

Undersøgelse af hydrologiske klimatilpasningseffekter ved vådlægning

Slutrapport af projektet under
Nationale Forskningsprogrammer: 33010-NIFA-20-752

Raphael Schneider, Maria Ondracek & Simon Stisen

Undersøgelse af hydrologiske klimatilpasningseffekter ved vådlægning

Slutrapport af projektet under
Nationale Forskningsprogrammer: 33010-NIFA-20-752

Raphael Schneider, Maria Ondracek & Simon Stisen

Indhold

Forord	5
Indledning	6
Formål.....	6
Review af eksisterende litteratur	8
Data og metoder	12
Udvælgelse af case-områder	12
Analyser på historiske vandføringsdata	15
Opsætning af detailmodeller.....	17
DK-model HIP som udgangspunkt	17
Randbetingelser.....	18
Forfinelse af relevante input	18
Hydrodynamisk løsning for vandløb	19
Implementering af ændringer gennem vandløbsrestaureringen	20
Numerisk stabilitet	26
Resultater	27
Analyse af historisk afstrømningsdata.....	27
Modificeret ITA plot: Forklaring.....	27
ITA plots: Sammenligning mellem observerede og simulerede vandføringer	28
ITA plots: Observationsbaseret sammenligning med reference-stationer	30
Udfordringer med diskontinuitet i DMI's nedbør	32
Analyse af modelresultater	33
Simulerede trykniveauer i det øverste grundvand.....	35
Vandbalancer.....	38
Simulerede vandføringer	38
Konklusioner	48
Anbefalinger	51
Behov for langvarige tidsserier af vandføringsobservationer.....	51
Behov for kontinuerlige, homogene klimaobservationer	51
Behov for nøjagtige data om vandløb og tværsnit og terrænet	51
Anbefalinger til lokalisering af mulige klimatilpasningseffekter	52
Referencer	54
Appendiks 1 – Nationalt datasæt som input til potentialekort for klimatilpasningseffekter	59

Forord

Denne rapport sammenfatter resultaterne af arbejdet gennemført i NIFA projektet 33010-NIFA-20-752 "Undersøgelse af hydrologiske klimatilpasningseffekter ved vådlægning" løbende fra Januar 2021 til Juni 2023 og gennemført af hydrologisk afdeling i De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS). Projektet indgår som et af 7 projekter indenfor Vidensopbygning på lavbundsområdet. Projektet er finansieret af Landbrugsstyrelsen (LBST) og projektstyret af Miljøstyrelsen (MST). Der har løbende været koordinationsmøder mellem de 7 projekter med orientering om status og mulige synergier.

Indledning

Øgede nedbørsmængder har i de seneste vintre sat store arealer under vand, og understreget behovet for forebyggende tiltag i det åbne land. Også analyser af hydrologiske klimafremskrivninger viser at øgede nedbørsmængder, især om vinteren, vil føre til øgede terrænnære grundvandsstande og vandføringer i vandløb (fx Henriksen et al., 2020a; Schneider et al., 2022b; Halsnæs et al., 2022; Karlsson et al., 2016). Samtidigt vil tørre somre og et varmere fremtidigt klima sandsynligvis øge presset på akvatiske økosystemer og føre til flere perioder med tørke og lave vandføringer (fx Henriksen et al., 2021, 2022; Chan et al., 2021).

Udtagning og vådlægning af kulstofrige jorder, som er et aktivt virkemiddel til reduktion af drivhusgasemissioner (Klimarådet, 2020), vil potentielt kunne bidrage til at mindske risikoen for oversvømmelser langs vandløb, og/eller afhjælpe problemer med lave minimumsvandføringer. Arealerne vil potentielt kunne bidrage til en form for midlertidig vandparkering ved såvel naturlige som tekniske tiltag, og dermed reducere de højeste vandføringer i vandløbene nedstrøms. Ved lave vandføringer kunne et generelt øget grundvandsspejl i ånære områder efter vådlægning bidrage til at øge minimumsvandføringer om sommeren og dermed bidrage til opnåelse af en bedre økologisk tilstand. Samtidig er udtagning og vådlægning af kulstofrig lavbundsjord et af de mest omkostningseffektive klimavirkemidler i landbruget i forhold til reduktion af drivhusgasemissioner. Udtagningen er derfor et potentielt virkemiddel i både klimatilpasning/klimasikring og i drivhusgasreduktion og ses som et vigtigt instrument i en helhedsorienteret planlægning på vandløbsoplandsniveau.

Der er behov for vidensopbygning og metodeudvikling i forhold til at kortlægge effekten af naturbaserede tiltag mht. klimatilpasning for vandløb så som forsinkelse af høje afstrømninger og opretholdelse af kritiske minimumsvandføringer om sommeren. Der er særligt behov for at udvikle metoder til at estimere effekter af at etablere vådområder/lavbundsprojekter, da effekten vil være afgørende for placering i sted og tid. Der har i projektet været fokus på at udnytte den tidlige dynamik i de hydrologiske modeller samt integrere overfladevand og grundvand.

Formål

Formålet med projektet er at bidrage til en forbedret forståelse for de hydrologiske aspekter, der gør sig gældende for områder, der er egnede til vådlægning af kulstofrige jorde. Især gælder det mulige effekter af vådlægning på vandføring i vandløb under ekstreme hændelser (både ved høje og lave vandføringer). Desuden vil det bidrage til et forbedret datagrundlag og bedre metoder til at analysere effekten af vådområder på afstrømningen.

Det er målet, at resultaterne af projektet skal understøtte kortlægning af egnede arealer til naturbaserede tiltag (såsom vandparkering, genslyngning, vådområder, våde enge mv.) langs vandløb og i ådale på de kulstofrige jorder i et vandløbsopland, med henblik på at indarbejde dette i en digital løsning. Egnede arealer til de naturbaserede tiltag er her fokuse-

ret på, hvor de potentielt kan modvirke negative effekter af klimaændringer på vandløbsafstrømning. Sådanne negative ændringer vil typisk være højere ekstremvandføringer i vinterhalvåret og lavere sommervandføringer.

Projektet fokuserer på effekter på *vandføring* i vandløb – og ikke, for eksempel, vandstande i vandløb. Grunden til dette er, at vandføringen er den størrelse, der er direkte linket til og påvirket af den omgivende hydrologi. Og vandføringen er også den størrelse, som forplantes langs vandløbssystemet. Vandstanden, til gengæld, er afhængig af lokale forhold i vandløbet, og kan også påvirkes meget temporært og lokalt (fx ved grødeskæring, ændring af tværsnit etc.).

Rapporten består af tre hovedanalyser:

- (i) Et litteraturstudie, som afklarer den nuværende viden om effekter af vandløbsrestaurerings- og vådlægningsprojekter på afstrømningen, baseret på danske og internationale studier

Samt en analyse af historiske danske vandløbsrestaureringsprojekter

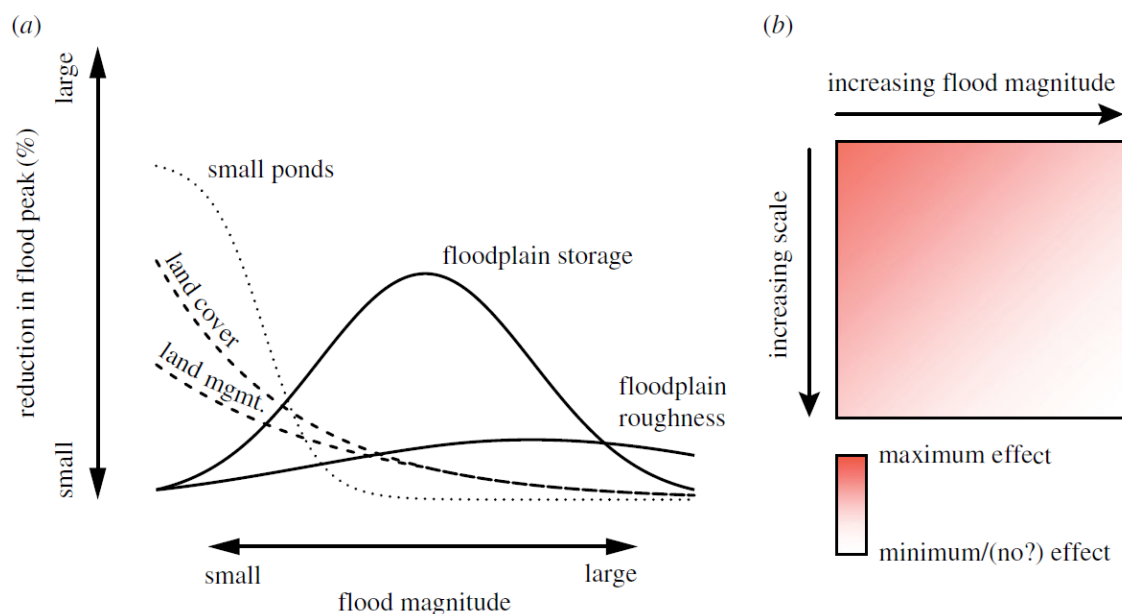
- (ii) baseret på observerede vandføringstidsserier,
- (iii) Baseret på simuleringresultater fra detaljerede hydrologiske modeller, med en implementering af vandløbsrestaurering og vådlægning

Der kan ikke på baggrund af projektet produceres et nationalt kortmateriale for kvantificering af klimatilpasningseffekter eller for udpegning af egnede lokaliteter til udtagning med henblik på klimatilpasning. Projektet skal ses som et forskningsprojekt, som skal tilvejebringe viden og etablere en række principper for en sådan udtagning. Med afsæt i de gennemførte analyser vil projektet levere et nationalt GIS tema, som kan indgå som et element i udpegningen af oplande, hvor der er potentiale for en klimatilpasningsgevinst for vandføring i vandløb ved vådlægning.

Review af eksisterende litteratur

Som indledende arbejde blev der gennemført et studie af den eksisterende litteratur omkring effekten af vandløbsrestaurering og vådlægning på afstrømning, både fra danske og internationale eksempler – se oversigten i Tabel 1.

Hovedparten af den eksisterende litteratur beskriver en række case-studier fra UK (fx Acreman and Holden, 2013; Dadson et al., 2017; Forbes et al., 2015). Det skal det pointeres, at hovedformålet med en stor del af både de internationale og danske vådlægningsprojekter ikke er en beskyttelse mod oversvømmelser, men i højere grad handler om at fremme biodiversiteten (fx Kristensen et al., 2014a, Kristensen et al., 2014b samt mange af eksemplerne fra UK), retention af næringsstoffer (fx Kronvang et al., 2016; Hoffmann and Baattrup-Pedersen, 2007), eller i de senere år en reduktion af drivhusgasemissioner. Dog har de fleste restaureringsprojekter, uanset deres hovedformål, også en effekt på afstrømningen, og der findes en række projekter som har beskyttelse mod oversvømmelser som hovedformål (natural flood management, NFM), ud fra hypotesen at – forsimpelt udtrykt – vådområder opererer som en "svamp", der kan tilbageholde vand. Undersøgelserne af effekten af vådområder (eller deres restaurering) på høje vandføringer viser dog ikke altid store effekter, eller effekter som peger entydigt i én retning, hvilket er illustreret i Figur 1: De største positive effekter (dvs. reduktion af høje vandføringer) kan forventes ved projekter der indebærer en forstørrelse af det for vandmasserne tilgængelige oversvømmelsesområde. Vådlægning af lavbundsarealer og vådområder giver mindre entydige effekter. Generelt aftager effekten ved større oversvømmelseshændelser og i større oplande.



Figur 1. Fra Dadson et al., 2017: Skema over relative effekter af NFM tiltag på høje vandføringer. Panel a) viser effekterne af enkelte tiltag, mens panel b) viser kombinerede effekter af NFM tiltag. Det engelske term Flood magnitude og flood peak refererer til høje vandføringer, ikke nødvendigvis til oversvømmelser.

Tabel 1. Oversigt over eksisterende litteratur (udvalg)

reference	område	type / forklaring
Studier med danske cases		
Poulsen et al. (2014)	Odense Å	Undersøgelse af vandløbsrestaurering af en strækning af Odense Å på sedimentering (fosfor) med 2D hydrodynamiske modeller
Kronvang et al. (2016)	Odense Å	Undersøgelse af effekten ved vådlægning på fosforemissioner baseret på observationsdata
Odgaard et al. (2017)	Danmark	Anbefalinger for arealer til reetablering af tidligere vådområder baseret på ecosystem indicators
Kristensen et al. (2014a)	Skjern Å	Undersøgelse af effekter af vandløbsrestaurering på hydromorphologi
Pedersen et al. (1998)	Brede Å	Observationsbaseret analyse af effekter af genslyngning på vand- og næringsstofbalancer
Hoffmann and Baattrup-Pedersen (2007)	Danmark	Review af effekter af reetablering af vådområder på nitratretention som del af Vandmiljøplan II
Studier med internationale cases		
Liu et al. (2022)	Tyskland	Undersøgelse af effekten af vådlægning af tørvejerde på deres vandlagringskapacitet
Spyrou et al. (2022)	Grækenland	Undersøgelse af effekten af et oversvømmelsesmagasin i sammenhæng med oversvømmelser i et specifikt vandløb
Holden et al. (2011)	UK	Sammenligning af dynamikker af grundvandsstanden i naturlige, drænedede, og reetablerede vådområder (tørvejerde)
Goudarzi et al. (2021)	UK	Modelundersøgelse af effekten af restaurering af tørvejerde på peak-vandføringer
Shuttleworth et al. (2019)	UK	Undersøgelse af effekten af restaurering af tørvejerde på peak-vandføringer baseret på observationsdata
Ahmad et al. (2020)	Tyskland	Undersøgelse af reetablering af tørvejerde på grundvandsdynamikken
Metcalfe et al. (2018)	UK	Metode med simple modeller til at simulere effekten af NFM tiltag på vandføringer
Forbes et al. (2015)	UK	Håndbog af den skotske EPA omkring NFM
Tang et al. (2020)	USA (Texas)	Modelstudie til undersøgelse af effekten af placering af vådområder i oplandet på høje vandføringer
Nutt and Perfect (2011)	UK	Undersøgelse af effekterne af placering af NFM i et opland med hjælp af hydrologiske modeller
Javaheri and Babbar-Sebens (2014)	USA (Indiana)	Undersøgelse af reducere af peak flow gennem vådområder ved hjælp af hydrologiske modeller

Ameli and Creed (2019)	Kanada	Modelleringsstudie af effekten af fernelse af vådområder på både høje og lave vandføringer
Wu et al. (2020)	China (nordøst)	Modelleringsstudie af hydrologiske effekter af vådområder på oplandsskala
Walters and Babbar-Sebens (2016)	USA (Midwest)	Modelleringsstudie af effekten af etablering af vådområder på flood peaks i sammenhæng med klimatilpasning
Fossey and Rousseau (2016)	Kanada	Modelleringsstudie og værktøjskasse til evalueringen af effekten af vådområder på forskellige hydrologiske tilstande

Review studier

Acreman and Bullock (2003)		Systematisk review af effekten af vådområder på hele det hydrologiske kredsløb
Acreman and Holden (2013)		Review af effekten af vådområder på høje vandføringer
Dadson et al. (2017)	UK	Review af NFM tiltag i UK

Denne konklusion om effekterne af vådområder på høje vandføringer er også bekræftet i et andet stort review (Acreman and Bullock, 2003): En overvægt af studierne, som undersøgte effekterne af vådområder på *mindre* flood peaks (hændelser med moderat høj vandføring), viser en dæmpende effekt af vådområder – selvom der også findes eksempler, hvor vådområder bidrager til en forøgelse af flood peaks (hændelser med høj vandføring). Studierne af effekterne på *større* flood peaks (hændelser med meget høj vandføring) viser til gengæld ikke en entydig tendens. Den reducerende effekt på flood peaks er størst for flodslette-vådområder.

Dog findes der også studier, som viser den modsatte tendens – nemlig at vådområder forøger flood peaks. Wu et al. (2020) sammenfatter mulige årsager: For det første kan vådområder bidrage til højere flood peaks hvis de er fuldstændig mættede (Burt, 1994) (i vintermånederne), sammenlignet med bufferkapaciteten af kun delvist mættede (afdrænedede) områder. Nogle jordtyper i vådområder er også kendetegnet ved mange makroporer, som kan øge hastigheden af afstrømningsgenereringen (Jones, 2010). Desuden kan det, på større skala med flere vådområder opstrøms, også forekomme at effekterne af de enkelte vådområder ikke er synkron og dermed bidrager på en modsat måde i hovedvandløbet (Nutt and Perfect, 2011; Acreman and Holden, 2013).

Reviewet af Acreman and Bullock (2003) forsøger at sammenfatte effekterne af vådområder på hele det hydrologiske kredsløb. Dets fokus ligger på studier fra Nordamerika, dog forsøger de at sammenfatte viden fra hele verden. Desuden inddeler de vådområderne i seks typer (generelt, flodslette, vådområder i forbindelse med grundvandet med og uden forbindelse til vandløb, vådområder uden forbindelse med grundvandet med og uden forbindelse til vandløb), som tillader at fokusere på relevante typer i dansk sammenhæng – som er typisk vådområder som står i forbindelse med grundvand, og i mindre omfang vådområder i flodsletter. Her bliver effekterne af vådområder på de lave vandføringer også belyst, og en større del af studierne viser faktisk at vådområder nedsætter vandføringen i vandløb i tørre perio-

der. Denne effekt kan muligvis forklares med, at vådområder hyppigst forøger fordampningen. På en lignende måde kunne dette review ikke vise en entydig effekt af vådområder på nedsivningen til grundvandet.

Overordnet gælder en af hovedkonklusionerne fra Acreman and Bullock (2003) nok stadig i dag, nemlig at man hyppigt bliver mødt af generaliserende og forsimplende udsagn om effekterne af vådområder på vandets kredsløb – som at vådområder forsinker flood peaks. Disse generelle udsagn kan dog godt være forkerte pga. af den enorme diversitet af processer og tilstande som styrer vådområdernes hydrologi; dvs. at en konkret, detaljeret vurdering er anbefalet.

Data og metoder

For at opbygge viden om effekter af vandløbsrestaurerings- og vådlægningsprojekter på afstrømningsmønstre i Danmark, blev der gennemført en undersøgelse af forskellige historiske restaureringsprojekter.

Udvælgelsen af case-områderne er beskrevet i det næste underafsnit. Selve undersøgelsen skulle afklare, om de forskellige vandløbsrestaureringsprojekter har en effekt på vandløbsafstrømningen. Analysen gennemføres baseret primært på en sammenligning af observerede vandføringsdata før og efter indgrebet, og en implementering af ændringerne i en fin-skala integreret grundvands-overfladevands-model med en analyse af de simulerede effekter af vådlægningen. Metoderne samt de relaterede afstrømningsdata og modelopsætninger er beskrevet nærmere i de følgende afsnit.

Udvælgelse af case-områder

Udvalget er baseret på listen over afsluttede projekter i Danmark (Hansen, 1996; Madsen et al., 2006), hvor vores fokus var:

- (i) at restaureringen skete midt i perioden 1990 – 2020 (for at kunne dække en år-række før og efter restaureringen) som er dækket af DK-modellens simuleringer, hvor der findes kontinuerlige klimadata, og hvor der findes flest vandføringsobservationer;
- (ii) at restaureringen har en størrelse, som forventelig kan forårsage en effekt, som ligeledes kan repræsenteres i en hydrologisk model på oplandsskala;
- (iii) at der findes et tilstrækkeligt antal afstrømningsdata i de berørte vandløb både før og efter restaureringen

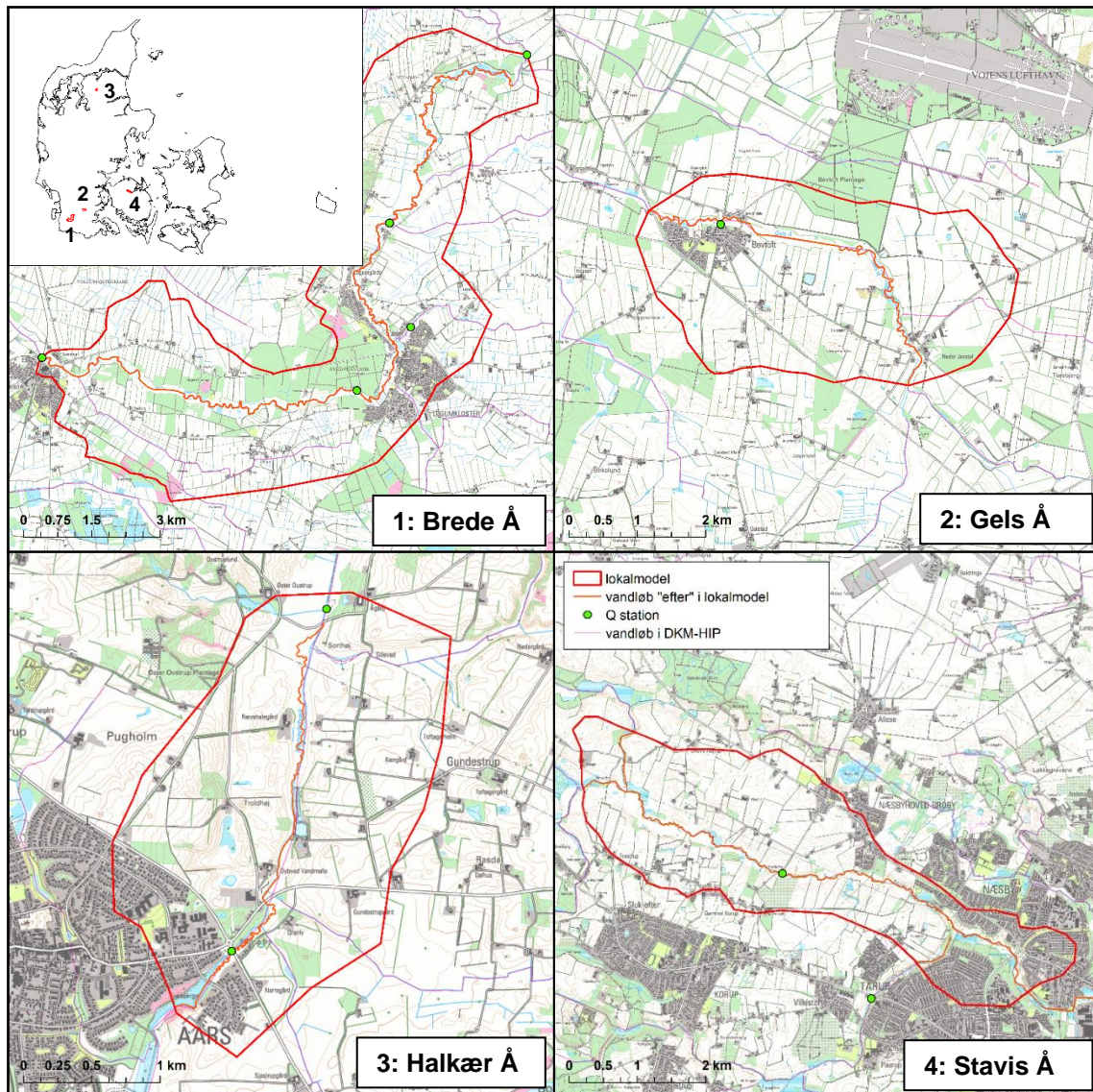
Især (iii) reducerede antallet af mulige områder – for mange områder mangler der langvarige tidsserier af observeret vandføring, som ligger tæt nok nedstrøms for det restaurerede område og dækker både perioden før og efter indgrebet. Dette er på trods af, at vi evaluerede data fra de omkring 600 vandføringsstationer på tværs af Danmark, som står til rådighed via Fagdatacenter for ferskvand, Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, som en del af også bliver brugt i evalueringen af DK-modellen (Stisen et al., 2019).

Tabel 2 og Figur 2 giver et overblik over de historiske danske cases, som blev vurderet velegnet iflg. Punkt (i) til (iii) og vi endte med at undersøge nærmere som beskrives i resten af rapporten. Det er to projekter i Sønderjylland: Genslyngningen og reetableringen af vådområder langs Brede Å opstrøms af Bredebro, gennemført i flere etaper i 1990'erne. Det andet projekt er genslyngningen af en kortere strækning af Gels Å opstrøms for Bevtoft gennemført i 2004 (dog ikke den del af Gels Å i Bevtoft, som allerede blev genslynget i 1989). Desuden et projekt i Nordjylland: Genslyngning og reetablering af vådområder i Halkær Å lige nedstrøms Aars by gennemført i 1999 og 2004. Det sidste projekt er vådområdeprojektet langs Stavis Å på Fyn gennemført i årene 2011 til 2012. Disse områder kan alle betegnes som projekter på et hovedvandløb, hvor projektområdet har udgjort en lille fraktion af det samlede vandløbsopland, og analyserne af klimatilpasningseffekter skal derfor ses i denne kontekst.

Table 2. *Overview of the four selected historical watercourse restoration projects / case-areas. The length is along the valley (i.e. not the full, meandering reach). The area is the total catchment area at the outlet after the restored reach.*

Navn	Type	år	længde	areal	referencer
Brede Å	genslyngning, vådområde	1991, 1994 – 1996, 1999	~20 km	290 km ²	Hansen (1996), Hansen (1999), Pedersen et al. (1998)
Gels Å	genslyngning	2004	2,5 km	110 km ²	Hoffmann et al. (2006)
Halkær Å	genslyngning, fjernelse af dræn	1999, 2004	3,5 km	42 km ²	Madsen et al. (2006)
Stavis Å	genslyngning, vådområde, fjernelse af dræn	2011 – 2012	7,6 km	171 km ²	Stavids Å Vådområdeprojekt - Realisering (2023)

Udover de fire endelige case-områder, blev flere områder og restaureringsprojekter undersøgt. Her kan for eksempel nævnes projekterne langs Odense Å (2003) og Krogbæk på Sydøstsjælland (1998, 2001) (Madsen et al., 2006), som ikke blev undersøgt nærmere pga. af begrænset udstrækning. Varde Å (1999 – 2000, 2010) (Ribe Amt, 2005) blev ikke undersøgt nærmere, fordi hydrologien er påvirket yderligere af menneskelig indgriben, f.eks. er fordelingen af vandføringen mellem Varde Å og den parallelle kanal, der fører fra udmundning af Ansager Å til Karlsgårde Sø varierende og uklar. For flere andre projekter mangler tilstrækkelige observationer af vandføringen før og efter restaureringen.



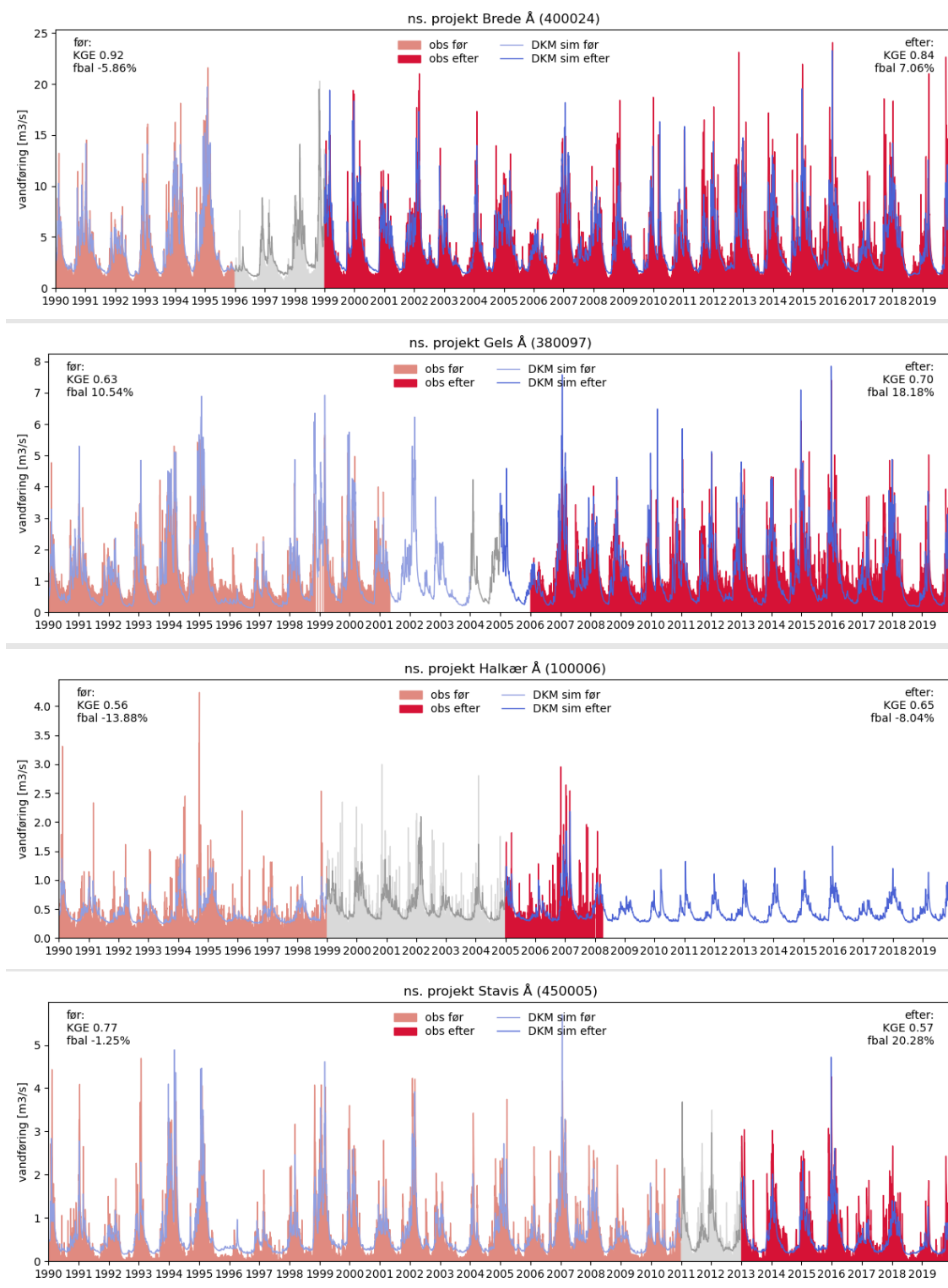
Figur 2. Oversigt over de fire udvalgte case-områder.

Analysér på historiske vandføringsdata

Vandføringsdata fra de fire case-områder er analyseret med henblik på at kvantificere en effekt af vandløbsrestaurering og vådlægning. Der er anvendt tidsserier af observeret vandføring nedstrøms for de påvirkede områder for perioden før og efter projekterne, se i Figur 3. For detaljer af stationernes placering, se Figur 5 til Figur 8. Bemærk, at der mangler en vandføringsstation *nedstrøms* af den restaurerede strækning i Stavis Å; derfor var vi nødt til at bruge en station som ligger *midt* i den berørte strækning.

Simple analyser af vandføringsstatistikken (såsom en sammenligning af den gennemsnitlige vandføring eller forskellige vandføringskvantiler) før og efter kan ikke påvise en effekt, medmindre den er meget betydelig. Typisk ville klimavariationen fra år til år og mellem perioder være det dominerende signal, fx en forskel mellem meget tørre år omkring 1995 til 1997 og normale år eller våde år som 2015/2016. Desuden bliver analyser af vandføringsobservationer hen over en lang årrække vanskeliggjort af måleusikkerheder: Typisk har man ikke kontinuerte direkte målinger af vandføringer til rådighed, men afleder dem fra kontinuerte målinger af vandstanden i vandløbet, som er nemmere at monitere. Vandstande bliver så overført til vandføringer via q-h-forhold / rating curves. Selve rating curves bliver typisk opdateret med et eller flere års mellemrum, baseret på få simultanmålinger af både vandføring og vandstand. Et godt overblik over detaljerne i vandføringsobservationer – og de relaterede usikkerheder – i en dansk kontekst er givet af Poulsen (2013). Den nuværende praksis for mange stationer i Danmark er beskrevet i rapporten af Miljøstyrelsen (2022), afsnit 5.3. Desuden er der på de fleste danske målestationer foretaget ændringer i måleudstyret for vandføringsmålinger over årene.

Der er derfor behov for andre analysemetoder for at evaluere, om vandføringerne er påvirket af vandløbsrestaureringen. Her valgte vi at bruge "*Innovative Trend Analysis*" (ITA) metoden (Şen, 2012). Dette er en relativ simpel metode til at identificere trends i hydro-meteorologiske tidsserier. Princippet her er, at man deler en tidsserie op i to, fx i perioden før og efter vandløbsrestaureringen. Så sorterer man dem fra den mindste til den største vandføring, og endelig plotter man dem mod hinanden i et scatter plot. Dvs. man plotter den mindste vandføring i perioden før på x-aksen versus den mindste vandføring i perioden efter på y-aksen, så den næstmindste i hver periode, op til den største vandføring. (hvis de to tidsserier ikke er af samme længde kræver det, at man resampler fordelingen af den længere tidsserie til den antal af observationer i den kortere tidsserie). Hvis karakteristikken af vandføringstidsserierne er identiske, vil punkterne følge den diagonale 1:1 linje. Vi valgte at modificere metoden for at gøre den mere generelt anvendeligt: Hvis man lader sig inspirere af et lignende koncept, såkaldte *quantile-quantile plots* (*q-q plots*), kan man også vise de samme plots i et tilfælde hvor tidsserierne i de to perioder ikke er af sammen længde -ved at mappe kvantilerne af de to tidsserier til hinanden.



Figur 3. Historiske vandføringstidsserier nedstrøms af de fire case-områder for perioden 1990 til 2019 (dækket af både DK-model simuleringer, DMI klimadata og de fleste vandføringsobservationerne). Observationerne før og efter vandløbsrestaureringen sammenlignet med modellede vandføringer fra DK-model HIP. Data fra selve restaureringsperioden (grå) bliver ikke brugt.

Opsætning af detailmodeller

Som illustreret ovenfor er der en række udfordringer med analyser baseret på historiske vandføringsobservationer, som relaterer sig til usikkerhederne forårsaget af klima variabilitet og kontinuitet i målinger.

Et muligt alternativ er derfor en tilgang baseret på hydrologiske modelsimuleringer. Hydrologiske modeller kan simulere vandføringen under scenarier før og efter forskelle indgreb i det hydrologiske system, men under identiske klimaforhold og uden måleusikkerhed. Potentielt kan modellerne derved anvendes til at vurdere effekten af de forskellige tiltag på vandføringen ud af modelområdet. Samtidigt kan modellerne kalibreres og valideres mod historiske vandføringsdata for at underbygge deres troværdighed og kvantificere deres prædiktive evne. Svagheden ved modeltilgangen er, at det er meget vanskeligt at validere modellernes evne til specifikt at simulere effekten af forskellige tiltag, da denne netop er svær at observere. I det følgende forsøges det at gennemføre en række forbedringer til hydrologiske detailmodeller for de fire caseområder for at øge sandsynligheden for at de kan simulere en mulig effekt af vådlægning og genslyngning. På trods af disse forbedringer beror effektberegningerne på en antagelse om, at modellerne kan simulere effekten af de historiske projekter uden at dette kan valideres. Det er således en del af denne antagelse at den modelopsætning og parametrisering, som er anvendt, korrekt kan repræsentere de ændringer som vandløbsrestaureringsprojekterne har medført.

En mere detaljeret vejledning til nogen af de tekniske aspekter omkring opsætningen af detailmodellerne findes i Appendiks 2.

DK-model HIP som udgangspunkt

De nævnte fire case-områder med historiske vandløbsrestaureringsprojekter blev sat op som distribuerede, integrerede grundvands-overfladevands-modeller (Figur 2). Modelopsætningen for de fire case-områder tager udgangspunkt i DK-model HIP i 100 m versionen, dvs. versionen med fokus på afstrømningen og terrænnært grundvand¹ (Henriksen et al., 2020b, a). Dette betyder, at modellerne er sat op i MIKE SHE, som beskriver grundvandsstrømningen i 3D, koblet til overfladestrømning i 2D og processer gennem rodzonen og fordampning beskrevet i 1D. 1D strømningen i vandløb er repræsenteret i MIKE HYDRO River (DHI, 2020b, a), og MIKE SHE og MIKE HYDRO River modellerne er koblet til hinanden for at beskrive udvekslingen mellem vandløb, vand i undergrunden og på overfladen. For at opnå en mere troværdig modellering af vandløbsrestaureringens effekter, er de opsatte detailmodeller modificeret yderligere fra DK-modellens udgangspunkt – som beskrevet i de næste afsnit.

Modellerne er kørt med daglige tidsskridt, med input lige som i DK-modellen beskrevet af Henriksen et al. (2020a) og Stisen et al. (2019): Klimadata for nedbør, potentiel fordampning og temperatur er daglige griddata fra DMI (Scharling, 1999b, a) med korrigeret nedbør

¹ Diverse resultater fra DK-model HIP er udstillet i HIP dataportalen, og kan frit downloades derfra: <https://hip.dataforsyningen.dk/>

(Stisen et al., 2012). Desuden er effekter af grundvandsindvinding, spildevandsudledning, markvanding og dræn beskrevet.

I forhold til DK-model HIP, som har en horisontal opløsning af 100 m, blev detailmodellerne sat op med en horisontal opløsning på 20 m. Dette betyder, at det var nødvendigt at forfine flere af modellens input fra 100 m til 20 m.

For at tillade at modellerne kører i den høje opløsning og alligevel at holde beregningstiden håndterbart dækker modeloplandene kun de områder, der er berørte af vandløbsrestaurationen – selve modelområder er markeret med rød i Figur 2.

Desuden blev performance af DK-modellen indenfor case-områderne vurderet som god, baseret på Kling-Gupta efficiency (KGE) og vandbalancefejl (se Figur 3). KGE er en metric for afstrømningsperformance, som vurderer tidlige korrelation, variabilitet og bias mellem simuleret og observeret vandføring (Gupta et al., 2009). Vandbalancefejlen (fbal) omtaler udelukkende den overordnede bias mellem observeret og simuleret vandføring, og er i Figur 3 givet som obs – sim, dvs. en positiv fejl indikerer en underestimering af vandføringen i modellen relativ til observationerne.

Randbetingelser

For at holde modellernes størrelse – og dermed beregningstid – så lav som muligt, valgte vi at bruge modelgrænser som ikke følger naturlige oplande. Dette medfører dog, at der er behov for randbetingelser langs modellens grænser.

For grundvandsstande valgte vi at bruge dynamiske trykniveauer i alle vandførende lag (alle sand- og kalklag) fra DK-model HIP som randbetingelser.

Særlig fokus i de foreliggende modeller ligger på vandføringen i vandløb. Pga. manglende observationsdata i alle opstrøms-punkter samt tilløb var det nødvendigt at bruge simulerede vandføringer som opstrøms vandløbsrandbetingelse. Til dette kunne man også have brugt resultater fra DK-model HIP lige som til grundvandsstande. Dog er der her anvendt fra en maskinlæringsmodel (long-short-term memory; LSTM) i stedet for (Koch and Schneider, 2022), fordi den performer lidt bedre end DK-modellen, når det udelukkende gælder tidsserier af vandføring – og vi vurderer, at det er vigtigt at køre modellerne med en vandføring, der er så tæt på virkeligheden som muligt.

Forfinelse af relevante input

Relevante input data burde forfines, når modellens opløsning øges. De følgende inputs blev forfinet fra den oprindelige opløsning af 100 m:

- topografi
- parametrisering af de befæstede arealer, baseret på kort over befæstelsesgrad fra SDFE

- parametrisering af drændybde og dræntidskonstanten baseret på BASEMAP land use kort (Levin et al., 2012), som beskrevet i Schneider et al., 2022
- den hydrogeologiske model bag DK-modellen er baseret på FOHM, den Fælles Offentlig Hydrologiske Model (FOHM - Fælles offentlig hydrologisk model, 2020). For at undgå artefakter i modelopsætningen i den finere opløsning af 20 m, blev dens laggrænser interpoleret til at følge 20 m topografien.

Udover de ovenfor nævnte tilpasninger af raster input, blev der også foretaget tilpasninger af vandløbsnetværket i MIKE HYDRO River: Vandløbsnetværket er baseret på DK-model HIP. Dog blev placeringen af vandløb forfinet, så de nu følger de reelle vandløbsforløb endnu mere præcist. Desuden blev enkelte, mindre vandløb tilføjet for at undgå problemer med afdræning af overfladevand, som opstår ved overgang til 20 m gridopløsning. Dette var nødvendigt fordi DK-model HIP mangler de mindste vandløb, og er begrænset af en grovere opløsning.

Hydrodynamisk løsning for vandløb

Som standard afvikles simulering af vandføring i vandløb i DK-modellen med MIKE HYDRO River's "simple routing løsning" uden transformation af hydrografen (DHI, 2020a, p.80 ff.). Dette er, i det mindste for de fleste vandløb under danske forhold, tilstrækkeligt for at simulere en god vandføringsdynamik samt en rimelig tilnærmelse af de relaterede vandstande i vandløb som er styrende for lækagen af vand mellem vandløb og grundvandet. For detailstudier med fokus på dynamikken af vandføring og vandstand i vandløb skal der imidlertid anvendes en mere realistisk numerisk beskrivelse af strømningen i vandløb – den fulde hydrodynamiske beskrivelse af vandets strømning (DHI, 2020a, p.61, 74) – som også gjort i dette projekt.

For at udnytte de mere realistiske forhold mellem vandføring og vandstand skal der også tages højde for tilfælde, hvor vandløbet oversvømmer dele af landskabet udenfor det egentlige vandløb typisk defineret med tværsnit. Dette kan aktiveres i MIKE HYDRO / MIKE SHE ved at tillade såkaldt "overbank spilling" (DHI, 2020b, p.553). Fordi denne option potentielt medfører store mængder vand på overfladen af MIKE SHE modellen, anbefales det at bruge den mere stabile "explicit OL solver" option i MIKE SHE (DHI, 2020b, p.478), som også blev gjort i vores detailmodeller.

Den hydrodynamiske løsning kræver dog et meget kortere beregningstidsskridt (typisk i omegn af få minutter), som sammen med den anvendte numeriske løser medfører en meget højre beregningstid, og en omhyggelig tilpasning af vandløb og tværsnit pga. af dens sensitivitet overfor numerisk ustabilitet. En simulering af forskellige hydrologiske strukturer (som overløb, sluser etc.) er muligt med den hydrodynamiske løsning (DHI, 2020a, p.99 ff.).

Implementering af ændringer gennem vandløbsrestaureringen

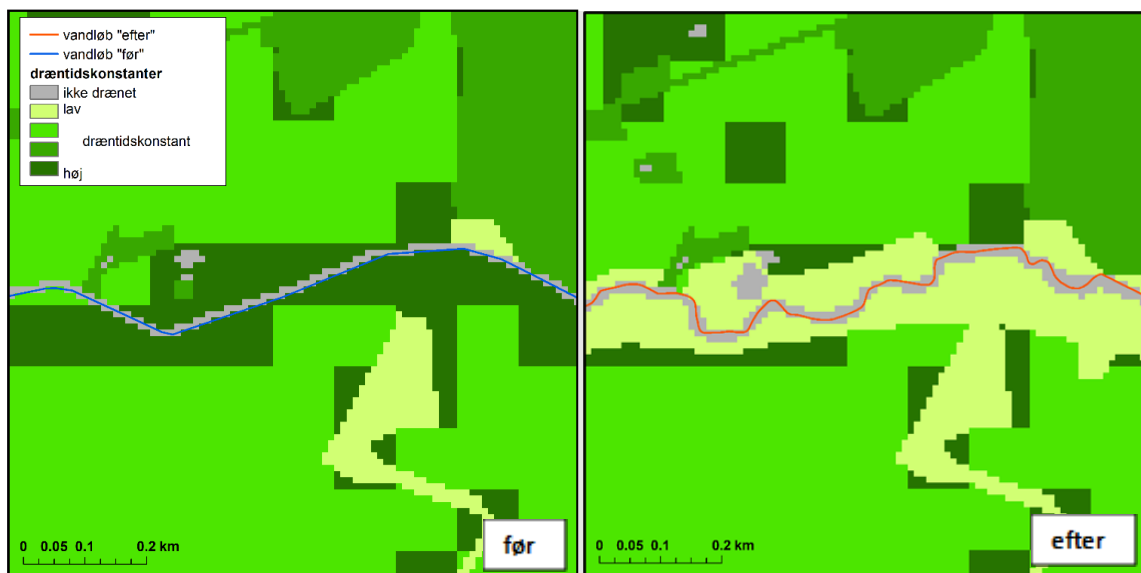
Alle modeller er kørt i to versioner – én version, som repræsenterer forholdene inden vandløbsrestaureringen ("før"), og én version, som repræsenterer forholdene efter udførelsen af vandløbsrestaureringen ("efter").

De mest relevante indflydelser af vandløbsrestaureringerne på hydrologien i case-områderne, som indebærer en genopretning af vådområder samt en genslyngning af vandløb, er forbundet med:

- (i) ændrede drænforhold i de ånære arealer;
- (ii) ændrede vandløbsforløb samt tværsnit;
- (iii) effekten af ændrede vandløbsforløb (højere slyngningsgrad) på den effektive ruhed af vandløbet

De ændrede drænforhold (i) er blevet implementeret via en ændret drænparametrisering, som er distribueret efter syv klasser af arealanvendelse, som antagelsesvis oplever forskellige drænforhold: Overfladevand, vådområder, naturområder, skov, bebyggede arealer, landbrug på lerede jorde, landbrug på sandede jorde; beskrevet nærmere i Schneider et al. (2022a). Baseret på analyser af historiske ortofotos blev nogle af de ånære områder flyttet til en anden land use class (fx blev det vurderet, at nogen områder blev overført fra landbrug til naturlige, udrænede enge). Se Figur 4 som eksempel på et udsnit af Stavis Å modellen, som viser de ændrede modelvandløb samt dræntidskonstanter.

De ændrede vandløbsforløb (ii) er blevet overført til modellernes vandløb. Begge situationer blev digitaliseret ved hjælp af en kombination af historiske topografiske kort og ortofotos.



Figur 4. Eksempel fra Stavis Å for forskellen mellem modelopsætningen "før" (til venstre) og "efter" (til højre): Ved vandløbsrestaureringen i årene 2011 – 2012 blev vandløbet genslyngnet, samt dele af ådalen udtaget af intensivt landbrug, som er afspejlet i modelparametriseringen med en lavere dræntidskonstant.

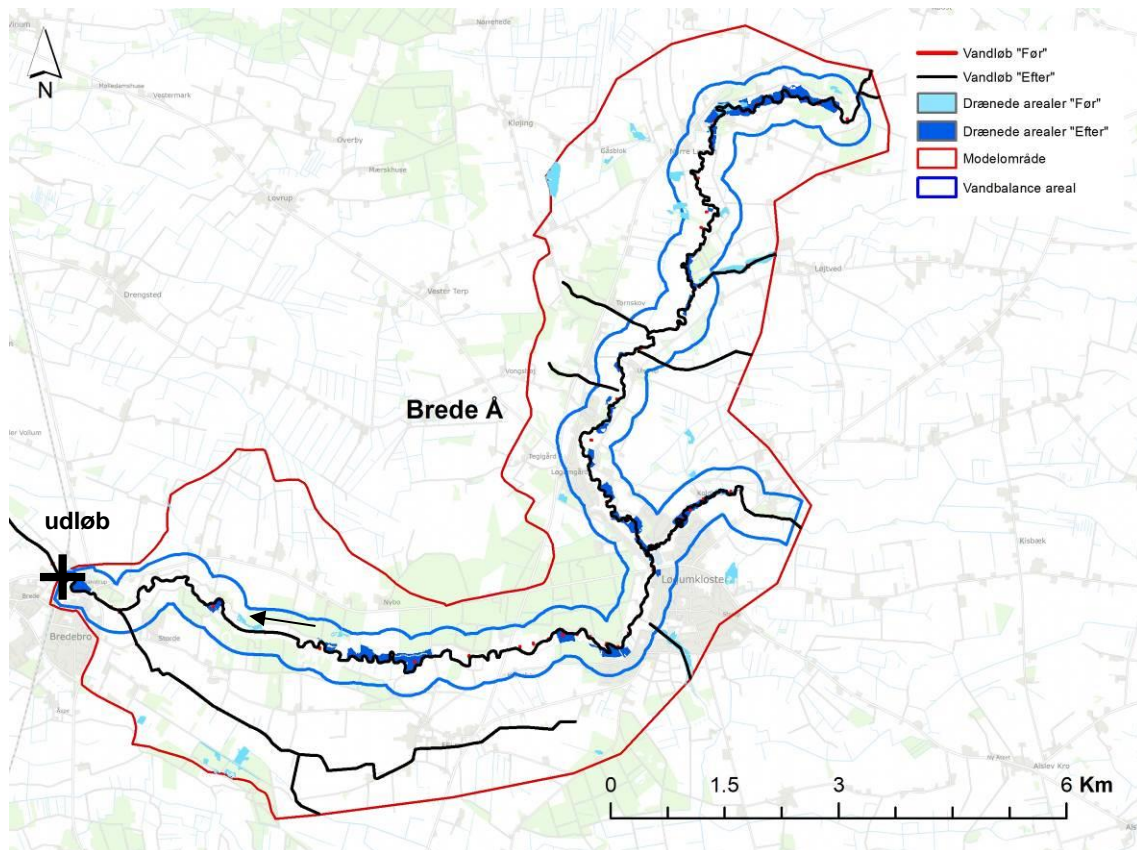
Ruheden af et vandløb er en vigtig parameter i hydrologiske og hydrauliske modeller, for at beskrive hastigheden af vandets transport og sammenhæng mellem vandføring og vandstand. Typisk bliver den udtrykt som Manningtallet. Den effektive ruhed og dermed Manningtal i et vandløb varierer for danske forhold typisk hen over året pga. af grødevækst (Ovesen et al., 2015). Denne variation er også implementeret i DK-model HIP (Henriksen et al., 2020a, afsnit 1.1.3) og dermed vores case-område modeller. Desuden viser litteraturen, at slyngningsgraden af et vandløb har en effekt på dens effektive ruhed (Chow, 1959, afsnit 5 - 7; Khatua et al., 2011): Simpelt sagt er den effektive ruhed højere, jo større slyngningsgraden er. Denne effekt kompenserer dels for den manglende evne af 1D hydrauliske modeller som MIKE HYDRO River til at repræsentere effekter i vandets strømning, der optræder i slyngninger. Slyngningsgraden, også kaldet sinuosity S , kan kvantificeres som forholdet mellem vandløbets (slyngede) længde til den direkte længde. Sinuosity har en minimumsværdi af 1, som indikerer et fuldstændigt lige vandløb, og jo større værdien er, jo mere slynget er vandløbet. S kan anvendes til en skalering af Manningtallet baseret på empiriske formler (James, 1994), og denne effekt (iii) er der også taget højde for i de her anvendte hydrodynamiske modeller via den såkaldte "Linearized Soil Conservation Service" metode

$$M' = \frac{M}{0.43 * S + 0.57} \quad \text{for } S < 1.7$$

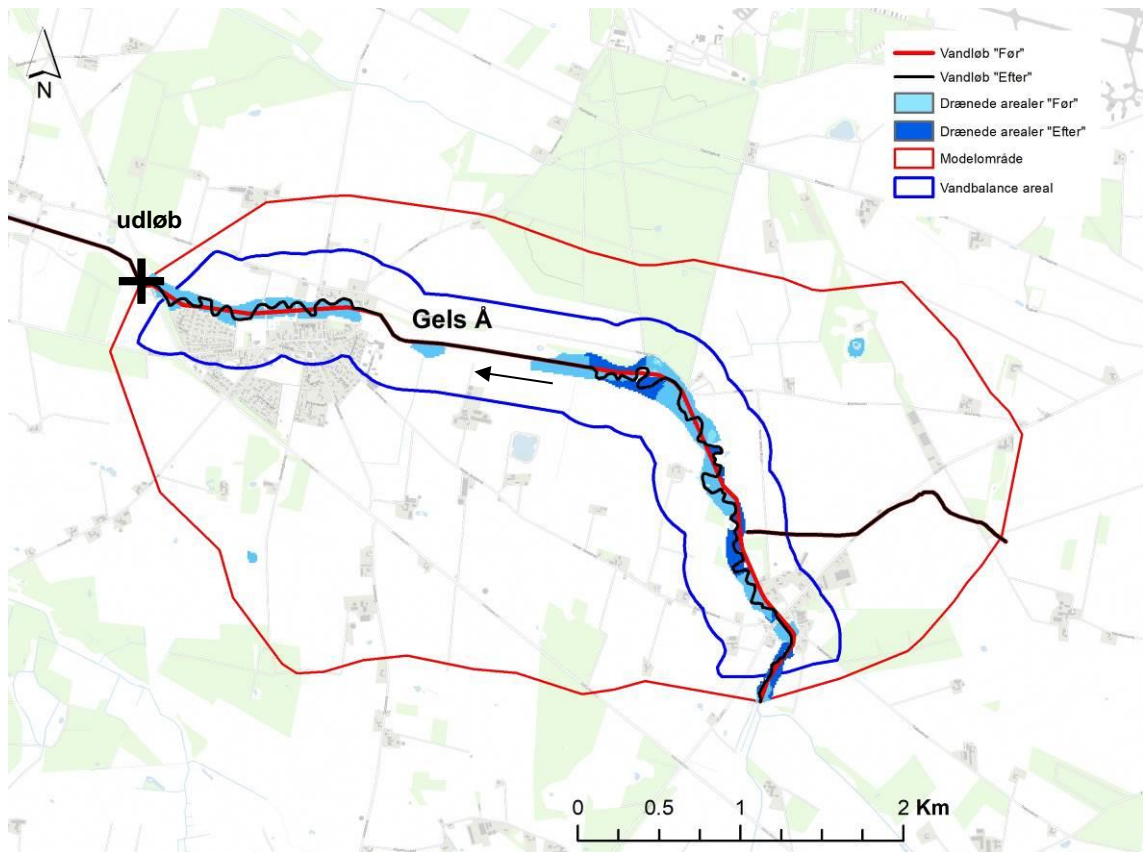
$$M' = \frac{M}{1.3} \quad \text{for } S \geq 1.7$$

hvor M og M' er det oprindelige og henholdsvis tilpassede Manning tal som bliver brugt i den hydrodynamiske model.

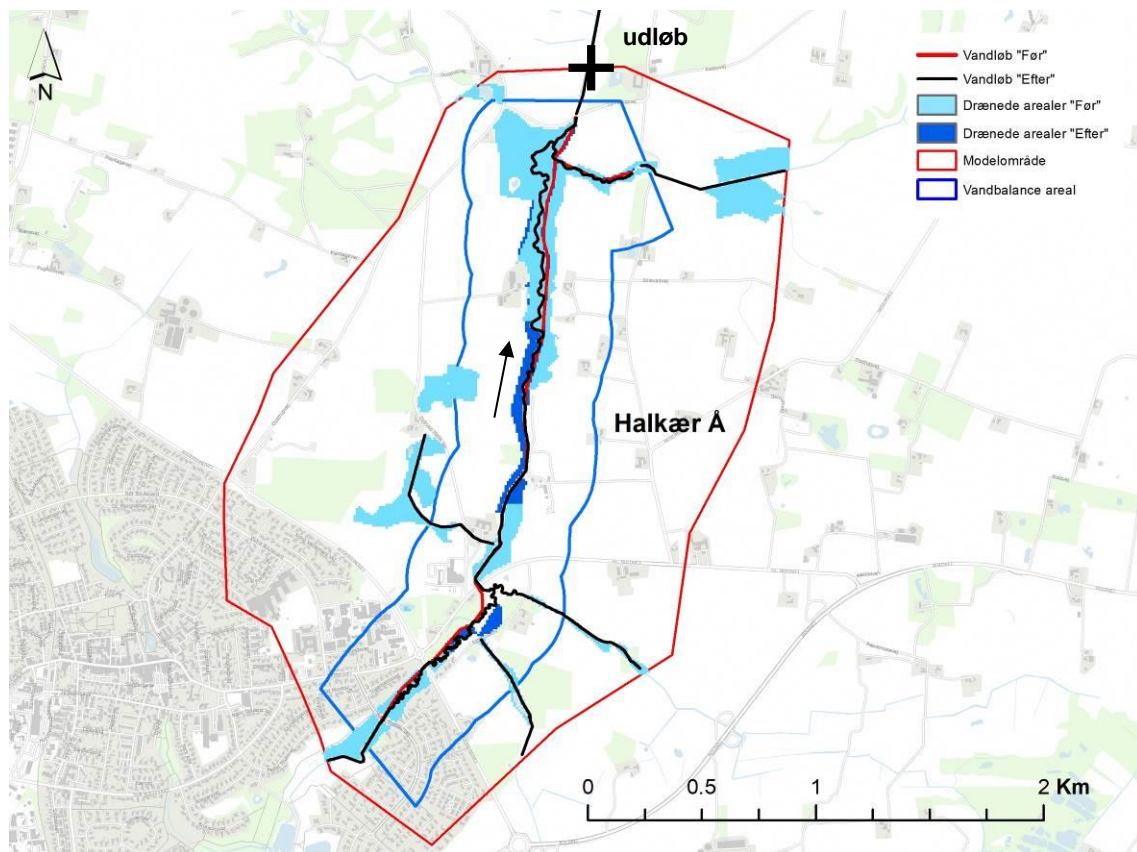
Figur 5 til Figur 8 viser et mere detaljeret overblik over de fire opstillede modeller, med vandløbsstrækningerne før og efter vandløbsrestaureringen og en indikation af de arealer, hvor dræn blev fjernet i modellen som del af restaureringen. Den røde polygon viser selve modellernes areal, og den blå polygon det areal, som blev brugt for at udtrække vandbalancer af de restaurerede arealer som vist i Figur 18. De tilsvarende arealer og vandløbslængder er desuden opgjort i Tabel 3.



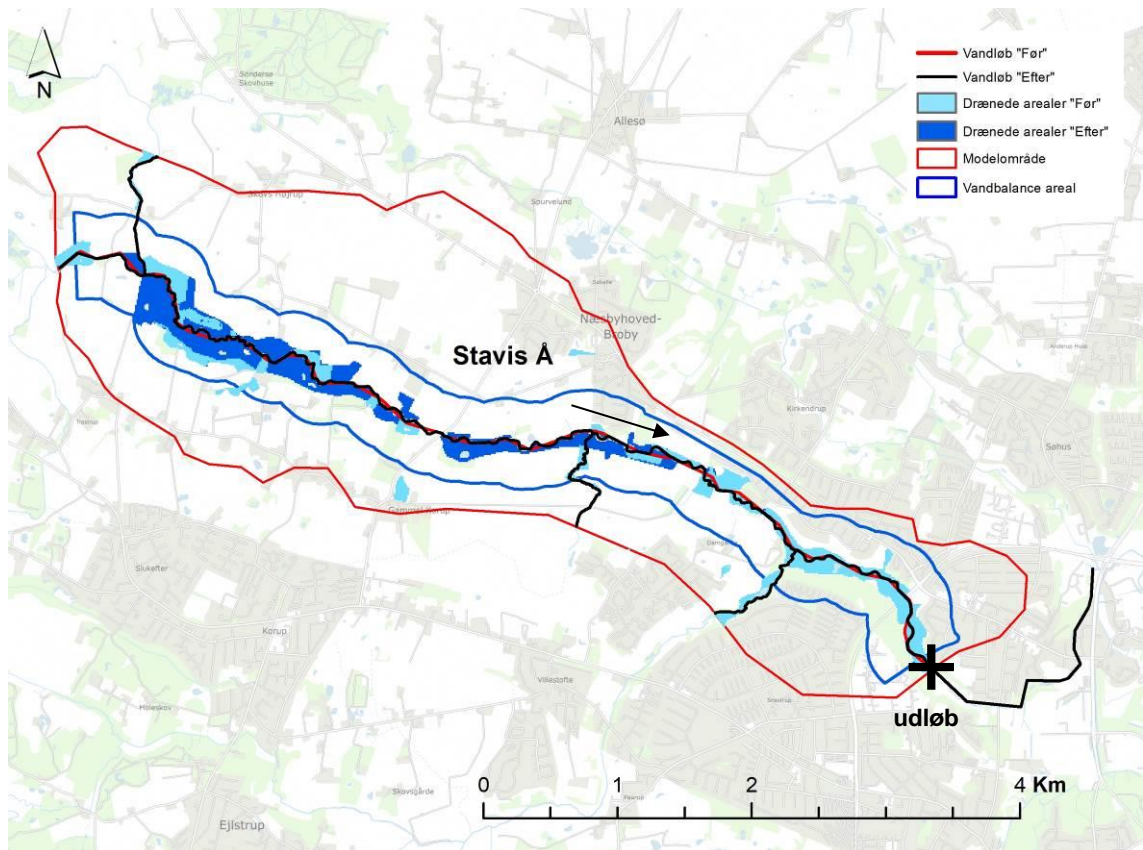
Figur 5. *Overblik over Brede Å fin-skala model. Forløbet af modellens vandløb i før- og efter-tilstanden er vist, samt arealerne, hvor dræn blev fjernet som del af modelimplementeringen af restaureringen.*



Figur 6. Overblik over **Gels Å** fin-skala model. Forløbet af modellens vandløb i før- og efter-tilstanden er vist, samt arealerne, hvor dræn blev fjernet som del af modelimplementeringen af restaureringen.



Figur 7. Overblik over **Halkær Å** fin-skala model. Forløbet af modellens vandløb i før- og efter-tilstanden er vist, samt arealerne, hvor dræn blev fjernet som del af modelimplementeringen af restaureringen.



Figur 8. Overblik over **Stavis Å** fin-skala model. Forløbet af modellens vandløb i før- og efter-tilstanden er vist, samt arealerne, hvor dræn blev fjernet som del af modelimplementeringen af restaureringen.

Tabel 3. Arealer og vandløbslængder i "før" og "efter" modelopsætninger. "WB model område" som er brugt til at beregne vandbalancer (Figur 18). Maks mulige våd natur areal refererer til lavbundsgrunde, ådale, vådområder og søer (*Fejl! Henvissningskilde ikke fundet.*)

op-land	areal, hele op-landet [ha]	maks mulige våd natur i op-landet [ha]	model-areal [ha]	WB model område [ha]	scenarie	vand-løbs-længde [km]	våd natur i modelområdet [ha]
Brede Å	30028	11227	4680	1358	før	20,5	64
					efter	28,3	139
Gels Å	10868	2876	1300	336	før	5,7	42
					efter	7,3	52
Hal-kær Å	3981	780	547	203	før	3,7	35
					efter	4,7	40
Stavis Å	13044	1716	1219	467	før	8,2	67
					efter	9,2	123

Numerisk stabilitet

For numeriske grundvandsmodeller betyder en forfinelse af den rumlige opløsning typisk også, at gradienterne af vandstande bliver større – hvilket skyldes at den finere opløsning af topografien medfører en bedre repræsentation af fin-skala variationer. Dette er hovedårsagen til, at grundvandsmodeller med finere opløsning har højere krav til numerisk stabilitet af den numeriske løser. Numerisk stabilitet er dog afgørende, især når man er interesseret i små ændringer af modellens reaktion på forskellige opsætninger som i vores tilfælde. Eller, med andre ord: Uden at man sikrer sig, at modellerne kører numerisk stabilt, er der risiko for at mulige forskelle forsvinder i numerisk støj. Dette punkt er noget som efter vores opfattelse hyppigt bliver overset i hydrologiske modeller.

I vores konkrete tilfælde undersøgte vi den numeriske stabilitet af vores opsatte modeller nøje, med en analyse af de simulerede tidsserier af både vandføring, grundvandsstande og afledte størrelser som udvekslingen mellem vandløb og den mættede zone. Vi var nødt til at reducere det største beregningstidsskridt i MIKE SHE modellen til 1 time (i DK-model bruger man ellers typisk 12 timer eller 24 timer). Desuden satte vi beregningstidsskridt i den hydrodynamiske model i MIKE HYDRO River til 20 sekunder. I MIKE HYDRO River findes der også en option, som burde tillade at modellen selv finder den optimale tidsskridtstørrelse og tilpasser den løbende under simuleringen. På lignende måde tilpasser MIKE SHE sine beregningstidsskridt løbende. Dog var det i vores detailmodeller ikke muligt at stole på denne automatiske tilpasning og det var nødvendigt at specificere de nævnte beregningstidsskridt manuelt.

Resultater

Analyse af historisk afstrømningsdata

Som nævnt ovenfor i afsnittet "Data og metoder", er det vanskeligt at evaluere om vandløbsrestaureringen har en effekt på afstrømningen via en direkte analyse af vandføringstidsserierne. Der er væsentligt at pointere at alle analyser af effekter på høje afstrømninger alene går på størrelsen af de hændelser som er observeret eller simuleret, ikke på frekvensen af høje hændelser. Frekvensen er domineret af nedbøren ikke af de hydrologiske forhold i og omkring vandløbene.

Modificeret ITA plot: Forklaring

Derfor anvendte vi ITA plots (Şen, 2012), med en modificering inspireret af quantile-quantile plots som forklaret i metodeafsnittet. Figur 9 viser resultaterne for udløbsstationerne af de fire case-områder. Her er vandføringerne vist som specifik vandføring i mm/d, for at muliggøre en sammenligning af data fra oplande med forskellige størrelser.

Den første plot for hver station i Figur 9 viser observerede (*rød*) og simulerede (*blå*) vandføringerne fra DK-model HIP, delt op i perioden før og efter selve vandløbsrestaureringen langs y-aksen og henholdsvis x-aksen. DK-model HIP *er ikke påvirket* af vandløbsrestaureringen, dvs. modellen kører med den samme, uændrede opsætning gennem hele perioden. Til gengæld burde observationerne afspejle de faktiske forhold, og ville kunne vise en effekt af vandløbsrestaureringen på vandføringen – hvis den findes. Hvis vandføringsstatistikkerne i perioden før og efter er identiske, ville de følge den stiplede diagonale 1:1 linje. Hvis, for eksempel, vandføringerne *i efter-perioden* (x-akse) er *større end i før-perioden* (y-akse), så ville punkterne blive plottet *under 1:1 linjen* (tættere på x-aksen). Omvendt, hvis vandføringerne i efter-perioden er lavere end i før-perioden, så ville de blive plottet over 1:1 linjen. Sammenligning af de observerede vandføringer med simulationerne gør det også muligt at udelukke klimatiske effekter i et vist omfang: Idéen er at, selv hvis observationerne viser en tendens i en vis retning (dvs. en afvigelse fra 1:1 linjen), så kan det alligevel blot skyldes en ændring i klimaet (nedbørsmængder og mønstre). Hvis dette er tilfældet, så burde simulationerne vise de samme mønstre. Hvor de to plots af observerede værdier og simulerede værdier afviger fra hinanden, kan det skyldes en effekt af ændret hydrologisk respons i oplandet, som blot er repræsenteret i observationsdata, dog ikke i modelsimulationerne med det uændrede DK-model HIP.

Den anden plot for hver station viser de samme data, men plottet de observerede data langs y-aksen versus simulationerne fra DK-model HIP langs x-aksen, separat for før-perioden (*lysegrå*) og efter-perioden (*mørkegrå*). Dvs. denne plot viser en sammenligning mellem de simulerede og observerede vandføringer; en generel bias mod for høje simulerede værdier ville for eksempel vise sig ved at punkterne ligger under 1:1 linjen (tættere på x-aksen).

Dvs. at ITA plots i Figur 9 viser vandføringsobservationer og simulerede værdier for hver af de fire case-områders før- og efter perioder, som også kendetegnet i Figur 3.

ITA plots: Sammenligning mellem observerede og simulerede vandføringer

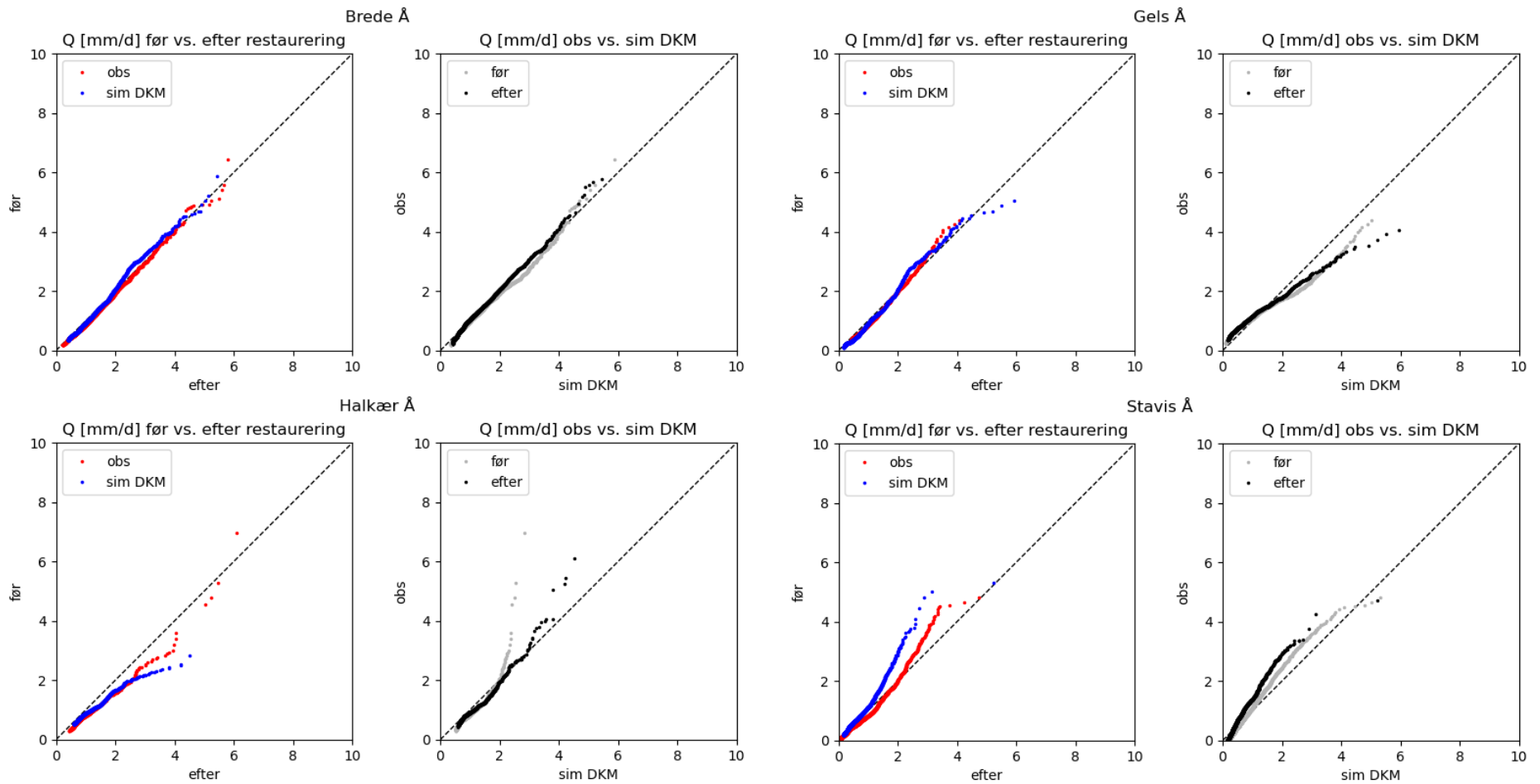
En analyse af ITA plots i Figur 9 viser ingen entydige tendenser.

For **Brede Å** ser vandføringsstørrelserne i både før-perioden og efter-perioden næsten identiske ud.

For **Gels Å** viser der sig en lille tendens til at vandføringsobservationerne (rød) i den høje ende over 3 til 4 mm/d er lidt større i før-perioden end i efter-perioden. Dvs. dette kunne tyde på en reduktion af vandføringen ved høje hændelser efter vandløbsrestaureringen. Imidlertid skal det bemærkes, at også de simulerede vandføringer viser en sammenlignelig tendens, bortset fra de allerstørste vandføringer. Dvs. effekten kan også skyldes ændrede nedbørsforhold eller andre klimatiske variabler med effekt på afstrømning såsom temperatur og fordamning. Generelt overestimerer DK-modellen de høje vandføringer i denne station, og underestimerer de lave vandføringer (se også Figur 3).

Halkær Å og Stavis Å viser forskelle mellem før-perioden og efter-perioden, dog mest i modsatte retninger: For stationen i **Halkær Å** viser sig en generel tendens til større vandføringer efter restaureringen, som er mest udpræget ved høje vandføringer, dog også tydelig ved lave vandføringer. Dog viser både observationsdata og simuleringerne den samme tendens for lave til mellemhøje vandføringer, som betyder at effekten formentlig ikke kan tilskrives vandløbsrestaureringen, men skyldes klimatiske ændringerne eller andre effekter som ændrer oplandets afstrømningskarakteristikken. Ved høje vandføringer over ca. 3 mm/d afviger fordelingen af de simulerede og observerede vandføringerne, hvor observationerne viser sig til at være relativt lavere i efter-perioden sammenlignet med simulationerne. Dette kunne tyde på en relativ reduktion af de allerhøjeste vandføringerne. Dog skal det også fremhæves, at DK-modellen ikke er særlig godt til at simulere de høje vandføringer, se afvigelsen mellem de observerede og simulerede vandføringer vist i anden plot.

Stationen midt i **Stavis Å** case-område viser lidt af en modsat tendens for mellemhøje og høje vandføringer over omkring 2 mm/d – vandføringen er lavere i efter-perioden sammenlignet med før-perioden. Dette kunne tyde på en ønsket effekt af vandløbsrestaureringen, nemlig en reduktion af høje vandføringer, dog er det tydeligt at denne effekt er større for de simulerede vandføringer – som igen giver anledning til at antage at der findes en anden forklaring såsom klimatiske forhold for de ændrede vandføringskarakteristika. Noget andet gælder de lave vandføringer omkring 1 mm/d, hvor observationerne viser sig at være højere i perioden efter restaureringen end før, uden at den samme effekt kan ses i de simulerede værdier. Dette kunne vise en positiv effekt af vandløbsrestaureringen i form af øgede lave vandføringer. Dog skal det bemærkes, at effekten bliver mindre for de allermindste vandføringer.

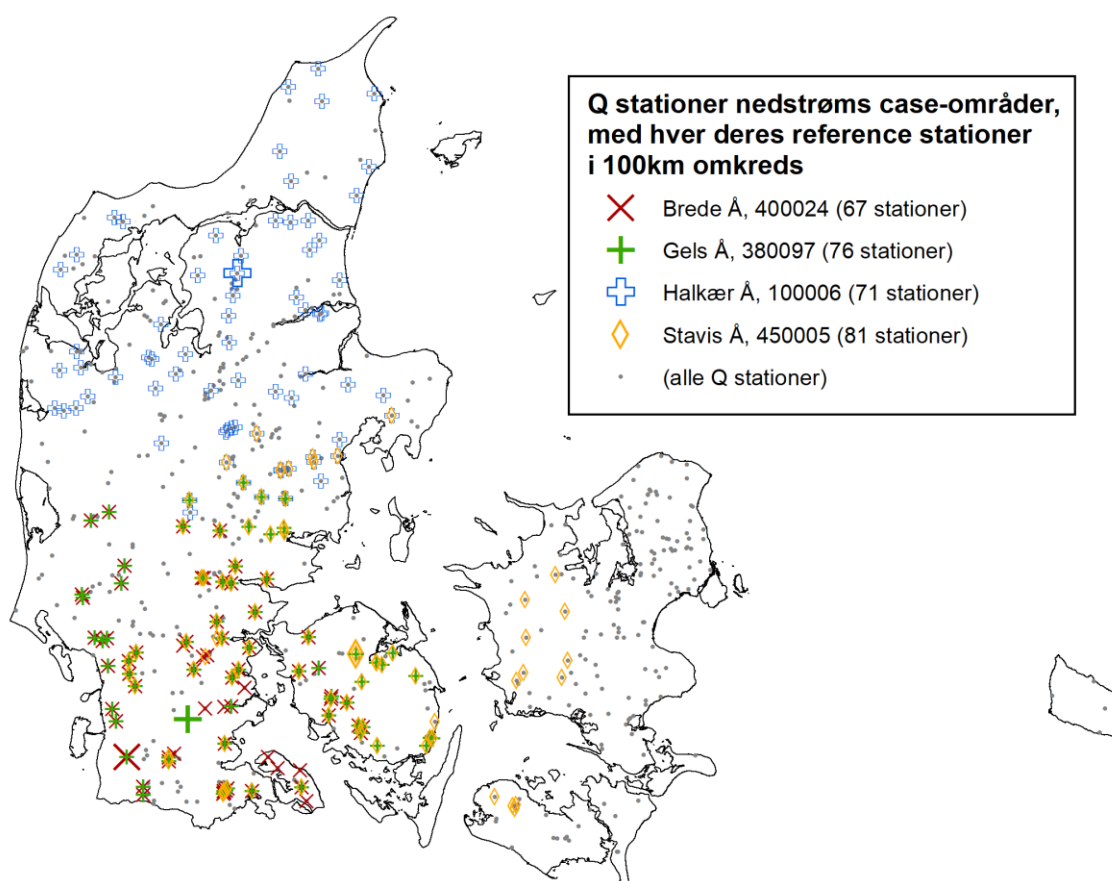


Figur 9. ITA plots for hver af de fire case-områdernes udløbsstationer. Sammenligning af observationsdata med modelsimuleringer fra DK-model HIP (som er uændret gennem tiden).

ITA plots: Observationsbaseret sammenligning med reference-stationer

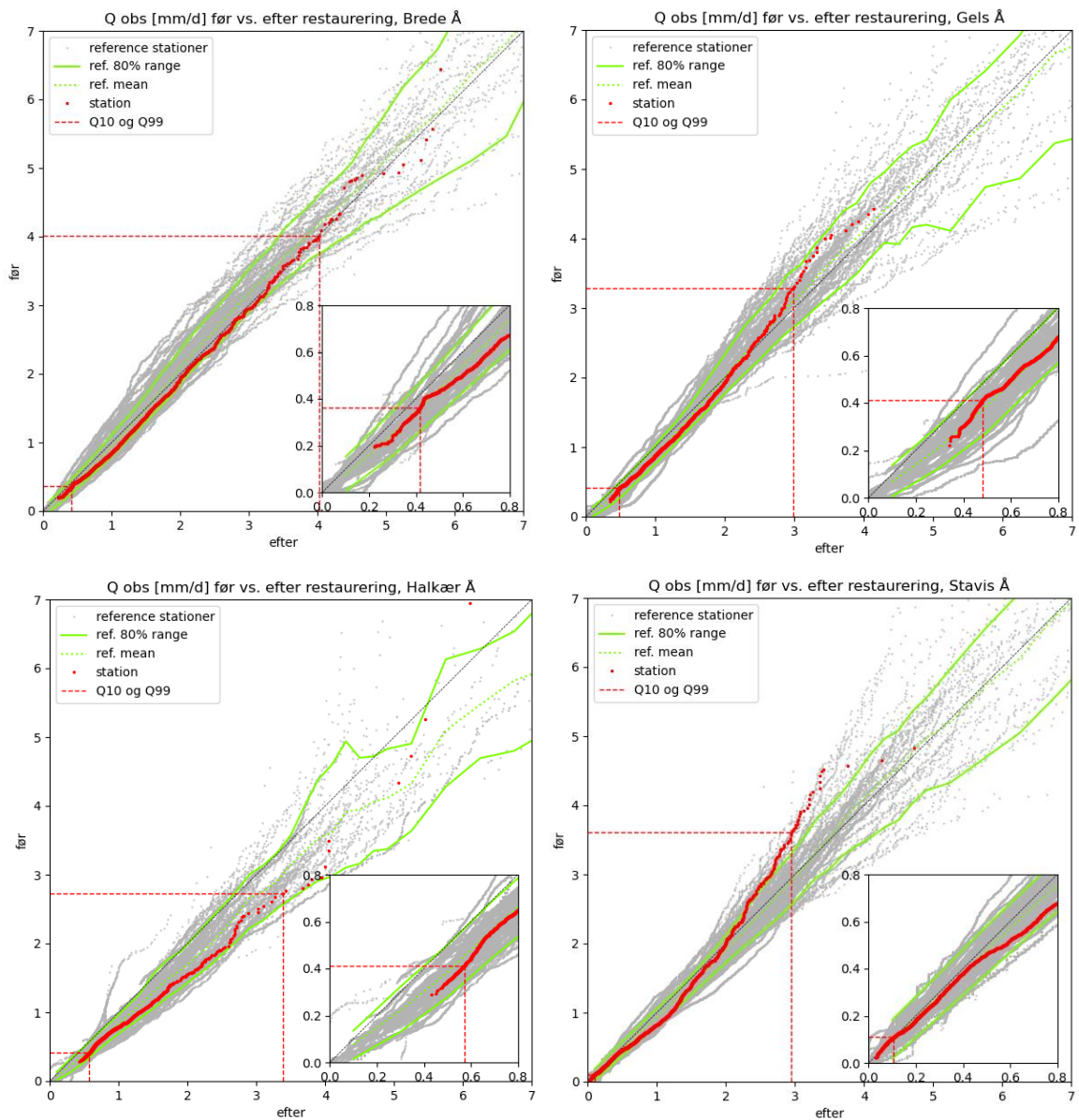
Den anden analyse baseres på sammenligning med en række nabostationer som har vandføringsdata for samme periode, som betyder at de er underlagt en sammenlignelig nedbørshistorik (samt nogenlunde sammenlignelig geologiske forhold), men ikke er påvirket af en væsentlig ændring (vådlægning) i oplandet. Med denne analyse anvendes nabostationer altså som den, reference-effekten på vandføring holdes op imod.

Reference-stationerne blev udvalgt baseret på to kriterier: De skal ligge indenfor en radius af 100 km omkring de fire case-områdernes udløbsstationer, og deres vandføringstidsserie skal dække mindst 95% af hver før- og efter-periode for vores case-områder. Disse kriterier giver 67 til 81 stationer per case-område, som vist i Figur 10.



Figur 10. Oversigt over vandføringsstationer brugt som reference for hver restaurerings-påvirket case-område.

Resultaterne af denne analyse er vist i Figur 11, igen separat for hver af de fire case-områder. Disse ITA plots viser så udelukkende observerede vandføringer – i hver plot vises observationerne fra selve udløbsstationen af case-området i rødt, med før-perioden langs y-aksen og efter-perioden langs x-aksen (ækvivalent til de første plots, røde punkter i Figur 9).



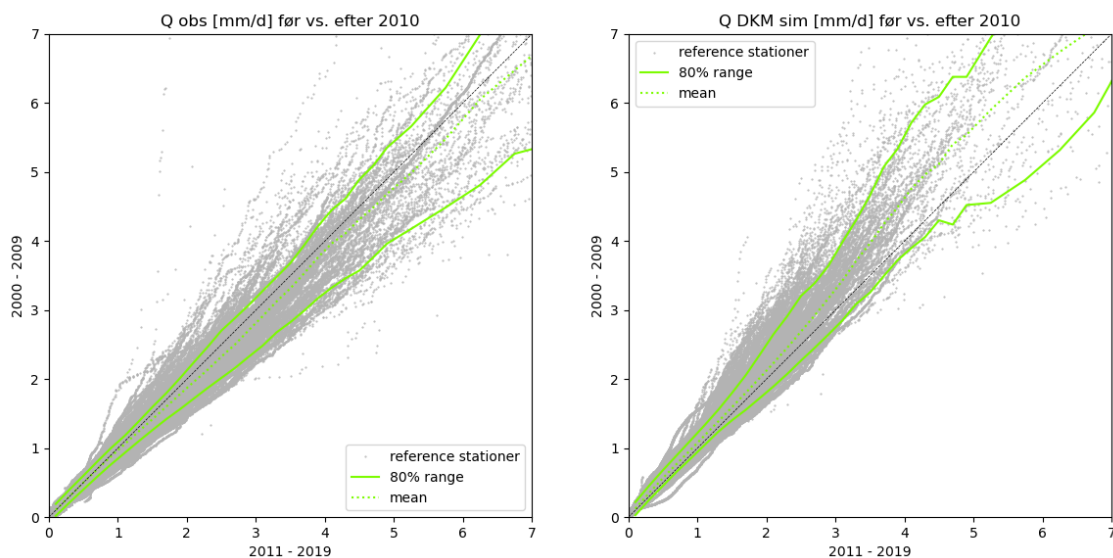
Figur 11. ITA plots for hver af de fire case-områdernes udløbsstationer, baseret på observationsdata. Hver station er plottet sammen med alle tilgængelige stationer i nærheden for samme periode som reference. Zoomet er tilføjet for at bedre vise de lave vandføringer.

I disse ITA plots, som sammenligner observerede vandføringer i de af vandløbsrestaureringen påvirkede stationer med upåvirkede stationer i nærheden for de samme perioder, viser sig en tendens til relativ højere vandføringer i perioder med lave vandføringer, som optræder mest om sommeren, for tre ud af fire case-områder (Gels Å, og mere tydeligt for Halkær Å og Brede Å) i perioden efter vandløbsrestaureringen. For to af case-områderne, Stavis Å og Gels Å kan der også ses en afvigelse af de højeste vandføringer over 1:1 linjen, og over den gennemsnitlige værdi af reference-stationerne. Dette kan tyde på en relativ reduktion af de højeste vandføringer.

Udfordringer med diskontinuitet i DMI's nedbør

Den første analyse ved hjælp af ITA plots præsenteret ovenfor (Figur 9) er baseret på anvendelse af den simulerede vandføring fra DK-model HIP som reference, som inkluderer klimavariationen, men ikke inkluderer vandløbsrestaureringen. Derved kan man vurdere, om den observerede vandføring relativt til en model simulering har ændret sig mellem perioden før og efter projektet. Denne analyse er dog følsom overfor kvaliteten og kontinuiteten af de nedbørsdata som driver den hydrologiske simulering. Derfor kan data ikke anvendes hen over året 2010, hvor DMI's nedbørsmåler netværk gennemgik en transformation til færre målere af en ny type, hvilket har forårsaget et homogenitetsbrud i nedbørstidsserien. Konkret betyder det, at analysen af vandføringstidsserien for efter-perioden i ITA plots for Brede Å var begrænset til årene 1999 til 2009, og for Gels Å til årene 2006 til 2009, i stedet for at kunne bruge hele tidsserien frem til 2019.

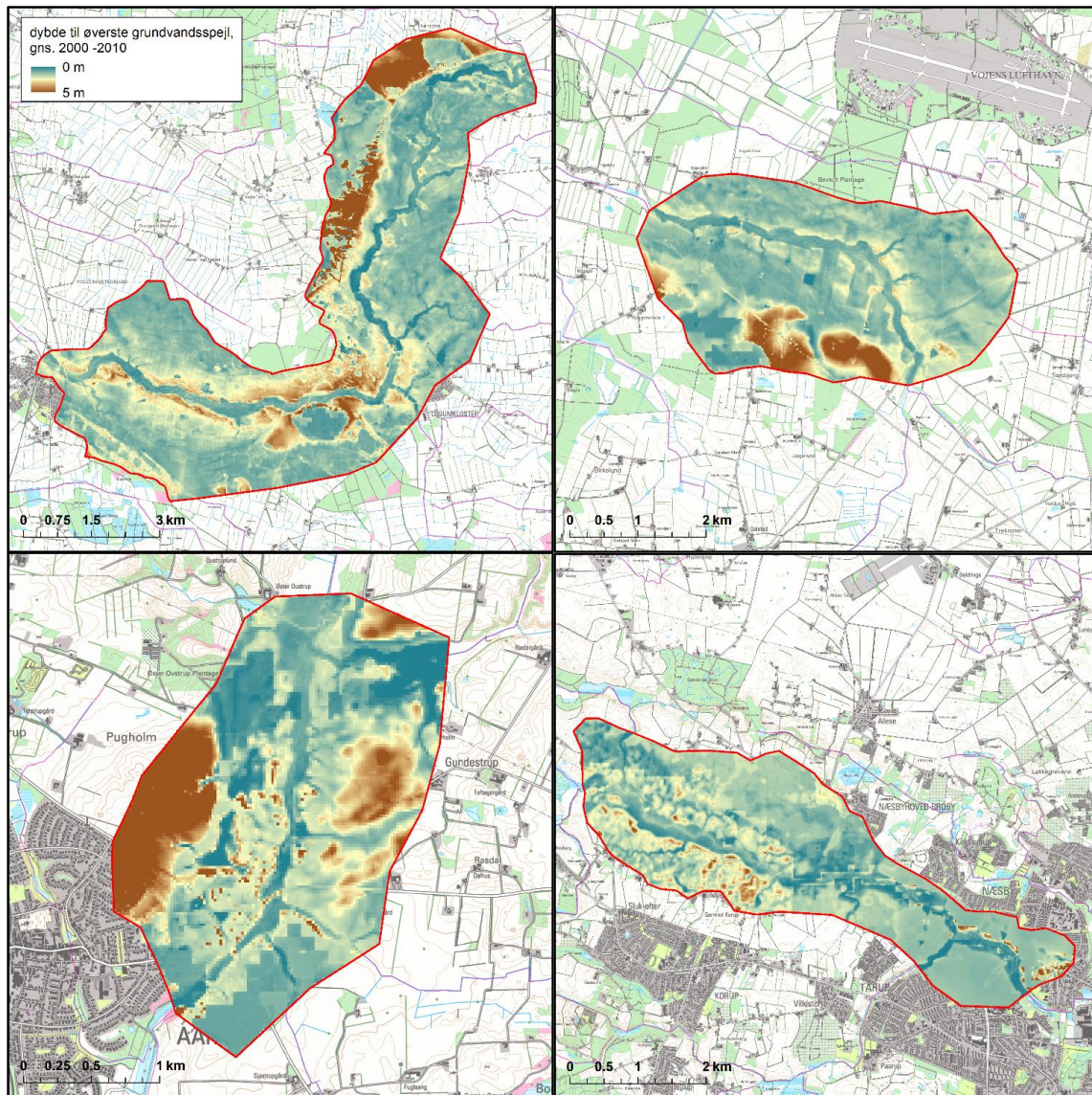
Homogenitetsbrudet i DMI's gridded nedbørsdata i 2010 er velkendt, og skaber problemer i flere hydrologiske anvendelser af nedbørsdata (Andersen et al., 2021), mest fordi den sandsynligvis introducerer en systematisk bias i de absolutte nedbørsmængder på omkring 5% til 10%. Denne effekt kan også ses i sammenhæng med vores analyse, som illustreret i Figur 12: Til venstre vises ITA plots for *observerede* vandføringer fra alle ~300 evalueringsstationer af DK-modellen, inddelt i perioden før konsistensbruddet (2000 til 2009; langs y-aksen) og perioden efter konsistensbruddet (2011 til 2019; langs x-aksen): Her kan det ses, at vandføringerne ikke ændrer sig signifikant mellem de to perioder, bortset fra en meget lille tendens til højere vandføringer i den senere periode. På højre side vises det samme plot baseret på *simulerede* vandføringer, som er kørt med de observerede nedbørsdata. Her viser sig en tydelig tendens til højere simulerede vandføringer i perioden før konsistensbruddet, som svarer til den konstaterede bias (for lidt observeret nedbør) i perioden efter 2010.



Figur 12. Illustration af påvirkning af diskontinuitet i DMI's nedbørsdata i året 2010 på analysen af vandføringsdata. Til venstre: Observerede vandføringer på tværs af ~300 evalueringsstationer af DK-modellen, opdelt i perioden før diskontinuiteten (2000 – 2009, y-akse) og efter diskontinuiteten (2011 – 2019, x-akse). Til højre: Simulerede vandføringer på tværs af de samme stationer.

Analyse af modelresultater

I det følgende afsnit præsenteres resultaterne af de modelbaserede analyser af vandføringspåvirkningen ved vandløbsrestaurering for de fire case-områder. De fire detailmodeller er kørt som beskrevet i afsnit "Opsætning af detailmodeller" for scenarier repræsenterende hhv. situationen før og efter restaurering. I modsætningen til data-analysen beskrevet ovenfor, baserer analysen af modelresultater sig på simulationer, som dækker den samme periode 2010-2019, dog med en sammenligning af modelresultater fra en model som afspejler situationen før vandløbsrestaureringen i sin opsætning, med en model som afspejler situationen efter restaureringen. På denne måde, dvs. ved brug af identiske klimainput, sikrer man sig det bedste sammenligningsgrundlag for simuleringerne.



Figur 13. Den gennemsnitlige simulerede dybde til det øverste grundvandsspejl fra de fire modelområder, vist for "efter" situationen.

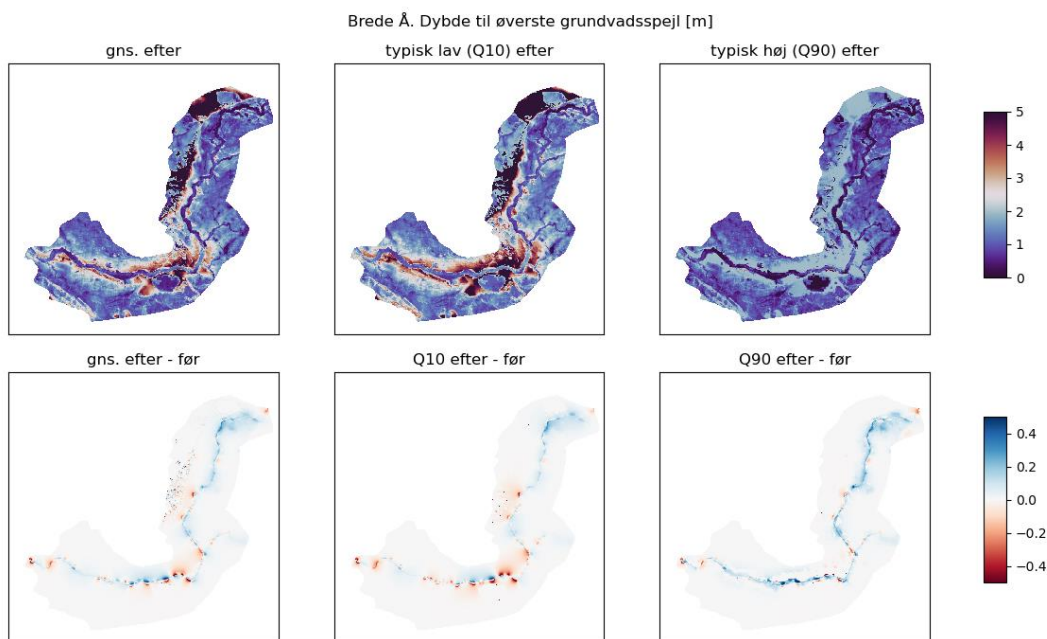
I Figur 13 ses den simulerede middeldybde til grundvandsspejlet for "efter" scenariet for de fire case-områder fra de hydrologiske modeller i 20 m opløsning. Der er tydelige variationer i denne dybde, med typisk meget terrænnært grundvand nær ålbene og i de fleste områder omkring ådalene.

Før- og efter-situationen i de fire case-områder simuleret for perioden 2010 – 2019 og resultater for simuleret afstand til det øverste grundvandsspejl, vandbalancer samt afstrømning præsenteres nedenfor.

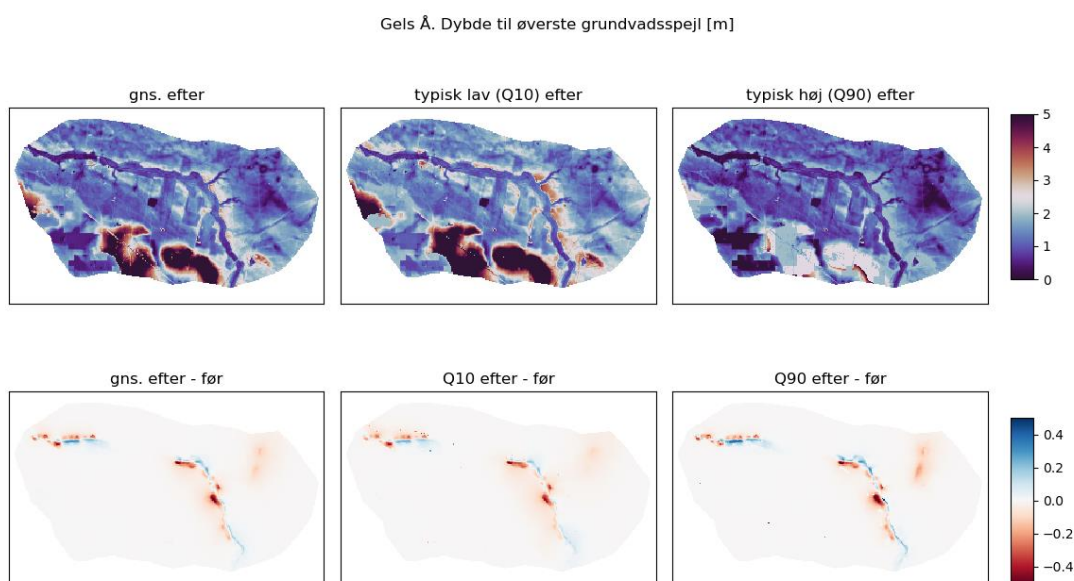
Simulerede trykniveauer i det øverste grundvand

De ændrede drænforhold, samt genslyngede vandløb påvirker trykniveausbilledet i grundvandet. Det er vist for hver af de fire case-områder i Figur 14 til Figur 17 for dybden til det øverste simulerede grundvandsspejl. Generelt ligger grundvandsspejlet højere (blå områder i differencekortene) i de fleste arealer langs strækningen af vandløbsrestaureringen efter indgrebet, og forskellen er lidt større i situationer med et højtstående grundvandsspejl (Q90).

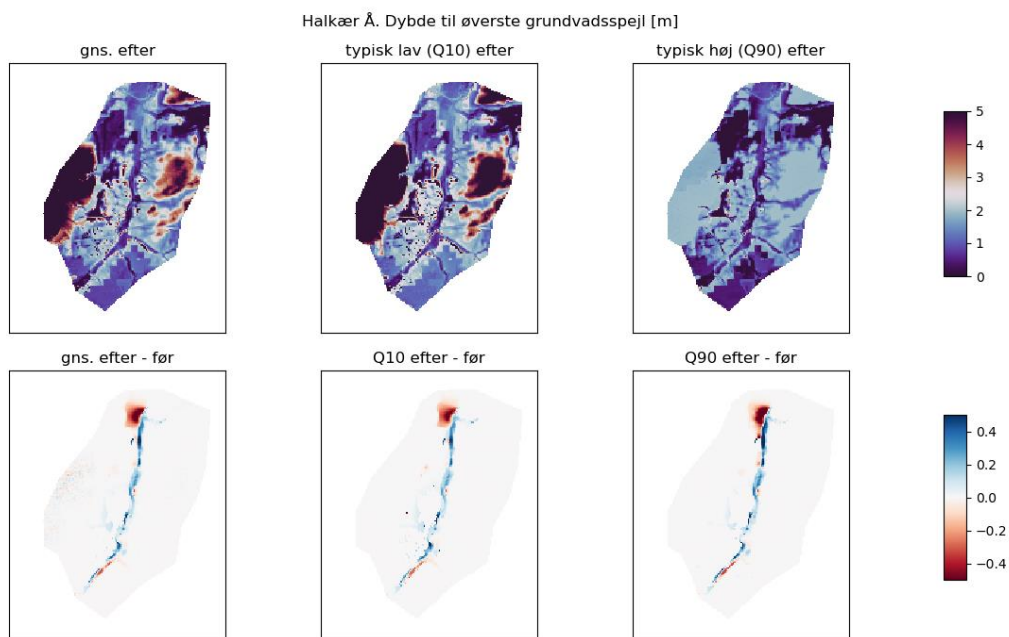
Dog er der lokalt afvigelser fra dette mønstre, især synligt i Brede Å (Figur 14) og Gels Å (Figur 15). Her findes punkter, hvor grundvandsstanden ligger lavere (negative værdier i røde farver i den nederste række) i efter-situationen sammenlignet med før-situationen. Dette skyldes bl.a. genslyngningen, som generelt skaber et længere vandløb, og dermed øget mulighed for en udveksling mellem grundvand og overfladevand. Under danske forhold, med primært grundvandsfødte vandløb, kan dette lokalt betyde lavere grundvandsstande. Desuden bliver det også tydeligt, at resultaterne er sensitive overfor den eksakte placering af vandløbet: Både det egentlige forløb af vandløbet, men især også den korrekte placering af tværsnit med deres vertikale placering. Udover placeringen af vandløbet og dens tværsnit, kan en vandløbsrestaurering også skabe ændringer i terrænet omkring vandløbet – noget som vi ikke har afspejlet i vores modeller, mest pga. manglende historiske terrændata.



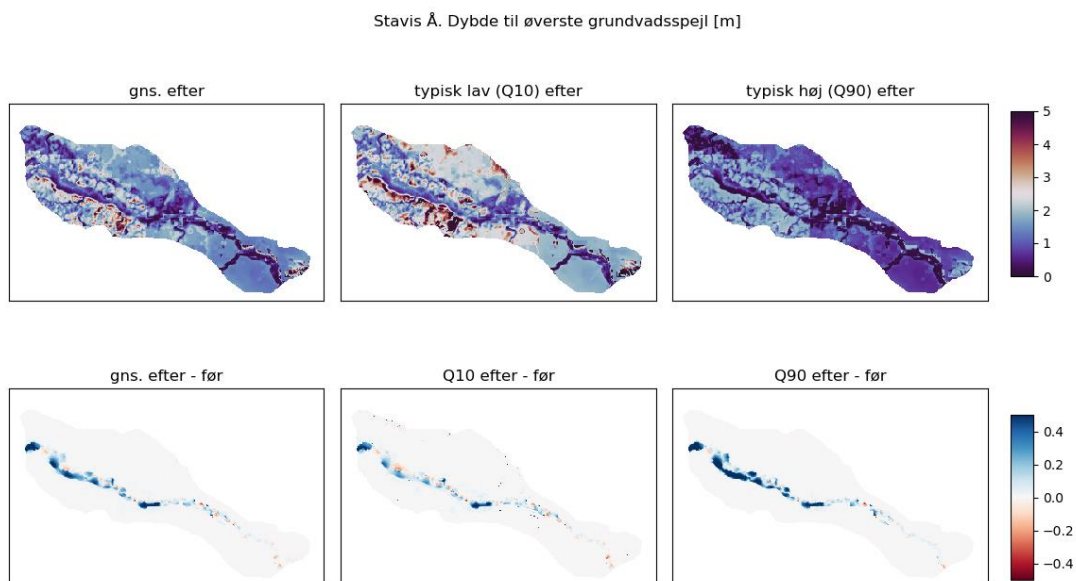
Figur 14. Brede Å. Øverste række: Simuleret dybde til det øverste grundvandspejl, i gennemsnit og for en typisk lav (10% percentil) og høj (90% percentil) grundvandsstand for perioden 2010 til 2014, med efter-situationen. Nederste række: Differencen mellem efter- og før-situationen i gennemsnittet og for en typisk lav og høj grundvandsstand, hvor blå farver indikerer en højere grundvandsstand i efter-situationen, og røde farver en lavere grundvandsstand.



Figur 15. Gels Å. Øverste række: Simuleret dybde til det øverste grundvandspejl, i gennemsnit og for en typisk lav (10% percentil) og høj (90% percentil) grundvandsstand for perioden 2010 til 2019, med efter-situationen. Nederste række: Differencen mellem efter- og før-situationen i gennemsnittet og for en typisk lav og høj grundvandsstand, hvor blå farver indikerer en højere grundvandsstand i efter-situationen, og røde farver en lavere grundvandsstand.



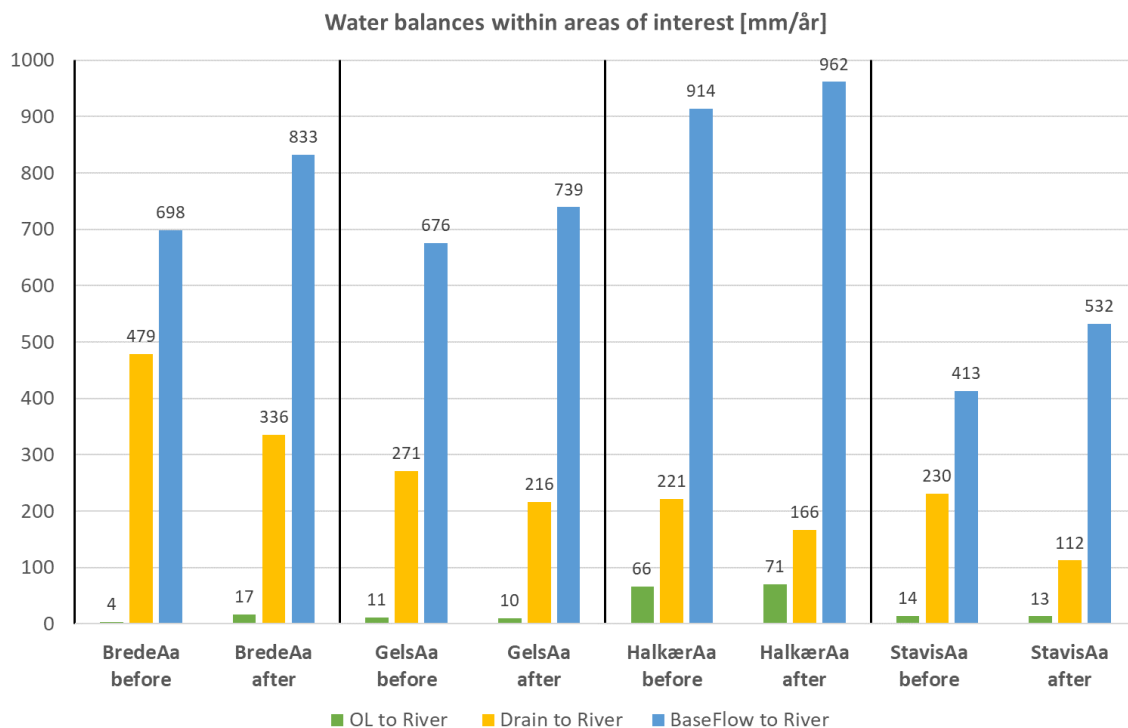
Figur 16. Halkær Å. Øverste række: Simuleret dybde til det øverste grundvandspejl, i gennemsnit og for en typisk lav (10% percentil) og høj (90% percentil) grundvandsstand for perioden 2010 til 2019, med efter-situationen. Nederste række: Differencen mellem efter- og før-situationen i gennemsnittet og for en typisk lav og høj grundvandsstand, hvor blå farver indikerer en højere grundvandsstand i efter-situationen, og røde farver en lavere grundvandsstand.



Figur 17. Stavis Å. Øverste række: Simuleret dybde til det øverste grundvandspejl, i gennemsnit og for en typisk lav (10% percentil) og høj (90% percentil) grundvandsstand for perioden 2010 til 2019, med efter-situationen. Nederste række: Differencen mellem efter- og før-situationen i gennemsnittet og for en typisk lav og høj grundvandsstand, hvor blå farver indikerer en højere grundvandsstand i efter-situationen, og røde farver en lavere grundvandsstand.

Vandbalancer

De ændrede drænforhold og genslyngede vandløb påvirker også vandføringen via indflydelsen på grundvandsniveauet og de relaterede strømningsveje til vandløbet som fremgår i vandbalancerne. Figur 18 viser vandbalancer for vandet som ender i vandløbene langs vores interesseområder, opgjort i mm per år. Det er synligt, at der er forskelle i fordelingen mellem de forskellige strømningsveje mellem før- og efter-situationen i modellerne og i alle modellerne reduceres drænaftstrømningen til vandløbet som følge af vandløbsrestaureringen. Dette er ikke overraskende, og skyldes implementeringen af vandløbsrestaureringen i modelscenarierne, som indebærer fjernelse af dræning. Til gengæld øges baseflow til vandløb, dvs. tilstrømningen af grundvand til vandløb. Dette er heller ikke overraskende, fordi grundvandsstanden stiger efter fjernelse af dræn, desuden tillader de længere vandløb efter genslyngningen en øget udveksling mellem grundvand og vandløb. Når det gælder den direkte tilstrømning af overfladevandet til vandløbet er billedet mere blandet, men generelt er der tale om forholdsvis små mængder.

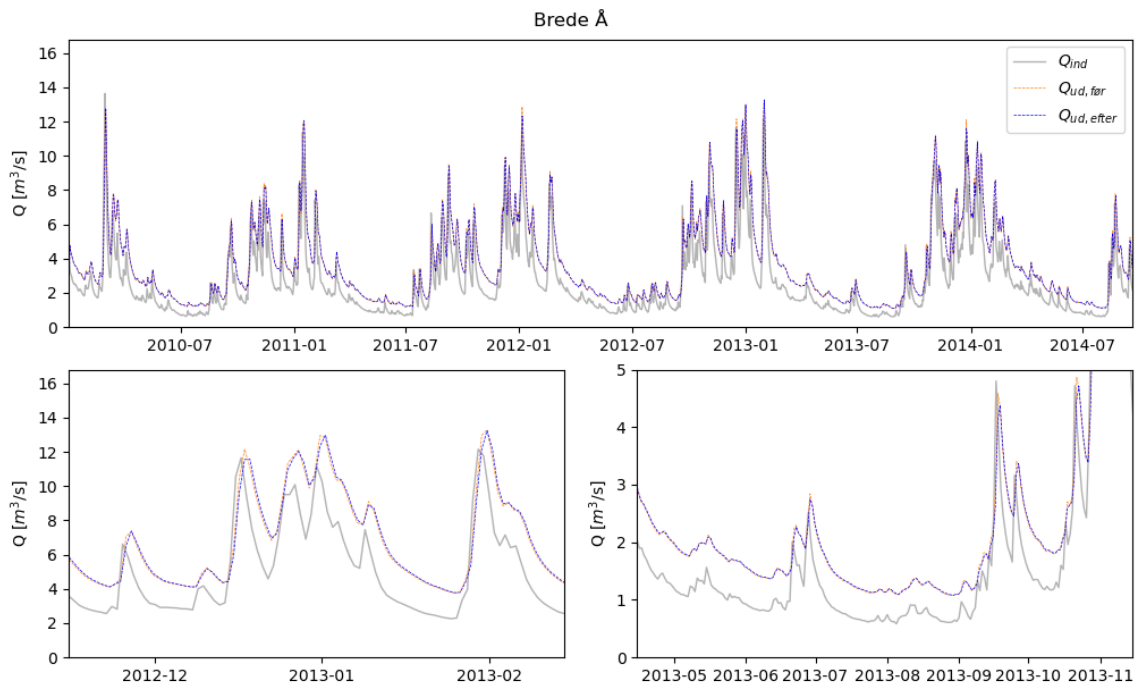


Figur 18. Vandbalance udtræk, opgjort som mm/år, for de fire case-område modeller, hver for før- og efter-situationen.

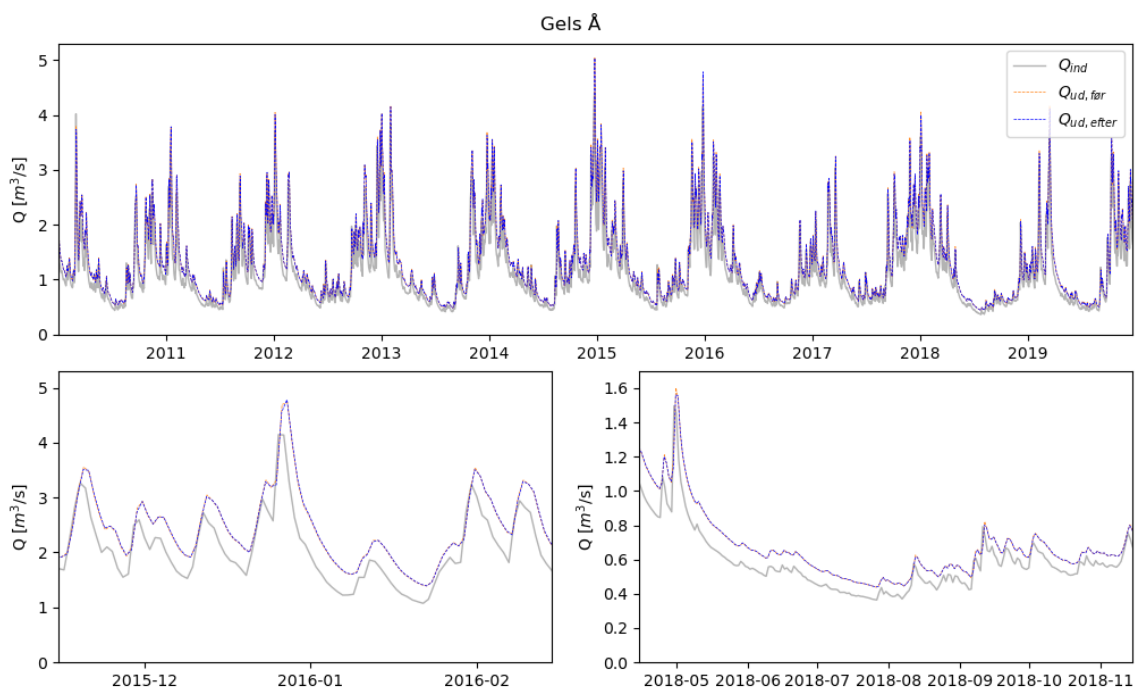
Simulerede vandføringer

Som det ses af hydrograferne for udløbsstationerne i Figur 19 til Figur 22, er ændringer i vandføringen i vandløbene dog ikke betydelige: Simuleret Q_{ud} og er vist for både før- og efter-situationen med dagligt tidsskridt henover perioden 2010 til 2019 øverst i hver plot. Nederst til venstre ses vinteren 2015/16 som et eksempel på en periode med meget høj vandføring, og nederst til højre ses sommeren 2018 som et eksempel på en periode med lav vandføring.

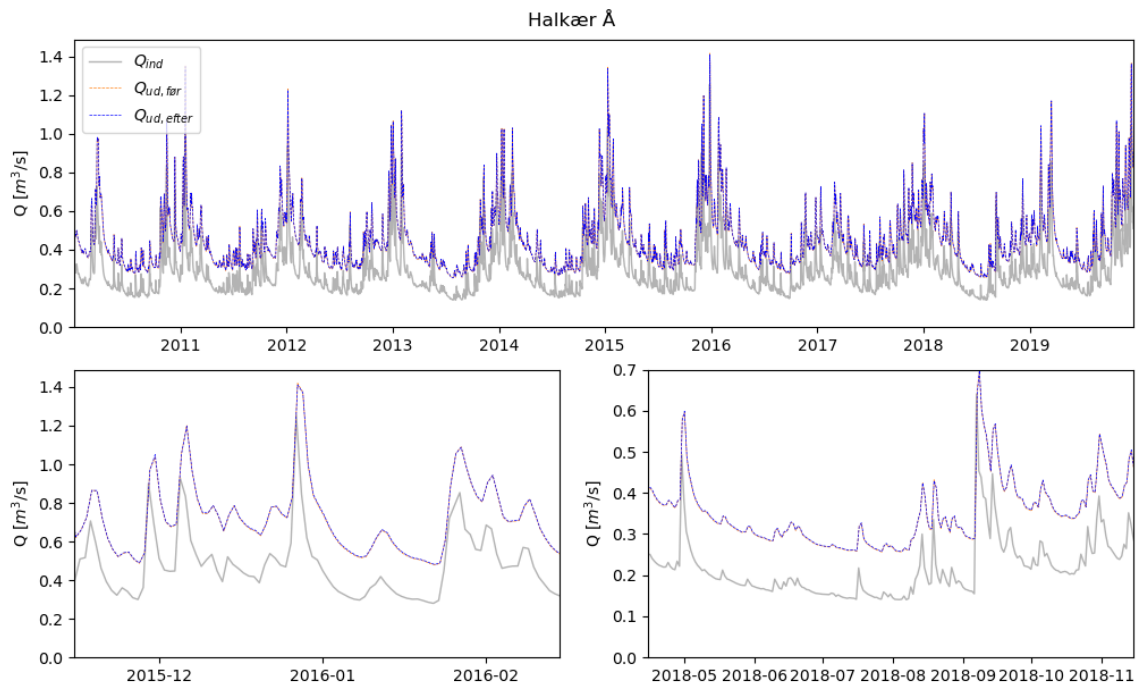
Generelt kan man se, at de to store ændringer af vandbalancen i efter-situationen (dvs. en nedsat drænafstrømning og en forøget baseflow; se Figur 18) næsten ophæver hinanden. Dog skal det også fremhæves, at kun en relativ lille del af vandet dannes indenfor modellens område, dvs. vores interesseområde hvor vandløbsrestaureringen finder sted. Resten af vandet (Q_{ind} , grå i Figur 19 osv.) dannes udenfor modelområdet og bliver tilført som randbetingung ved modellens opstrøms indløb med uændrede rater.



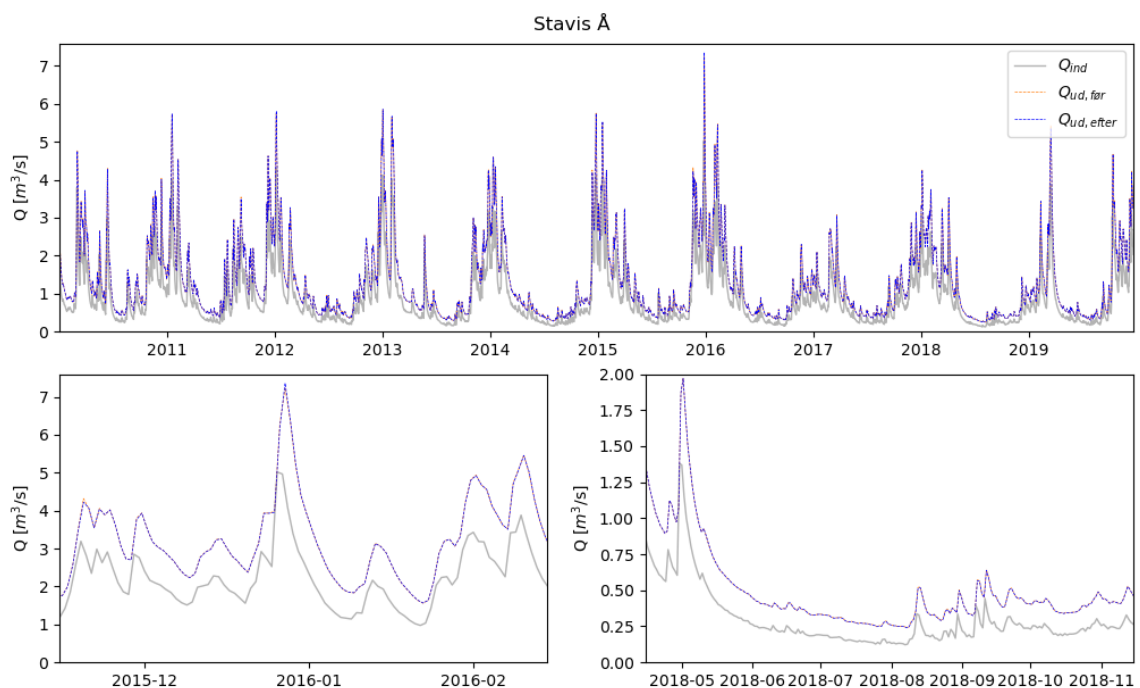
Figur 19. Afstrømningen i nedstrøms udløbet fra **Brede Å** case-område model. Simuleret vandføring i før-situationen i blå, og efter-situationen i rød. Som reference vises også den samlede vandføring fra alle tilløb (randbetingelser) til modelområdet i grå. Øverst: 2010 til 2014. Nederst til venstre: vinter 2012/13 med høj vandføring. Nederst til højre: sommer 2013 med lav vandføring.



Figur 20. Afstrømningen i nedstrøms udløbet fra **Gels Å** case-område model. Simuleret vandføring i før-situationen i blå, og efter-situationen i rød. Som reference vises også den samlede vandføring fra alle tilløb (randbetingelser) til modelområdet i grå. Øverst: 2010 til 2019. Nederst til venstre: vinter 2015/16 med høj vandføring. Nederst til højre: sommer 2018 med lav vandføring.



Figur 21. Afstrømningen i nedstrøms udløbet fra **Halkær Å** case-område model. Simuleret vandføring i før-situationen i blå, og efter-situationen i rød. Som reference vises også den samlede vandføring fra alle tilløb (randbetingelser) til modelområdet i grå. Øverst: 2010 til 2019. Nederst til venstre: vinter 2015/16 med høj vandføring. Nederst til højre: sommer 2018 med lav vandføring.



Figur 22. Afstrømningen i nedstrøms udløbet fra **Stavis Å** case-område model. Simuleret vandføring i før-situationen i blå, og efter-situationen i rød. Som reference vises også den samlede vandføring fra alle tilløb (randbetingelser) til modelområdet i grå. Øverst: 2010 til 2019. Nederst til venstre: vinter 2015/16 med høj vandføring. Nederst til højre: sommer 2018 med lav vandføring.

Hvis man fokuserer på *differencen* mellem før- og efter-situationen for vandføringerne i udløbet simuleret af modellerne, får man dog et mere detaljeret billede. Dette er vist i Figur 23 til Figur 26 i mørkegrøn henholdsvis lysegrøn (på y-aksen til venstre). Den mørkegrønne linje viser

$$\frac{Q_{ud,efter} - Q_{ud,før}}{Q_{ud}}$$

altså differencen mellem den simulerede vandføring fra før- og efter-situationen relativ til den gennemsnitlige vandføring i udløbet (de gennemsnitlige $Q_{ud,efter}$ og $Q_{ud,før}$ er næsten ens – vi bruger $Q_{ud,efter}$ i ligningen). Den lysegrønne linje viser

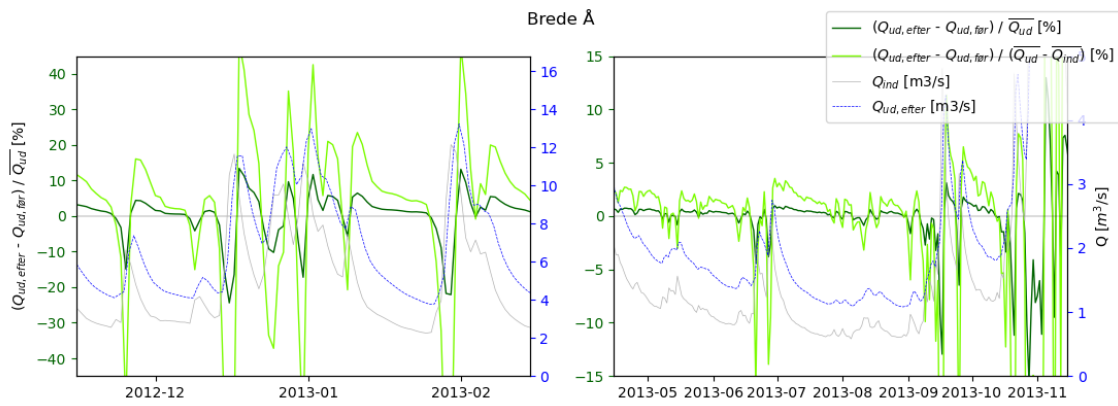
$$\frac{Q_{ud,efter} - Q_{ud,før}}{Q_{ud} - Q_{ind}}$$

altså den samme difference, blot normaliseret til den gennemsnitlige vandføring som har sin oprindelse i selve modelareal – dvs. bliver genereret indenfor og omkring den restaurerede strækning. Denne normalisering giver en indikation af størrelsen af de relative effekter af vandløbsrestaureringen.

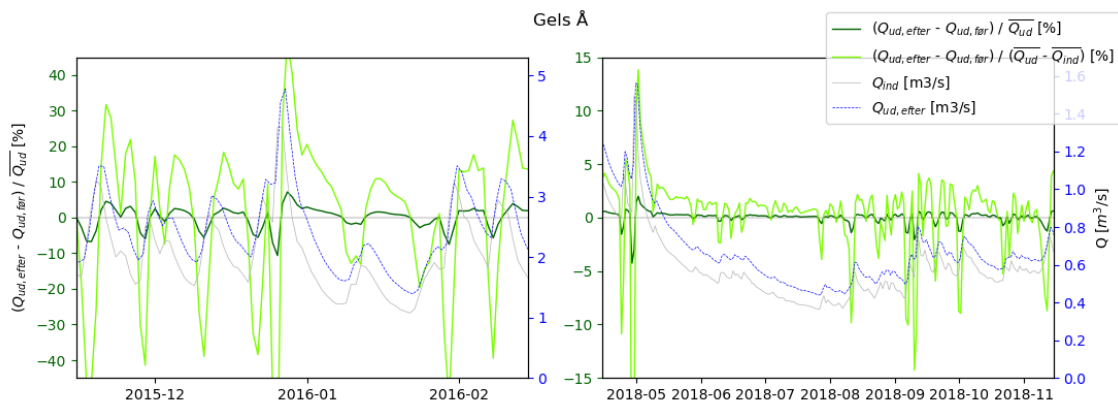
De samme figurer viser også, lige som i Figur 19 etc. ovenfor, den samlede inflow til modellen som randbetingelse (Q_{ind} , grå) som er den samme i både før- og efter-tilstanden, samt den simulerede vandføring i udløbet fra modellen for efter-situationen ($Q_{ud,efter}$, blå) (begge på y-aksen til højre).

Her kan det ses, at vandløbsrestaureringen, som simuleret i modellen, medfører både stigninger og fald i vandføringen (mens den overordnede vandmængde forbliver den samme). Ændringerne er typisk små, op til ~10% af Q_{ud} , dog varierer meget i tid. Billedet tyder på, at de største relative ændringer også sker ved de største vandføringer, især i perioder med hurtige ændringer i vandføringerne. Typisk ser man en mindre forsinkelse af vandføringspeaks som følge af vandløbsrestaureringen. Dvs. vandføringen reduceres lidt i starten af en vandføringspeak, mens den stiger lidt efter peaken (det mest tydelige eksempel er Stavis Å i de sidste dage af december 2015; Figur 26 til venstre). Om modellerne så viser en reduktion af de højeste peaks er vanskeligt at konkludere, fordi skift fra reducerede vandføringer til forhøjede vandføringer sker nogle gange allerede tidligt, inden selve peak er overstået (fx i Gels Å, Figur 24 til venstre). I denne sammenhæng skal det også nævnes, at en mulig forsinkende effekt af et længere, genslynget vandløb forsvinder ved store vandføringer, hvor åen går over dens breder, og fylder hele ådalen.

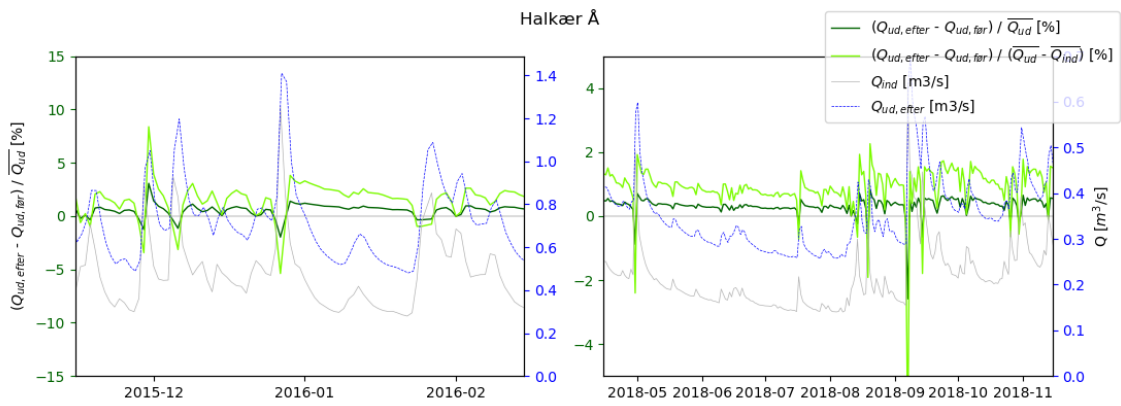
Situationen med lave vandføringer, vist her med sommer 2018 eller 2013 som eksempel, viser kun mindre ændringer. Dog tyder simuleringerne på, at de går i den ønskede retning, dvs. at minimumvandføringer bliver forøget af vandløbsrestaurering og vådlægning – selvom effekten er lille, omkring 1% af de generede vandføringer i området. Blot Stavis Å (Figur 26 til højre) viser en modsat tendens – som er vanskeligt at forklare også fordi grundvandsstande er forhøjet, som kan ses i Figur 17.



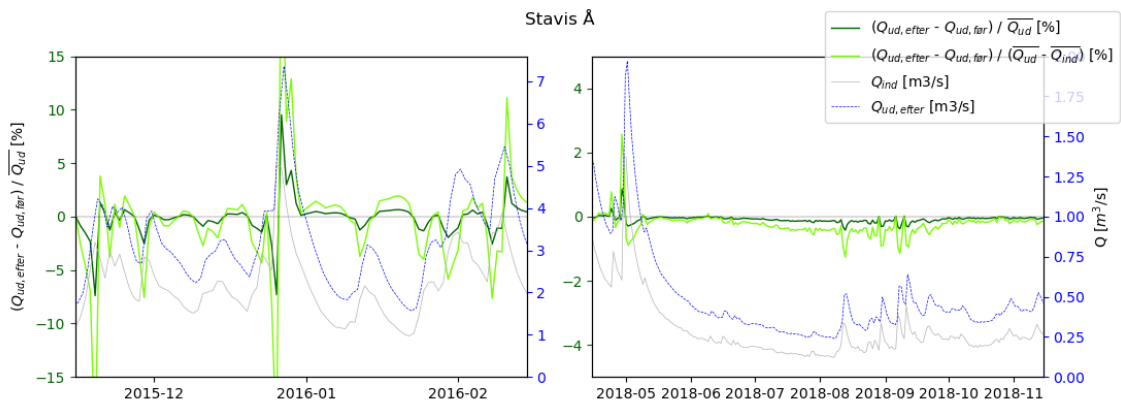
Figur 23. Afstrømningen i nedstrøms udløbet fra **Brede Å** case-område model (blå), vist sammen med differencen mellem den simulerede vandføring i efter- minus før-situationen relativt til den gennemsnitlige vandføring (mørkegrøn) og den gennemsnitlige vandføring genereret indenfor modelområdet (lysegrøn). Til venstre: vinter 2012/13 med høj vandføring. Til højre: sommer 2013 med lav vandføring.



Figur 24. Afstrømningen i nedstrøms udløbet fra **Gels Å** case-område model (blå), vist sammen med differencen mellem den simulerede vandføring i efter- minus før-situationen relativt til den gennemsnitlige vandføring (mørkegrøn) og den gennemsnitlige vandføring genereret indenfor modelområdet (lysegrøn). Til venstre: vinter 2015/16 med høj vandføring. Til højre: sommer 2018 med lav vandføring.



Figur 25. Afstrømningen i nedstrøms udløbet fra **Halkær Å** case-område model (blå), vist sammen med differensen mellem den simulerede vandføring i efter- minus før-situationen relativt til den gennemsnitlige vandføring (mørkegrøn) og den gennemsnitlige vandføring genereret indenfor modelområdet (lysegrøn). Til venstre: vinter 2015/16 med høj vandføring. Til højre: sommer 2018 med lav vandføring.



Figur 26. Afstrømningen i nedstrøms udløbet fra **Stavis Å** case-område model (blå), vist sammen med differensen mellem den simulerede vandføring i efter- minus før-situationen relativt til den gennemsnitlige vandføring (mørkegrøn) og den gennemsnitlige vandføring genereret indenfor modelområdet (lysegrøn). Til venstre: vinter 2015/16 med høj vandføring. Til højre: sommer 2018 med lav vandføring.

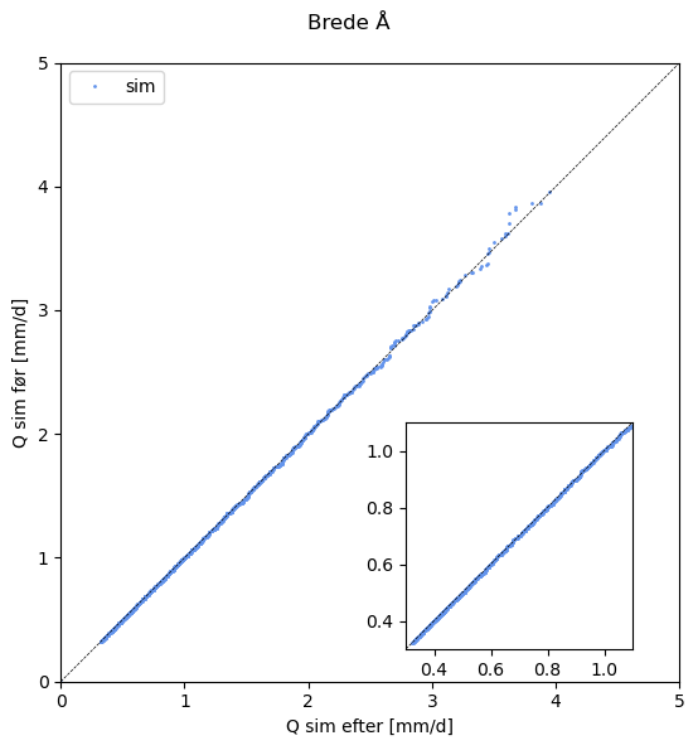
På samme måde, som sammenligningen af de observerede vandføringer fra før- og efter-perioden kan vises på ITA plots (Figur 9 etc.), kan de simulerede vandføringer også vises, hvor man sammenligner simulerede hydrografer (vist i Figur 19 til Figur 22) fra modellerne, som repræsenterer før- og efter-situationen. Dette er gjort i Figur 27 til Figur 30, hvor de simulerede vandføringer fra modellerne i før-situationen er vist langs x-aksen, mens de tilsvarende vandføringer fra efter-situationen er vist langs y-aksen.

Det er desværre vanskeligt at se en forskel mellem før- og efter-situationen, mest fordi den forskydning eller forsinkelse af vandføringspeaks vist ovenfor, med først øgede og bagefter lavere vandføringer, ikke kan ses i ITA plots: Hvis blot peakens timing er forskudt, mens selve størrelsen er uændret, forbliver punkterne plottet langs 1:1 linjen i en ITA plot (da dette plot ikke er følsom overfor timingen). Den eneste effekt, man konsistent kan se, er at lave vandføringer er simuleret en anelse højere i efter-perioden, bortset fra Stavis Å (Figur 30). Dette dækker sig godt med de relative ændringer vist for sommerperioderne i Figur 23 til Figur 26 ovenfor.

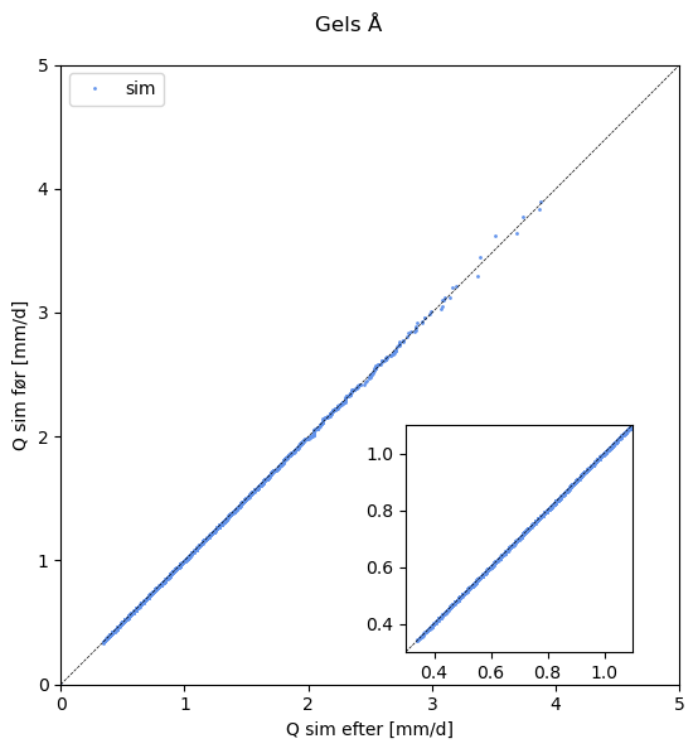
Generelt skal det nævnes, at det ikke er muligt direkte at validere, at modellerne simulerer effekterne af vådlægning og vandløbsrestaurering korrekt – mest fordi de relative effekter af vandløbsrestaureringen er for lille sammenlignet med forskellige usikkerhedskilder som påvirker modellen og dens evalueringsmuligheder:

- (i) observationsusikkerhed i klimainputtet (se diskussionen af Figur 12)
- (ii) usikkerheden og manglende data omkring den præcise implementering af vandløbsrestaureringen, især den eksakte form og placering af vandløbstværsnit
- (iii) de generelle begrænsninger af modellen i simuleringen af forskellige afstrømningsprocesser, og dens gode, dog begrænsede performance sammenlignet med observationerne (se Figur 3)

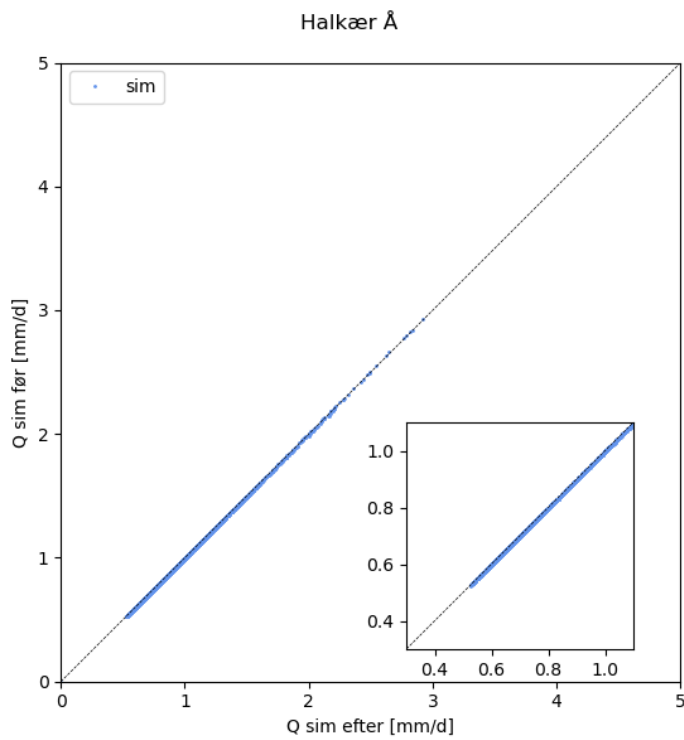
Med en sammenligning af modellen i forskellige versioner, dog kørt med de samme randbetingelser og klima-input (dvs. for samme periode) kan man udelukke at effekter fra (i) og (ii) nævnt ovenfor påvirker analysen – dog kan den så simulerede effekt af restaureringen ikke direkte valideres.



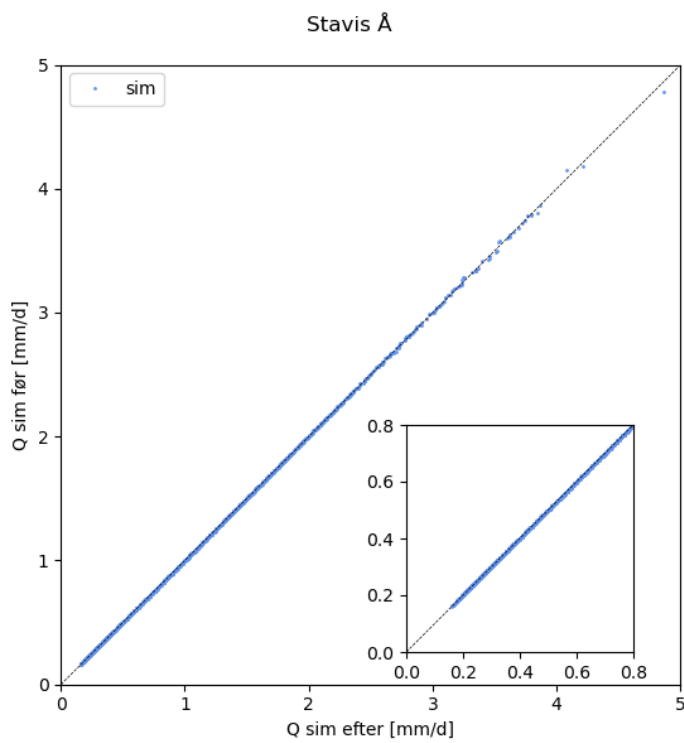
Figur 27. Brede Å. ITA plot med de simulerede vandføringer fra før- og efter-situationen.



Figur 28. Gels Å. ITA plot med de simulerede vandføringer fra før- og efter-situationen.



Figur 29. Halkær Å. ITA plot med de simulerede vandføringer fra før- og efter-situationen.



Figur 30. Stavis Å. ITA plot med de simulerede vandføringer fra før- og efter-situationen.

Konklusioner

Denne rapport sammenfatter resultater fra et projekt, som undersøgte hydrologiske effekter ved vådlægning af lavbundslande. Analysen var tredelt: En litteraturstudie som indledende arbejde. Derefter blev der udvalgt fire historiske eksempler på vandløbsrestaurerings- og vådlægningsprojekter fra Danmark til en analyse af deres historiske vandføringsdata. Til sidst blev der opstillet detailmodeller for de fire udvalgte case-områder, som forsøgte at repræsentere de hydrologiske effekter ved vådlægning med i modelsimuleringer.

Litteraturstudiet viste for det første, at mange historiske eksempler på vådlægning og vandløbsrestaurering ikke har klimatilpasningseffekter som formål eller hovedformål. Mere hyppigt er det naturgenopretning, biodiversiteten eller tilbageholdelsen af næringsstoffer som er hovedformål. Også i den danske kontekst i dag bliver de fleste vådlægningsprojekter foretaget med en reduktion af emissionen af drivhusgasser fra organiske jorde som formål. Dette forklarer dels mangel på litteratur og data som understøtter dokumentation af klimatilpasningseffekten. Dog findes der alligevel en række studier om natural flood management (NFM) tiltag, især fra Storbritannien. De viser typisk, som sammenfattet i Figur 1 taget fra en review artikel, at effekten af disse tiltag er begrænset. Enten er effekten kun stor/relevant i mindre oplande og i tilfælde, hvor en stor del af oplandet er påvirket af et tiltag såsom vådlægning. Ellers er effekten af NFM tiltag mere tydelig ved små til mellemstore hændelser; ved de største hændelser og oversvømmelser er vandmængderne så store, at de naturlige tiltag ikke kan tilbageholde dem. Denne observation gør sig også gældende for danske resultater fra Helhedsplan Gudenå. Ifølge deres undersøgelser er selve effekten af vandparkering i Gudenå-systemet ikke tilstrækkeligt – fordi vandmængderne der burde tilbageholdes for at reducere en stor vandføringspeak, er store i forhold til det areal, der potentielt kan oversvømmes (WSP, 2021). Generelt vurderes det at en betydelig effekt på de allerhøjeste vandføringer ikke kan opnås gennem mindre vådlægningsprojekter, som typiske danske vandløbsrestaurerings- og klimalavbunds projekter.

Når man betragter større oplande med potentielt mange mindre vådlægnings- og restaureringsprojekter fordelt over oplandet viser et modelstudie fra UK også, at det er vanskeligt – eller umuligt – at synkronisere de forskellige forsinkelser af vandføringspeaks på en måde at de nedstrøms faktisk resulterer i en lavere maksimumsvandføring (Nutt and Perfect, 2011). Når man fokuserer på effekten af vådområder på lave vandføringer, så viser eksisterende studier hellere ikke et særligt entydigt effekt – men måske hyppigere en baseflow-reducerende effekt af vådområder (pga. af en forøget fordampning). Dette betyder også at minimumsafstrømningerne i forbindelse med tørke ikke kan forventes at blive forøget ved etablering af vådområder opstrøms.

Angående de fire udvalgte case-områder i denne rapport (de historiske vandløbsrestaureringer i Brede Å, Gels Å, Halkær Å og Stavis Å) skal det først og fremmest pointeres at de ikke svarer til typiske lavbundsprojekter, som vi forstår det i dag, som udtager og vådlægger organiske jorde med en reduktion af drivhusgasemissioner som hovedformål. I stedet for er de valgte cases mere klassiske naturgenopretningsprojekter, som indeholder både en genslyngning af vandløbet og en vådlægning af ånære områder. Oprindeligt havde det været

formålet i dette projekt også at inkludere nogen af de i dag typiske lavbundsprojekter i analysen. Dette blev ikke gennemført pga. af manglende vandføringsdata fra et tilstrækkelig stort projekt, hvor man ville kunne forvente at simulere effekten af vådlægningen i den brugte hydrologiske modelopsætning. Det betyder også, at omfanget af lavbundsprojekter i dag typisk er mindre end omfanget af de undersøgte historiske projekter – som betyder, at de hydrologiske effekter forventes at være ligeledes mindre.

Analysen af de observerede vandføringer fra de fire cases viser forskellige effekter, og er vanskeliggjort af observationsusikkerheden på vandførings- og nedbørsdata – se anbefalinger nedenfor. Analysen af de stationer, som er berørt af vandløbsrestaureringen sammenlignet med upåvirkede reference stationer (Figur 11) kan muligvis dokumentere en positiv effekt af vandløbsrestaureringen på lave vandføringer: Den viser lidt forhøjede vandføringer i perioder med lave vandføringer – dog kun tydeligt for to ud af de fire cases, og ikke på de allerlaveste vandføringer. Desuden ser det ud til at de høje vandføringer nedstrøms af de restaurerede stækninger er lavere end før restaureringen – som dog igen kun er tydeligt for to ud af de fire stationer. Dette er i overensstemmelse med teorien om en øget bufferkapacitet i oplandet gennem vådlægning. Denne bufferkapacitet er dog begrænset, og er hyppigt ikke tilstrækkeligt til at nedbringe de allerhøjeste vandføringer. Det tyder altså på, at der kan være (dog ikke nødvendigvis er) en mindre positiv effekt på vandføringen (forøgede vandføringer i perioder med lave vandføringer, eller mindre høje flood peaks) af vandløbsrestaureringsprojekter som har, som i de belyste historiske tilfælde, egentlig andre hovedformål som biodiversitet eller retention af næringsstoffer.

Modelstudierne for de fire cases viser en meget begrænset effekt på vandføringssignalet. Der er dog en generel tendens til en forsinkelse af vandføringspeaks, som kan ses i reduktionen af "rising limb" af vandføringspeaks og forøgelsen af "falling limb". Dog varierer de fra event til event, afhængig af den forudgående tilstand af oplandet, og samlet resulterer det ikke altid i en reduceret maksimumvandføring. På trods, af at effekten af vandløbsrestaureringen på den samlede hydrograf og vandbalance på oplandsskala er meget lille, viser modellerne dog en omfordeling af vandets strømningsveje, som vist i en analyse af modellens vandbalancer og enkelte fluxe (Figur 18). Disse konklusioner dækker sig også med litteraturen. Et konkret eksempel er studiet fra Ameli and Creed, 2019, som bruger distribuerede hydrologiske modeller som i vores undersøgelse for at vurdere effekten af fjernelse af vådområder. Her kan de også først ved en meget omfattende fjernelse af vådområder vise en forøgende effekt på flood peaks. Desuden bliver baseflow også kun reduceret meget moderat ved fjernelse af vådområder.

Modelberegningerne i dette studie er baseret på en implementering af faktiske historiske vandløbsrestaureringsprojekter, som jævnfør analysen af observationsdata resulterede i ringe til ingen effekt på vandføringen nedstrøms. Derfor er det heller ikke overraskende, at modellerne heller ikke viser nogen betydelig effekt af vådlægning. Disse områder kan dog alle betegnes som projekter på et hovedvandløb, hvor projektområdet har udgjort en lille fraktion af det samlede vandløbsopland, og dermed er den opnåelige effekt også lille. Det vil sige at for at opnå en mere effektiv klimatilpasningseffekt, er der behov for at inkludere og implementere projekter på en større del af vandløbsoplandet. På denne baggrund er information om størrelsen af det areal som potentielt kan vådlægges og inddrages i klimatilpasningsprojekter relativt til den samlede vandføring og det samlede vandløbsopland væsentlig.

I dette projekt blev der også opstillet et nationalt GIS kort, som viser det potentielle våde areal langs alle DK-model HIP vandløb, relativt til det samlede oplandsareal – se nærmere under "Anbefalinger" nedenfor og i Appendiks 1.

Modelopsætningerne giver dog mulighed for fremadrettet at simulere mulige effekter af større ændringer af hydrologien, såsom opdæmning eller etablering af engsøer. Da dette projekt har haft fokus på klima-lavbundsprojekter er sådanne større projekter dog ikke inkluderet i beregningerne.

Baseret på erfaringerne fra projektet blev det tydeligt, at analyserne af en mulig hydrologisk effekt af vådlægning har relevante begrænsninger, delvist pga. af deres relativ lille udbredelse, mangelnde data på vandføring eller andet input. På samme tid kan bevidstheden om begrænsninger dog bruges til at lave anbefalinger for at sikre sig en basis for en evaluering af disse effekter – se det følgende afsnit.

Anbefalinger

Behov for langvarige tidsserier af vandføringsobservationer

Analysen i dette projekt blev vanskeliggjort af manglen på langvarige tidsserier af vandføringsobservationer. Vi ville dermed understrege værdien af langvarige tidsserier af vandføringen, både nedstrøms og opstrøms for områder som muligvis er påvirket af en vådlægning eller vandløbsrestaurering. Der burde være særlig fokus på en tidsserie, som så uafbrudt som muligt og uden forskelle i kvaliteten eller systematiske biases dækker over både perioden før og efter et indgreb. Dette ville være en stor hjælp med evalueringen af fremtidige projekters hydrologiske effekter.

Behov for kontinuerlige, homogene klimaobservationer

Tilsvarende skal det fremhæves, at kontinuerlige klimadata er af stor betydning, især nedbørsdata. Dette gælder for hydrologiske simuleringer som gennemført i dette projekt, men derudover en række andre hydrologiske spørgsmål (Andersen et al., 2021; Thodsen et al., 2020; Svendsen and Jung-Madsen, 2020). Konsistensbruddet i DMLs dankse nedbørsobservationer gør analyser som i denne rapport vanskelig, og begrænser deres anvendelse.

Behov for nøjagtige data om vandløb og tværsnit og terrænet

Derudover er det afgørende for en modellering af effekterne af vandløbsrestaurering og vådlægning at have godt kendskab til vandløbets forløb, og dens udformning. Modelresultater vil være sensitiv overfor placeringen og udformningen af vandløb. Især det sidste, dvs. et kendskab til vandløbets tværsnit er en udfordring: Der mangler et landsdækkende database for vandløbstværsnit – selvom man er i gang med at oprette sådan en database som del af HIP². Desuden er det en vanskelig opgave at samle detaljerede tværsnitsdata fra forskellige kilder; se fx erfaringen fra et af SDFE's projekter som del af FODS 6.1 (Stisen et al., 2018). I mange tilfælde mangler et nøjagtigt referencesystem til lokationen i forhold til både lokationen langs vandløbet (eller i x- og y-koordinaterne) og placeringen i z-koordinaterne af tværsnittene.

Hvis terrænet omkring vandløbet også bliver ændret som del af projektet, er det også nødvendigt at kende til disse ændringer. Dette bliver forsimplet af den danske højdemodel, som i den seneste tid bliver opdateret hver femte år.

Noget lignende gælder også vådlægningsprojekter: I Danmark er omkring halvdelen af landbrugsarealet drænet, typisk med drænrør i undergrunden. Udover det er mange skovområder drænet med åbne grøfter. Dræinfrastrukturen har en afgørende betydning for mange

² <https://hip.dataforsyningen.dk/#historical/3/600000/6225000/0/b01/1158290488138/day/h22/high>

aspekter af det hydrologiske kredsløb, bl.a. skaber dræn en hurtig genvej for vandet fra ned-sivningen eller det øverste grundvand til vandløb. På trods af dette, og flere initiativer til at tilvejebringe data (fx Olesen, 2009; Møller et al., 2018; Motarjemi et al., 2021), mangler der detaljeret viden om udstrækningen og effektiviteten af drænetværket, især de udbredte underjordiske drænrør. Et detaljeret kendskab til drænforhold især både før og efter en vådlægning er afgørende for en vurdering af dens effekter på hydrologien og afstrømningen.

Anbefalinger til lokalisering af mulige klimatilpasningseffekter

Der kan ikke forventes en væsentlig klimatilpasningseffekt ved vådlægning af lavbundslande indenfor de typiske klima-lavbundsprojekter med fokus på en reduktion af emissioner af drivhusgasser. Vådlægningsprojekter muliggør i princippet en forøgelse af bufferkapaciteten i et lavbundsområde, som potentielt kunne reducere høje vandføringer og forøge lave sommervandføringer. Dog viser både litteraturstudiet samt data- og modelanalyser, at effekten er meget lille for typiske danske vådlægningsprojekter. Dette skyldes, at vådlægningsprojekter typisk placeres, hvor vandgennemstrømningen fra opstrøms arealer er stor relativt til det areal som vådlægges. Der er derfor et misforhold mellem den vandmængde, som skal tilbageholdes, og det areal der vådlægges. Vådlægningen kan som regel kun påvirke tilstrømningen fra det vådlagte areal selv, men ikke påvirke vandføringen fra opstrøms arealer. Desuden forekommer de største vandføringer om vinteren – hvor meget af jorden, især i de ånære områder, ofte er vandmættet i forvejen og bufferkapaciteten for yderligere tilbageholdelse derfor er ringe. For nogle af case-områderne (Gels Å og Stavis Å) indikerede data-analyser mod reference-stationer, at der kunne være en vis reduktion af middel til høje vandføringer ved vådlægningsprojekter, men lignende tendenser kunne ikke ses for de andre case-områder. Helt opstrøms i vandløb, hvor en stor andel af oplandet vil kunne vådlægges vil der være potentiale for en vis klimatilpasningseffekt. Skal der tilbageholdes store vandmængder fra opstrøms arealer kræver det projekter, som rækker ud over typiske vandløbsrestaureringer og klima-lavbundsprojekter. Dette kunne være deciderede opdæmninger og etablering af større engsøer – på trods af at selv dette kan være vanskeligt i oplande som de danske med mange interesser og lidt plads til at vand kan udbrede sig uden negative påvirkninger af infrastruktur eller landbrug.

En central konklusion af vores arbejde er, at man har behov for detaljerede modeller for at faktisk kunne belyse effekten af vådområder og deres re-etablering, især når det gælder effekter i sammenhæng med klimatilpasning – lige som også anbefalet i den internationale litteratur (fx Fossey and Rousseau, 2016). Effekterne af vådområder på hydrologien, eller nærmere vandføringen, er for komplekse afhængig af vådområderne størrelse, type, forbindelse med vandløbsnetværket og grundvandet, lokalt klima, og på oplandsskala også samspillet mellem flere vådområder langs samme vandløbssystemet. Denne kompleksitet er også afspejlet i en større undersøgelse gennemført i den skotske ækvivalent til miljøstyrelsen. De udviklede et "Natural Flood Management Handbook"³ (Forbes et al., 2015), samt et national kort over "Opportunities for Natural Flood Management"⁴ (Scottish Environment Protection Agency, 2013), dvs. potentielle områder til håndtering af oversvømmelser. Dette

³ <https://www.sepa.org.uk/media/163560/sepa-natural-flood-management-handbook1.pdf>

⁴ <https://map.sepa.org.uk/floodmap/map.htm>

resulterede i en nationalt udpegning af egende områder til forskellige tiltag til reduktion af vandføring og vandparkering, etc., dog uden at det muligheden for en kvantificering af effekten.

Baseret på hele erfaringen fra projektet – og de nævnte andre projekter fra litteraturen – blev der i projektet skabt et GIS kort. Kortet viser arealet som potentielt kan være vådområde, for hver punkt langs vandløb (hver vandløbspunkt i DK-model HIP), sammenlignet med vandløbspunktets totale oplandsareal. Dette GIS kort dækker hele Danmark, og kan bruges til en første vurdering af i hvilke områder der muligvis kan forventes en relevant effekt af vådlægning på vandføringen. Som nævnt kan den ikke bruges til at kvantificere effekten, men burde hellere bruges til identifikation af mulige områder hvor det så kan betale sig at opstille detailmodeller for, for at faktisk belyse hydrologiske effekter af en mulig vådlægning eller vandløbsrestaurering. Kortet er nærmere beskrevet i Appendiks 1 nedenfor.

Referencer

Acreman, M. and Bullock, a.: The role of wetlands in the hydrological cycle, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 7, 358–389, 2003.

Acreman, M. and Holden, J.: How wetlands affect floods, 33, 773–786, <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0473-2>, 2013.

Ahmad, S., Liu, H., Günther, A., Couwenberg, J., and Lennartz, B.: Long-term rewetting of degraded peatlands restores hydrological buffer function, *Sci. Total Environ.*, 749, 141571, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141571>, 2020.

Ameli, A. A. and Creed, I. F.: Does Wetland Location Matter When Managing Wetlands for Watershed-Scale Flood and Drought Resilience?, *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 55, 529–542, <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12737>, 2019.

Andersen, R. C., Christensen, O., Schmith, T., Christiansen, B., Scharling, M., Vedel, H., Ribergaard, M., Vejen, F., Olesen, M., Butts, M., and Sarup, K.: Undersøgelser af DMI's nedbørsdata til anvendelse for hydrologiske formål, 2021.

Burt, T. P.: The role of wetlands in runoff generation from headwater catchments, in: *Hydrology and Hydrochemistry of British Wetlands*, edited by: Hughes, J. M. R. and Heathwaite, A. L., John Wiley and Sons Ltd., 21–38, 1994.

Chan, S. S., Seidenfaden, I. K., Jensen, K. H., and Sonnenborg, T. O.: Climate change impacts and uncertainty on spatiotemporal variations of drought indices for an irrigated catchment, *J. Hydrol.*, 601, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126814>, 2021.

Chow, V. T.: *Open Channel Hydraulics*, McGraw-Hill, New York, 728 pp., <https://doi.org/ISBN-07-010776-9>, 1959.

Dadson, S. J., Hall, J. W., Murgatroyd, A., Acreman, M., Bates, P., Beven, K., Heathwaite, L., Holden, J., Holman, I. P., Lane, S. N., O'Connell, E., Penning-Rowsell, E., Reynard, N., Sear, D., Thorne, C., and Wilby, R.: A restatement of the natural science evidence concerning catchment-based 'natural' flood management in the UK, *Proc. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.*, 473, 20160706, <https://doi.org/10.1098/rspa.2016.0706>, 2017.

FOHM - Fælles offentlig hydrologisk model: <https://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/kortlaegning-2016-2020/fohm-faelles-offentlig-hydrologisk-model/>, last access: 11 March 2020.

DHI: MIKE HYDRO River User Guide, https://manuals.mikepoweredbydhi.help/2020/Water_Resources/MIKEHydro_River_UserGuide.pdf, 2020a.

DHI: MIKE SHE - User Guide and Reference Manual, https://manuals.mikepoweredbydhi.help/2020/Water_Resources/MIKE_SHE_Print.pdf, 2020b.

Forbes, H., Ball, K., and Fiona, M.: *Natural Flood Management Handbook*, Scottish Environment Protection Agency, 139 pp., 2015.

Fossey, M. and Rousseau, A. N.: Assessing the long-term hydrological services provided by wetlands under changing climate conditions: A case study approach of a Canadian watershed, *J. Hydrol.*, 541, 1287–1302, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.032>, 2016.

Goudarzi, S., Milledge, D. G., Holden, J., Evans, M. G., Allott, T. E. H., Shuttleworth, E. L., Pilkington, M., and Walker, J.: Blanket Peat Restoration: Numerical Study of the Underlying Processes Delivering Natural Flood Management Benefits, *Water Resour. Res.*, 57, <https://doi.org/10.1029/2020WR029209>, 2021.

Greve, M. H., Greve, M. B., Peng, Y., Pedersen, B. F., Bjørn, A. B., Lærke, P. E., Elsgaard, L., Børgesen, C. D., Bak, J. L., Axelsen, J. A., Gyldenkærne, S., Heckrath, G. J., Zak, D. H., Strandberg, M. T., Krogh, P. H., Iversen, B. V., Sørensen, E. M., and Hoffmann, C. C.:

- Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord, Rådgivningsrapport fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug, 137 pp., 2021.
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., and Martinez, G. F.: Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling, *J. Hydrol.*, 377, 80–91, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>, 2009.
- Halsnæs, K., Larsen, M. A. D., and Drenck, K. L.: Samfundsøkonomiske konsekvenser af oversvømmelser og investeringer i klimatilpasning, 56 pp., 2022.
- Hansen, H. O. (Ed.): River restoration - Danish experience and examples, National Environmental Research Institute, Denmark, 1996.
- Hansen, H. O.: Restaurering af Brede Å - Effekter på invertebratfaunaen, Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 1999.
- Henriksen, H. J., Kragh, S. J., Gotfredsen, J., Ondracek, M., van Til, M., Jakobsen, A., Schneider, R. J. M., Koch, J., Trolborg, L., Rasmussen, P., Pasten-Zapata, E., and Stisen, S.: Dokumentationsrapport vedr. modelleverancer til Hydrologisk Informations- og Prognosesystem, GEUS, <https://doi.org/10.22008/gpub/38113>, 2020a.
- Henriksen, H. J., Kragh, S. J., Gotfredsen, J., Ondracek, M., van Til, M., Jakobsen, A., Schneider, R. J. M., Koch, J., Trolborg, L., Rasmussen, P., Pasten-Zapata, E., and Stisen, S.: Sammenfatningsrapport vedr. modelleverancer til Hydrologisk Informations- og Prognosesystem, GEUS, <https://doi.org/10.22008/gpub/38112>, 2020b.
- Henriksen, H. J., Schneider, R. J. M., and Nilsson, B.: Analysis of drought indicators based on a national coupled hydrological model, *GEUS*, 41 pp., <https://doi.org/10.22008/gpub/34660>, 2022.
- Henriksen, H. J. J., Jakobsen, A., Pasten-Zapata, E., Trolborg, L., and Sonnenborg, T. O. O.: Assessing the impacts of climate change on hydrological regimes and fish EQR in two Danish catchments, *J. Hydrol. Reg. Stud.*, 34, 100798, <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100798>, 2021.
- Hoffmann, C. C. and Baattrup-Pedersen, A.: Re-establishing freshwater wetlands in Denmark, *Ecol. Eng.*, 30, 157–166, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.022>, 2007.
- Hoffmann, C. C., Baattrup-Pedersen, A., Amsinck, S. L., and Clausen, P.: Overvågning af Vandmiljøplan II - Vådområder 2005, Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet, 127 pp., 2006.
- Holden, J., Wallage, Z. E., Lane, S. N., and McDonald, A. T.: Water table dynamics in undisturbed, drained and restored blanket peat, *J. Hydrol.*, 402, 103–114, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.010>, 2011.
- James, C. S.: Evaluation of Methods for Predicting Bend Loss in Meandering Channels, *J. Hydraul. Eng.*, 120, 245–253, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1994\)120:2\(245\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1994)120:2(245)), 1994.
- Javaheri, A. and Babbar-Sebens, M.: On comparison of peak flow reductions, flood inundation maps, and velocity maps in evaluating effects of restored wetlands on channel flooding, *Ecol. Eng.*, 73, 132–145, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.021>, 2014.
- Jones, J. A. A.: Soil piping and catchment response, *Hydrol. Process.*, 24, 1548–1566, <https://doi.org/10.1002/hyp.7634>, 2010.
- Karlsson, I. B., Sonnenborg, T. O., Refsgaard, J. C., Trolle, D., Børgesen, C. D., Olesen, J. E., Jeppesen, E., and Jensen, K. H.: Combined effects of climate models, hydrological model structures and land use scenarios on hydrological impacts of climate change, *J. Hydrol.*, 535, 301–317, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.069>, 2016.
- Khatua, K. K., Patra, K. C., and Nayak, P.: Meandering effect for evaluation of roughness coefficients in open channel flow, *WIT Trans. Ecol. Environ.*, 146, 213–226, <https://doi.org/10.2495/RM110191>, 2011.
- Klimarådet: Kulstofrige lavbundsjord - Forslag til ny model for effektiv regulering og vådlægning, Klimarådet, 49 pp., 2020.
- Koch, J. and Schneider, R.: Long short-term memory networks enhance rainfall-runoff modelling at the national scale of Denmark, *GEUS Bull.*, 49, 8292, <https://doi.org/10.34194/geusb.v49.8292>,

2022.

Kristensen, E. A., Kronvang, B., Wiberg-Larsen, P., Thodsen, H., Nielsen, C., Amor, E., Friberg, N., Pedersen, M. L., and Baattrup-Pedersen, A.: 10 years after the largest river restoration project in Northern Europe: Hydromorphological changes on multiple scales in River Skjern, *Ecol. Eng.*, 66, 141–149, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.001>, 2014a.

Kristensen, E. A., Jepsen, N., Nielsen, J., and Koed, A.: Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 62 pp., 2014b.

Kronvang, B., Tornbjerg, H., Hoffmann, C. C., Poulsen, J. R., and Windolf, J.: Documenting success stories of management of phosphorus emissions at catchment scale: An example from the pilot river Odense, Denmark, *Water Sci. Technol.*, 74, 2097–2104, <https://doi.org/10.2166/wst.2016.379>, 2016.

Levin, G., Jepsen, M. R., and Blemmer, M.: Basemap, Technical documentation of a model for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark, 47 pp., 2012.

Liu, H., Rezanezhad, F., and Lennartz, B.: Impact of land management on available water capacity and water storage of peatlands, *Geoderma*, 406, 115521, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115521>, 2022.

Madsen, S., Debois, P., Jensen, P. S., Hyldegaard, P., Helgren, O., Bygballe, T., Jensen, A. R., Kristensen, A.-M. G., Madsen, O. S., Mogensen, B. L., Karlog, T., Kann, O., Bangsgaard, L., and Ottesen, O.: Vandløbsrestaurering i Danmark - 24 eksempler, edited by: Madsen, S. and Debois, P., Storstrøms Amt, Teknik- og Miljøforvaltningen, 2006.

Metcalfe, P., Beven, K., Hankin, B., and Lamb, R.: A new method, with application, for analysis of the impacts on flood risk of widely distributed enhanced hillslope storage, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 22, 2589–2605, <https://doi.org/10.5194/hess-22-2589-2018>, 2018.

Miljøstyrelsen: NOVANA. Det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur, Miljøstyrelsen, Miljøstyrelsen, 151 pp., 2022.

Møller, A. B., Børgesen, C. D., Bach, E. O., Iversen, B. V., and Moeslund, B.: Kortlægning af drænedede arealer i Danmark, 2018.

Motarjemi, S. K., Møller, A. B., Plauborg, F., and Iversen, B. V.: Predicting national-scale tile drainage discharge in Denmark using machine learning algorithms, *J. Hydrol. Reg. Stud.*, 36, 100839, <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100839>, 2021.

Stavids Å Vådombådeprojekt - Realisering: <https://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/stavids-aa-vaadomraadeprojekt-realiserings/>, last access: 23 May 2023.

Nutt, N. and Perfect, C.: Allan Water Natural Flood Management Techniques and Scoping Study. Scoping Report, Scottish Environment Protection Agency, 153 pp., 2011.

Odgaard, M. V., Turner, K. G., Bøcher, P. K., Svenning, J. C., and Dalgaard, T.: A multi-criteria, ecosystem-service value method used to assess catchment suitability for potential wetland reconstruction in Denmark, *Ecol. Indic.*, 77, 151–165, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.001>, 2017.

Olesen, S. E.: Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabselement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund, 30 pp., 2009.

Ovesen, N. B., Larsen, S. E., Schlünsen, K., Moeslund, B., and Larsen, L. K.: Afprøvning af forslag til metode til konsekvensvurdering af ændret vandløbsvedligeholdelse, 150 pp., 2015.

Pedersen, M. L., Hoffmann, C. C., and Kronvang, B.: Restaurering af Brede Å - Vand- og næringsstofbalancer i de vandløbsnære arealer, Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 1998.

Poulsen, J. B.: Stream flow - its estimation, uncertainty and interaction with groundwater and floodplains, Aarhus University, 171 pp., 2013.

Poulsen, J. B., Hansen, F., Ovesen, N. B., Larsen, S. E., and Kronvang, B.: Linking floodplain hydraulics and sedimentation patterns along a restored river channel: River Odense, Denmark,

- Ecol. Eng., 66, 120–128, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.05.010>, 2014.
- Ribe Amt: Genopretning af Varde Å - Projektbeskrivelse, 2005.
- Scharling, M.: Klimagrid Danmark - Nedbør, lufttemperatur og potentiel fordampning 20X20 & 40x40 km - Metodebeskrivelse, Danish Meteorological Institute, 1999a.
- Scharling, M.: Klimagrid Danmark Nedbør 10x10 km (ver. 2) - Metodebeskrivelse, Danish Meteorological Institute, 1999b.
- Schneider, R., Stisen, S., and Højberg, A. L.: Hunting for Information in Streamflow Signatures to Improve Modelled Drainage, 14, 110, <https://doi.org/10.3390/w14010110>, 2022a.
- Schneider, R., Koch, J., Troldborg, L., Henriksen, H. J., and Stisen, S.: Machine-learning-based downscaling of modelled climate change impacts on groundwater table depth, Hydrol. Earth Syst. Sci., 26, 5859–5877, <https://doi.org/10.5194/hess-26-5859-2022>, 2022b.
- Scottish Environment Protection Agency: Identifying Opportunities for Natural Flood Management, SEPA Corporate Office, Stirling, 13 pp., 2013.
- Sechu, G. L., Nilsson, B., Iversen, B. V., Greve, M. B., Børgesen, C. D., and Greve, M. H.: A stepwise gis approach for the delineation of river valley bottom within drainage basins using a cost distance accumulation analysis, 13, 827, <https://doi.org/10.3390/w13060827>, 2021.
- Şen, Z.: Innovative Trend Analysis Methodology, J. Hydrol. Eng., 17, 1042–1046, [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000556](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000556), 2012.
- Shuttleworth, E. L., Evans, M. G., Pilkington, M., Spencer, T., Walker, J., Milledge, D., and Allott, T. E. H.: Restoration of blanket peat moorland delays stormflow from hillslopes and reduces peak discharge, J. Hydrol. X, 2, <https://doi.org/10.1016/j.hydroa.2018.100006>, 2019.
- Spyrou, C., Loupis, M., Charizopoulos, N., Arvanitis, P., Mentzafou, A., Dimitriou, E., Debele, S. E., Sahani, J., and Kumar, P.: Evaluating Nature-Based Solution for Flood Reduction in Spercheios River Basin Part 2: Early Experimental Evidence, 14, 10345, <https://doi.org/10.3390/su141610345>, 2022.
- Stisen, S., Højberg, A. L., Troldborg, L., Refsgaard, J. C., Christensen, B. S. B., Olsen, M., and Henriksen, H. J.: On the importance of appropriate precipitation gauge catch correction for hydrological modelling at mid to high latitudes, Hydrol. Earth Syst. Sci., 16, 4157–4176, <https://doi.org/10.5194/hess-16-4157-2012>, 2012.
- Stisen, S., Schneider, R., Ondracek, M., and Henriksen, H. J.: Modellering af terrænnært grundvand, vandstand i vandløb og vand på terræn for Storå og Odense Å. Slutrapport (FODS 6.1 Fasttrack metodeudvikling), GEUS, 1–170 pp., <https://doi.org/10.22008/gpub/32582>, 2018.
- Stisen, S., Ondracek, M., Troldborg, L., Schneider, R. J. M., and van Til, M. J.: National Vandressource Model - Modelopstilling og kalibrering af DK-model 2019, GEUS, <https://doi.org/10.22008/gpub/32631>, 2019.
- Svendsen, L. M. and Jung-Madsen, S. (Eds.): Homogenitetsbrud og potentielle fejl i nedbørsdata - Eksempler på konsekvenser for myndighedsbetjeningen, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 pp., 2020.
- Tang, Y., Leon, A. S., and Kavvas, M. L.: Impact of Size and Location of Wetlands on Watershed-Scale Flood Control, Water Resour. Manag., 34, 1693–1707, <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02518-3>, 2020.
- Thodsen, H., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Højberg, A. L., Stisen, S., and Troldborg, L.: Betydning af sandsynligvis underestimeret nedbør på den beregnede tilførsel af vand, kvælstof og fosfor til havet, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 pp., 2020.
- Walters, K. M. and Babbar-Sebens, M.: Using climate change scenarios to evaluate future effectiveness of potential wetlands in mitigating high flows in a Midwestern U.S. watershed, Ecol. Eng., 89, 80–102, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.014>, 2016.
- WSP: Helhedsplan for Gudenåen. Oplandsanalyse og Vandparkering i Gudenåsystemet - Potentiale for tilbageholdelse af vand, 15 pp., 2021.

Wu, Y., Zhang, G., Rousseau, A. N., and Xu, Y. J.: Quantifying streamflow regulation services of wetlands with an emphasis on quickflow and baseflow responses in the Upper Nenjiang River Basin, Northeast China, *J. Hydrol.*, 583, 124565, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124565>, 2020.

Appendiks 1 – Nationalt datasæt som input til potentialekort for klimatilpasningseffekter

Baseret på den ovenfor beskrevne litteraturstudie samt analyser af historiske vandløbsrestaurerings- og vådlægnings-projekter vha. data og modeller vurderes det at data om vandløbsoplandes arealsammensætning samt vandføring vil være centrale data for at vurdere en mulig klimatilpasningseffekt ved vådlægning. Her er oplandets størrelse og relative andel af arealer som kan vådlægges væsentlige, sammen med informationer om vandløbets afstrømningsdynamik og dennes projekterede ændring i et fremtidigt klima.

Der er på denne baggrund udarbejdet et nationalt digitalt kortmateriale som indeholder disse informationer for ca. 60.000 vandløbspunkter. Disse vandløbspunkter er baseret på DK-Model HIP da dette muliggør en kobling til simulerede vandføringstidsserier samt klimafremskrivning af disse (Henriksen et al., 2020a). Disse vandføringsdata, samt klimafaktor fra klimafremskrivningerne er udstillet og frit tilgængelig via det Hydrologiske Informations- og Prognosesystem (HIP)⁵. For hvert vandløbspunkt er der beregnet et oplandspolygon⁶, og for hvert af disse polygoner er der foretaget en GIS analyse af de samlede arealer som er vådområder og ådale eller lavbundslande, som potentielt kan blive vådlagt. I analysen anvendte vi to datasæt:

- (i) "lavbundslande": Et kort over de organiske lande i Danmark, Teksturogkort 2014 (som beskrevet af Greve et al. (2021), afsnit 2.1), hvor i vores analyse indgår alle lande med en organisk indhold over 6%
- (ii) "ådale": Et kort over ådalene i Danmark baseret på en national GIS analyse af Sechu et al. (2021)

Lavbundslandene er typisk indeholdt i vådområde og ådals arealerne, hvorfor det samlede areal som potentielt kunne vådlægges udgøres af det samlede areal af lavbundslande, vådområder og ådale. Nogle af de arealer som er indeholdt i lavbundslande og ådale er muligvis allerede helt eller delvist vådlagt. Eksisterende søer er ligeledes inkluderet i arealangivelsen, da disse skal modregnes idet de antages ikke at kunne vådlægges yderligere. Der vil fremadrettet være mulighed for at revurdere eller opdatere de bagvedliggende kortmaterialer og det nuværende nationale kort skal ses som en første version.

Figur 31 illustrerer den information som er tilgængelig for alle 60.000 vandløbspunkter. Der vil være oplandsareal og data tabeller til alle vandløbspunkter. I zoomet nederst i Figur 31 er det eksemplificeret ved tre udvalgte oplandspolygoner, som illustrerer et vandløb hvor der opstrøms er en stor andel af arealer som potentielt kan vådlægges (opland 1), mens denne

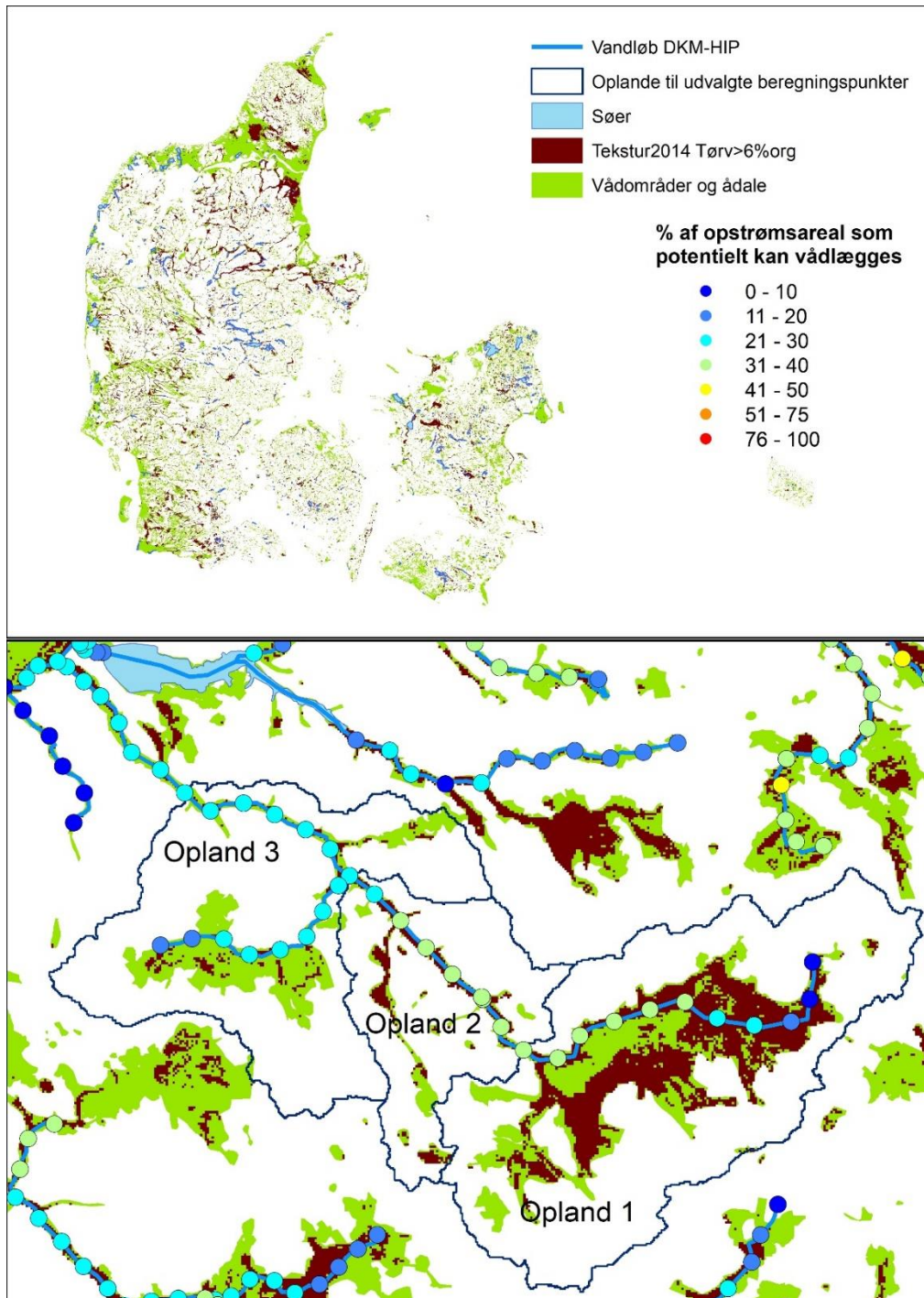
⁵ Historiske vandføring fra DK-model HIP 100 m i ~60.000 vandløbspunkter: <https://hip.dataforsyningen.dk/#historical/3/600000/6225000/0/b01/1158290541870/day/h17/high>

Klimafaktorer fra fremskrivningen for vandløbspunkter fra DK-model HIP 500 m:

<https://hip.dataforsyningen.dk/#future/3/600000/6225000/0/b01/1158290541870/day/h17.f03/high>

⁶ Dette datasæt over vandløbsoplande er dermed meget finere end det kendte ID15 datasæt, og blev udarbejdet og stillet til rådighed af **Kenneth Thorø Martinsen, Biologisk Institut, Københavns Universitet**

andel reduceres længere nedstrøms (opland 2 og 3). Alle oplande er "nastede" oplande således at opland 2 indeholder opland 1 og opland 3 indeholder opland 1 og 2 osv.



Figur 31. Illustration af potentialekortet for klimatilpasningseffekter. Øverst: Overblik over de udvalgte datasæt. Nederst: Eksempeludsnit med flere større oplande (ID15). Datasættet eksisterer for hvert DK-model HIP vandløbspunkt (cirkler).

Name	mean	min	max	std	Q01	Q05	Q10	Q25	Q50	Q75	Q90	Q95	Q99	medmin	medmax	T2	T5	T10	T20
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_8368.0	0.010174	0.000539	0.125122	0.012455	0.05853	0.033016	0.025834	0.014562	0.004812	0.002084	0.001364	0.001082	0.000752	0.001331	0.0040456	0.042515	0.064541	0.082153	0.101743
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_7960.8	0.013281	0.001147	0.148543	0.015429	0.073426	0.042	0.032268	0.019139	0.00657	0.003038	0.002102	0.001744	0.001367	0.002043	0.049981	0.025196	0.07843	0.099002	0.121531
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_7533.6	0.015596	0.001706	0.177241	0.017441	0.084093	0.047995	0.038352	0.022168	0.008005	0.004037	0.002951	0.002542	0.002087	0.002941	0.056664	0.058408	0.088848	0.112426	0.138686
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_7106.4	0.019929	0.002267	0.239461	0.021741	0.103356	0.060221	0.048523	0.028426	0.010485	0.005273	0.003909	0.003336	0.002776	0.003792	0.07165	0.075233	0.113199	0.144563	0.180365
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_6679.2	0.024629	0.002798	0.35301	0.027108	0.128589	0.073716	0.056988	0.035002	0.013072	0.006569	0.004536	0.004125	0.003404	0.004477	0.089559	0.09363	0.148942	0.196391	0.254042
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_6252.0	0.025401	0.002099	0.35814	0.027824	0.132054	0.075444	0.060365	0.036097	0.013549	0.006848	0.005047	0.004291	0.003557	0.004708	0.087435	0.096294	0.152389	0.200973	0.258546
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_6252.0_Do	0.044357	0.00423	0.689509	0.051356	0.23759	0.13571	0.110622	0.064336	0.022517	0.010098	0.007179	0.006082	0.005014	0.006793	0.162531	0.16514	0.230334	0.302364	0.519024
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_5767.3333	0.048051	0.004374	0.722758	0.055569	0.256688	0.148086	0.120335	0.068825	0.02421	0.010831	0.007854	0.006456	0.005281	0.007014	0.176141	0.199388	0.322275	0.425714	0.545539
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_5282.6666	0.052119	0.005106	0.802512	0.059694	0.277416	0.159626	0.128837	0.074947	0.026695	0.012422	0.00894	0.007605	0.006614	0.00813	0.188034	0.212538	0.345884	0.458861	0.593233
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_4796.0	0.053079	0.005347	0.808126	0.060476	0.281291	0.16223	0.130959	0.076316	0.027288	0.012816	0.009255	0.007877	0.006366	0.008452	0.190475	0.215425	0.349721	0.46415	0.598007
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_4796.0_Do	0.088158	0.007577	1.645296	0.106969	0.459194	0.279201	0.220357	0.128953	0.043512	0.016541	0.013207	0.010653	0.008688	0.012232	0.338397	0.378954	0.620346	0.832049	1.082306
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_4422.3333	0.089938	0.008275	1.861489	0.107704	0.498653	0.282965	0.222622	0.129523	0.044705	0.019646	0.014043	0.011804	0.009574	0.013204	0.343224	0.381916	0.627099	0.835688	1.091444
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_4048.6666	0.092419	0.00935	1.681336	0.10957	0.509386	0.298074	0.2282	0.131591	0.046428	0.021104	0.015371	0.013069	0.010791	0.014468	0.351085	0.389621	0.638015	0.852914	1.107358
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_3871.0	0.093206	0.009686	1.684252	0.110066	0.511604	0.29803	0.22975	0.132703	0.047038	0.021457	0.015688	0.013365	0.011046	0.014706	0.352752	0.391414	0.640282	0.855451	1.110144
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_3871.0_Do	0.146604	0.017052	2.334383	0.158626	0.741236	0.436513	0.344888	0.204256	0.081272	0.042583	0.030883	0.025849	0.020807	0.030525	0.518696	0.588542	0.904857	1.194434	1.536002
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_3205.5	0.14948	0.017995	2.347446	0.160399	0.748358	0.443299	0.352061	0.208176	0.083491	0.044088	0.032084	0.02703	0.021859	0.031721	0.5245	0.575067	0.913293	1.204213	1.547084
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_2740.0	0.153075	0.019698	2.368656	0.162294	0.752601	0.450731	0.356109	0.212001	0.086598	0.044422	0.03305	0.028745	0.023303	0.033336	0.514441	0.562456	0.924177	1.216545	1.561079
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_2740.0_Do	0.176827	0.023077	2.611009	0.183696	0.860652	0.513758	0.408437	0.24398	0.101929	0.055884	0.041134	0.03524	0.028795	0.0404	0.602574	0.680449	1.040572	1.365291	1.745915
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_2355.25	0.181247	0.02449	2.631814	0.188374	0.872863	0.523842	0.414455	0.249153	0.105455	0.058605	0.043205	0.037146	0.030416	0.042462	0.614243	0.671709	1.045699	1.381338	1.76385
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_1970.5	0.18397	0.025441	2.645474	0.188165	0.880368	0.530261	0.419429	0.252404	0.107895	0.060168	0.04447	0.038276	0.031481	0.043701	0.621235	0.678652	1.063785	1.391934	1.775939
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_1585.75	0.188272	0.026985	2.660227	0.191302	0.897367	0.54051	0.427146	0.257856	0.110729	0.062267	0.046253	0.03989	0.032935	0.045444	0.629705	0.688709	1.079838	1.410925	1.798971
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_1201.0	0.188783	0.026888	2.682501	0.191677	0.899344	0.541678	0.426263	0.258676	0.111442	0.062452	0.046417	0.040015	0.033008	0.046602	0.631087	0.690093	1.09301	1.412806	1.801762
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_1201.0_Do	0.243574	0.0311	4.023801	0.265084	1.246258	0.722474	0.565038	0.33366	0.136897	0.073355	0.053749	0.045811	0.037777	0.051705	0.891596	0.964841	1.571039	2.095706	2.718463
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_724.75	0.248717	0.032595	4.077399	0.268913	1.26556	0.734208	0.573682	0.339761	0.140654	0.07609	0.055884	0.047812	0.039506	0.053969	0.897908	0.983677	1.597037	2.126321	2.759333
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_246.5	0.252206	0.033978	4.098444	0.271126	1.276996	0.741564	0.58011	0.343963	0.143283	0.078184	0.057907	0.049525	0.04114	0.055915	0.897788	0.992285	1.609717	2.143889	2.776362
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_1727.75	0.25624	0.034721	4.145597	0.275237	1.288438	0.752818	0.589352	0.349995	0.145588	0.079458	0.058838	0.050447	0.042042	0.057039	0.902118	1.007222	1.63232	2.172813	2.812474
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_704.0	0.26004	0.035591	4.177312	0.278522	1.314214	0.763533	0.597323	0.354977	0.148095	0.080977	0.060092	0.05153	0.043009	0.058206	0.914576	1.019605	1.650028	2.195084	2.838999
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_986.5	0.261901	0.03599	4.197994	0.280244	1.322462	0.768599	0.601114	0.357191	0.149206	0.081721	0.060638	0.052073	0.043476	0.058809	0.921532	1.026752	1.681324	2.208571	2.854882
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_1269.0	0.262404	0.036918	4.205293	0.280793	1.324618	0.769844	0.602383	0.358296	0.149569	0.081822	0.060744	0.052107	0.043483	0.058843	0.924033	1.029274	1.684479	2.212178	2.859825
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_1269.0_Do	0.363239	0.044544	5.546892	0.408979	1.907346	1.134548	0.875314	0.498462	0.191168	0.100941	0.07508	0.064251	0.053596	0.07236	1.39088	1.507738	2.388851	3.110154	3.927592
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_1727.5	0.371063	0.044621	5.618124	0.416177	1.946288	1.158772	0.894679	0.505402	0.196002	0.102884	0.076232	0.06481	0.053902	0.072941	1.442953	1.538367	2.430758	3.159842	3.984801
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_2186.0	0.376458	0.044781	5.726525	0.423143	1.97544	1.17706	0.908331	0.512503	0.198501	0.103831	0.07674	0.065112	0.054143	0.073461	1.443292	1.561073	2.46918	3.210999	4.066832
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_284.5	0.3807	0.0453	5.771681	0.427462	1.992007	1.189898	0.918467	0.519431	0.200704	0.104671	0.077422	0.065685	0.054688	0.074195	1.458062	1.577023	2.493216	3.243372	4.093633
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_3103.0	0.380255	0.046064	5.722205	0.440113	2.051765	1.215474	0.947146	0.534118	0.205741	0.106454	0.078614	0.066525	0.055452	0.075587	1.487398	1.619238	2.578489	3.369252	4.270421
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_3561.5	0.387384	0.047651	6.065187	0.447784	2.08315	1.238845	0.950751	0.544084	0.209788	0.108329	0.080041	0.067881	0.066919	0.077134	1.510004	1.643849	2.615504	3.415192	4.353307
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_4020.0	0.402297	0.047658	6.119483	0.453338	2.111441	1.251784	0.970756	0.551063	0.212502	0.109673	0.081038	0.06865	0.067276	0.078006	1.536005	1.685767	2.646703	3.452662	4.388883
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_4478.5	0.408429	0.047831	6.183626	0.459567	2.140573	1.271302	0.986263	0.560829	0.216207	0.110923	0.081737	0.069222	0.067562	0.078802	1.55356	1.688918	2.67826	3.492197	4.415474
Novana_Model_TUDE_AA_DK1_4937.0	0.412522	0.047861	6.317217	0.465882	2.167279	1.28475	0.997151	0.568888	0.218688	0.111236	0.081822	0.069273	0.067598	0.078918	1.574564	1.709902	2.715234	3.542086	4.482615

Figur 32. Eksempel på beregnet historisk vandføringsstatistik for et udsnit af vandløbspunkterne. Hertil kommer arealfractioner opstrøms vandløbspunktet.

Datasættet vil være tilgængelig som et enkelt punkt-tema, hvor tabeller for hvert punkt vil indeholde udvalgt vandføringsstatistik for en historisk periode (1990-2020) (f.eks. som illustreret i Figur 32). For hvert punkt vil der desuden være angivet opstrøms areal, samt areal-andelen af de ovennævnte våde naturtyper. Derudover kan hvert vandløbspunkt kobles til statistik for klimafremskrivning af de udvalgte vandføringsstatistikker fra HIP portalen, f.eks. en fremskrivning af middelvandføring, højje og lave vandføringer til perioden 2070-2100 for et givent emissionsscenario (RCP4.5 og RCP8.5).

Vandløbspunkterne er navngivet efter DK-Modellens navngivning, og kan kobles direkte til data fra HIP portalen, men indeholder ikke specifikke stednavne. Det er op til brugeren, vha. af GIS datasættet at sammenholde dette med deres specifikke interesseområde.

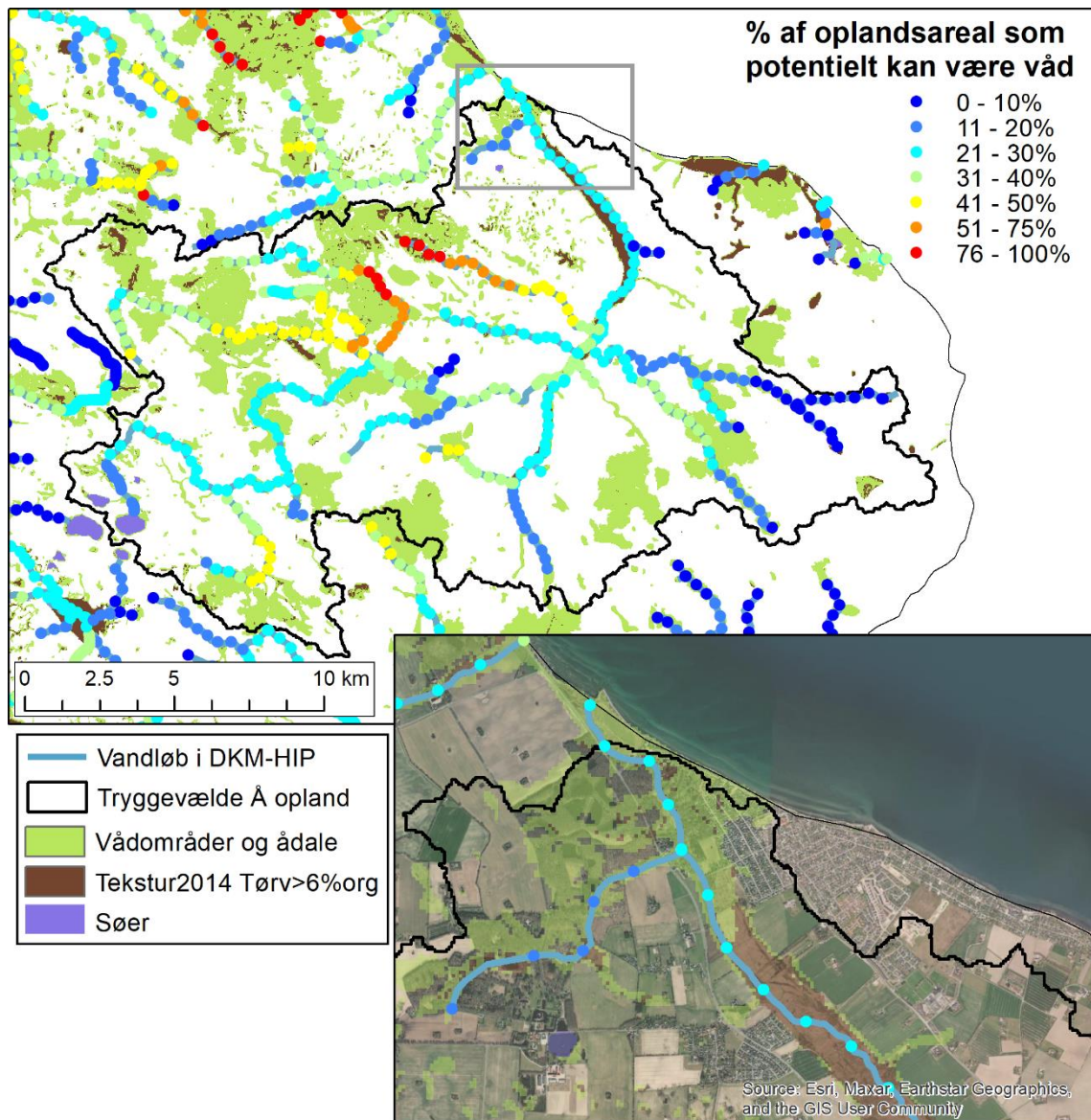
Anvendelse af kortet

Tanken med kortet er at det kan give brugeren mulighed for til ethvert vandløbspunkt at få et billede af vandføringen samt arealsammensætningen opstrøms for vandløbspunktet. Med denne information er det forhåbningen at der kan foretages en første screening af potentialet for at opnå en klimatilpasnings effekt ved etablering af vådlægningsprojekter. I et opland hvor en stor andel af oplandet udgøres af lavbundjorde, vådområder og ådale (typisk opstrøms i vandløbssystemer) vil det således forventes at der er størst potentiale for effekt, under forudsætning af at arealet kan inkluderes i vådlægningen. Omvendt vil det nedstrøms, hvor den samlede andel af oplandet der udgøres af lavbundjorde og vådområder er lav, typisk være et begrænset potentiale for klimatilpasningseffekter.

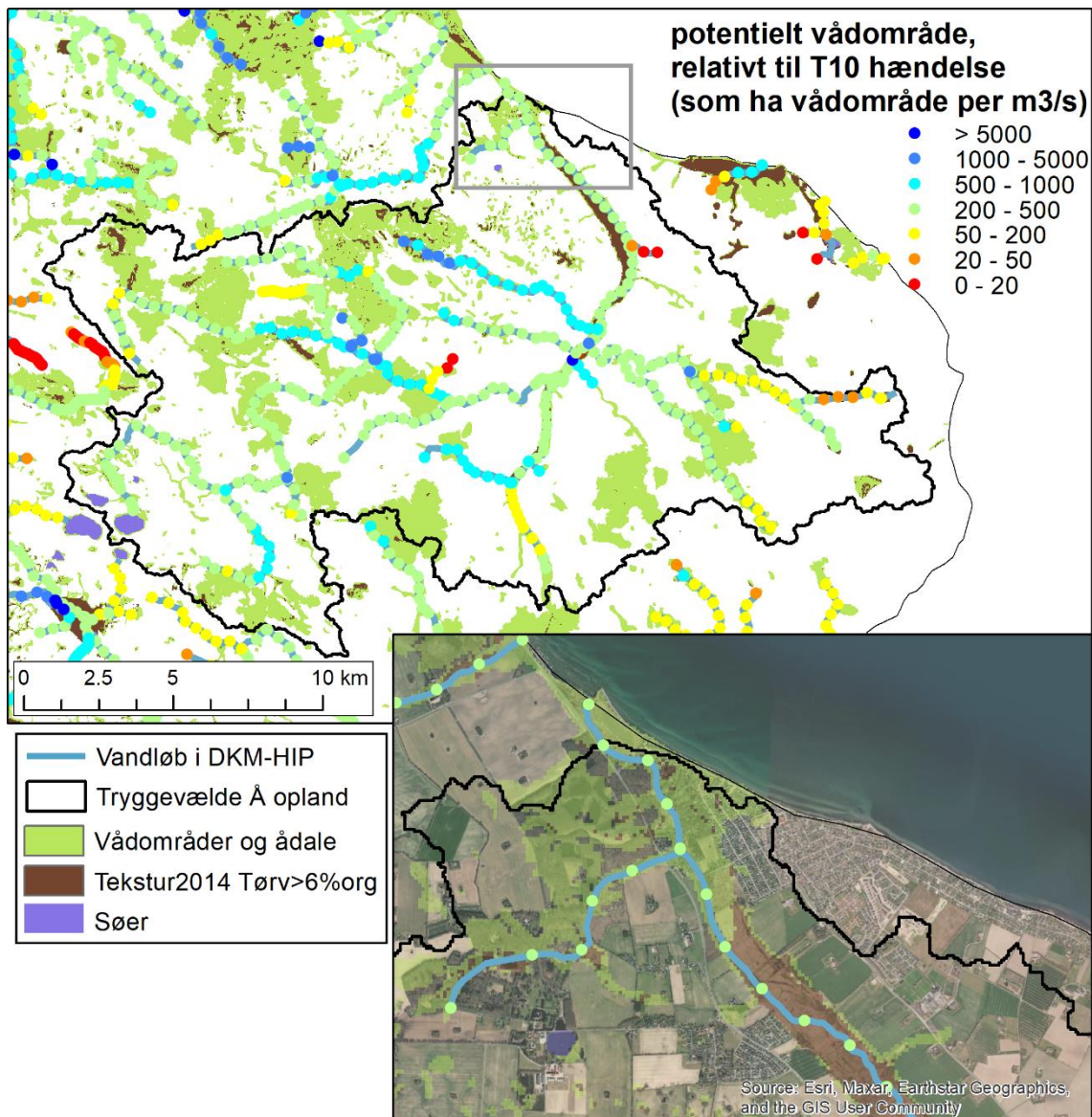
Den primære information i kortet er andelen af våd natur relativt til oplandets størrelse. Dette er illustreret med farvekoder i Figur 31. Det er naturligvis en forudsætning for at andelen af våd natur er relevant for klimatilpasningspotentialet at det våde natur areal inkluderes i et vådlægningsprojekt. Ud over selve det relative areal af våd natur, kan man inkludere infor-

mation om den modelsimulerede vandføringens størrelse og klimafremskrivning af vandføringen til et givent punkt, hvilket kan bidrage til vurderinger af behov for klimatilpasning samt information om volumen vand pr. tidsenhed.

En anvendelse er eksemplificeret for Tryggevældeå i Figur 33 og Figur 34. Opstrøms i Tryggevældeå (Figur 33) er der vandløbsstrækninger, hvor der er store områder relativt til oplandets størrelse som potentielt kan vådlægges (gule-røde punkter). Hvis disse områder inkluderes i vådlægningsprojekter kan de potentielt have en klimatilpasningseffekt umiddelbart nedstrøms for områderne. Er man omvendt primært interesseret i en klimatilpasningseffekt helt nedstrøm ved Tryggevælde ås udløb er det relative areal som kan vådlægges meget mindre (turkis punkter) og det vil kræve en meget omfattende inddragelse af mange forskellige usammenhængende arealer i oplandet (grønne og brune arealer). I Figur 34 anvendes information om ekstremvandføringer (T10 – en hændelse med høj vandføring som statistisk set hver hvert tiende år) sammen med informationer om de potentielt våde arealer. Kortet viser ha vådområde pr. vandføringsrate ved en 10-års hændelse. Denne lidt abstrakte størrelse kan ligeledes bidrage til en screening af de vandløbsstrækninger for hvilke der potentielt kan anvendes vådlægning som klimatilpasningsvirkemiddel. Vandløbsstrækninger som har et højt areal af våd natur relativt til en ekstremvandføring vil have et potentiale for at udnytte denne våde natur til klimatilpasning. Omvendt vil en vandløbsstrækning som har et meget lille vådt areal relativt til en ekstremhændelse ikke have potentiale for at udnytte et sådant virkemiddel.



Figur 33. Konkret eksempel for potentialekortet over oplandet af Tryggevælde Å, Sydsjælland. Hele oplandet på omkring 297 km² er vist i panelet til øverst. Nederst vises udsnittet ved udløbet, hvor en mulig klimatilpasningseffekt kunne være relevant for omkringliggende bebyggelse.



Figur 34. Eksempel for alternativ visningsmulighed af data. Samme eksempelopland som før, blot er det potentielt våde areal vist relativt til størrelsen af en 10-årig vandføringshændelse. Dvs. lave værdier (rød) indikerer et lavt vådområdeareal relativt til afstrømningen, og høje værdier (blå) et højt vådområdeareal relativt til afstrømningen, med størst potentiale for klimatilpasningseffekter.

Det reelle potentiale for klimatilpasningseffekter kan ikke kvantificeres, og vil afhænge af en række lokale forhold samt naturligvis omfanget og implementeringen af en given vådlægning. I denne sammenhæng skal det naturligvis også pointeres at de analyser der er lavet i dette projekt, har indikeret en meget begrænset klimatilpasningseffekt ved vandløbsrestaurerings- og vådlægnings-projekter i de fire case-områder. Disse områder kan dog alle betegnes som projekter på et hovedvandløb, hvor projektområdet har udgjort en lille fraktion af det samlede vandløbsopland. De fire caseområder er i dette projekt er dog blandt de største danske projekter og er udvalgt primært på baggrund af tilgængelighed af data.

Appendiks 2 – Vejledning til opsætning af detailmodeller

Det følgende afsnit er en mere detaljeret teknisk vejledning i opstilling af detailmodeller for en evaluering af hydrologiske effekter af vådlægningsprojekter baseret på DK-modellen.

Ved opstilling af distribuerede, integrerede grundvands-overfladevands modeller i MIKE SHE/MIKE HYDRO River skal et detailmodelområde først defineres, baseret på en afvejelse mellem at afdække et så omfattende areal som muligt med detailmodellen og begrænsninger pga. beregningstiden og muligvis tilgængelighed af lokale data til modelopstillingen. Derefter skal modelopløsning, hvilken skala modellen skal simulere resultater for bestemmes – som typisk vil ligge mellem 10 m og 100 m. Der skal inkluderes randbetingelser for den mættede zone og for vandløbene. Vandløbsnetværk skal justeres til detailmodelområdet. For Jylland, hvor markvanding er inkluderet i DK-modellen skal markvandsopsætningen desuden justeres.

Typisk tager man udgangspunkt i en allerede eksisterende DK-model: DK-model2019 (Stisen et al., 2019) eller DK-model HIP (Henriksen et al., 2020a).

DK-model2019 i 500 m grid er den nationale vandressource model for Danmark og hele modellen, eller delområder, i MIKE SHE/MIKE HYDRO River kan downloades fra GEUS dataverse. Modelrapport og link til Dataverse tilgås via vandmodel.dk⁷. I version 2019 er den model den mest aktuelle version (i juni 2023), som simulerer de dybere lag i undergrunden med fuld kompleksitet.

Der findes dog en anden, nyere version af modellen: DK-model HIP. Den blev sidst opdateret i oktober 2020, og har øget fokus på de terrænnære forhold i både grundvand og vandløb (den dybere geologi er en smule forsimplet sammenlignet med beskrivelsen i DK-model2019). Pga. dens fokus på terrænnære forhold, og fordi den findes i en finere 100 m opløsning, vil denne version nok hyppigst være udgangspunkt for undersøgelser af effekter af vådlægning. Resultater udstilles på HIP portalen⁸. Modellens opsætning er endnu ikke frigivet på samme måde som DK-model2019, men udleveres af GEUS på ad-hoc basis ved at sende en mail til dk-model@geus.dk.

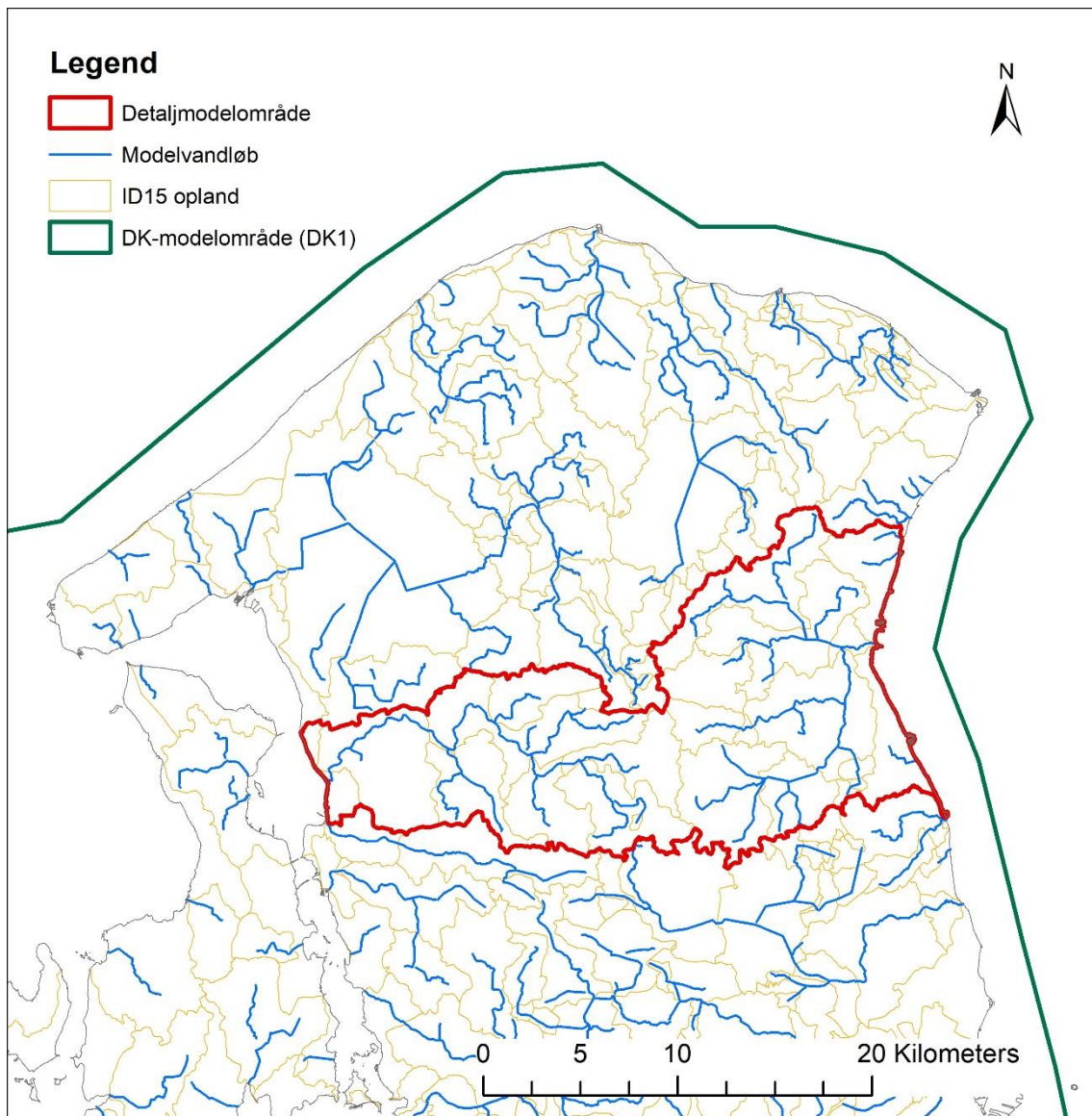
Afgrænsning af detailområde

Afgrænsningen kan enten defineres efter et naturligt delopland, dvs. et geografisk opland f.eks. baseret på en sammenlægning af ID15 oplande, se Figur 35, eller en del af et delopland som ikke er et egentligt geografisk opland. Hvis man skal opstille meget finskala modeller (10 m eller 20 m grid) er det ofte anbefalet at anvende modelgrænser, som ikke følger naturlige oplande, for at holde modellernes størrelse og beregningstid så lave som muligt.

⁷ Nærmere om modellen: <https://vandmodel.dk/om-national-vandressource-model-dk-modellen>
Dataudstilling: <https://vandmodel.dk/dataudstilling>

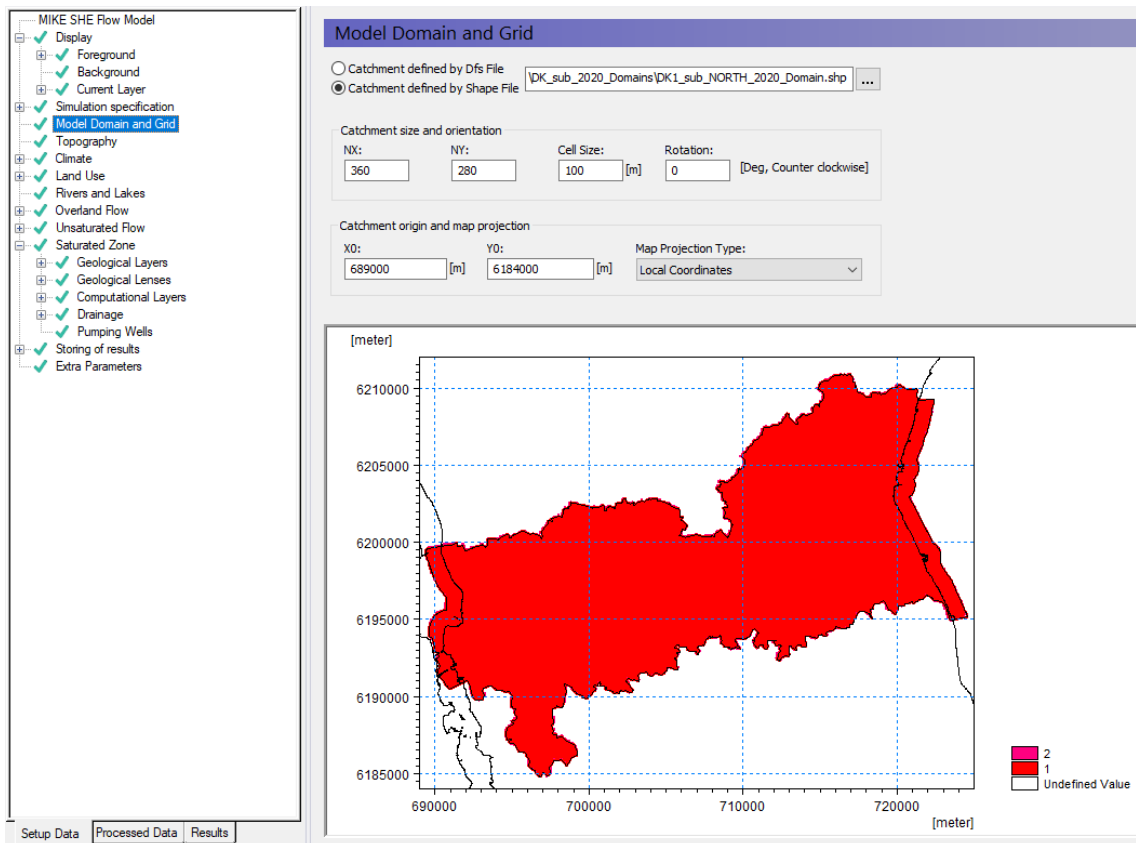
⁸ <https://hip.dataforsyningen.dk/>

Når man opstiller detailmodeller som ikke følger naturlige afgrænsninger skal randbetingelserne (både i grundvandet og vandløb) dog nøje overvejes.



Figur 35. Eksempel på afgrænsning til detailmodelområde hvor ID15 opland, modelvandløb og randbetingelser tages i betragtning.

Afgrænsningen skal inkluderes i MIKE SHE som en enkelt polygon under "Model Domain and Grid", se Figur 36. Ofte ender man med en multipolygon som MIKE SHE ikke kan læse, og da .shp filen skal konverteres i et GIS program. F.eks. i ArcGIS ved "Feature class to shapefile" toolet hvor M- og Z- værdier i "environments" skal deaktiveres.



Figur 36. MIKE SHE "Model Domain and Grid", hvor detailmodel polygonen inkluderes og NX, NY og X0, Y0 justeres for at passe til detailmodelområdet.

Horisontal modelopløsning

Detailmodellens horisontale opløsning skal også defineres i MIKE SHE under "Model Domain and grid" sammen med modelafgrænsningens startkoordinater; X0, Y0. Når man vil køre modellerne i finere opløsning end 100 m skal man tage højde for at de fleste af DK-modellens input filer er i 100 m opløsning. MIKE SHE interpolerer automatisk alle input data til det der er et heltalsmultipel af modellens celle (grid) størrelse, derfor er det også vigtig at angive X0, Y0 med heltalsmultipel af inputfilernes X0, Y0. F.eks. kan man køre en 20 m model baseret på 100 m input, men man kan ikke køre en 30 m model baseret på 100 m input. Input filer kan re-samples udenfor MIKE SHE, f.eks. i GIS, python eller med MIKE Zero-værktøjsskassen.

Justering af vandløbsnetværket

Det er to måder at justere vandløbsnetværket i MIKE HYDRO River for at tilpasse det til et mindre detailmodelområde. Enten slettes alle modelvandløb (branches) og tilhørende randbetingelser udenfor detailmodelområdet. Eller man kan inkludere hele MIKE HYDRO River setuppet og blot udelukkende bibeholde koblinger af de vandløb, som ligger indenfor detailmodelområdet til MIKE SHE.

Hvis man vælger at beholde hele det originale MIKE HYDRO River setup, kan simuleringen blive meget tidskrævende, og man kan så vælge at slette en del af de branches der ligger udenfor detailmodelområdet. Det er vist i eksempel for Århus Vest i Figur 37, hvor det er

valgt at beholde alle branches indenfor de oplande som detailmodellen omfatter, og kun koble de strækninger der ligger indenfor detailmodelområdet med MIKE SHE. Koblingen sker i MIKE HYDRO River under "Boundary conditions" – "MIKE SHE Couplings". Ved at beholde alle branches i oplandet opnås en fleksibilitet at justere på selve detailmodelområdet, hvis det skulle blive nødvendigt, uden at skulle lave for meget om i MIKE HYDRO River.



Figur 37. Eksempel for Århus Vest hvor alle modelvandløb (branches) indenfor oplandene hørende til detailmodelområde beholdes.

Hvis man skal opstille detailmodeller i meget høj opløsning, og holde fornuftige beregningstider kan man, som gjort ved case-områderne i den foreliggende rapport (se nærmere afsnit Opsætning af detailmodeller, s. 17) vælge at klippe vandløbene efter de strækninger man er interesseret i. Som randbetingelser kan man anvende observationer, simuleret afstrømning fra DK-modellen eller, som gjort i rapportens case-områder, resultater fra en maskinlæringsmodel, se afsnit Randbetingelser, s. 18.

Klip modelvandløb – branches i MIKE HYDRO River

1. Inkludere en .shp fil med detailmodelområde som baggrundslag
2. I "Map view\branches" skal "Add user defined chainage point" vælges og inkluderes på den branch, indenfor detailmodelområdet hvor vandløbet skal klippes.

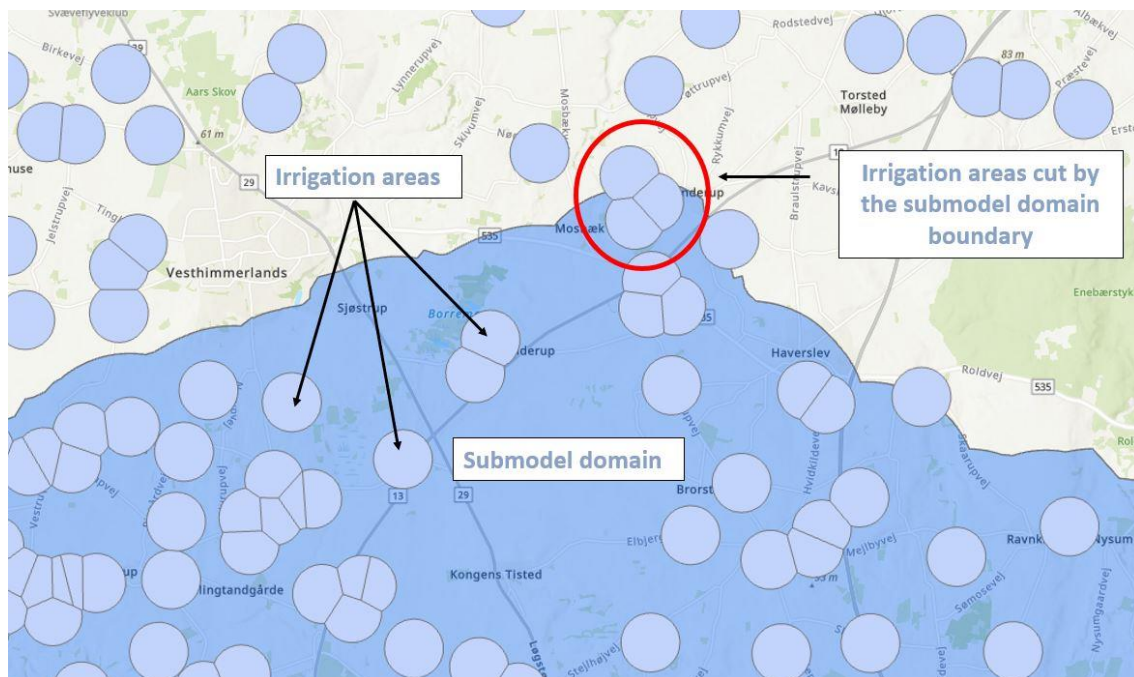


3. Vælg "Cut" og klik på branchen mellem den nye userdefined point og den del som skal slettes.
4. "Delete" den del af branchen som ligger udenfor detailmodelområdet

- Inkludere ny opstrøms randbetingelse i den chainage point som nu er starten på branchen, f.eks. tidsserieer med simuleret afstrømning fra en større model) og – hvis klippet i begge ender også nedstrøms randbetingelse – f.eks. fast eller tidsvarierende vandstand.
- For udveksling med grundvandsmodellen MIKE SHE, kobles branches i "MIKE SHE Couplings", enten ved at inkludere alle eller manuelt inkludere kun de branches man ønsker skal have udveksling med grundvandsmodellen. Her justeres også lækage koefficienten og eventuel "Overbank spilling" og "Floodcodes" (se DHI (2020a), s. 246)

Justering af Markvanding

Markvanding er kun aktivt i DK-model område DK4, DK5 og DK6 – dvs. hele Jylland. Markvandings arealet skal justeres at passe med detailmodelområdet, f.eks. i GIS, hvor .shp filen der ligger i "Irrigation" folderen (eksempel her: ..\Setup\Irrigation\DK5_100m_Irrigation_550m_2020_joined.shp) åbnes og kun brønde indenfor detailmodelområdet udvælges og gemmes. Resten fjernes. Bemærk at de brønde, der er tæt på modelgrænsen kan forårsage modeltekniske problemer. Vandingsområder som er blevet skåret over grænsen skal vurderes, f.eks. efter center punkt, at inkluderes eller ekskluderes. Hvis vandingsområdet skal ekskluderes skal polygonet fjernes fra .shp filen før det inkluderes i MIKE SHE opsætningen. I forbindelse med "Preprocessing" vil man få en fejlmeddelelse hvis vandingsområder udenfor detailmodelområdet er inkluderet i markvandings .shp filen. Den advarsel kan bruges til at identificere de vandingsområder som ligger for tæt på detailmodelgrænsen, se Figur 38.



Figur 38. Markvandingsarealer indenfor og udenfor detailmodelområde.

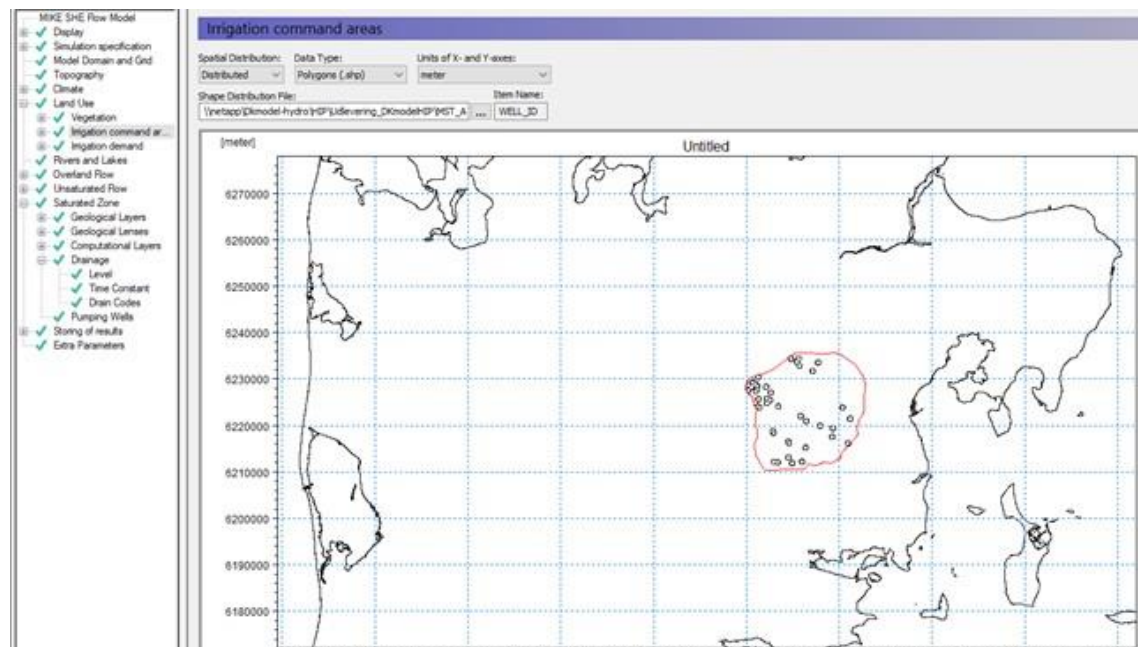
Derefter skal markvandingsboringerne læses ind i modelopsætningen med værktøjet "IrrigationRunner" og tilhørende .xml fil, typisk vha en .bat fil, se eksempel i Figur 39. I Figur 40 fremgår eksempel på indlæste markvanding indenfor et detailmodelområde.

Værktøjet IrrigationRunner er et open source værktøj fra Hydroinform IT (<https://hydroinform.com/>) og hentes her: <ftp://jacobgudbjerg.dk>

```
incl_irrigation_sherun_DK5.bat x
"c:\Program Files\HydroInform IT\MikeSheTools\bin\IrrigationRunner.exe" Irrconfig_DK5_100m.xml

Irrconfig_DK5_100m.xml x
<?xml version="1.0"?>
<Configuration xmlns:xsi="http://www.w3.org/2001/XMLSchema-instance" xmlns:xsd="http://www.w3.org/2001/XMLSchema">
  <DeleteWellsAfterRun>false</DeleteWellsAfterRun>
  <SheFile>DK5_HIP_100m.she</SheFile>
  <WellShapeFile>.\Irrigation\DK5_100m_Irrigation_550m_2020_joined.shp</WellShapeFile>
  <XHeader>UTMX</XHeader>
  <YHeader>UTMY</YHeader>
  <TopHeader>TOP</TopHeader>
  <BottomHeader>BOTTOM</BottomHeader>
  <MaxRateHeader>MAXRATE</MaxRateHeader>
  <MaxDepthHeader>BOTTOM</MaxDepthHeader>
  <IdHeader>WELL_ID</IdHeader>
</Configuration>
```

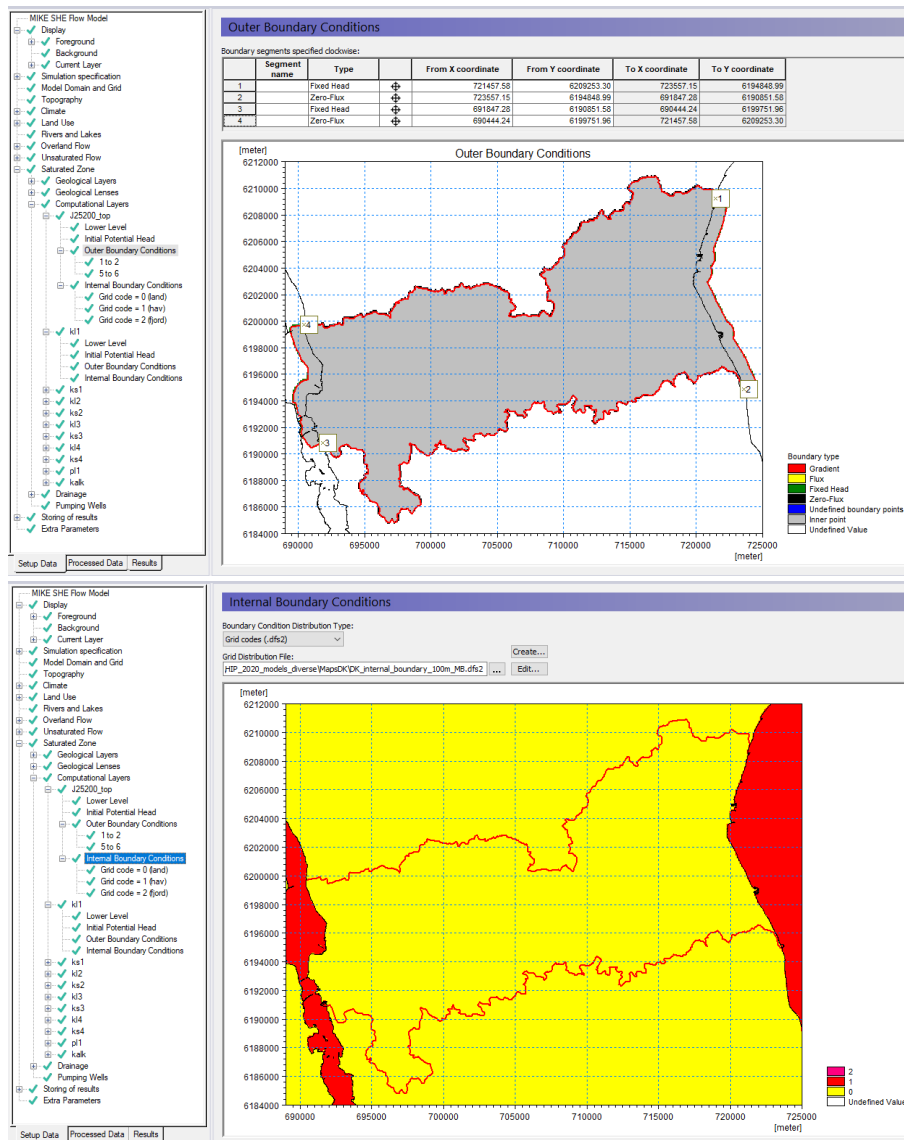
Figur 39. Eksempel på .bat fil (øverst) og tilhørende .xml fil (nederst) for indlæsning af markvandingboringer.



Figur 40. Eksempel på markvanding indenfor et detailmodelområde.

Randbetingelser for den mættede zone og vandløb

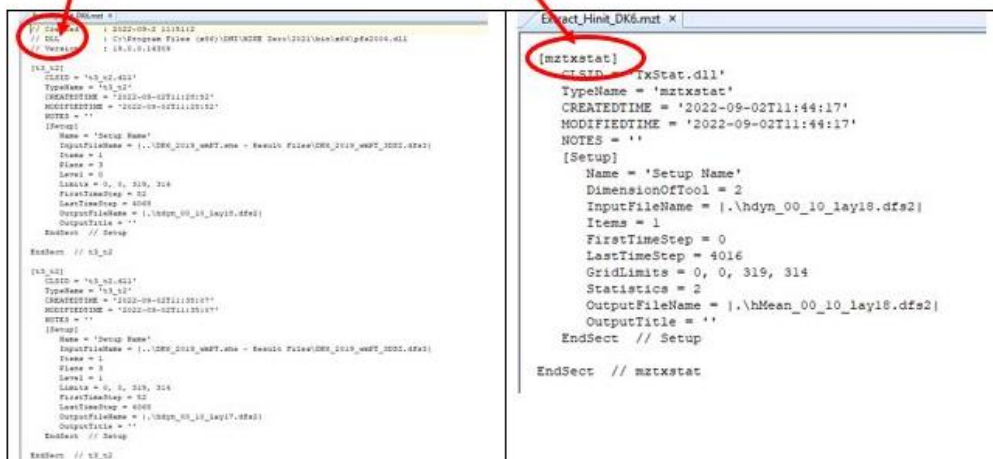
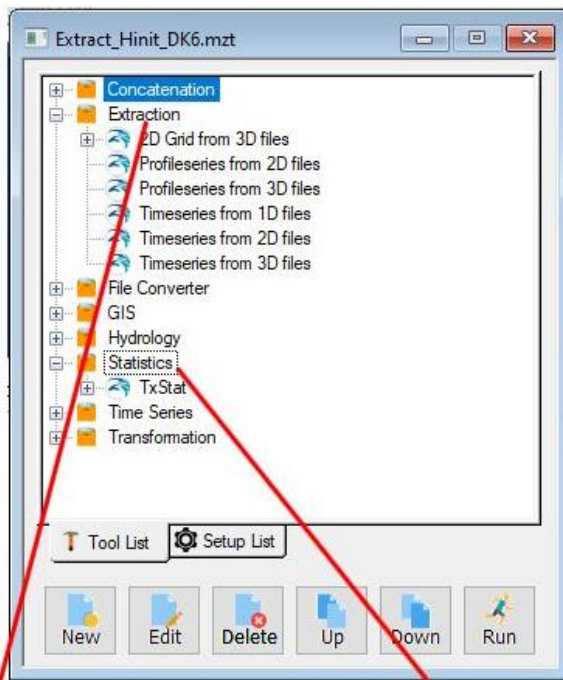
Især hvis detailmodellen ikke omfatter et helt naturligt opland, er randbetingelserne typisk taget fra DK-modellen. Dette kan gøres på forskellige måder, men ofte anvendes dynamisk trykniveauer langs med modelrande i alle akvifer lag (sand og kalk) og "NoFlow" rand i alle ler lag. I det øverste lag anvendes fastholdt trykniveau i kote 0m langs med havrand, og "Internal Boundary Conditions" som definerer land og havområde, se Figur 41.



Figur 41. Randbetingelser i det øverste lag i detailmodellen.

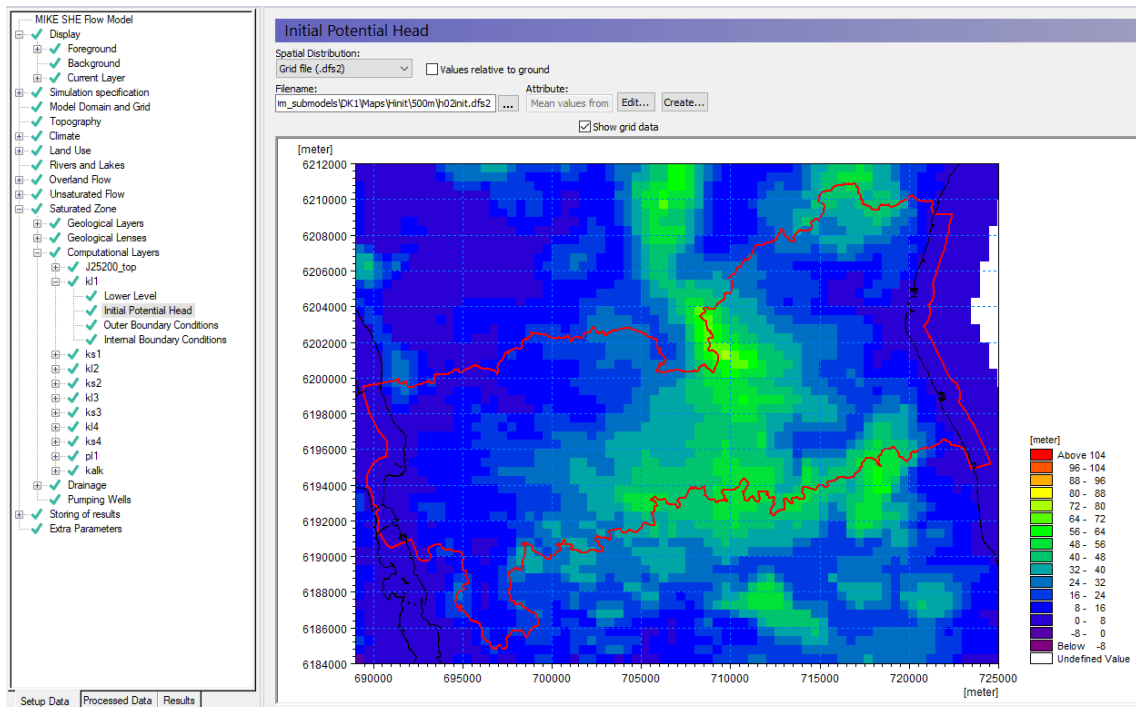
Initielle (start) trykniveauer afledes f.eks. fra den gennemsnitlige værdi af de dynamiske randbetingelser, som kan dannes vha. MIKE Zero toolbox.

Ved anvendelse af MIKE Zero toolbox er et tip først at lave de to første operationer, i dette tilfælde at oprette Hini filerne med "Extraction 2D grid from 3D files" og efterfølgende "Statistics", og derefter åbne .mxt filen i en text editor og kopiere/indsæt operationerne til det antal lag man ønsker, se Figur 42.



Figur 42. MIKE Zero tool i GUI og som tekstfil åben i teksteditor.

De oprettede initiale trykniveauer (Hini), enten som middelværdier for en periode, eller en specifikt dato skal derefter inkluderes i .she opsæningen under "Computational layers/Initial Potential heads", se Figur 43.



Figur 43. Inkludere start trykniveauer (Hini) i den umættede zone i MIKE SHE opsætningen under "Computational Layers/Initial Potential Head".

Dynamiske randbetingelser i den mættede zone inkluderes som .dfs2 filer med tidskridt, som dækker hele perioden der også dækkes af selve modelkørslen, og kan ekstraheres fra DK-model resultater, men typisk findes de for DK-modelområder i en folder " Hdyn_1989-2019_100m".

Bemærk at hvis detailmodellens grænsen falder sammen med (land-)grænsen mellem DK-modelområder (den større model; kan kun ske på Jylland mellem områder DK4, DK5 og DK6) som randbetingelserne tages fra, kan man ikke direkte bruge de dynamiske randbetingelser der, hvor begge modellers grænser falder sammen. Årsagen til det er artefakter i de simulerede grundvandsniveauer langs modelgrænser i den større model, som ville blive overtaget til den mindre model, hvilket skaber uplausible (typisk for høje) vandstande. Normalt er det i stedet for bedst at bruge zero-flow grænser langs disse grænser.

Skala-afhængighed af modelparametre

Indtil videre har vi ikke fundet, at hydrauliske ledningsevner (og andre relevante parametre) er signifikant skala-afhængige (i hvert fald i overgangen fra 500 m til 100 m, se Henriksen et al. (2020a)). Det er dog alligevel en vis skala-afhængighed af nogle parametre. Dette kan betyde, at brug af trykniveauer fra en grovere model som randbetingelse til en finskala detailmodel kan skabe problemer (når de simulerede trykniveauer afviger væsentligt mellem modeler på den grove og den fine skala).