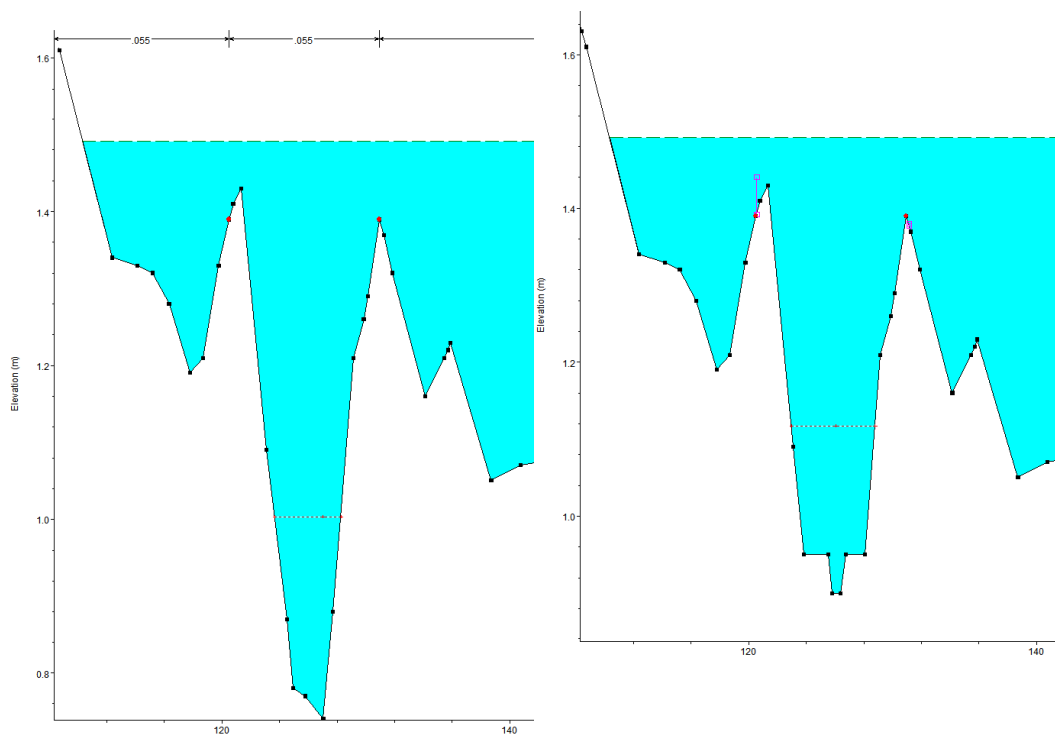
Figur 27. Definierade geometrier för Brokhål



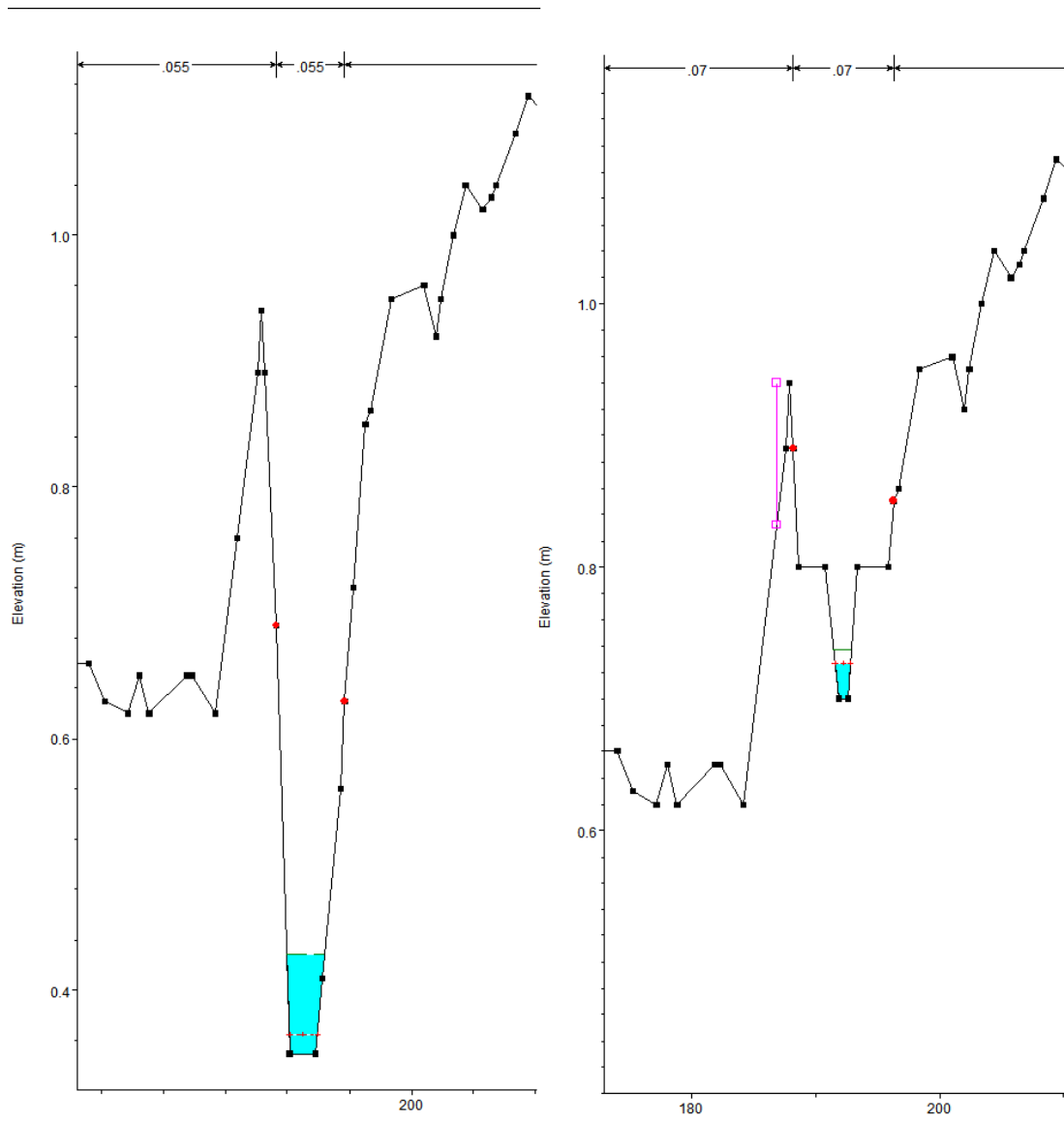
Figur 28. Definierade geometrier för Hyllekärr.

7.2 APPENDIX 2

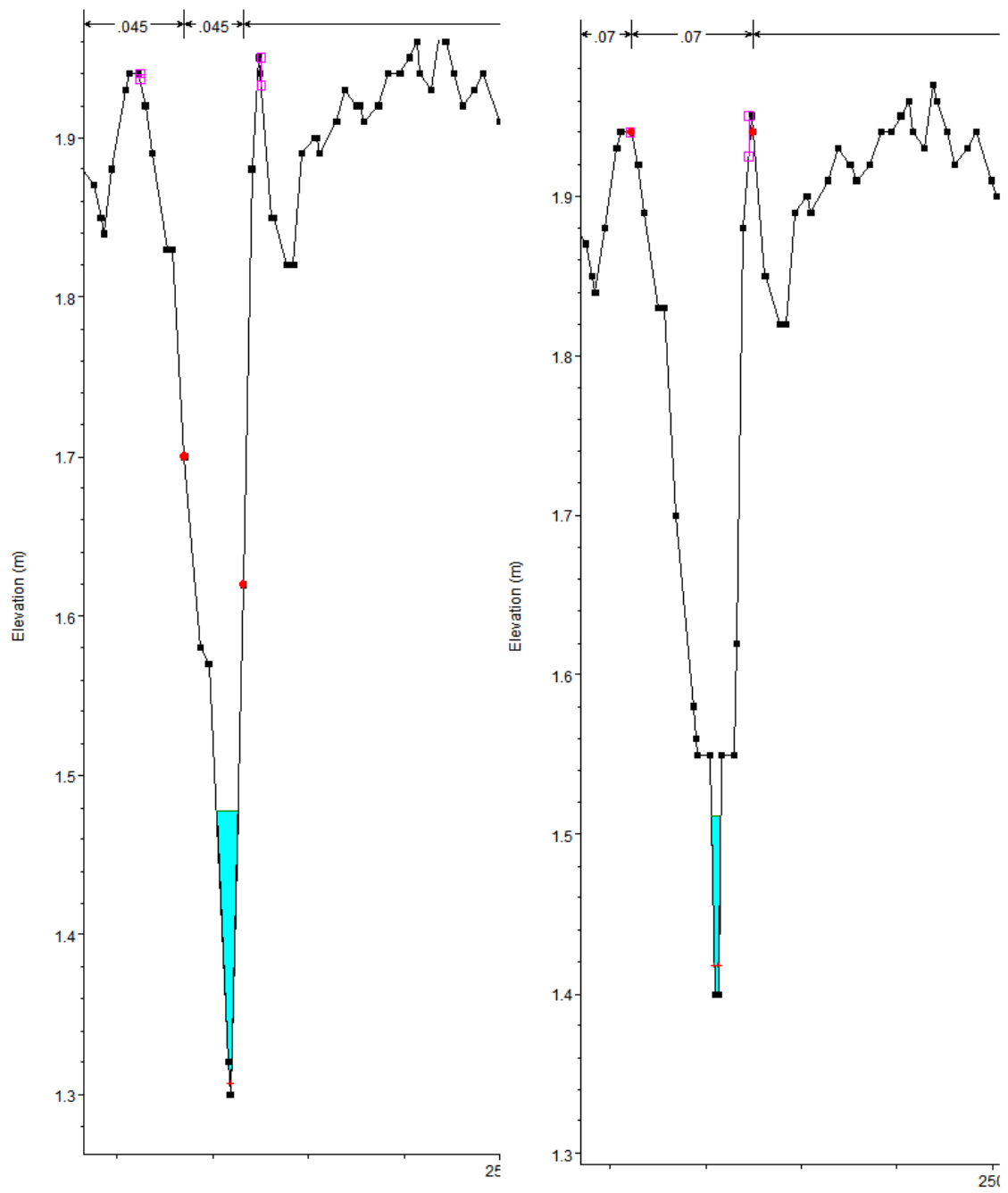
Bilder som visar tvärsektioner med och utan tröskel från de olika våtmarkerna. Marknivån visas enligt axel i y-led. Till vänster i varje figur syns tvärsnitt utan tröskel och till höger visas det redigerade tvärsnittet med tröskel.



Figur 29. Hyllekärrens tvärsnitt med och utan tröskel.

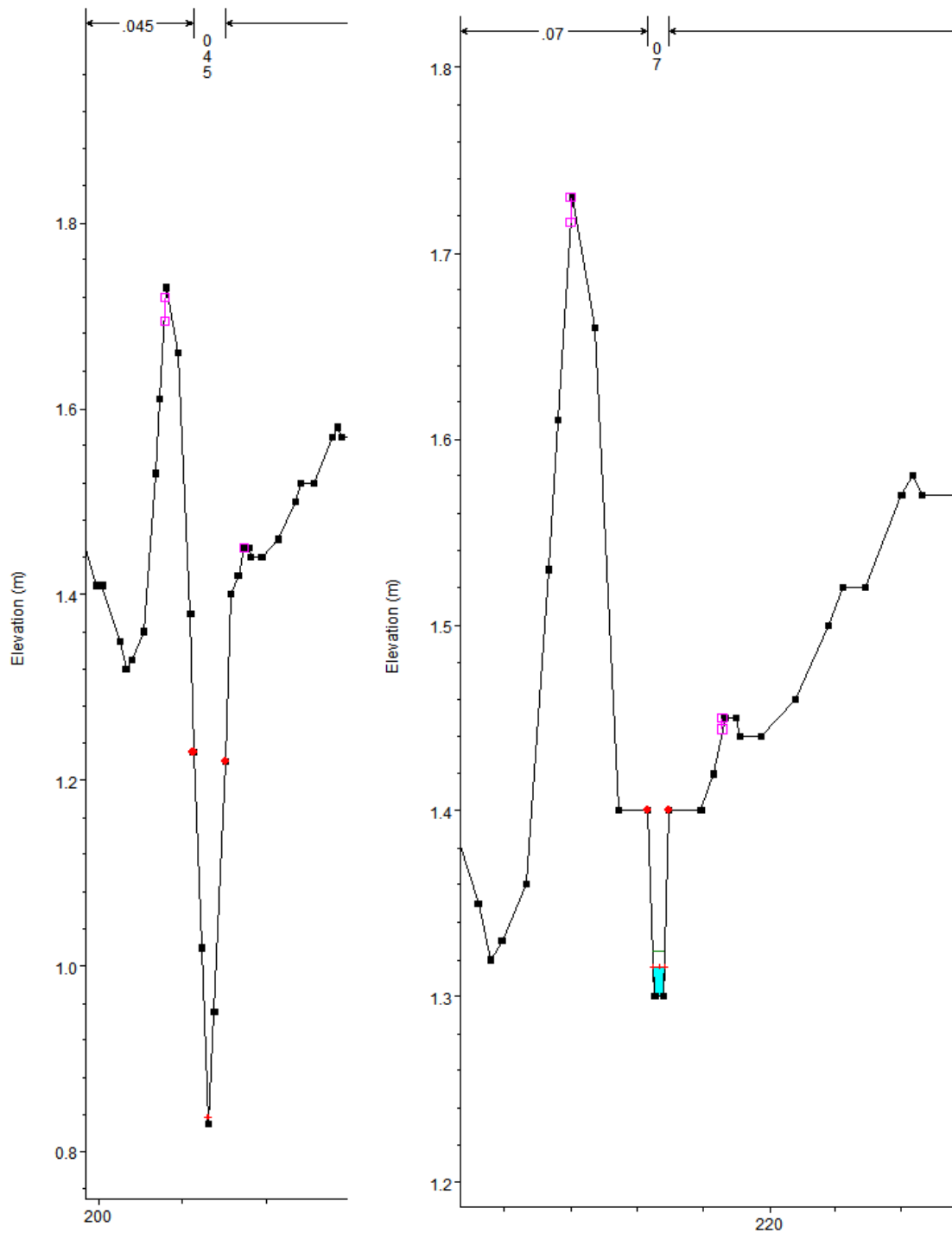


Figur 30. Brokhåls tvärsnitt med och utan tröskel.



Figur 31. Marens tvärsnitt där den övre tröskeln placerats.

Figur 32. Marens tvärsnitt där den övre tröskeln placerats.



Figur 33. Marens tvärsnitt där den nedre tröskeln placerats.

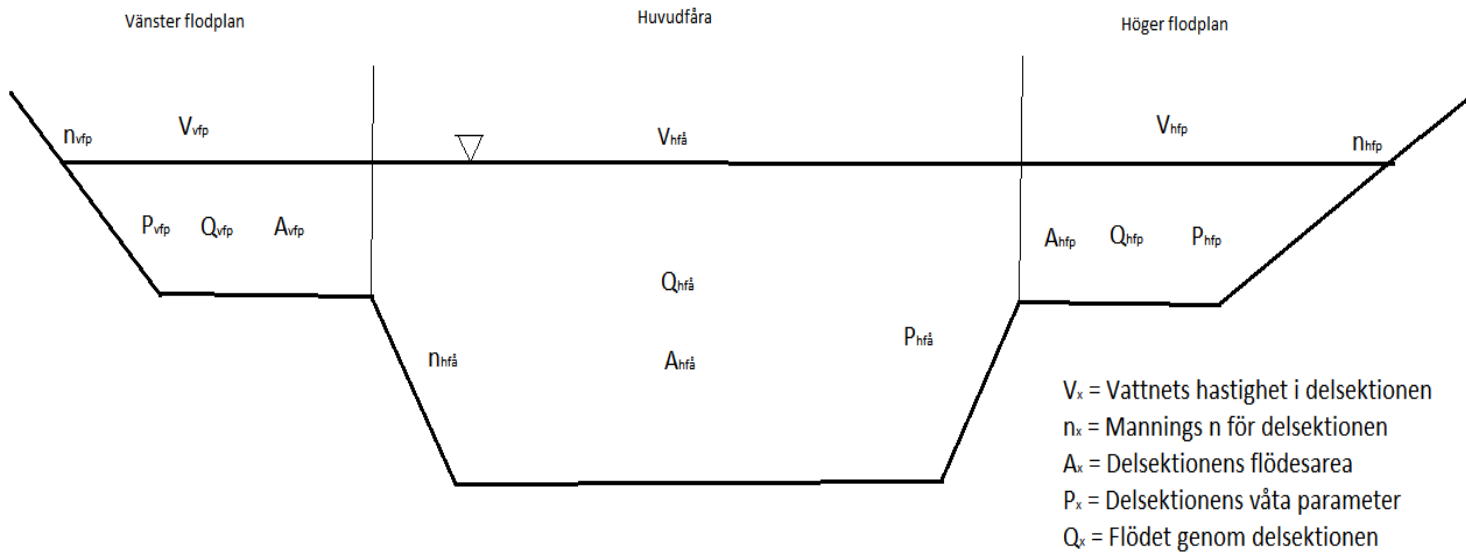
7.3 APPENDIX 3

Bilagan innehåller ett kort avsnitt om den bakomliggande teorin för programmet HEC-RAS som användes under flödesmodelleringen.

HEC-RAS är ett hydraulikprogram som utför endimensionella beräkningar på ytvatten utifrån känd topografi/batymetri och flödesdata. Vattenståndet genererades vid olika tvärsektioner dragna tvärs över vattendraget vilka byggdes upp av koordinater och

punkter i tre dimensioner. Olika former av flöden kan simuleras och i projektet har ett stationärt flöde antagits.

HEC-RAS använder sig av energiekvationen för att beräkna stationärt flöde. Flöden beräknas mellan tvärsektionerna och beräkningen baserar sig på energiförluster mellan tvärsektionerna. Vid ett stationärt flöde utgörs dessa förluster av friktion, expansion och kontraktionsförluster. Vid stora förändringar i flöde, exempelvis övergång från strömmande till stråkande flöde används istället ekvationer för rörelsemängd. Hur detta vidare fungerar är väl beskrivet i manualen som följer med programmet.



Figur 34. Uppdelningen av en tvärsektioni HEC-RAS med tre delsektioner som exempel.

Beräkningsprocessen i HEC-RAS arbetar iterativt genom att lösa följande steg och därmed erhålla den okända vattennivån Y_2 i den aktuella tvärsektionen.

1. Antag ett värde på den uppströms lokaliserade vattennivån \hat{Y}_2 .
2. Beräkna med hjälp av \hat{Y}_2 hastighetskoefficienten a och transportkoefficienten K .

$$a = \frac{Q_{vfp}V_{vfp}^2 + Q_{hfä}V_{hfä}^2 + Q_{hfp}V_{hfp}^2}{Q\bar{V}^2} \quad (1)$$

$$K_{tot} = \sum_{i=vfp,hfä,hfp} \frac{1}{n_i} A_i R_i^{3/4} \quad \text{Där } R = \frac{A}{P} \quad (2)$$

3. Med hjälp utav Mannings formel ($v = \frac{1}{n} R^{2/3} \sqrt{S_0}$) beräknas

$$\bar{S}_f = \left(\frac{Q_1 + Q_2}{K_1 + K_2} \right)^2 \quad \text{där} \quad (3)$$

S_f = friktionsförlusterna.

4. Vidare gäller även

$$h_e = L\bar{S}_f + C \left| \frac{a_2 V_2^2}{2g} - \frac{a_1 V_1^2}{2g} \right| \quad \text{där} \quad (4)$$

h_e = energiförlusten i form av friktion, kontraktion eller expansionsförluster mellan tvärsektionerna.

C = expansions- eller kontraktionskoefficient och angivs i terrängmodellen.

C motsvarar expansion om $\frac{a_2 V_2^2}{2g} - \frac{a_1 V_1^2}{2g} > 0$ och kontraktion om $\frac{a_2 V_2^2}{2g} - \frac{a_1 V_1^2}{2g} < 0$

L = Det viktade avståndet mellan tvärsektionerna och beräknas utifrån de i terrängmodellen angivna längderna mellan de aktuella delsektionerna L_{vfp} , $L_{hfä}$, och L_{hfp} .

$$L = \frac{Q_{vfp}L_{vfp} + Q_{hfä}L_{hfä} + Q_{hfp}L_{hfp}}{Q_{vfp} + Q_{hfä} + Q_{hfp}} \quad (5)$$

5. Efter denna beräkning räknas ett värde på Y_2 ut genom att lösa energiekvationen.

$$Y_2 = Z_1 + Y_1 + \frac{a_1 V_1^2}{2g} + h_e - Z_2 - \frac{a_2 V_2^2}{2g} \quad (6)$$

6. Därefter kontrolleras att $\hat{Y}_2 - Y_2$ är mindre än det fel som tillåts. Om så inte är fallet så sker en ny iteration där det nya värdet på Y_2 agerar startvärde. Standardvärde för $\hat{Y}_2 - Y_2$ är 0,003 m.

På så vis genereras ett vattenstånd i varje definierad tvärsektion för hela profilen.