

# Operationalisering af ny viden til administration af indvindingstilladelser

Forprojekt: Spørgeskemaundersøgelse og interviews  
i kommunerne, samt usikkerhed på modelberegning  
af vandindvindingseffekter på vandløbenes  
økologiske forhold

Hans Jørgen Henriksen, Simon Stisen  
Peter van der Keur, Mehrdis Danapour  
Xin He & Lars Trolborg





# **Operationalisering af ny viden til administration af indvindingstilladelser**

Forprojekt: Spørgeskemaundersøgelse og interviews  
i kommunerne, samt usikkerhed på modelberegning  
af vandindvindingseffekter på vandløbenes  
økologiske forhold

Hans Jørgen Henriksen, Simon Stisen, Peter Van Der Keur  
Mehrdis Danapour, Xin He & Lars Trolborg



## INDHOLDSFORTEGNELSE

<b>INDHOLDSFORTEGNELSE</b>	<b>3</b>
<b>Forord</b>	<b>6</b>
<b>Ordliste</b>	<b>7</b>
<b>0. Sammenfatning</b>	<b>9</b>
0.1 Brugerbehov jf. spørgeskemaundersøgelse .....	9
0.2 Resultater af interviews i fem kommuner .....	11
0.3 Resultater af usikkerhedsvurdering og anbefalinger til det videre arbejde.....	13
<b>1. Indledning</b>	<b>15</b>
<b>2. Metodik</b>	<b>17</b>
Delopgave A - Interviewundersøgelser .....	17
Delopgave B – Usikkerhedsanalyser .....	17
Delopgave C - Forslag til forbedret metode til brug for risikoanalyse fsva. de biologiske kvalitetslementer der kan indgå i web-baseret screeningsværktøj.....	19
Delopgave D - Analyser af gevinster ved webbaseret løsning og rapportering.....	19
Delopgave E - Estimering af vandføring for biologiske vandløbsstationer, for hvilke der mangler kontinuerlige vandføringsmålinger .....	20
Delopgave F - AU databaser er gennemgået med henblik på at identificere flere især små vandløb med vandføringsdata og økologiske data .....	20
Delopgave G - Metodikken til identifikation af tærskelværdier er udarbejdet .....	21
<b>3. Resultater af spørgeskemaundersøgelsen</b>	<b>23</b>
3.1 Hvad indgår der når der vurderes bæredygtig vandindvinding i kommunerne .....	23
3.2 Hvad siger kommunerne til visionen med et nyt web-baseret værktøj/interface/modul .....	24
3.3 Hvad gør kommunerne i dag, når de administrerer nye indvindingstilladelser .....	28
3.3.1 Hvordan giver kommunerne indvindingstilladelser .....	28
3.3.2 Hvor ofte siger kommunerne nej til fuldt ud at imødekomme ny ansøgning om indvinding.....	30
3.3.3 I hvilket omfang behandler kommunerne markvandingstilladelser .....	30
3.4 Føler kommunerne sig på sikker grund når de behandler indvindingstilladelser? ....	31
3.5 Er der fælles grundlag på tværs af grænser, og hvad skal der til hvis man skal forbedre vurderingen af nye vandindvindingstilladelser .....	32
3.5.1 Forhold der er med til at sikre oplevelsen af et fælles grundlag på tværs af grænser.....	32
3.5.2 Forhold der bevirker at der ikke opleves et fælles grundlag på tværs af grænser .....	33
3.5.3 Hvad skal der til hvis der skal skabes større sikkerhed og inddragelse af nye metoder fra vandområdeplaner? .....	34
3.6 Monitoringsbehov til nye indvindingstilladelser .....	35

3.7	Har kommunen, vandselskaber eller andre interessenter lokale data der ikke findes i GEUSs eller nationale myndigheders databaser? .....	35
3.8	Hvilke muligheder skal en web løsning kunne tilvejebringe .....	37
3.9	Ønsker til udtræks temaer, scenarie typer og output typer vedr. vandløbspåvirkning, grundvandsspejl, udnyttelsesgrader og vandbalancer .....	39
3.10	Hvad skal GEUS tænke ind i arbejdet med at kvalificere forskellige scenarier for en web-baseret løsning og hvor lang en ekspeditionstid er acceptabel .....	42
<b>4.</b>	<b>GEUS's kommentarer til spørgeskema resultater</b>	<b>45</b>
4.1	Brug af kortlægningsmodeller og egne kommunemodeller.....	45
4.2	Web-interface/-modul/-værktøj .....	46
4.4	Tidligere ansøgninger vedr. web-interface/-modul/-værktøj.....	46
4.5	De nye krav til et screeningsværktøj til økologisk flow .....	47
4.6	Screeningsværktøj til økologisk flow – hvordan skal et grundmodul se ud? .....	47
<b>5.</b>	<b>Sammenfatning af resultater af fem individuelle interviews</b>	<b>51</b>
5.1	Hvad indgår når kommunerne vurderer bæredygtig vandindvinding? .....	51
5.2	Føler kommunerne sig på "sikker grund" når de giver tilladelser til vandindvinding?.....	54
5.3	Vision med hensyn til screeningsværktøj .....	57
5.4	Scenarier, hvad er det for et værktøj der skal bruges? .....	59
5.5	Hvilke svartider er acceptable for et sådant system? .....	61
5.6	Karakteristik af de 5 type kommuner .....	61
<b>6</b>	<b>Resultater af usikkerhedsanalysen</b>	<b>63</b>
6.1	Invers kalibrering med PEST for test case Karup å-Storå-Skjern å-Gudenå-Nørreå.....	64
6.1.1	Testcase Karup å – Stor å – Skjern å – Guden å – Nørre å .....	64
6.1.2	Kalibreringsresultater for testcasen .....	68
6.1.3	Følsomhedsanalyse for test case .....	73
6.1.4	Kommentarer til og diskussion af resultater af testcase.....	76
6.2	Nøjagtighed af DK model i forhold til simulering af NSE, Fbal og Fbal-S.....	79
6.2.1	Nøjagtighedskriterier .....	79
6.2.2	Nøjagtighed af DK model i forhold til nøjagtigheds kriterier fra Geovejledning .....	782
6.2.3	Små vandløb .....	89
6.2.4	Sammenligning af simulerede nøjagtigheder for små vandløb for hydrologisk regimevariable og empiriske formeludtryk for DVFI, DVPI og DFFVa .....	101
6.3	Analyse af formeludtryk ved små vandføringer ( $Q_{90_{m^3/s}} < 0.1 \text{ m}^3/\text{s}$ ) .....	108
6.4	Bayesiansk netværk og vurdering af samlet usikkerhed på DVFI, DVPI og DFFVa.....	109
<b>7</b>	<b>Opsamling vedr. usikkerhedsvurdering og implikationer for screeningsværktøj</b>	<b>117</b>
7.1	Testcase og undersøgelse af muligheder for reduktion af usikkerheder .....	117
7.2	Usikkerhed på DK model for store og små vandløb.....	118
7.3	Illustration af muligheder for illustration af samlede usikkerheder på EQR værdier i et understøttende screeningsværktøj (bayesianske net) .....	119
7.4	Prototype web interface/modul/program.....	120
7.4.1	Skitsering af løsningsscenarier.....	120

7.4.2 Samspil med BEST .....	122
7.4.3 Analyse af gevinster ved webbaseret løsning (Vand-Web) .....	126
<b>8 Konklusion</b>	<b>129</b>
<b>9 Referencer</b>	<b>133</b>
<b>Appendix A Spørgeskemaet anvendt i undersøgelsen</b>	<b>135</b>
<b>Appendix B Sammenligning af nøjagtighed af DCE's SWAT model og DK model for afstrømningssimulering for små vandløb</b>	<b>141</b>
<b>Appendix C Sammenligning af DCE SWAT og DK model for små vandløb og økologiske flow variable</b>	<b>145</b>

# Forord

Denne rapport er udarbejdet i perioden December 2015 til November 2016 af GEUS for Naturstyrelsen, og er en del af et samlet forprojekt hvor også DCE har bidraget med henblik på konsolidering af indikatorer til vurdering af effekter af vandindvinding på økologisk flow. Nærværende rapport vedr. GEUSs dele af det samlede projekt, der er nærmere beskrevet i kapitel 1 Introduktion.

Der har i løbet af projektet været nedsat en projektgruppe med deltagere fra GEUS, SVANA og fem kommuner (Vejen, Hjørring, Odense, Næstved og Frederikssund) samt KL. Deltagerne i projektgruppen har været:

- Iben Kirschberg Nilsson, Vejen kommune
- Søren Vindsløv, Vejen kommune
- Jens Pedersen, Hjørring kommune
- Jens Chr. Ravn, Hjørring kommune
- Hans Peter Birk Hansen, Odense kommune
- Charlotte Thiel Weber Johansen, Næstved kommune
- Martin Bruun, Næstved kommune
- Danni Mikkelsen, Frederikssund kommune
- Niels Philip Jensen, KL

Fra SVANA har Dirk-Ingmar Müller-Wohlfeil, Tone Madsen og Sara Westengaard Guldagger deltaget. I arbejdet med gennemførelse af spørgeskemaundersøgelse og interviews har Jacob Gudbjerg, Hydroinform og studentermedhjælper Sofie Gyrita W. Van't Veen desuden bidraget.

Rapporten er opbygget så der først præsenteres et sammendrag af hovedresultater af kommunale erfaringer og behov for screeningsværktøj på basis af spørgeskemaundersøgelse og interviews i fem kommuner samt resultater af usikkerhedsvurdering med GEUS's anbefalinger til det videre arbejde i hovedprojekt (kapitel 0).

I kapitel 1-2 beskrives indledning og metodik, for at belyse det samlede DCE – GEUS forprojekts 7 delopgaver, hvoraf nærværende rapport har fokus på GEUS's del. Den del kan man evt. springe over, og gå direkte til resultater af spørgeskemaundersøgelsen i kapitel 3. I kapitel 4 gives GEUSs kommentarer til spørgeskemaundersøgelsen, før der i kapitel 5 gives en beskrivelse af resultater af interviews i fem kommuner.

Kapitel 6 gennemgår de mere tekniske aspekter af usikkerhedsanalyser, som man evt. kan springe over, og gå videre til kapitel 7 der indeholder en opsamling af usikkerhedsanalysen og beskrivelse af implikationer for et screeningsværktøj.

Kapitel 8 præsenterer en samlet konklusion på rapporten.



## Ordliste

API	Application Programming Interface. Softwaregrænseflade, der tillader et stykke software at interagere med andet software. Herved kan data tilbydes i andre systemer.
AUTOCAL	Værktøj til parameterestimering til bl.a. MIKE 11 og MIKE SHE baseret på Shuffle Complex Solution algoritme.
Bayesiansk net	Grafisk model baseret på Bayes' sætning til løsning af problemstillinger for komplekse og usikre årsag-virkningssammenhænge, baseret på betingede sandsynligheder.
BEST	Webbaseret værktøj til sagsbehandling indenfor forvaltning af grundvand i kommuner eksempelvis til brug for vand- og naturplaner udviklet af NIRAS.
BFI	Baseflow index udviklet af Institute of Hydrology. BFI angiver andelen af magasineret flow der fx afstrømmer fra grundvand i forhold til det samlede flowvolumen.
DFFVa	Dansk Fiskeindeks For Vandløb, baseret på på artssammensætning af fisk og lampretter til bedømmelse af økologisk tilstand med 3 eller flere fiskearter (type 2 og 3 vandløb).
DFFVø	Ørredindeks til bestemmelse af økologisk tilstand i type 1 vandløb. Indeks baseret på naturlig forekomst af ørred- og lakseyngel fra gydning målt i individualtal.
DK model eller DKM	Den nationale vandressourcemodel udviklet af GEUS ( <a href="http://www.vandmodel.dk">www.vandmodel.dk</a> )
DVFI	Dansk Vandløbs Fauna Indeks til vurdering af biologisk vandløbskvalitet på basis af indsamling af de smådyr, som lever i vandløbet (macroinvertebrater).
DVPI	DanskVandløbsPlante Indeks til vurdering af den økologiske tilstand baseret på plantearter (makrofyter og bundvegetations sammensætning og udbredelse).
Dur3	Varighed af store afstrømningshændelser (i dage) over 3 gange median afstrømningen (Q50)
EQR	Økologisk kvalitetsration (EQR, Ecological Quality Ration) er en intekalibreret indikator til vurdering af økologisk tilstand for hhv. DVFI, DVPI, DFFVa og DFFVø fra 0 til 1, hvor værdier tæt på 0 svarer til dårlig økologisk tilstand, mens værdier tæt på 1 svarer til høj økologisk tilstand (nærmest referencetilstanden).
Fbal	Nøjagtighedskriterie for vandbalancefejlen på en hydrologisk model bedømt i forhold observeret middelvandføring på årsbasis.
Fbal <sub>sommer</sub>	Nøjagtighedskriterie for vandbalancefejlen på en hydrologisk model bedømt i forhold til observeret middelvandføring for sommerperioden (1/6-31/8).
Fre <sub>1</sub>	Hyppighed af hændelser pr. år over median afstrømningen (Q50)
Fre <sub>25</sub>	Hyppighed af hændelser pr. år der overskrider en stor vandføring der forekommer i 25 % af tiden (Q25)
Fre <sub>75</sub>	Hyppighed af hændelser pr. år der underskrider en lille vandføring der forekommer i 25 % af tiden (Q75)
GATØ	Grundvands Afhængige Terrestriske Økosystemer er terrestrisk habitatnatur som er direkte afhængig af mængden og kvaliteten af det udsivende grundvand.
GeoGIS	Generelt framework til håndtering af tekniske databaser, med funktioner specielt rettet mod geologiske, geotekniske og vandtekniske data og opgaver udviklet af Rambøll (GeoGIS2020)
Geovejledning	Et system af vejledninger målrettet grundvandskortlægningsopgaver. (eksempelvis indeholder Geovejledning 7 God praksis i hydrologisk modellering til grundvandskortlægning).
GIS	Geografisk Informations System
HUGIN	Software til konstruktion af Bayesianske net udviklet af HUGIN EXPERT A/S.
ID15	Topografiske deloplande afgrænset af DCE der anvendes i forbindelse med Vandområdeplaner og som har en gennemsnitlig arealmæssig udstrækning på ca. 15 km <sup>2</sup> (resultater for ID15 stationer referer typisk til nedstrøms vandløbslokalitet er typisk er placeret ved en ODA station)
JUPITER	Landsdækkende database for grundvands-, drikkevands-, råstof-, miljø- og geotekniske data udviklet af GEUS.

LAR	Lokal Afledning af Regnvand (eller lokal anvendelse af regnvand), fx infiltration af tagvand i faskine ol.
MAE	Maks absolut fejl (MAE, Max Absolute Error). Nøjagtighedskriterie for hydrologiske modeller fx på simuleret trykniveau, der beskriver den generelle bias i forhold til samtlige trykniveauobservationer, på basis af absolutte værdier for residualer.
ME	Middel fejl (ME, Mean Error). Nøjagtighedskriterie for hydrologiske modeller fx på simuleret trykniveau, der beskriver den generelle bias i forhold til samtlige trykniveauobservationer, på basis af residualer.
MIKE SHE – MIKE 11	Integreret hydrologisk modelsystem der beskriver samtlige komponenter i det hydrologiske kredsløb (overfladisk afstrømning: OL, umættet zone: UZ, mættet zone: SZ og vandløb: MIKE 11) udviklet af DHI
MiljøGIS	Miljøministeriets GIS baserede system til visning af miljø-, natur- og planoplysninger på forskellige plankort, med mulighed for udtræk af data jf. internationale standarder for udveksling af data, som aftalt i servicefællesskabet for Geodata.
MMQ, median min Q MMFV	Median minimumvandføring (eller median min afstrømning), som er den årsminimumvandføring der i gennemsnit forekommer en gang hvert andet år. Anvendes bl.a. i forbindelse med Vandområdeplaner.
MODFLOW	3D finite difference grundvandsmodel udviklet af USGS.
Natura2000	Betegnelsen for et netværk af beskyttede naturområder i EU. Områderne skal bevare og beskytte naturtype og vilde dyre- og plantearter, som er sjældne, truede eller karakteristiske for EU-landene. I Danmark er udpeget 252 Natura 2000 områder (udgør 8 % af landarealet og 18 % af havarealet).
NOVANA	Det nationale overvågningsprogram. Delprogrammer for bl.a. hav og fjord, søer, vandløb, landovervågning, punktkilder, grundvand, arter og terrestrisk natur og luft.
NSE	NSE (Nash-Sutcliffe) også benævnt "model efficiency" er et nøjagtighedskriterie til brug for hydrologiske modeller til vurdering af simulering af afstrømningshydrografen, der siger noget om afvigelse i forhold til daglig vandføring. NSE udtrykker hvor stor en del af den totale variation i observationsdata (observeret vandføring) der bliver forklaret af modellen (kan maksimalt blive 1).
ODA	Fælles OverfladevandsDAtabase udviklet af DCE, Aarhus Universitet.
§ 3 områder	Beskyttede naturtyper der er beskyttet gennem naturbeskyttelseslovens § 3. Det drejer sig om knap 10 % af Danmarks areal.
PEST	Gradientbaseret, ikke lineær invers optimeringsrutine udviklet af Doherty et al. 2004. PEST er anvendt til kalibreringen af DK model til parameteroptimering.
$Q_{var}$ , $Q_{mid}$ , $Q_{min}$	Karakteristiske afstrømningsstørrelser der indgår i fastlæggelse af nøjagtighedskriterier i forhold til NSE ( $Q_{var}$ som er = $Q_{10}/Q_{90}$ ), $F_{bal}$ ( $Q_{mid}$ ) og $F_{bal_{sommer}}$ ( $Q_{min}$ ).
Q1, Qii, Q99	Fraktilværdier for afstrømningen der overskrides henholdsvis 1...99 % af tiden.
Q90S	Hydrologisk regimevariable (= $Q_{90}/Q_{50}$ ) der indgår i empirisk udtryk for beregning af EQR værdier for DVFI
RMSE	Nøjagtighedskriterier der anvendes for hydrologiske modeller fx for simuleret trykniveau (Root Mean Square Error). Beregnes ud fra kvadratroden på gennemsnittet af de kvadrerede residualværdier.
R2	Korrelationskoefficienten.
Sin obs	Slynglingsgraden af et vandløb (Sin). Sin obs angiver slyngningsklassen (tal fra 1-4 hvor 1 angiver kanaliseret, 2 angiver svagt slyngtet, 3 angiver svagt meanderende og 4 angiver meanderende vandløb, baseret på feltmåling.
SWAT	Soil and Water Assessment Tool. Konceptuel model for vandløbsopland med focus på overfladisk afstrømning, umættet zone men med simpel grundvands- og vandløbssimulering (lumped) udviklet af USDA Agricultural Research Service.
VVM	Vurdering af Virkninger for Miljøet (EA Environmental Assessment), som er en redegørelse af hvordan et bygge- og anlægsprojekt (fx anlæg af en ny, større kildeplads) vil påvirke det omgivende miljø).
Winbio	System der er del af Danmarks Miljøportal, der er et samarbejde mellem kommuner, regioner, og Miljø- og Fødevarerministeriet.

# 0. Sammenfatning

## 0.1 Brugerbehov jf. spørgeskemaundersøgelse

Der indgår et bredt spektrum af hensyn (faktorer), når kommunerne behandler indvindingstiladelser. Økologisk flow, altså de karakteristika ved det hydrologiske flow regime der er vigtige for planter, smådyr og fisk, dvs. mængde, frekvens, timing og varighed af afstrømningshændelser, udvekslingsrater og forudsigelighed/variation af flowet, indgår kun i ¼ af kommunerne i øjeblikket, fordi sagsbehandlingen fortsat er baseret på Vandplan 1, hvor det har været hensyn til påvirkning af minimumsvandføringen (median min Q), der har været anvendt de fleste steder.

Udover vurdering af reduktion af median min Q, indgår vurdering af udnyttelsesgrad (max udnyttelse i forhold til grundvandsdannelse baseret på 35 % kriteriet fra vandplan 1) og i mange tilfælde risiko for udtørring af vandløb, som vurderes ved besigtigelse af vandløb i tørre perioder, eller ud fra lokal viden (kommunens vandløbsfolk og biologer). En anden væsentlig faktor der indgår er vurdering af afsænkning af grundvandsspejl, der vurderes med kommunens egne værktøjer (stationære kommunemodeller evt. baseret på kortlægningsmodeller, analytiske beregninger af afsænkninger mm). Derudover indgår afstandskrav (til øvrige indvindinger, paragraf 3 områder, Natura2000 områder mm.). Endelig kan der ved større vandværker foretages revurderinger af indvindingsoplande (vha. kortlægningsmodeller).

Kommunerne modtager generelt visionen med et værktøj/modul/interface til vurdering af økologisk flow positivt, og efterlyser et værktøj til vurdering for fisk, smådyr og planter, såfremt det stilles til rådighed på en måde der ikke kræver væsentlige ressourcer fra kommunernes side. På positiv siden er en mere ensartet sagsbehandling, og det kunne derfor være rart med et screeningsværktøj. På negativ siden er imidlertid mangel på data specielt når det gælder mindre vandløb og naturområder. Kommunerne er skeptiske overfor et værktøj, hvis ikke der er data der kan understøtte det, og kommunerne ikke selv har mulighed for at stille data til rådighed. Værktøjet skal være enkelt at anvende, og usikkerheden skal beskrives. Samtidig ønsker kommunerne, at det kan integreres med de værktøjer de i forvejen anvender (ca. 1/3 anvender eksempelvis BEST, JUPITER anvendes af alle kommuner, og mange kommuner har egen grundvandsmodel). Et dynamisk værktøj der kan beskrive og kommunikere de økologiske indikatorer, og hvordan forskellige indgreb i vandkredsløbet, har betydning for smådyr (DVFI), planter (DVPI) og fisk (DFFVa), kunne derfor være nyttigt. DK model kan bidrage med denne typer simuleringer, og fornuftigt programmeret (API), vil kommunerne og rådgiverne kunne trække på disse resultater, og bruge dem i egne værktøjer.

Kommunerne har igangsat forskellige initiativer for at koordinere deres sagsbehandling på tværs. Et væsentligt initiativ er ERFA møder for de forskellige regioner. Høringer kan være en anden metodik. Kommunerne føler sig dog ikke på sikker grund når det gælder datagrundlaget vedr. fx det sekundære grundvandsspejl, og interaktionen mellem grundvand og vandløb. Fælles skabeloner for sagsbehandlingen er en tredje metodik. Endelig satser mange kommuner på en god dialog med ansøgerne, så man kan melde klart ud hvilke krav kommunerne stiller, og hvad der kan lade sig gøre. På trods af disse initiativer, udtrykker

mange kommuner at det kunne være godt at have et værktøj, hvor man var bedre opdateret mht. nabokommunernes arbejde med nye indvindingstilladelser.

På en række områder, fx når der screenes, er der meget store administrative metodiske forskelle fra kommune til kommune (en kommune benytter et kriterium på 50 % reduktion af median min Q, en anden 20 % og en tredje 10 % osv.). Økologiske flow kriterier benyttes ikke i øjeblikket, men man er begyndt at kigge på det i nogle kommuner, primært i forbindelse med større vandindvindinger der skal fornys. Kommunerne har en del data der ikke findes i statslige databaser og/eller i JUPITER, og mulighed for upload af disse data til et værktøj/interface/modul efterlyses af mange kommuner. Biologiske data hentes typisk fra miljøportalen.

Kommunerne efterlyser et bredt spektrum af udtræk lige fra fraktilværdier (fx Q25, Q50 osv.) og median min Q, over hydrologiske regime variabler der indgår i empiriske formler til EQR værdier for DVFI, DVPI og DFFVa. Også grundvandsafsækning for vilkårlige punkter, vandbalanceplot for grundvandsmagasiner eller vandløbsoplande og akvifer bæredygtighed på magasinniveau efterlyses af mange kommuner. Der er samtidig et relativt bredspektret sæt ønsker til scenarietyper fx aktuel indvinding og tilladelsesindvinding, reference scenarie, brugerdefinerede scenarier, klima og dræns scenarier. Udtræk skal kunne foretages i brugerdefinerede punkter i vandløb.

Et stort antal kommuner udtrykker ønske om at kunne benytte andre modeller end blot DK model. Det hænger sammen med at kommunerne har behov for vurdering af afsænkninger af grundvandspejl og påvirkninger af bl.a. natur og indvindingsoplande, i forbindelse med sagsbehandlingen af tilladelser.

Ekspeditionstiden ved et system skal være kort, typisk dage eller max et par uger. Det afhænger lidt af om det blot er en sagsbehandling af en markvanding, eller det er en større indvindingssag, der behandles. Mindre indvindinger, er der mange af, og her skal systemet helst give svar i løbet af max 24 timer. Ved større indvindingssager er et par uger acceptabelt.

Der indgår en bred vifte af elementer i den screening kommunerne foretager når de giver nye eller opdaterede indvindingstilladelser, dels værktøj udviklet af kommunens rådgivere, semi-analytiske beregninger, lokal grundvandsmodel og integreret dynamisk grundvands-overfladevandsmodel. Nogle kommuner vurderer desuden indvindingstilladelser i forhold til monitoringsdata i vandløb.

Typisk bruger kommunerne 1-2 årsværk på opgaven. Der siges kun i sjældne tilfælde nej til en ny tilladelse men placering og indvindingsmængder kan evt. være i spil. De fleste kommuner behandler markvandingstilladelser. Et flertal af kommunerne føler sig på sikker grund når de behandler indvindingstilladelser og ERFA netværk er en væsentlig grund til det. Kommunerne udtrykker rimeligt utvetydigt et behov for mere viden, specielt på lille skala, hvor der hverken foreligger et tilstrækkeligt antal hydrologiske eller biologiske data.

Afstandskrav, risiko for udtørring af vandløb, krav til max reduktion af median min Q, akvifer bæredygtighed, max afsækning af grundvandspejl, og habitatforhold indgår i kommunens

sagsbehandling. Der er i de fleste kommuner tilknyttede monitoringsbehov til fx pejlinger og vandføringsmålinger. Mulighed for selv at definere scenarier, upload af data, analyser af følsomme parametre, udtræk af submodel af DK model, udtræk af økologiske monitoringsdata og beregning af økologisk flow efterlyses af mange kommuner.

Der er i mange kommuner et ønske om udtræk af vandløbsafstrømning, økologiske indikatorer, grundvandsafsækning, vandbalance plot og vurdering af akvifer bæredygtighed.

## 0.2 Resultater af interviews i fem kommuner

Der er foretaget en tematisk analyse af resultater af semi-strukturerede kvalitative interviews i fem kommuner:

- Hvad indgår når kommunerne vurderer bæredygtig vandindvinding?
- Føler kommunerne sig på sikker grund når de giver tilladelse til vandindvinding?
- Vision med hensyn til screeningsværktøj?
- Scenarier, hvad er det for et væktøj der skal bruges?
- Hvilke svartider er acceptable for et sådant system?

De fleste kommuner vurderer, at der ikke er væsentlige problemer med vandmængderne i de store åer, det er i tilløbene der kan være problemer. Ifølge kommunerne giver median min Q mening. Det kommuerne egentlig er interesseret i, er den økologiske kvalitet, men kommunerne argumenterer for at det er ok at hænge det op på vandmængder, da det er nemmere at formidle disse resultater, fordi det fysisk giver mening. Dette er i modsætning til de nye empiriske udtryk for økologisk flow, der vurderes for komplicerede til at forklare til fx landmanden. Der er behov for mere fokus på hvordan man får kommunikeret nye indikatorer.

Selv i kommuner hvor mere end 80 % af området er kortlagt, vurderer kommunens fagfolk, at der mangler målinger og viden om sammenhængen mellem grundvand og overfladevand. Derfor argumenterer kommunerne for brug af de stationære grundvandsmodeller der bliver anvendt mange steder. Det er hvad datagrundlaget kan bære, når man relativt hurtigt skal vurdere, hvad en ny indvinding vil betyde for grundvandsmagasinet, ressourcen, og i forhold til vandløb og overfladebiotoper. Samtidig er nogle kommuner bekymrede for den forskelligartethed, der er mellem den måde kommunerne vurderer bæredygtig vandindvinding.

Der mangler fortsat noget mere standardiseret og ensartet på tværs af kommunerne, fx vedrørende valg af reference scenarier, tærskelværdier for acceptable reduktion af minimumsvandføring mm. Basalt set er økologisk flow en god idé, problemet er blot ifølge kommunerne, at der på grundvandssiden ikke findes data til at gøre det. Små vandløb der udgør gyde- og opvækstområder for ørred (B1 vandløb) har naturlig udtørring i sommerperioden. Ikke kun som følge af vandindvinding, det skyldes også dræning af fx moser, og variationer i nedbør fra år til år. Efter kommunernes opfattelse giver de empiriske formler ikke mening for de udtørrede strækninger, og det handler for kommunerne om hvor langt ned (eller op) vandløbene udtørres og hvor hvor længe. Det er dermed en særlig udfordring at finde metoder til håndtering og modellering af vandløbsspidserne. Kommunerne kører rundt i tørre år og registrerer tørlagte strækninger, men spørgsmålet er om fx en landsdækkende model er tilstrækkelig nøjagtig til at kunne give en mere sammenhængende beskrivelse af denne problematik. Der skal kigges nærmere på udtørringsproblematikken, da usikkerhedsanalysen

har vist at de nye indikatorer for DVFI, DVPI og DFFVa baseret på empiriske formler, godt kan beregnes selv om vandløb tørrer ud, og rent faktisk er rimeligt godt bestemt selv for de små vandløb (se næste afsnit). Men muligvis skal der andre variable i spil, fx varighed af tørlægning mm. og det skal der så kigges nærmere på i hovedprojektet.

Nogle kommuner føler sig ikke på sikker grund, og efterlyser mere viden om grundvand-overfladevand interaktionen. Der mangler data for både vandføring og smådyrs opgørelser, så man efterlyser, at man fastholder forsigtighedsprincippet. I visse kommuner udgør sand i vandløbene en særlig problemstilling, i forhold til måling af vandføring (QH) og interpolation.

De nye indikatorer vurderes af kommunerne rimeligt fornuftige, men der er forskelle fra område til område, og forskelle på hvor små oplande skal være, før de tørrer ud, og det skyldes både klima og markvanding, når vandløb udtørres. Nogle kommuner anvender BEST til markvanding, men ikke til større vandindvindinger. En grund til at nogle kommunerne ikke føler sig på sikker grund er at de efterlyser flere data. I stedet trækker sagsbehandlere på vandløbsfolk og biologer "der går derude". En anden grund til at mange kommuner føler sig på sikker grund, er at indvindingen i dag er mindre end for 3 årtier siden. Samtidig føler nogle kommuner sig usikre som følge af effekten af klimaændringer og de mere tørre somre som klimamodellerne forudsiger. Nogle kommuner efterlyser et administrationsgrundlag frem for et værktøj. Kommunerne prøver at hjælpe hinanden ved at deltage i ERFA grupper for bl.a. at udnytte de komplementerende kompetencer der er i forskellige kommuner. Det ses af flere kommuner som noget af det der styrker sikkerheden i sagsbehandlingen og højner en fælles måde at håndtere vandindvindingsstilladelser på, på tværs af kommunegrænser. Kommunerne satser på en god dialog med ansøgere.

Visionen med et screeningsværktøj går lige fra et værktøj der kan spille sammen med BEST, til et økologisk tilstandsværktøj. Her kunne en dynamisk model tilføje noget til den viden man har i de stationære grundvandsmodeller, om hvor mange dage om året vandløbene tørre ud, men det vil kræve en mere nøjagtig model end DK model, vurderer en del kommuner. Nogle kommuner ønske en skelnen mellem små og store indvindinger, så kun de større indvindinger skal håndteres med et screeningsværktøj. Og så skal det kunne forklares hvad konsekvenserne af vandindvinding handler om, med et indeks der kan forstås og forklares til interessenterne. Interviews understreger at kommunerne deler en vision hvor man har et GIS kort hvor man kan sætte data ind, og få beregnet EQR værdier, og at man samtidig kan sikre en god dialog med ansøgere. Referencetilstand er fortsat et lidt uafklaret felt, for man er i kommunerne mere optaget af at kigge fremad, for hvad betyder klimaeffekter, fysiske forhold, dræning, vandtemperatur osv. i det samlede EQR regnskab?

Kommunerne giver udtryk for, at der er behov for et værktøj til ressourceberegning som samtidig kan vurdere påvirkning af vådområder, klimaeffekter mm. Det skal funderes på både målinger og data. Hvis man kunne anvende det samme værktøj i hele landet, vil det helt klart være en styrke. Men der mangler faktisk viden om hvordan virkeligheden ser ud. Man efterlyser ikke flere modeller, men mere faktisk viden. Samtidig er det vigtigt, at et web-interface eller screeningsværktøj kører på samme platform som arealdata, natur, jordbund, biotope, nitratfølsomme indvindingsoplande osv. En kommune finder det samtidig modstridende, at Geovejledning 7 anbefaler en finere maskevidde til vurdering af vandløbspåvirkning, end nuværende DK model anvender. Der er rimelig enighed om aktuel og tilladt indvinding samt

scenarier for ændret indvinding. Men mulighed for klima scenarier og forskellige drænanta-gelser vil kunne styrke værktøjets anvendelighed til ressourcevurdering.

### 0.3 Resultater af usikkerhedsvurdering og anbefalinger til det videre arbejde

Forprojektet og analysen GEUS har udført af DK modellens usikkerheder i forhold simulering af biologiske kvalitetselementer (DVFI, DVPI og DFFVa) på basis af empiriske formler opstillet af DCE har vist, at DK modellen (Højberg et al., 2015) giver en mere nøjagtig simulering af DVFI, DVPI og DFFVa end den SWAT model DCE har opstillet, for både store og små vandløb (se Tabel 1 nedenfor).

*Tabel 0.1 Hovedresultater af valideringstest med beregnede hydrologiske regime variable og biologiske kvalitetselementer (DVFI, DVPI og DFFVa) med DK model (GEUS) og SWAT model (DCE) og sammenlignet med beregninger ud fra observeret vandføring 2000-2010 for 17 stationer i små vandløbsoplande (Jf. afsnit 6.2, Tabel 6.14 og 6.17).*

Valideringstest	DK model GEUS		SWAT model DCE	
	2000-2005	2006-2010	2000-2005	2006-2010
(17 små oplande)				
Relativ fejl 6 regime variable (MAE %) <sup>1)</sup>	85	89	99	94
Relativ fejl DVFI, DVPI & DFFVa (MAE %)	42	25	81	58
<b>% af stationer der opfylder performance krav (17 små vandløbsoplande med data 2000-2010)</b>				
DVFI	94 %		85 %	
DVPI	56 %		35 %	
DFFVa	74 %		38 %	
<b>% af stationer der opfylder performance krav (10 små type 1 vandløbsoplande &lt; 10 km<sup>2</sup> 2000-2010)</b>				
DVFI	90 %		90 %	
DVPI	55 %		15 %	
DFFVa	85 %		30 %	

<sup>1)</sup> Regime variable: frekvenser, varighed, forudsigelighed og ekstrimitet (Fre1, Fre25, Fre75, Dur3, BFI, Q90S).

DK model viser dermed entydigt bedre performance end SWAT også for type 1 vandløb. Samtidig viser undersøgelsen, at DK model har omtrent samme usikkerhed som SWAT model når det gælder de 6 flow regime variable enkeltvis, men generelt en større vandbalancefejl sammenlignet med SWAT, med specielt markante usikkerheder på simuleret minimumsvandføringer (median minimumsafstrømning eller Q95, hvor DK modellen for specifikke stationer kan have relative fejl på op til 350-400 % i valideringstesten for små vandløb).

Selvom indikatorer generelt er godt bestemt med DK model er simulering af minimumsafstrømning relativ usikker. En forbedring af DK modellens simulering af minimumsflow i små vandløb og indikatorer, kan evt. ske ved at indbygge stationer svarende til lokaliteter, hvor man har observationer af biologi (DFFVø, DVFI, DVPI og DFFVa). Der er to grunde hertil:

1. Som udtrækket er nu er det ikke alle steder at DK model udtræk (M11 Q-pkt) passer helt med stationernes geografiske placering
2. Hvis stationerne er indbygget i kalibreringen kan vi opnå en bedre performance (jf. test case Midtjylland beskrevet i rapporten, hvor der er opnået mere end en 50 % forbedret nøjagtighed på simuleret DVFI, DVPI og DFFVa når økologisk flow inddrages i kalibreringen (Eco 2 BFI). Evt. enkelt målinger af vandføringen kan evt. inddrages og yderligere forbedre DK modellens simulering af minimumsflow hvis stationer indbygges i setup

En detaljering af DK model (fra 500 m til 100-200 m) er samtidig i rapporten vurderet at kunne give en forbedret simulering af minimumsvandføring med væsentlig reduktion af samlet usikkerhed i de mindre vandløb.

I stedet for at opbygge et parallelt model system (DK model / SWAT) anbefaler GEUS, at man satser på en forbedret DK model som en del af et levende landsdækkende værktøj, som også vil have en lang række øvrige anvendelsesmuligheder, med evt. forbedret detaljeringsgrad og mulighed for udstilling af DK model resultater, så DCE kan anvende resultater fra modellen, i arbejdet med opstilling af nye økologiske indikatorer for store og små vandløb (type 1 vandløb). DK-modellen er ikke oprindeligt tiltænkt denne anvendelse, men der er oplagte muligheder for yderligere forbedringer med en fremadrettet udvikling af modellen med fokus på performance på mindre skala og opdatering af ny geologisk viden. DK modellen er en fysisk baseret dynamisk, grundvands-overfladevands model, anvendelig til vurdering af kvantitativ tilstand og effekter af vandindvinding på trykniveau og påvirkninger af afstrømning i vandløb, som følge af grundvandsindvinding. GEUS syntes det er svært at få øje på tilsvarende forbedringsmuligheder i DCE's mere empiriske SWAT model tilgang.

Anbefalinger til fremadrettet modelarbejde i mindre vandløbsoplande:

- A) Etablering af prototype på dataudstilling, hvor eksisterende DK model (nul scenarie, aktuel indvinding og tilladt indvinding) gøres tilgængelig for DCE vha. web interface, med henblik på udtræk af simuleret daglig vandføring for perioden 1990-2015 for vilkårlige Q-punkter. Muligheder for plot af målte vandføringer (tidsserier/enkeltmålinger vil kunne bidrage til kommunikation af modellens nøjagtighed i forskellige områder). Evt. kan der gennemføres clusteranalyser af behov for opgradering af model.
- B) Test opland hvor forbedret metodik udvikles (fx Storå-Skjern å-Karup å-Gudenå-Nørre å):
  - a. test af indbygning af mindre vandløb og detailoplysninger om drænoplande, hvor der foreligger egnede biologiske kvalitetselement observationer eller supplerende vandføringsmålinger (DVFI, DFFVa, DVPI og DFFVø samt evt. enkeltmålinger af vandføring) som udtrækspunkter i DK model af afstrømningshydrografer (jf. at ca. 1/3 af de valideringsstationer DCE har benyttet er lokaliseret i vandløb der pt. ikke er indbygget i DK model, og at udtræk ved Q-pkt i MIKE 11 pt. giver for store usikkerheder når der sammenlignes med observationsdata)
  - b. evt. test af detaljering af maskevidde, topografi mv. fra 500 m til 100/200 m opsætning
  - c. inverts kalibrering af testopland (jf. testcase)
  - d. simulering for en længere årrække for testopland (klima + vandindvinding) så samtlige tidsserier vedr. biologiske kvalitetselementer incl. DFFVø kan 'beregnes' i forhold til afstrømningsforhold og hydrologiske regime variable, der kan indgå i DCEs opstilling af nye indikatorer for type 1 vandløb, og test af ændringer i forhold til vandindvinding
  - e. inddragelse af effekter på terrænnært grundvandsspejl og exchange flow fra grundvand til vandløb i opstillingen af indikatorer for små vandløb (jf. problemstilling med tørlægning)
- C) Implementering af resultater for testopland i landsdækkende detaljeret hydrologisk model (incl. indbygning af nødvendig detaljeringsgrad, stationer hvor der kan foretages udtræk mv.), samt implementering af endeligt web interface.



# 1. Indledning

Der er med dette projekt tale om et for-projekt forud for et hovedprojekt om operationalisering af den nye viden til vurdering af vandindvindings betydning for den økologiske tilstand i vandløb.

For-projektet har følgende formål:

- at afklare kommunernes behov og mulighed for at gennemføre beregninger til vurdering af vandindvindings kvantitative påvirkning af vandløbenes økologiske forhold
- at konsolidere det eksisterende modelkompleks med henblik på at skabe grundlaget for i et efterfølgende hovedprojekt at udvikle et landsdækkende screeningsværktøj til brug for kommunernes vurdering af vandindvindings betydning for målopfyldelse i vandløb
- at identificere alternative metoder/data til at modellere vandindvindings betydning for målopfyldelse i mindre vandløb.

Der er i alt 7 delopgaver (A-G), der skal løses i forbindelse med for-projektet, dels af GEUS og dels af Aarhus Universitet (DCE). GEUSs bidrag er markeret med kursiv.

- A. KL og kommunerne skal interviewes om deres behov for at få den nye viden gjort tilgængelig som et landsdækkende værktøj til vurdering af vandindvindings betydning for målopfyldelse i vandløb. Delopgaven skal sikre, at udviklingen af et sådant værktøj i videst muligt omfang tilgodeser kommunerens behov. *GEUS har interviewet fem udvalgte kommuner (Hjørring, Frederikssund, Næstved, Vejen og Odense) og gennemført spørgeskemaundersøgelse i alle kommuner.*
- B. Som enhver beregning indebærer afstrømningsberegningerne i DK-modellen statistiske usikkerheder. En kvantificering af de usikkerheder, der vedrører modelleringen af vandføringen, skal bruges til at forbedre modelkomplekset og dermed kvalificere vurderingerne af, hvordan en given øget vandindvinding potentielt kan påvirke målopfyldelsen i vandløb pga. af ændret vandføring. Usikkerhederne skal håndteres i hovedprojektet. *Som udgangspunkt en DCE opgaven, men GEUS har planer om at bidrage til. GEUS har gennemført en invers kalibrering og følsomhedsanalyser vha. PEST for et testområde i Midtjylland med forskellige valg af objektivfunktion (Storå-Karup å-Skjern å-Gudenå-Nørre å), og analyse af betydning af invers kalibrering i forhold til mulighed for reduktion af usikkerheder på bl.a. DVFI og DFFVa i forhold til 25 Q stationer. Endelig er usikkerheders relationer til NSE og Fbal vurderet ud fra kalibrerings- og valideringsresultater for DK model for store og små vandløb (bl.a. DCEs kalibrerings- og valideringsstationer benyttet i metodik for små vandløb).*
- C. I forbindelse med udarbejdelse af udkast til vandområdeplaner 2015-2021 har GEUS anvendt et samlet modelkompleks, der indeholder en vurdering af *sandsynligheden for*, at vandløb ændrer tilstand fra god eller høj økologisk tilstand til moderat eller dårlig økologisk tilstand pga. ændret vandføring som følge af vandindvinding. Modelkomplekset skal forbedres med henblik på at kunne estimere risikoen for, at en given øget vandindvinding, der måtte blive ansøgt i en kommune, vil kunne forhindre målopfyldelsen i vandløb. *GEUS har opstillet et eksempel på et web-baseret Bayesi-*

*ansk net, der illustrerer muligheden for integreret vurdering af af økologiske indikatorer udfra ekspertviden, modelberegnedede vandføringer og monitoringsdata (observerede vandføringstidsserier og observerede EQR værdier for DVFI, DVPI og DFFVa).*

- D. Styrker og svagheder samt samfundsmæssige gevinster af et web-baseret værktøj er identificeret ved udgangen af for-projektet. Konklusionerne skal bruges i hovedprojektet, hvor værktøjet skal sættes op. *GEUS vil på basis af spørgeskema undersøgelsen vurdere styrker og svagheder samt samfundsmæssige gevinster af et web-baseret værktøj, med udgangspunkt i et grundmodul/scenarier, der er identificeret på baggrund af resultater af spørgeskemaundersøgelse og interviews med fem kommuner, samt diskussion med SVANA, 5 kommuner og KL på møder (15/8 og 12/9 2016).*
- E. Den nye viden og tilhørende modeller er baseret på målinger i større vandløb, hvorfor modelkomplekset ikke er egnet til at vurdere vandindvindings betydning for mindre vandløb. Der mangler således viden om sammenhængen mellem vandføring og økologisk tilstand i mindre vandløb. Det skyldes, at der alene foreligger få vandføringsdata fra vandløbsbiologiske overvågningsstationer i mindre vandløb. Der skal derfor opsættes modeller, der kan modellere vandføringer i mindre vandløb med en acceptabel nøjagtighed. Formålet er at udvikle et koncept, der vil kunne anvendes til estimering af vandføring, hvor der mangler vandføringsobservationer. Dette nye modelleringskoncept skal efterfølgende anvendes i hovedprojektet til beregning af vandføring ved et større antal biologiske overvågningsstationer i mindre vandløb, som derefter skal bruges til at opstille sammenhænge mellem vandføring og vandløbsøkologi i disse. Formålet i hovedprojektet vil være at teste, om de nuværende ligninger i DCE/AU-modellerne også gælder i mindre vandløb, eller om disse skal justeres for herefter at indgå i grundlaget for det påtænkte screeningsværktøj. Primært en DCE opgave som GEUS har planer om at bidrage til. *GEUS vil sammenligne DK model simulerede vandføringer med observerede vandføringer for DCE/AUs kalibrerings- og valideringsstationer repræsenterede små vandløb. Herved kan DK modellens nøjagtighed i små vandløb vurderes (for NSE og Fbal). GEUS vil desuden teste nøjagtighed for hydrologiske regimevariable og økologiske indikatorer.*
- F. Udover de stationer i mindre vandløb, for hvilke vandføringer skal beregnes, findes der muligvis stationer i mindre vandløb, for hvilke der allerede foreligger tidsserier af vandføringsmålinger. Delopgaven består i at finde frem til og kvalificere data fra disse stationer i DCEs egne databaser, så de kan anvendes i hovedprojektet til etablering af empiriske relationer for små vandløb. *Dette er primært en DCE/AU aktivitet.*
- G. I hovedprojektet forventes desuden gennemført empiriske undersøgelser af effekten af ændrede vandføringsforhold på vandløbsøkologien i mindre vandløb med henblik på at verificere de modeller, der skal konsolideres/udvikles i hovedprojektet, jf. punkt D, ligesom disse empiriske undersøgelser også skal bruges til at identificere de kritiske værdier hvor en ændring af vandføring vil kunne føre til markante ændringer i smådyrenes sammensætning og/eller udbredelse. *Der er primært tale om en DCE/AU aktivitet, som GEUS dog kan bidrage til med viden om grundvand/vandløbspåvirkning i relation til vandindvinding og implementering af modelbaserede metodikker til vurdering af kvantitativ tilstand og bæredygtig vandindvinding.*

## 2. Metodik

I det følgende er metodik for GEUS's bidrag til forprojektet nærmere beskrevet.

### Delopgave A - Interviewundersøgelser

Interview- og spørgeskemaundersøgelsen er gennemført trinvis ved en indledende workshop med KL og med deltagelse af fem udvalgte kommuner, Naturstyrelsen (nu Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (SVANA) og GEUS. Workshopresultater er efterfølgende anvendt til endelig udformning af et spørgeskema samt "spørgeramme", der er anvendt i fem semi-strukturerede kvalitative interview med de fem kommuner (face-to-face interview af max. to timers varighed med to deltagere fra kommunen og to deltagere fra GEUS). Interviews blev optaget, og resultater er analyseret og foreligger som lydfiler. Sideløbende hermed er det designede spørgeskema udsendt til alle kommuner (surveymonkey.com), og de fem involverede kommuner har som supplement udsendt spørgeskemaet til deres ERFA netværk i deres region. Kommunerne har udfyldt spørgeskemaet via et weblink, og der er udsendt påmindelser til de kommuner der ikke har svaret. Svar er herefter indsamlet (pr. 11/7 hvor svar er analyseret, i alt forelå 89 svar fra i alt 84 kommuner). Svar er derefter bearbejdet med en opgørelse af kvantitative og kvalitative resultater for de 20 spørgsmål der indgik i spørgeskemaet.

### Delopgave B – Usikkerhedsanalyser

Usikkerheder ved anvendelse af en hydrologisk model til simulering af vandføringsvariable, der indgår i indikatorer for biologiske kvalitetslementer for smådyr (DVFI), planter (DVPI) og fisk (DFFVa), er beskrevet i rapporten "Effekt af vandindvinding" (Henriksen et al. 2015). Der er imidlertid ikke nødvendigvis nogen direkte sammenhæng mellem de usikkerheder man kan simulere med en model i forhold til beregning af indikatorer ud fra observerede vandføringer (fx usikkerhed på DVFI og DFFVa), og så den usikkerhed der vil være på modelsimulerede ændringer i EQR værdier for DVFI og DFFVa, som følge af ændret vandindvinding.

Det er vigtigt, at der ved anvendelse af det screeningsværktøj, der skal udvikles, kan udpeges de mindre vandløb, der skal detailundersøges for en vandindvindingsbetiget påvirkning, der kan føre til at miljømålene i vandløb ikke kan overholdes, og at de tærskelværdier, der bruges for DVFI, DVPI og DFFVa, tager højde for den usikkerhed, der er på simulerede ændringer af vandføringen. Det kan man fx gøre ved at korrigere anvendte screeningskriterier så fx 'tærskelværdien der benyttes' justeres, så usikkerheden indregnes (så man får alle potentielle problemområder med i screeningen). Hvis der fx anvendes en tærskelværdi på 0.12 for max ændring i EQR værdi (fx svarende til at man for DVFI vælger at benytte 50 % sandsynlighed for tilstandsændring fra god til moderat tilstand), og at usikkerheden på modelsimulerede ændringer i EQR værdier er lad os antage 0.03, så bør man evt. anvende et screeningskriterium på  $0.12 - 0.03 = 0.09$  ved screeningen.

GEUS's usikkerhedsanalyse har tre elementer:

- Invers kalibrering af DK model for en test case (Karup å-Storå-Skjern å-Gudenå-Nørre å) med PEST for perioden 2000-2006 med følsomhedsanalyse af hvilke modelparametre der er mest følsomme og test af forskellige valg af objektiv funktion med hensyn til mulighed for reduktion af samlet modelberegnet usikkerhed på DVFI, DVPI og DFFVa
- Udtræk af DK model resultater for kalibrerings- (2000-2006) og valideringsperioder (2007-2010 og 1996-1999) og analyse af opnåede nøjagtigheder på NSE, Fbal-år og Fbal-Sommer i forhold til fx størrelsen af oplandsarealet samt afvigelser på DVFI, DVPI og DFFVa
- Udtræk af NSE og Fbal for 27 kalibrerings- og valideringsstationer i små vandløb (2000-2005 samt evt. 2006-2010) der indgår i DCEs analyse med henblik på vurdering af usikkerhed på DK model i forhold til DCEs foreslåede metodik for små vandløb. DK modelusikkerhed på hydrologiske regimevariable og indikatorer vil også blive vurderet for de små vandløb.

Det er ikke muligt at benytte PEST's gradientbaseret inverse kalibrering af frekvenser (fre1, fre25, fre75) og varigheder (dur3), da en lille meget lille ændring i parameterverdier ikke giver ændringer i frekvenser og varigheder, hvorved den inverse optimering ikke kan give pålidelige resultater. Der findes dog i PEST mulighed for global søgning (i lighed med Auto-cal), men analysen med PEST er i forprojektet afgrænset til den metodik der har været anvendt for DK model, og som er relativ effektiv for meget komplekse modelopstillinger.

Ved en gradientbaseret invers kalibrering, kan man imidlertid inddrage en variabel som fx baseflow index (BFI) der indgår i DFFVa (fisk). Samtidig testes det om DVFI og DFFVa kan benyttes som direkte kalibreringsmål, da der i de to empiriske formler for disse kvalitetselementer indgår variable, der vil ændre sig ved en gradientbaseret invers optimering. For DVFI gælder det leddet  $Q90S (=Q90/Q50)$ , og for DFFVa gælder det som nævnt BFI leddet.

Samtidig er det undersøgt ved en følsomhedsanalyse, hvilke modelparameterverdier fra OL, UZ, SZ og MIKE 11 der er de mest følsomme i forhold til forskellige kalibreringsmål fx Fbal-Irrigation, NSE, Trykniveau, Fbal, Fbal-S, BFI, DVFI og DFFVa. Det er vigtigt af hensyn til identifikation af hvilke konceptualiseringer og parametre, der skal fokuseres på når man fx ønsker at reducere forbedre nøjagtigheden på fx DK model eller kortlægningssmodeller, til brug for vurdering af økologisk flow. Det at inddrage simuleret vandingsmængde (Fbal-Irrigation) direkte i objektivfunktionen er nyt, men relevant da store dele af Midt-, Vest- og Sydjylland har betydelig kunstvandning.

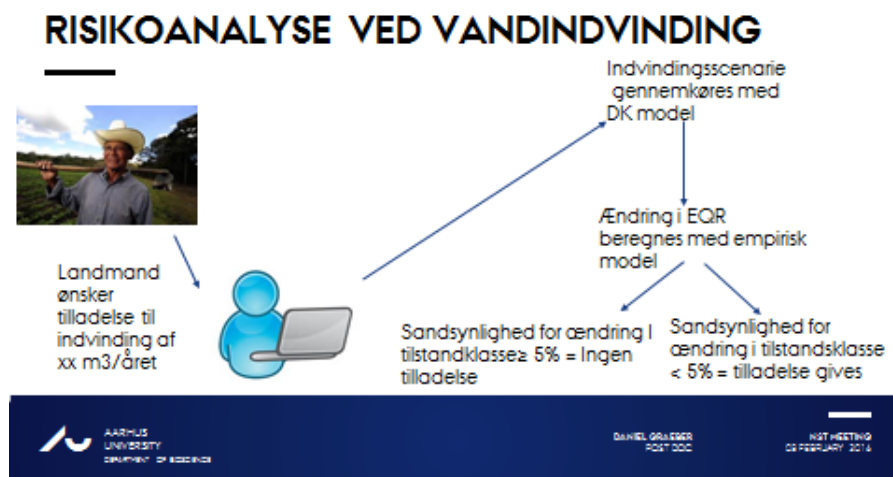
Hensigten med ovenstående usikkerhedsvurderinger er at vurdere muligheden for at identificere og reducere usikkerheden på modelsimulerede værdier af DVFI, DVPI og DFFVa i forhold til beregning af indikatorer udfra målte værdier, ved at kalibrere DK-modellen i forhold til de nye økologiske indikatorer i et evt. hovedprojekt, samt at vurdere hvilken nøjagtighed der er på DK model, når den anvendes med nuværende diskretisering også for små vandløb (med oplandsareal på i størrelsesorden ca. 10 km<sup>2</sup>, hvor modellen ikke tidligere har været testet), i forhold til nøjagtighedskriterier som NSE og Fbal benyttet af DCE i deres test, og typisk anvendt i forbindelse med kortlægningssmodeller og DK model (se fx Geovejledning 7), men også en vurdering i forhold til øvrige hydrologiske regimevariable der kunne indgå i

fx empiriske formler for de små vandløb (fx i DFFVø eller indikatorer for smådyr for små vandløb).

Fremadrettet, kan undersøgelsen pege på hvad der skal til i af forbedret stedspecifik kalibrering af fx DK model (forbedret konceptuel model, diskretisering osv.) og hvilke topologier og parametre som er de vigtigste at have fokus på.

## Delopgave C - Forslag til forbedret metode til brug for risikoanalyse fsva. de biologiske kvalitetselementer der kan indgå i web-baseret screeningsværktøj

I for-projektet vil blive udarbejdet forslag til forbedret metode til brug for risikoanalyse for så vidt angår de biologiske kvalitetselementer. Overordnet set vil metoden tage udgangspunkt i de empiriske modeller, som beskriver sammenhænge mellem økologisk tilstand for de tre kvalitetselementer, planter, smådyr og fisk, i form af en EQR værdi, og hydrologiske variable. Der vil blive givet forslag til fastsættelse af en acceptabel ændring af EQR byggende på principper som angivet i nedenstående Figur 1.



Figur 1 Princip for risikoanalyse (screening)

Delopgaven skal afklare hvordan risikoanalysen skal gennemføres. Det er en DCE aktivitet.

GEUS har dog lavet med et Bayesiansk net givet et bud på kommunikation af usikkerheder på EQR værdier, og hvordan data, modeller og ekspertviden evt. kan indgå fx for mindre vandløb, hvor usikkerheder på hydrologiske modeller er større end for større vandløb.

## Delopgave D - Analyser af gevinster ved webbaseret løsning og rapportering

GEUS udarbejder en beskrivelse, der indeholder en analyse af styrker og svagheder samt beskriver realiserbarhed og de samfundsmæssige gevinster, der kan opnås ved at udvikle et web-baseret værktøj, der stilles til rådighed for kommuner og andre interessenters brug, når effekten af et ændret indvindingsmønster på økologien af de tilknyttede vandløb skal under-

søges. Analysen vil være baseret på resultater af interviews og spørgeskemaundersøgelser, der gennemføres i delopgave A, samt resultater af de undersøgelser, GEUS og andre aktører selv har gennemført ifm. anvendelse af det samlede modelkoncept.

Der foretages som en del heraf drøftelser med rådgivere, udvalgte kommuner og ekstern web-interface ekspert (Hydroinform/Jakob Gudbjerg) omkring funktionalitet af web-interface (bl.a. behov for adgang til programmel til beregning af indikatorer, afvikling af kørsler med DK-model over web-interface osv.) samt samspil med øvrige rådgiver modelværktøjer (således at et grundmodul for opstilling af web-interface til DK-model resultater identificeres, samt tillægsmoduler fastlagt ud fra spørgeskemaundersøgelse og interviews.

## **Delopgave E - Estimering af vandføring for biologiske vandløbsstationer, for hvilke der mangler kontinuerlige vandføringsmålinger**

Formålet med delopgaven er at eftervise en metode til simulering af daglig vandføring i små vandløb (type 1), hvor der ikke foreligger hydrometriske målinger (så kaldt umålte oplande). En succesfuld eftervisning af metoden vil betyde, at der efterfølgende med en begrænset ressource vil kunne simuleres vandføring for vilkårlige, umålte oplande og med en kendt usikkerhed. Den simulerede vandføring kan efterfølgende danne grundlag for udvikling af empiriske modeller, der kan beskrive økologisk *tilstand i små vandløb* som funktion af hydrologi. Hvis det lykkes at estimere vandføring med en tilstrækkelig stor sikkerhed, skal metoden anvendes i det efterfølgende hovedprojekt til en modelbaseret estimering af vandføring for et større antal NOVANA stationer, især type 1, for hvilke EQR værdierne af de økologiske vandløbskvalitetslementer er blevet bestemt.

## **Delopgave F - AU databaser er gennemgået med henblik på at identificere flere især små vandløb med vandføringsdata og økologiske data**

Dette er primært en DCE opgave. Med henblik på at kunne teste, om eksisterende DCE/AU-modeller kan anvendes for type 1 vandløb samt at skabe det bedste grundlag for eventuel nyudvikling, er det helt centralt at have vandføringsdata på så mange små type 1 vandløb som muligt. Ligeledes vil granskningen af de eksisterende DCE/AU-modeller (Graeber et al. 2015) som beskrevet tidligere inddrage yderligere data, såfremt sådanne kan identificeres. I for-projektet vil AU's databaser derfor blive nøje gennemgået med henblik på at undersøge, om der eksisterer data, der ikke allerede er inddraget i udviklingen af de eksisterende DCE/AU-modeller (Graeber et al., 2015), og som derfor kan anvendes. Herunder vil der også blive søgt efter hydrologiske data fra "gamle" tidsserier fra nu nedlagte stationer, men hvor der i flere tilfælde også kan tilvejebringes biologiske data (evt. fra eksterne kilder – se nedenfor). Disse data vil i det egentlige projekt kunne anvendes til at opnå en bredere geografisk dækning for herigennem at øge modellsikkerheden. Derudover vil der blive identificeret stationer, for hvilke der ud over hydrologiske tidsserier også findes parallelle tidsserier for biologiske data. Disse stationer omfatter primært stationer, som nu indgår i nettet af såkaldte NOVANA klimastationer. De biologiske data vil primært omfatte makroinvertebrater, men

også i enkelte tilfælde fisk. I det egentlige projekt vil parallelle tidseriedata for hydrologi og biologi kunne anvendes til evaluering af de opstillede modeller for sammenhæng mellem hydrologi og biologi.

## **Delopgave G - Metodikken til identifikation af tærskelværdier er udarbejdet**

Med henblik på at validere tidligere udviklede empiriske modeller og/eller ny-udviklede modeller under hovedprojektet, er der behov for at 1) validere de identificerede hydrologiske variable der indgår i AU's empiriske modeller, 2) identificere tærskelværdier for de hydrologiske variable og 3) undersøge om andre modelvariabler bedre beskriver effekten af hydrologi på DVFI samt undersøge om andre indikatorer bedre afspejler ændret hydrologi. Disse elementer kan undersøges under kontrollerede forhold i en række identiske strømrønder, således at resultater udelukkende afspejler hydrologiske forhold og ikke samtidigt virkende stressorer. I for-projektet vil der blive beskrevet en metode, der kan indfri disse behov, herunder forsøgsdesign samt mulige indikatorer, der kan afprøves. Sidstnævnte vil bygge på eksisterende videnskabelig litteratur, hvor sammenhænge mellem hydrologi og smådyr i vandløb er blevet analyseret. Der er tale om en *DCE opgave, men GEUS skal bidrage med grundvandsrelevante variable.*





### 3. Resultater af spørgeskemaundersøgelsen

#### 3.1 Hvad indgår der når der vurderes bæredygtig vandindvinding i kommunerne

Vurdering af bæredygtig vandindvinding i kommunerne afspejler forskellige kontekster (fx vandværker/markvandinger, hydrogeologiske forskelle, historiske forskelle mv.). På spørgsmålet (Q8 Hvad indgår når der vurderes (bæredygtig) vandindvinding i din kommune svarer kommunerne med en bred pallet af svarvalg (se Tabel 3.1).

Tabel 3.1 Q8 Hvad indgår når der vurderes (bæredygtig) vandindvinding i din kommune?

Svarvalg	Besvarelser
a) krav til akvifer bæredygtighed (max udnyttelsesgrad af grundvandsmagasin eller grundvandsforekomst i %)	57,32% 47
b) krav til max afsenkning af grundvandsspejl i forhold til vandkvalitet og eller vådområder	78,05% 64
c) krav til max reduktion af median min Q	60,98% 50
d) krav til økologisk flow fx i forhold til DVFI (smådyr), fisk (DFFVa) og planter (DVPI)	25,61% 21
e) krav til habitatforhold (fx vandløbsdybde, hastighed mv.)	29,27% 24
f) afstandskrav (fx afstand til anden indvinding, paragraf 3 områder, Natura2000, fredede eller jordforureninger)	86,59% 71
g) risiko for udtørring af vandløb	76,83% 63
<b>Respondenter i alt: 82</b>	

Afstandskrav i forhold til anden indvinding, paragraf 3 områder, Natura2000, fredede områder og jordforureninger fremgår at være i spil i de fleste sager (hos 87 % af respondenterne). Herefter følger krav til max afsenkning af grundvandsspejl i forhold til vandkvalitet og vådområder og risiko for tørlægning af vandløb (ca. 78 % af respondenterne). Ca. 61 % af respondenterne har fokus på krav til max reduktion af median min Q og krav til akvifer bæredygtighed (max udnyttelse af grundvandsmagasin eller grundvandsforekomst). Kun en mindre del (25-30 % af respondenterne) har i behandlingen af nye indvindingstilladelser fokus på krav til habitatforhold (fx vandløbsdybde, hastighed mv.) samt krav til økologisk flow i forhold til smådyr (DVFI), fisk (DFFVa) og planter (DVPI).

Det kommunerne gør i øjeblikket når de administrerer vandindvindingstilladelser er præget af Vandplan 1 metodik (fx medianmin), og det gældende lovgrundlag jf. vandforsyningsloven. Nogle kommuner udviser dog begyndende interesse for den metodik vedr. økologisk flow fra Vandområdeplaner (Vandplan 2). Enkelte kommuner bruger DVFI og øvrige indikatorer som pejlemærker for vægtning af afgørelser, eller har anvendt de økologiske parametre i enkelte tilladelse, men efterlyser samtidig data til vurdering af påvirkninger på de små vandløb eller

overfor naturområder. I tilfælde hvor beregninger peger på at vandløb kan være påvirkede, bruger mange kommuner deres biologer (eller vandløbsfolk) og deres viden om habitatene, til en nærmere vurdering af påvirkningen på vandløb fra vandindvinding. Nogen kommuner, vil, hvis det er relevant, kigge på max reduktion af median minimumsflow og økologisk flow, og andre kommuner er endnu ikke kommet så langt (og venter formentlig på godkendelse af vandområdeplaner), er ikke kommet dertil endnu, eller står umiddelbart overfor at de skal have en faglig drøftelse med naturgruppe og vandløbsgruppe, og fremadrettet vil kigge på det i nær fremtid.

Det kommunerne primært har fokus på i behandlingen af vandindvindingstilladelser er påvirkningen af grundvandsspejlet, enten den historiske udvikling i grundvandsspejlet, om grundvandsspejlet er stabilt, eller vurderinger af acceptable afsænkninger i Naturbeskyttelseslovens §3 områder, habitatområder samt levesteder for arter omfattet af Vandrammedirektivets bilag 4 mm. Andre kommuner har fokus på samspil mellem flere indvindere – sænkning i naboboringer, afsænkning og grundvandskemi, og risiko for saltvandsindtrængning. Enkelte kommuner kigger på udnyttelsesgrad, men ikke som direkte kravværdier, mere som sekundære parametre udover afsænkning og grundvandskemi. Vandkvalitet indgår desuden i forhold til formålet med indvindingen. Kontakten mellem grundvand og overflade indgår også. I og med at mange kommuner lægger meget vægt på påvirkningen af grundvandsspejl, og at dette tema, er et tema i kortlægningsmodellerne og afgrænsningen af indvindingsoplande, er det ikke overraskende at kommunerne efterspørger mere sammenhæng mellem kortlægningen og vurderingen af vandløbspåvirkning fra vandindvinding.

Mange kommuner opfatter ikke vandindvinding som problematisk i forhold til vandløb, fordi den hydrologiske kontakt mellem dybe grundvandsmagasiner og vandløb (fx Bornholm) ofte er begrænset, eller fordi indvinding baseres på indvinding fra dybe, beskyttede magasiner. Visse kommuner kigger på geologiske forhold (dæklag af moræneler), og kontakt mellem grundvand og natur/vandløb i forhold til vurdering af påvirkning af moser, vandløb og søer. De kigger måske ikke på påvirkning af median minimumsvandføring i ret mange af deres vandløb. Kommuner har som nævnt fokus på geologi og udvikling i det primære grundvandsspejl og grundvandskemi, men mange kommuner (mange af de jyske, og en del på øerne) benytter typisk et af NIRAS udviklet værktøj (BEST) til screening og vurdering af vandløbspåvirkning og BEST's kriterier for kritisk påvirkning som de følger i den indledende screening. Efterfølgende vurderes der på alle dimensioner i Tabel 3.1.

Flere kommuner har selv, eller i samarbejde med nabokommuner, opbygget grundvandsmodeller, i visse tilfælde med udgangspunkt i kortlægningsmodeller.

### **3.2 Hvad siger kommunerne til visionen med et nyt web-baseret værktøj/interface/modul**

Visionen med et nyt web-baseret værktøj/interface/modul er at gøre DK model lettere tilgængelig i forbindelse med kommunernes behandling af indvindingstilladelser, og som en væsentlig del heraf, at kvantificere usikkerheden på resultaterne så de kommunikeres klart (tema 1).

Samspilmæssig kan det nye værktøj/interface/modul skrues sammen på mange forskellige måder, hvor udfordringen bliver, at integrere det med den sagsbehandling og de værktøjer kommunerne anvender (fx BEST og tilsvarende). Det nye værktøj/interface/modul vil blive programmeret i API/open source (tema 2).

Med hensyn til funktionalitet skal denne afspejle de behov kommunerne har i sagsbehandlingen / screeningen (tema 3).

### 3.2.1 Tema 1 Visionen

Spørgeskema svar på Q11 kommentar til vision (se Appendix A) fra kommunerne omkring visionen (tema 1) viser, at mange kommuner efterlyser simulering af ændringer i de økologiske flow indikatorer, eller er enige i at det er en rigtig god vision/en glimrende ide, og at et nationalt værktøj til vurdering af den tilgængelige ressource samt påvirkning af vandløb og natur i høj grad vil kunne bruges. Kommunerne vurderer, at der er behov for mere omfattende monitoring i vandløb/for få målestationer, og at det vil være forkert kun at anvende modeller, hvis disse ikke understøttes af målinger. Nogle kommuner fremhæver, at værktøjet skal stilles rimeligt billigt til rådighed. Nogle kommunerne udtrykker, at det er vigtigt at værktøjet kan vise den samlede usikkerhed. Det skal være tydeligt, på hvilken baggrund der er regnet. Mange kommuner hævder, at værktøjet kommer for sent, da tilladelser er fornyet i 30 år: *"Visionen er god, men i praksis tvivler jeg på om det bliver detaljeret nok til at give værdi"*.

En kommune fremhæver, at der med visionen kan introduceres en mere ensartet sagsbehandling på tværs af kommunegrænserne (+). Men er det realiserbart på et detalje niveau, hvor det er anvendeligt for den kommunale sagsbehandling, og vil ressourcerne stå mål med resultatet? (-). Kommuner udtrykker, at de tit er i tvivl, når de i sagsbehandlingen skal vurdere vandløbspåvirkningen. Derfor kunne det være rart med et screeningsværktøj. Andre kommuner finder visionen om at gøre DK modellen tilgængelig glimrende, og ønsker et værktøj til simulering af virkningen af ændret vandindvinding på afstrømningen i vandløb og på økologiske forhold samt på påvirkningen af akviferer. Det vil være meget nyttigt med et ensartet beslutningsgrundlag mht. vandløb og grundvandsindvinding: *"Det er virkelig dejligt at der kommer fokus på dette. Der mangler i den grad data og viden om sammenhænge mellem grundvand og overfladevand for at kunne foretage en fornuftig vurdering"*.

Men mange kommuner udtrykker samtidig bekymring om hvorvidt datagrundlaget er godt nok. Det bliver svært at lave et brugbart værktøj, når der ikke er data om vandløbene, som skal danne grundlaget, og kommunerne heller ikke kan levere dem. Flere kommuner ønsker fokus på at værktøjet kan anvendes på små vandløb. Det er dog ikke kun skalaprobmatikken der fremhæves af flere kommuner, men også de meget forskellige behov for indvinding (fx til markvanding) øst og vest for den jyske højderyg. Nogle kommuner vurderer at der i den gamle Vandplan (Vandplan 1), var eksakte krav til medianminimumsvandføringen i et stort antal vandløbspunkter, og det vha. jævnlige synkronmålinger var det muligt at vurdere, om der var "plads" til mere indvinding i oplandet, eller om området skulle "lukkes". Det er derfor vigtigt, at outputtet fra det nye værktøj kan holdes op mod "go"/"no go" kriterier. En kommune (Sønderborg) fremhæver behovet for estimering af påvirkningen under frie og spændte magasinforhold. En kommune udtrykke utilfredshed med DK model; *"Vi er positive over for et fælles værktøj, men er skeptiske overfor at basere det på DK-modellen, som nor-*

malt ikke er særligt god heroppe. Derudover er vi også bekymret over kvaliteten/mængden af tilgængelige data, som er nødvendige for at modellen bliver retvisende". Eller en anden jysk kommune: "Med Danmarksmodellen som udgangspunkt er vi desuden ikke ret godt hjulpet i Jylland uanset om det er BEST eller noget andet, der ligger over".

Der er brug for gennemsigtighed og at værktøjet er operationelt: "I det tilfælde at det realiseres (at der er et behov) bør det være et så enkelt værktøj som muligt med et lige så enkelt output. Der bør være mulighed for at kunne se usikkerheder på resultaterne og i det hele taget fokus på at det bliver operationelt for kommunen". Der skal være fokus på usikkerheden. En kommune fremhæver, at det lyder som en rigtig god vision. "Det er meget positivt, at et af målene er at forøge kommunikationen. Ofte er det vanskeligt at forklare, hvor stor en effekt en indvinding har".

### **3.2.2 Tema 2 Samspil med sagsbehandling og værktøjer kommunen anvender**

Det nye web interface/værktøj/modul skal ifølge respondenterne helst integreres med BEST: "I stedet for at starte på ny med et helt nyt værktøj vil Horsens kommune langt foretrække at GEUS og styrelsen arbejder sammen med BEST folkene/NIRAS om at få integreret de nye behov i et fælles model setup-up og digitalt værktøj, og derved kan trække på de erfaringer GEUS og NIRAS hver især har". Flere kommuner foretrækker at "alt går gennem BEST", altså at evt. beregninger med DK model fx via API kan hentes ind i BEST til videre brug. Eller som en respondent, der har anskaffet BEST udtrykker det: "Umiddelbart fint men når kommunen netop har "tømt lommerne" og investeret i BEST, er det en lidt træls nyhed. Hvis det kunne indarbejdes i BEST, så vi kun har et program, vil det være godt".

Hvis man gratis kan få et værktøj har det interesse, og selvom nogle kommunerne har selv midler til at købe mere end det de allerede har, vurderes det at man allerede har investeret rigtig mange ressourcer i BEST i mange kommuner, for med dette værktøj at kunne få en bedre fornemmelse og konsekvensvurdering (det er noget der "fylder noget" i kommunerne): "Vi har brug for værktøjer der hurtigt giver svar, og hvor vi kan "lege" med indvindingsstørrelser og dybder mm., uden det er besværligt og tidskrævende". Andre kommuner er enige i, at det vil være smart at gå sammen i et partnerskab (Styrelsen for Vand og Naturforvaltning, SVANA, NIRAS og De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, GEUS). Nogle kommuner udtrykker skepsis omkring hvorvidt Danmarksmodellen kan beregne tilstrækkeligt troværdigt på lokalt plan. De argumenterer for, at der ikke er mange oplysninger om de øvre 15 m af lagpakken til lokale vurderinger, som fremført af en respondent: "Man kan tolerere og håndtere større usikkerhed på landsdækkende opgørelser, end på helt lokale vurderinger". I hvert fald efterlyser mange respondenterne flere målinger og er bekymrede vedr. integrationen med kommunernes administrative værktøjer: "Vi stiller os meget tvivlende om et webbaseret værktøj vil kunne integrere med de administrative værktøjer kommunen allerede har investeret mange penge i. Datagrundlaget mangler på små vandløbsstrækninger der er retvisende for påvirkningen". Nogle kommuner udtrykker samtidig at det kommer for sent, men at det fremadrettet ved behandling af nye tilladelser, kan være nyttigt.

Endelig er der en del kommuner der har deres egne grundvandsmodeller (som de selvsagt har et stort ejerskab til). Mange af den type kommuner, ved ikke om der er brug for et nyt

værktøj eller om det kan mere end den model de bruger i dag: *"Vores grundvandsmodel er udviklet i samarbejde med Naturstyrelsen under grundvandskortlægningen og dækker vores kommune"*. Eller kan de ikke gennemskue om det nye værktøj vil være bedre end den model de har og som er tilrettet overfladesystemet. Generelt efterlyser flere kommuner, sammenhæng mellem kortlægningsdata, incl. modeller, potentiale kort, identificerede grundvandsmagasiner mm. på den ene side og DK modellen og vandplanernes forekomster på den anden side. For at værktøjet skal kunne fungere, skal det kunne "snakke sammen med Jupiter" og med kommunens opdaterede grundvandsmodel. Det skal helst være mere detaljeret end DK modellen, idet detaljeringsgraden angives som årsag til at nogen kommuner har fået lavet en lokal grundvandsmodel, en respondent udtrykker at det er vigtigt, at: *"...et sådant værktøj er baseret på de eksisterende grundvandsmodeller og den geologiske model, som Favrskov kommune har lavet for hele kommunen, så der ikke bliver modstridende resultater, når man arbejder med forskellige værktøjer"*.

### **3.2.3 Tema 3 Funktionalitet**

Kommunerne har behov for et værktøj der er let anvendeligt og hurtigt at bruge, fx for at måle på konsekvensen af en tilladelse og siden kunne justere indvindingsmængden eller kompensationskravene, hvis det alligevel får konsekvenser. Modeller er altid usikre, men man kan få en fornemmelse. Nogen kommuner fremhæver at screeningsresultater skal kunne bruges i deres GIS værktøjer (Fx ArcGIS). Drømmen for mange kommuner er at kunne gå ind i en GISmodel, plotte en ny boring med opgivelse af grundvandsmagasin, ydelse og max. Afsækning, og så se ved hvilken ydelse boringen er bæredygtig: *"Meget få kommuner har personale der er i stand at bruge de gængse modelværktøjer. Rigtig mange kommunale miljøbehandlere har kun en mellemteknikeruddannelse, og har meget svært ved at gennemskue begrænsningerne i de værktøjer der stilles til rådighed"*. GEUS har forståelse for disse krav, og udfordringen bliver at lave et relativt simpelt værktøj, der kan anvendes uden at man nødvendigvis er modellør, men som kan give en fornemmelse for hvad fx en ændret indvinding kan betyde i et lokalområde, når fokus er på den dynamiske vandløbspåvirkning, vandbalanceforhold mm. En slags pixi-web-interface der kommunikere problemstillingen med hvordan forskellige indgreb i vandbalancen, fx vandindvinding, påvirker det lokale hydrologiske kredsløb i tid og sted, og samtidig poster de observationer der foreligger i data baser og evt. indtastet/eller overført fra kommunens eller andre interessenters egne databaser. Dette understøttes af, at en kommune spørger, om det også kunne være relevant at kunne se på andre påvirkninger af vandbalancen fx LAR (nedsivningsanlæg; frakobling af arealer der i dag afstrømmer til kloaker, og i stedet ledes til nedsivning og grundvandsdannelse).

Et flertal af respondenterne har brug for en hurtig sagsbehandling af markvandingstilladelser, systemet skal derfor kunne håndtere mange påvirkninger og hurtigt beregne en samlet påvirkning for de enkelte recipienter: *"Vi har 500 indvindere i kommunen og ca. 1½ person til at administrere dem"*.

### 3.3 Hvad gør kommunerne i dag, når de administrerer nye indvindingstilladelser

#### 3.3.1 Hvordan giver kommunerne indvindingstilladelser

Den måde kommunerne i dag giver tilladelser til nye indvindinger eller fornyer eksisterende tilladelser, er primært baseret på vurdering i forhold til geologi, grundvandsspejl og vådområder og indvindingsoplande, hvilket er forhold som ca. 75 ud af 84 fuldførte besvarelser, eller knap 90 % af respondenterne, svarer som værende centrale forhold i administrationen af tilladelser til vandindvinding (se Appendix A og Tabel 3.2). Bemærk at procentsatser refererer til andelen af respondenter der svarede ja på hhv. vandværker og markvanding, i forhold til det samlede antal respondenter angivet i kolonnen yderst til højre.

Tabel 3.2 Q2 Hvad indgår i administrationen af nye indvindingstilladelser lokalt i kommunerne?

	Fornyelse af eksisterende og nye indvindingstilladelser til vandværker	Fornyelse af eksisterende og nye markvandingstilladelser eller andre mindre erhverv såsom gartnerier	Respondenter i alt
Værktøj udviklet af kommunens rådgivere (fx BEST og lignende)	<b>93,75%</b> 45	<b>85,42%</b> 41	48
Semi-analytiske beregninger	<b>89,47%</b> 17	<b>89,47%</b> 17	19
Lokal grundvandsmodel (stationær model)	<b>91,67%</b> 22	<b>66,67%</b> 16	24
Integreret, dynamisk grundvands- overfladevandsmodel	<b>94,12%</b> 16	<b>23,53%</b> 4	17
Vurdering i forhold til monitoringsdata i vandløb	<b>88,64%</b> 39	<b>72,73%</b> 32	44
Vurdering i forhold til grundvandsspejl og vådområder	<b>92,21%</b> 71	<b>85,71%</b> 66	77
Vurdering i forhold til klimænderinger	<b>95,65%</b> 22	<b>60,87%</b> 14	23
Vurdering i forhold til vandkvalitet	<b>97,18%</b> 69	<b>64,79%</b> 46	71
Vurdering i forhold til geologi (fx lertykkelseskort)	<b>94,87%</b> 74	<b>78,21%</b> 61	78
Vurdering i forhold til indvindingsoplande	<b>92,11%</b> 70	<b>73,68%</b> 56	76

Derefter følger vandkvalitet (71 ud af 84), værktøj udviklet af kommunernes rådgivere (48 af 84) og monitoringsdata i vandløb (44 ud af 84). Grundvandsmodel, klimaændringer, semi-analytisk beregning og integreret model angives i svaret for omkring 20 respondenter, som forholder der tages i betragtning.

Kompleksiteten er større ved store indvindinger pga. en bredere og større påvirkning af magasiner og overfladevand. Nogen kommuner samarbejder: *"Frederiksberg kommune har et vandværk. Frederiksberg og København kommuner har fået udviklet en samlet grundvandsmodel. Ved ansøgning om indvindingstilladelse, skal der gennemføres modelberegninger på ansøgte indvindings påvirkning af vandspejl, strømningsretning, indvindingsopland etc. Derudover skal påvirkning af overfladevande vurderes på baggrund af modelleringer"*. Det er ikke nødvendigt at bruge disse værktøjer for de små indvindinger. De afgøres i stedet ved individuelle vurderinger. Når der ansøges om fornyelse af eksisterende indvindinger er sagsbehandling den samme. Ved udvidelse af eksisterende eller nye indvinder, vil der blive stillet krav om mere omfattende undersøgelser og modelkørsler. I nogen tilfælde bliver vandværket bedt om at vurdere påvirkninger på omgivelser, fx ved særligt store kildefelter. Et eksempel er Ærø kommune, der beder ansøger om detailundersøgelser vedr. at indvinding er bæredygtig og økologiske tilstand i vandløb ikke forringes.

En kommune bruger et regneark som en vandløbspåvirkningseksperter fra New Zealand (Bruce Hunt) har opstillet, til vurdering af påvirkninger af grundvandsmagasin og vandløb. En respondent siger: *"Jeg ser på beregningen i BEST og sammenholder det med vores (vandløbsteamet) eventuelle kendskab til de lokale forhold"*. En anden, at BEST undersøgelserne omfatter både små og store vandindvindinger, alle bliver screenet og grundvandspejl, vandkvalitet og geologi vurderet. En tredje respondent siger det samme, men at også akkumulerede indvindinger indgår. I et østdansk eksempel bruges en udbygget kortlægningsmodel: *"I forhold til de 30 årlige indvindingstilladelser til vandværkerne anvender vi NST's Ringsted/Suså/MIKE SHE model. Denne er blevet justeret i toppen, så modellen bedre kan håndtere overfladesystemet og bedre kan sige noget om indvindingspåvirkningen i forhold til de overfladenære systemer"*. Der er også andre kommuner der anvender beregninger fra NSTs kortlægning, ved forlængelse af eksisterende tilladelser (konsekvenser for større indvindinger på ca. 50.000 m<sup>3</sup> pr. år). Afhængigt af kortlægningen kan det både være integrerede dynamiske og stationære modeller.

De fleste kommuner behandler indvindinger < 3.000 m<sup>3</sup>/år jf. en 'light model' (nogen kommuner < 10.000 m<sup>3</sup>/år, en enkelt kommune < 50.000 m<sup>3</sup>/år). Det vil sige, man regner ikke med at de vil påvirke omgivelser væsentligt. Evt. laver man dog i nogen kommuner en konfliktovgivning i forhold til nærliggende borer. Større indvindinger vurderes sammen med alle øvrige betydende (> 1.000 m<sup>3</sup>/år) vandindvindere, i forhold til i hvor høj grad vandbalance påvirkes (5-10-15-20 % af median min. Jf. Vandplan 1 kravet om max 35 % af grundvandsdannelsen til magasinet. Et eksempel: *"Som udgangspunkt screenes alle ansøgninger med BEST, men nogle ansøgninger er dog for små til at give mening (typisk 500-3.000 m<sup>3</sup>). Hovedparten af den del af Aalborg kommune, hvor der kan indvindes drikkevand fremstår som overudnyttet i forhold til vandløb målt ved reduktion af median minimumsvandføring"*.

### 3.3.2 Hvor ofte siger kommunerne nej til fuldt ud at imødekomme ny ansøgning om indvinding

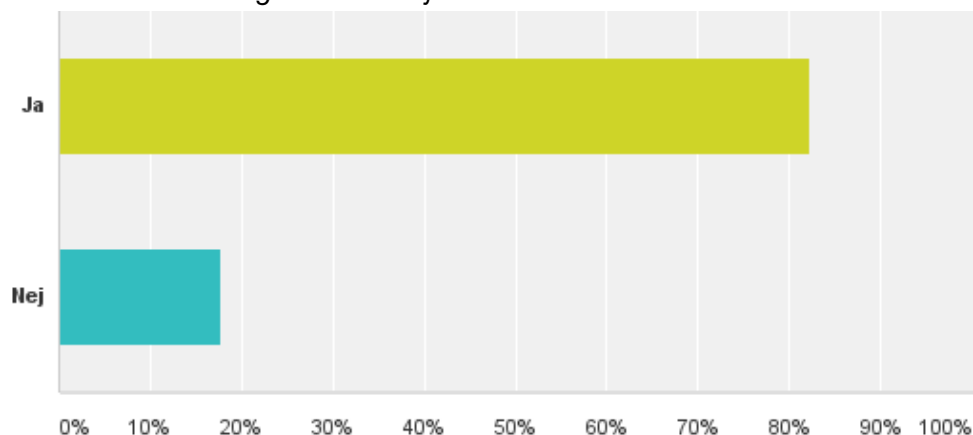
Generelt siger kommunerne ikke nej til nye ansøgninger som følge af høj vandløbspåvirkning, eller det er langt de færreste kommuner der giver afslag (langt de fleste respondenter svarer < 10 % af tilfælde). Der er dog enkelte kommuner der giver afslag lige fra 10-20 % af ansøgningerne på grund af vandløbspåvirkning, til 20 %, 25 %, 30 % og 80 % ifølge 5 respondenter, eksempler: *"70 % - der er typisk en del ansøgninger om små indvindinger. Hvis I tænker på, hvor mange afslag vi giver på grund af høj vandløbspåvirkning er svaret nok 10-20 %"*. Et andet eksempel: *"25 %, men et nej behøver jo ikke betyde, at der slet ikke kan indvindes vand. Måske kan indvindingen flyttes eller gøres mindre"*.

Enkelte indvindingstilladelser får restriktioner i mængden, eller kommunerne vælger en dialog med ansøger. En del kommuner har dog endnu ikke færdigbehandlet ansøgninger (dvs. fortsat i en afklaringsfase vedr. hvordan nye tilladelser skal sagsbehandles). En respondent udtaler: *"Fremadrettet vil mængderne blive nedskrevet og der vil blive givet afslag på markvandingstilladelser i områder med begrænsede drikkevandsressourcer"*. En anden uddyber: *"Der gives p.t. som udgangspunkt ikke afslag på grund af vandløb, da usikkerheden om det fremtidige administrationsgrundlag kommer ansøger til gode. Til gengæld begrænses løbetiden oftest til 5-10 år, så der er mulighed for omprioritering. Usikkerheden beror i høj grad på hvilket grundlag, der skal vurderes på (Vandplan 1/MMVF eller Vandområdeplaner med langt færre målsatte vandløb og (måske) GEUS/Århus universitets nye sammenhæng mellem vandføringsparametre og biologi. Der mangler desuden data om vandløbenes tilstand på detail niveau. Der projektilpasses ofte af hensyn til våd natur, men der er ikke tal på dette"*. Se også Appendix A Q4).

### 3.3.3 I hvilket omfang behandler kommunerne markvandingstilladelser

Figur 3.1 giver en oversigt over svar. 82 % af respondenterne svarer ja til spørgsmålet om at de behandler markvandingstilladelser (ud af 85 respondenter).

Figur 3.1 Behandler I markvandingstilladelser i jeres kommune?

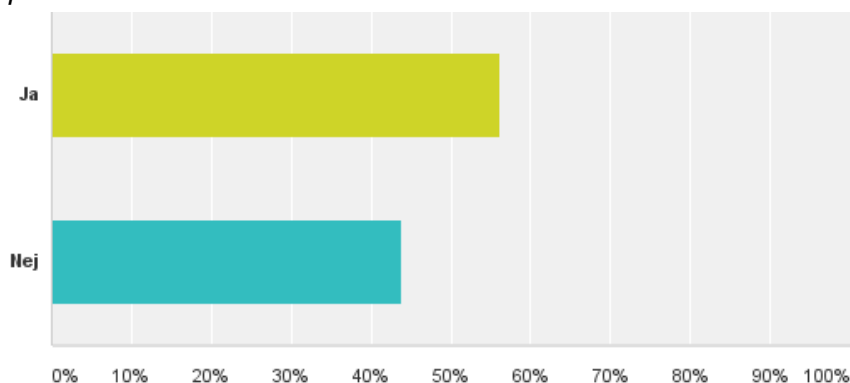




### 3.4 Føler kommunerne sig på sikker grund når de behandler indvindingstilladelser?

I alt 82 respondenter har svaret på dette spørgsmål og 46 (56 %) svarer ja til dette spørgsmål, se Figur 3.2

Figur 3.2 Q6 – Føler I jer på sikker grund når I behandler indvindingstilladelser og hvordan indgår vandplaner?



Et par respondenter reagerer på dette spørgsmål, der sammenkæder hvorvidt man føler sig på sikker grund, men noget med vandplanerne. En respondent siger følgende: ”Spørgsmål 6 kan ikke besvares ja/Nej. Vi mangler viden om §3 områdernes tålegrænser, og kan med analytiske beregninger ikke kvantificere påvirkningen af de øvre magasiner når der indvindes fra et spændt magasin” samt ”spørgsmålet er uhensigtsmæssigt formuleret – og hvordan indgår vandplaner”.

Mange kommuner støtter sig til ERFA møder og samarbejder i arbejdet med koordineringen af indvindingstilladelser i forhold til nabokommuner: ”Der er stor sparring i vores netværk - Region Sjælland”, eller ”vi har et tæt ERFA samarbejde på Sjælland”. Eller: ”I ERFA grupper mellem midtjyske kommuner afstemmes og sikres ensartet administration”. Der opleves i kommunerne et løbende behov for koordinering med nabokommuner (en respondent nævner et miljøsamarbejde med 6 kommuner), og vandplaner indgår gerne i prioriteringen (1: drikkevand, 2: natur og 3: andre indvindinger). Eller man bruger høringer som et værktøj: ”Vi har en ok koordinering med nabokommunerne via høringer”. Det ville imidlertid være rigtig godt med et screeningsværktøj som er ens i alle kommuner omkring forholdet til vandplaner og vandløbspåvirkning.

I mange kommuner der der fortsat en organisering der bevirker at en gruppe medarbejdere har at gøre med grundvand og indvindingstilladelser, mens en anden gruppe har at gøre med vandløb og økologisk tilstand (samt vandplaner). Vurdering i forhold til vandplaner udføres af vandløbsgruppen. Indvindingen må ikke stride imod vandplanerne. Lige nu er målopfyldelse for vandplanerne imidlertid udskudt i Hovedstadsområdet (som er det område hvor fx GEUS har identificeret de største problemer i forhold til økologisk flow og DVFI samt DFFVa tilstanden). Dog har Vandplanerne p.t. ikke betydning i forhold til meddelelse af forlængelse af eksisterende tilladelse, men har dog betydning på anden vis. En respondent udtrykker det således: ”Vandplaner, og hvor der indvindes for meget indgår i tilladelser og indgår også når f.eks. dyrehold skal have udvidet bedriften. Der kommenterer vi, at det er i et

område der er højt udnyttet hvis de får vand fra vandværket. Her indgår også vandværkets indvindingstilladelse og mulighed for at levere vand". Konkret bruger kommuner oplysninger fra vandplaner: "Vi tjekker GIS temaet om kemisk og kvantitativ tilstand af vandoplandet". Og: "Vandplanerne indgår som en integreret del af det ret store lokalkendskab vi har til vandløbene". Vedtagne vandplaner indgår mht grundvandstilstand og tilstand af vandløb samt mål herfor. Ofte er den kvantitative grundvandstilstand i planen dog ikke i overensstemmelse med kommunernes lokale viden. Eksempel: "Vurderingen af grundvandsforekomsterne i den første vandplan virkede så usikre, at de er omtalt i grundlaget for tilladelserne, men uden at der er lagt afgørende vægt på dem. Vi forsøger at forholde os konkret til grundvandsforekomsterne i vandområdeplanerne (udkastet), i forhold til om forekomsten er i kvantitativt eller kvalitativt dårlig tilstand og om indvindingen forventes at påvirke tilstanden/være til hinder for at opnå god tilstand". En respondent præciserer hvad vandplaner kan bruges til: "Vandplanerne indgår stort set ikke. De er for overordnede i ressourceberegningerne til at vi kan bruge dem til administration af vandingstilladelser".

Manglende data vedr. det terrænnære grundvandsspejl kan betyde at kommunerne ikke føler sig på sikker grund. Omvendt føler en kommune hvor indvindingstrykket er mindre (udnyttelsesgraden er lille), sig mere sikker. Der efterlyses imidlertid af flere respondenter et paradigme om hvordan man vurderer påvirkningen. Et andet forhold der har betydning er kompleksitet: *BEST giver en god screening til behandling af ikke komplicerede sager, men der mangler data og viden til behandling af komplicerede sager, hvor screeningen viser væsentlig potentiel påvirkning af natur og miljø. Her er der brug for bedre beregningsmetoder/målinger.* En kommune efterlyser nye og bedre værktøjer, en anden mere viden om grund/overfladevand interaktion. Et eksempel: "Det er svært at vurdere påvirkningen af § 3 områder og overfladevand, da vi må gætte flere af de hydrauliske parametre, som man bruger i beregningerne og disse forholder sig kun til de hydrologiske forhold og ikke de økologiske forhold i vandløbene. Vi haft møde omkring indvindingstilladelser i Erfa-gruppen Region Sjælland. Jeg tror ikke der er behov for at vide hvad de andre gør, men mere at få et redskab som kan bruges uden brug af grundvandsmodeller og hvor der tages højde for at vi ikke har ret mange oplysninger om vores små vandløb". Men flere respondenter oplever dog et behov for at kende nabokommunernes planer og arbejde med nye tilladelser: "Ja det vil være godt med et fælles system, hvor man kan tage højde for nabokommunernes indvindinger".

### **3.5 Er der fælles grundlag på tværs af grænser, og hvad skal der til hvis man skal forbedre vurderingen af nye vandindvindingstilladelser**

#### **3.5.1 Forhold der er med til at sikre oplevelsen af et fælles grundlag på tværs af grænser**

Flere kommuner fremhæver ERFA møder som en måde at sikre et fælles grundlag på tværs af kommunegrænser. Administrationsgrundlag diskuteres i ERFA-samarbejdet, og det skal udbredes, så man i hele landet bruger samme vurderingsmetoder og beregningsværktøjer, udtrykker en respondent. ERFA indbefatter grundvandsnetværk fx for Region Sjælland. En anden måde er fx ensartet opsætning af BEST i flere kommuner (Vejen, Esbjerg, Varde og

Bilund), noget flere kommuner bestræber sig på, eller deltager i evt. gennem et samarbejde omkring BEST. I miljøsamarbejdet er der udarbejdet skabelon til indvindingstilladelser. Eksempel: *"Vi snakker sammen med nabokommunerne, men har kun et vandløb der krydser grænsen. Administrationspraksis afstemmes da flere landmænd har ejendomme i flere kommuner. Vurderingerne kan forbedres hvis der kommer tålegrænser på paragraf 3 områderne. Modeller kan give et bud på påvirkningen af øvre magasin, men er ikke en økonomisk mulighed i kommuner med relativ få markvandingstilladelser."* Et andet eksempel er en fælles Øresundsmodel samt fælles paradigme for tilladelsen. På Fyn, og andre steder bruger et stort antal kommuner BEST, i flere tilfælde med fælles opsætning, og inddrager desuden hinanden i sagsbehandlingen (det sammen gælder Aalborg, Vesthimmerland og Mariagerfjord, her sendes ting i høring hvis der er påvirkninger ind i nabokommunerne). Eller også vælger kommunerne efter aftale med nabokommunen, at boringer tæt på kommunegrænsen, håndteres ved høring med nabokommunen. Dog er der stor forskel på ressourcen tilknyttet området (man-power). Odense og Faaborg-Midtfyn har stor/større kapacitet i forhold til øvrige kommuner på Fyn, fx Svendborg. Organiseringen af samarbejdet og koordineringen skal indtænke disse forhold.

### **3.5.2 Forhold der bevirker at der ikke opleves et fælles grundlag på tværs af grænser**

Omtrent lige så mange kommuner oplever dog at der mangler en fælles måde at håndtere indvindingstilladelser på. Som en respondent fra Favrskov kommune udtrykker det, så skal der hele tiden laves nye vurderinger af grundvandsressourcens udnyttelsesgrad, da fx Favrskov kommune ikke ved, hvilke tilladelser der gives i de andre kommuner, og dermed ikke ved om udnyttelsesgraden har ændret sig siden Vandplanernes beregning. Der til kommer, at BEST fx er sat forskelligt op i en lang række kommuner, hvad angår infiltrationsfaktor, selvom forholdene er ens. Flere respondenter finder, at tilgange skifter ved kommunegrænsen. Der mangler ensartethed i procedurerne for vurdering af indvindingstilladelse. Det hænger først og fremmest sammen med stor variation i faglig baggrund, ambitionsniveau og resource grundlag menneskeligt og økonomisk. Eksempel: *"Kommunerne gør det forskelligt alt efter hvilke kompetencer der sidder. Der er fra statens side ikke meldt et fælles grundlag ud. Der står bare i vandområdeplanerne at der arbejdes på at gøre et eventuelt værktøj mere operationelt. Det kommer for sent. Vi er færdige med de 30 årige tilladelser i 2016. Kommunerne gør det hermed forskelligt, men prøver at ensrette eventuelle vilkår med HOFOR"*.

Samtidig er de eksisterende data fra vandværkerne af særdeles varierende kvalitet. Nye data fra tæt monitorerende kildefelter viser stor variation mellem de forskellige ressourceområder. Effekten på miljøet ved indvinding er stort set ukendt. Der er ikke et fælles grundlag i dag, og flere kommuner efterlyser en fælles udmelding og et fælles administrationsgrundlag. Endnu et eksempel: *"Vi oplever her i det sønderjyske, at de store geologiske forskelle i lagfølgen har betydning for udarbejdelsen af vandindvindingstilladelserne. I Sønderborg kommune har vi udelukkende indvinding fra spændte magasiner 50-80 m under terræn og kun meget få markvandingsboringer. I Tønder, Aabenraa og Haderslev kommuner er der mange markvandingsboringer fra frie magasiner. Vandværkerne i disse kommuner henter vand fra dybereliggende velbeskyttede magasiner (Ribeformationen). Dette giver efter min vurdering*

*et forskelligt grundlag i sagsbehandlingen. Det vil være ønskeligt hvis der udvikles et simpelt og billigt værktøj til en screening af fx vandløbspåvirkningen”.*

Hvor screening af kommunerne opleves ret ensartet, med afsæt i Vandplan 1, så opleves det at detailvurdering, og yderligere konkrete vurdering kan være meget forskellige fra kommune til kommune, selvom der fx i de nordjyske arbejdes på fælles retningslinier.

En respondent noterer at: *”Det var ærgerligt at den fælles model der for flere år siden skulle sættes op ikke blev til noget. Vandforbruget i vores kommune er dog nedadgående så det er kun i sjældne tilfælde at der er ressourceproblemer”.*

### **3.5.3 Hvad skal der til hvis der skal skabes større sikkerhed og inddragelse af nye metoder fra vandområdeplaner?**

Respondenterne nævner et sandt festfyrværkeri af forslag: (1) Opdaterede pejledata og målinger af kvaliteten af vandet. (2) Biodiversitetsvurdering af små vandløb fx med 20 års data. (3) Et screeningsværktøj som er ens i alle kommuner omkring forholdet til vandplaner og vandløbspåvirkning. (4) En vurderingsmetode som i højere grad afspejler indvindingens reelle betydning for natur og vandløb. (5) Et billigt og godt regneværktøj. (6) En fælles og identisk model-set-up, som staten sætter op og står inde for kvaliteten af. Kommunerne udfører efterfølgende sagsbehandlingen og gerne med BEST som beslutningsværktøj. (7) En dynamisk og let anvendelig fælles platform der viser tålegrænser for vandløbene (l/s og/eller sænkning af grundvandspejl). En respondent krydrer det med et eksempel: *”En bedre og ensartet vurdering kan også nås ved at man bliver enige om beregning af størrelsen af de parametre der indgår i påvirkningsberegningerne, fx reinfiltrationsfaktor, hvordan oppumpningen fordeles når det er markvanding (der pumpes kun om sommeren og ikke kontinuert til tilladelsen er opbrugt), magasinspecifikke grundvandsdannelseskort der er landsdækkende, og sikkert meget mere ☺”*

For oplande som deles mellem flere kommuner er der behov for en fælles norm, så opstrøms kommuner ikke ”tømmer” ressourcen for nedstrøms kommuner. Tæt samarbejde, fælles grundvandsmodel (bedre lokale modeller), intens overvågning og tillid til hinanden er nøglefaktorer i mange respondents optik. Kommuner efterlyser i øvrigt et større samarbejde med omkringliggende kommuner angående påvirkning af grundvandsressourcen. Men kommunerne forventer samtidig at staten sikrer samme grad af ensartethed på tværs af kongeriget: *”Hvis der skal peges på en enkelt ting må det være at de modeller som Statens grundvandskortlægning har opstillet bliver ensrettet”.* Hvad respondenter mener med ensrettet er ikke helt klart her.

Vurdering af påvirkning på vandløb er et nyt område og giver derfor lidt usikkerhed. En vejledning i vurdering af effekt af vandindvinding på omgivelser og evt. monitoringsvilkår kan være med til at råde bod på den usikkerhed kommunerne oplever. Men der skal samtidig bedre viden til, specielt om vandløbsdata og sammenhængen mellem magasiner og overfladevand. Men det kræver også flere penge og mere personale. Der er behov for nyere og bedre værktøjer. En respondent foreslår: *”Et analytisk værktøj til beregning af påvirkningen, hvor man selv indsætter parametrene og hvor der ligger en vejledning til fastsættelse af pa-*

rametrene (kvalificeret gæet), så man kan vurdere både påvirkning ved ændring af trykni-  
veau/strømningsbillede pga. indvinding og også den økologiske påvirkning. Men det kræver  
også noget mere fokus på dataindsamling fra vandløb, moser, paragraf 3 og overfladevand”.

### 3.6 Monitoringsbehov til nye indvindingstilladelser

I alt 76 respondenter har svaret på spørgsmål Q9: Er der i kommunen knyttet monitorings-  
behov til nye indvindingstilladelser?

Der er primært knyttet monitoringsbehov for indvindingsmængde (89 %), samt pejlinger (86  
%) og vandkvalitet (74 %). Der er i mindre grad monitoringskrav til vandføring (37 %) og bio-  
logiske målinger (DVFI, DVPI og DFFVa) – (11 %).

Nedenfor nogle svar fra 8 respondenter: (1) ”Vandværker: vandmængder, pejlinger og vand-  
kvalitet er jo standard. Vi arbejder med Horsens Vands tilladelser hvor forventningen er, at  
der bliver stillet vilkår om overvågning af vandstand og biologi i forhold til vandløb og natur”.  
(2) ”Det afhænger af indvindingens størrelse, beliggenhed og type”. (3) ”Der laves altid først  
tilladelse til boringen og en ny indvinding. Viser det sig, at forholdene er OK laves tilladelse til  
endelig vandindvinding”. (4) ”Vandføring kun ved større indvindinger. I forbindelse med store  
indvindingstilladelser (> 100.000 m<sup>3</sup>/år) til nogle vandværker er der stillet krav om måling af  
vandføring og/eller monitoring af grundvandsspejl i terrænnært magasin tæt på vandløb”. (5)  
”Ikke konsekvent, men vi har krav på enkelte anlæg til pejling, analyser eller vandstands-  
måling i vandløb”. ”Der er krav om måling af indvindingsmængden på alle tilladelser jf. loven.”  
(6) ”På det sidste etablerede kildefelt, er der krav om monitoring af makrofyt sammensætning  
i tilgrænsede vådområde”. (7) ”Der er stillet ekstra krav (pejlinger og vandføring) i nogle en-  
kelte sager med særlig stor indvindingsmængde (> 500.000 m<sup>3</sup>/år)” og (8) ”Vandføringer og  
biologiske målinger kan blive aktuelle, men har ikke hidtil været anvendt”.

Kommunerne er på vej i retning af at forholde sig til nye data der vil komme i spil men først  
når Vandområdeplaner er godkendt. Det er primært de større indvindinger der i dag behand-  
les på den måde. En respondent skelner i øvrigt mellem tilladelsen til en ny boring og indvin-  
dingstilladelsen, og nye større indvindingstilladelser er ofte forbundet med krav om dataind-  
samling i form af pejlinger og/eller afstrømningsmålinger, eller biologiske målinger i forhold til  
fx vådområder.

### 3.7 Har kommunen, vandselskaber eller andre interessenter lo- kale data der ikke findes i GEUSs eller nationale myndigheders databaser?

Spørgeskemaundersøgelsen gav følgende svar, se Tabel 3.3.

Knap halvdelen af respondenterne nævner peyledata for grundvand (tidsserier). Af uddybnin-  
gen af svar fremgår det at regionerne har en boringsdatabase, som ikke er JUPITER, og  
som det er svært at få adgang til, selv om data er særdeles anvendelige. En del vandværker  
har loggerdata af grundvandspejlet, som kommunen i øjeblikket (skulle være på vej snart,

ifølge Martin Hansen, GEUS) ikke kan indberette til JUPITER, fordi de anvender KMD Structura. Andre respondenter nævner at de har et antal loggere der ikke indberettes, fx: *"Mange af vandværkerne har pejlinger og indvindingsmængder på boringsniveau, der pt. ikke kan indberettes til JUPITER. Hjørring kommune har egne målestationer med kontinuerlig vandstandslogging"*. En anden respondent siger: *"Kommunen har ca. 1000 enkeltanlæg, som ikke er oprettet, og derfor ikke indgår i JUPITER. Forventningen er at anlæggene oprettes i løbet af 2016"*. En tredje respondent: *"Vi har pejledata liggende, som endnu ikke er indberettet til JUPITER. Vi afventer korrekt boringsregistrering, da det er meget vanskeligt via vores fagsystem efterfølgende at rette i pejlinger, hvis de er blevet indberettet i forhold til et upræcist pejlepunkt"*.

*Tabel 3.3 Q10 Har kommunen, vandselskabet eller andre interessenter lokale data der ikke findes i GEUSs eller nationale myndigheders databaser (fx Jupiter), og som bør kunne uploades med henblik på at indgå som en del af grundlaget for simuleringer, målrettet kalibrering med hydrologisk model eller til vurdering af usikkerhedsbånd på modelresultater?*

Svarvalg	Besvarelser
Indvindingsdata	11,11% 5
Boringsdata	20,00% 9
Pejledata for grundvand (tidsserier)	48,89% 22
Pejledata grundvand (synkronmålinger)	17,78% 8
Vandspejlsobservationer (overfladevand)	26,67% 12
Vandføringsdata (tidsserier)	17,78% 8
Vandføringsdata (synkronmålinger)	11,11% 5
Biologiske data (fx DVFI, DVPI, DFFVa osv.)	15,56% 7
Vandkvalitetsdata (incl. temperatur)	17,78% 8
Fysiske forhold i vandløb (fx tværprofiler, slyngningsklasse mv.)	31,11% 14
Vegetation/grødeskæring	35,56% 16
Administrative data (fx vandløbsregulativer)	44,44% 20
<b>Respondenter i alt: 45</b>	

Ca. 44 % af respondenterne svarer ja til administrative data (vandløbsregulativer). Et par respondenter nævner at vandløbsregulativer ligger som pdf filer.

Kun ca. 18 % nævner synkronpejlinger. Et eksempel: *"Vi har en synkronmåling i Tude å/Vårby å fra 2012, som muligvis ikke findes i en national database. Hvordan får man den uploadet det rigtige sted"*, spørger respondenteren.

Kun ca. 16 % nævner biologiske data. Biologiske vandløbsdata er indlæst i Win-bio (Miljøportalen). En kommune nævner at de har biologiske data og fysiske forhold for vandløb (fysisk index dog kun ved fire stationer). Kommunerne oplever at det kan være svært at få lagt de lokale data i databaserne: *"Måske noget på vandløbsområdet. Vi har stofmålinger der ikke kan komme i databasen pga. stationsoprettelse og analyser der ikke er efter teknisk anvisning. Da 'bør kunne uploade' (referer til spørgeskemaet) ikke siger noget om formen kan det være at det er praktisk umuligt at videregive data inden for en rimelig tidsramme. Det vi finder der kan komme i JUPITER plejer vi at indberette fortløbende. Vandselskabet har formodentlig pejlinger i indvindingsboringer"*.

En respondent nævner udpumpningsdata fra pumpestationer der dræner tidligere havområder. På Lolland har man pumpestationer der udpumper formodet samlet omkring 65 million m<sup>3</sup> overfaldevand pr. år fra mindst 10 pumpestationer.

### 3.8 Hvilke muligheder skal en web løsning kunne tilvejebringe

I alt har 67 respondenter svaret på dette spørgsmål (se Tabel 3.4 er sammenfatter svar på Q12). I prioriteret rækkefølge og efter antal svar har kommunerne behov for følgende "moduler" (top 5, alle foretrukket af mindst 55 % af respondenterne):

Tabel 3.4 Q12 Hvilke muligheder skal en web løsning kunne tilvejebringe

Svarvalg	Besvarelser
Mulighed for at man kan definere et eller flere scenarie (for en eller et større antal indvindinger), bestille en modelkørsel med DK model via web interface (hvor så en modellør fra GEUS eller rådgiver kvalitetssikrer leverancen som en del af processen), hvorefter resultater kan hentes fra interface af kommunen eller rådgiver (API)	<b>61,19%</b> 41
Mulighed for at kommunen selv kan de definere et eller flere scenarier, med standardiserede udtræk af resultater på interface, der kan hentes af kommunen eller rådgivere (API)	<b>86,57%</b> 58
Mulighed for at kommunen kan uploade lokale data og administrative informationer, der kan indgå i kalibrering, usikkerheds- og risikovurdering	<b>73,13%</b> 49
Mulighed for analyser af følsomme parametre på det nuværende datagrundlag og i forhold til økologiske flow variable	<b>53,73%</b> 36
Mulighed for at kommunen kan bestille en målrettet kalibrering af DK model til økologiske flow indikatorer, med automatiseret løsning via web interface	<b>43,28%</b> 29
Mulighed for automatiseret udtræk af submodel af DK model som kommunens rådgiver kan arbejde videre med (fx 100 m model)	<b>58,21%</b> 39
Mulighed for at hente landsdækkende scenarier (0 indvinding, aktuel, tilladelse, klimaeffekter, vegetation etc.)	<b>35,82%</b> 24
Mulighed for beregning af økologiske flow indikatorer	<b>58,21%</b> 39
Mulighed for udtræk af monitoringsdata vedr. økologiske flow indikatorer	<b>40,30%</b> 27
<b>Respondenter i alt: 67</b>	

- (1) Mulighed for at kommunen selv kan definere et eller flere scenarier, med standardiserede udtræk af resultater på interface, der kan hentes af kommunen eller rådgiver (API) – 87 %
- (2) Mulighed for at kommunen kan uploade lokale data og administrative informationer, der kan indgå i kalibrering, validering, usikkerheds- og risikovurdering – 73 %
- (3) Mulighed for at man kan definere et eller flere scenarier (for en eller et større antal indvindinger), bestille en modelkørsel med DK model via web interface (hvor så en modellør fra GEUS eller rådgiver kvalitetssikrer leverancen som en del af processen), hvorefter resultater kan hentes fra interface af kommunen eller rådgiver (API) – 61 %
- (4) Mulighed for beregning af økologiske flow indikatorer – 58 %
- (5) Mulighed for automatiseret udtræk af submodel af DK model som kommunens rådgivere kan arbejde videre med (fx 100 m model) – 58 %

Mindre efterspørgsel er der i forhold til mulighed for at (6) Hente landsdækkende scenarier (0 indvinding, aktuel indvinding, tilladelse, klimaeffekter og vegetation (36 %). (7) Mulighed for udtræk af monitoringsdata vedr. økologiske flow indikatorer (40 %). (8) Mulighed for at kommunen kan bestille en målrettet kalibrering af DK model til økologisk flow indikatorer, med automatiseret løsning via web interface (43 %) og (9) mulighed for analyser af følsomme parametre på det nuværende datagrundlag og i forhold til økologisk flow (54 %).

Men det skal være interaktivt og meget hurtigt, som en respondent udtrykker det. Hurtige svartider er nødvendig for kommunernes sagsbehandling, der skal kunne laves flere vurderinger samtidig af flere brugere og fremvisning af resultater skal være overskuelig og godt præsenteret. En respondent udtrykker meget ambitiøse krav: *"Samtidig skal der være klarhed over forudsætninger i modellen (mulighed for justering af forudsætninger, skal kunne håndtere skråtstillede lag)".* En anden respondent har som forudsætning: *"Hvis vi skal kunne bruge DK-modellen eller data, som er fremkommet på baggrund af den, skal den først opdateres med Naturstyrelsens og Favrskov kommunes egen kortlægning".* En tredje mener at det skal være gratis og det skal kunne holde i en retssag: *"Vi anvender vores egen model der er samkørt med DK modellen på visse punkter og det er altid vores rådgivere, eller forsyningens rådgivere, der regner i modellen".*

Det vigtigste er at systemet er operationelt, simpelt og standardiseret. Mange respondenter udtrykker at de ikke har faglig viden til at svare på dette spørgsmål.



### 3.9 Ønsker til udtræks temaer, scenarie typer og output typer vedr. vandløbspåvirkning, grundvandspejl, udnyttelsesgrader og vandbalancer

I Tabel 3.5 – 3.10 er ønsker til udtrækstyper, scenarier og output typer sammenfattet.

Der er en rimelig bred efterspørgsel til de fleste udtræks temaer (Tabel 3.5), hvor grundvands-afsækning topper med 95 % og ned til laveste rangerede udtræk af hydrologiske regime variable, som ønskes af 62 % af respondenterne.

Tabel 3.5 Ønsker til udtræks temaer (Q13)

Svarvalg	Besvarelser
Vandløbsafstrømning - absolut flow fx fraktilværdier (Q25, Q50, Q90, Q95 og median min Q)	<b>88,52%</b> 54
Vandløbsafstrømning - hydrologisk regime variable (fx Q90, Fre1, Fre25, Fre75, BFI, Dur3 osv)	<b>62,30%</b> 38
Økologiske indikatorer (DVFI, DFFVa og DVPI)	<b>77,05%</b> 47
Grundvandstand/afsækning	<b>95,08%</b> 58
Vandbalanceplot	<b>80,33%</b> 49
Akvifer bæredygtighed (oppumpning/grundvandsdannelse)	<b>83,61%</b> 51
<b>Respondenter i alt: 61</b>	

Tabel 3.6 Scenarie typer (Q14)

Svarvalg	Besvarelser
NUL indvindings-kørsel	<b>76,12%</b> 51
Aktuel indvinding	<b>88,06%</b> 59
Tilladt indvinding	<b>97,01%</b> 65
Bruger definerede scenarier (fx ny indvinding, flere nye indvindinger, kontrolberegning af nye markvandinger ol)	<b>83,58%</b> 56
Mulighed for forskellige klima scenarier	<b>59,70%</b> 40
Mulighed for forskellige afdrænings antagelser (drænede arealer, udpumpningsanlæg, LAR mv.)	<b>53,73%</b> 36
Mulighed for forskellige vandingsantagelser	<b>47,76%</b> 32
Mulighed for forskellige vegetations (dyrkede arealer)/ land use scenarier	<b>34,33%</b> 23
<b>Respondenter i alt: 67</b>	

Tabel 3.7 Output typer vedr. vandløbspåvirkning (Q15)

Svarvalg	Besvarelser
brugerdefinerede punkter (fx mindre vandløbstilløb/oplande kommunen selv kan definere)	<b>91,38%</b> 53
svarende til Vandplan 1 deloplande (typisk 3-5 km <sup>2</sup> )	<b>74,14%</b> 43
ID15 vandløbspunkter (typisk 15 km <sup>2</sup> )	<b>34,48%</b> 20
<b>Respondenter i alt: 58</b>	

Tabel 3.8 Output typer vedr. påvirkning af grundvandspejl (Q16)

Svarvalg	Besvarelser
vilkårlige punkter (kort)	<b>98,28%</b> 57
500 m grid punkter	<b>27,59%</b> 16
<b>Respondenter i alt: 58</b>	

Tabel 3.9 Output typer vedr. udnyttelsesgrader (Q17)

Svarvalg	Besvarelser
vilkårligt selvdefineret opland	<b>67,74%</b> 42
magasiner	<b>93,55%</b> 58
grundvandsforekomster	<b>79,03%</b> 49
<b>Respondenter i alt: 62</b>	

Tabel 3.10 Output typer vedr. vandbalancer (Q18)

Svarvalg	Besvarelser
vilkårligt selvdefineret opland	<b>60,32%</b> 38
magasin	<b>85,71%</b> 54
grundvandsforekomst	<b>77,78%</b> 49
del- eller hovedvandoplande	<b>61,90%</b> 39
<b>Respondenter i alt: 63</b>	

Et par uddybende kommentarer:

*"Helsingør kommunes ønsker til udtrækstemaer vil være begrænsede da vi allerede har udviklet en integreret hydrologisk model (MIKE SHE) for kommunen med et brugerinterface (DHI), hvor sagsbehandlere indenfor både grundvand og vandløb selv kan sætte scenarier*

*op til modelkørsler og køre modellen på DHI's server fra skrivebordet. Resultater for en lang række temaer kan udtrækkes efterfølgende hvoraf flere er nævnt i Tabel 3.6, 3.7 og 3.8".*

*"Dette kommer helt an på hvilken metode til vurdering af påvirkninger der skal bruges. Alle kan være relevante, men det skal holdes op imod de lokale modeller/screeningsværktøjer, og hvad der allerede er tilgængelig heri. Hjørring kommune har en stationær grundvandsmodel, så det kunne godt være relevant at få modelsimuleringer på node vandløbsdynamik".*

Kigger man på svar på det som har med vandløbspåvirkning at gøre, så efterspørges diverse flow variable (Q25, Q50, Q75, Q95 og Median min Q af ikke mindre end 89 % af respondenterne, mens de flow størrelser der indgår i de økologiske indikatorer for DVFI, DVPI og DFFVa blot efterspørges af 62 % af respondenterne (Q90, Fre1, Fre25, Fre75, Dur3 og BFI). Lidt flere respondenter efterspørger udtræk af DVFI, DVPI og DFFVa (EQR værdier), nemlig 77 %. Måske er det et udtryk for at respondenterne har større tiltro til flow relaterede størrelser, end til frekvenser, varigheder og ekstremiteter, eller måske er det blot et udtryk for at de efterspørger udtræk af median minimums afstrømning.

Mht. scenarie typer er der stor interesse for tilladt indvinding (97 %), aktuel indvinding (88 %) og nul indvindings-kørsel (76%). Brugerdefinerede scenarier har også høj interesse (84 %), se Tabel 3.6. Øvrige scenarier har mere moderat opbakning. At flest respondenter har fokus på tilladt indvinding er ikke overraskende, men nogen respondenter anfører at de ikke har behov for nul indvinding, de har svært ved at se hvordan ændringer i forhold til dette scenarie er det de har brug for, måske foretrækker de ændringer i forhold til nuværende tilladelse? Hele 60 % af interessenterne efterlyser mulighed for klima scenarie, og en majoritet af respondenterne vil også gerne have mulighed for forskellige afdræningsantagelser. Disse resultater af spørgeskemaet bekræfter at der er en ret generel interesse blandt interessenterne til et værktøj der kan bidrage med en slags ressourcevurdering (tilladt indvinding, aktuel indvinding, nul indvinding, brugerdefineret indvinding, klima scenarier og dræn scenarier incl. LAR mv.). Man efterlyser denne mulighed for et strategisk værktøj, der evt. kan komplementere de sagsbehandlingsværktøjer kommunerne anvender, bl.a. BEST og lokale grundvandsmodeller.

Kommunerne foretrækker helt klar brugerdefinerede output typer (91 %), mens 74 % efterspørger Vandplan 1 del-oplande (Tabel 3.7). Færre ønsker ID15 vandløbspunkter fra Vandområdeplaner (34 %), og flere respondenter ved ikke hvad ID15 er. Lidt den samme tendens ses for udtræk af påvirkning af grundvandsspejl (Tabel 3.8), her foretrækker 98 % udtræk for vilkårlige punkter (kort). Et screeningsværktøj skal kunne levere output for vilkårlige punkter.

Med hensyn til udtræk vedr. udnyttelsesgrader (Tabel 3.9) og vandbalancer (Tabel 3.10) ønsker en majoritet af respondenter udtræk på magasinniveau (hhv. 94 % og 86 %). Mindst 60 % af respondenterne efterspørger dog alle de nævnte kategorier. Igen dokumenterer denne efterspørgsel, at kommunerne gerne vil have adgang til et ressource vurderingsværktøj, da sådanne vurderinger vil kunne skabe en forbindelse til Vandområdeplaner og den kvantitative statusvurdering (udnyttelsesgrader og påvirkning af økologisk flow for lidt større vandløb, eller for magasiner samlet set).

Lad os kigge på svarende på spørgsmål 19 og 20 da de kan være med til at kaste lidt nærmere lys på hvad det er kommunerne foreslår GEUS skal tænke ind i en web-baseret løsning. Her bliver det konkret.

### 3.10 Hvad skal GEUS tænke ind i arbejdet med at kvalificere forskellige scenarier for en web-baseret løsning og hvor lang en ekspeditionstid er acceptabel

I Tabel 3.11 er vist respondenternes svar på Q19 Hvad skal GEUS tænke ind.

Det fremgår af Tabel 3.11 at der udover mulighed for anvendelse af resultater fra DK model, bør være mulighed for at anvende forskellige andre modeller, fx kommunens lokale model eller en kortlægningsmodel (81%). Næsten halvdelen (47 %) ønsker et modul som andre leverandører kan bygge ind i deres web leverance til kommunerne (API) løsning.

Derefter følger download af model output fra DK model (39 %), og mulighed for to-vejs system med fokus på at sammenstille administrative oplysninger fra forskellige myndigheder med modelresultater og monitoringsdata, inklusive lokale data (37 %).

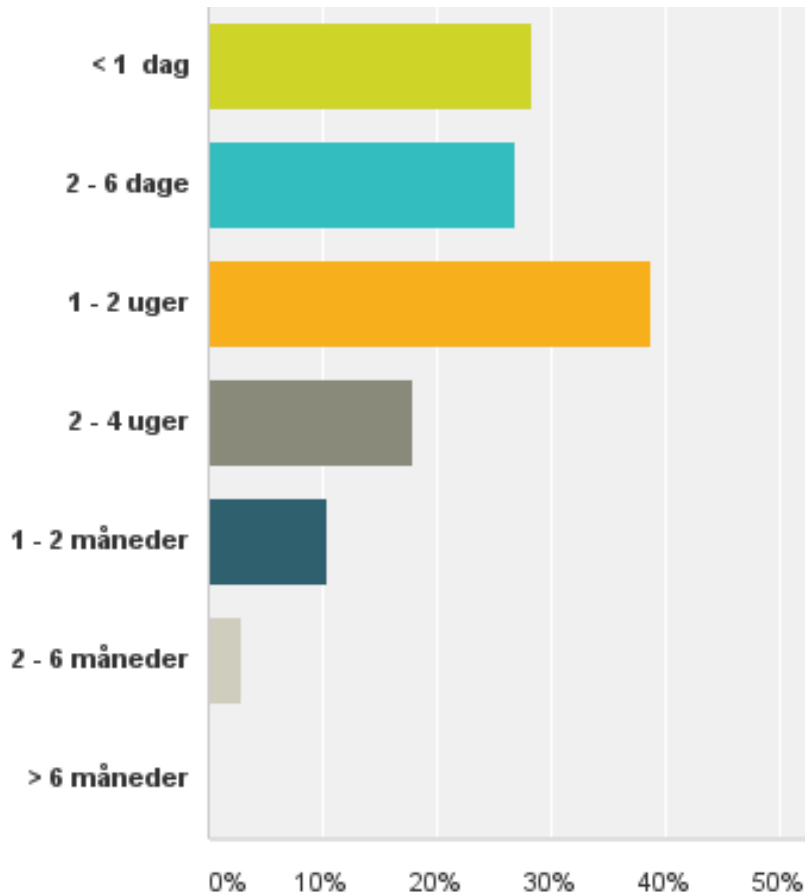
Tabel 3.11 Hvad skal GEUS tænke ind i arbejdet med at kvalificere forskellige scenarier for en web-baseret løsning? (I alt 57 respondenter har svaret på dette spørgsmål)

Svarvalg	Besvarelser
Mulighed for at anvende forskellige modeller udover fx DK model, fx kommunens lokale model eller en kortlægningsmodel	<b>80,70%</b> 46
Download af model output (landsdækkende DK model scenarier)	<b>38,60%</b> 22
Download af model grundlag (DK model)	<b>33,33%</b> 19
Der er brug for "et modul" som andre leverandører kan bygge ind i deres web leverance til kommunerne (API løsning)	<b>47,37%</b> 27
Fokus på mulighed for målrettet automatisk kalibrering af model som en del af leverancen incl. følsomhedsanalyse	<b>24,56%</b> 14
Mulighed for udtræk i MODFLOW udover MIKE SHE (licensspørgsmål)	<b>22,81%</b> 13
Mulighed for to-vejs systems med fokus på at sammenstille administrative oplysninger fra forskellige myndigheder med modelresultater og monitoringsdata (inklusive lokale data)	<b>36,84%</b> 21
<b>Respondenter i alt: 57</b>	

Kommentarer i øvrigt fra respondenterne: (1) "Kommunen har behov for en brugervenlig løsning, svarende til BEST og specifikt designet til Nordjyske forhold. Kan ikke forholde mig til de mere tekniske spørgsmål". "Det er vigtigt at anvende de modeller som staten har brugt i deres grundvandskortlægning". "Der skal være fokus på beregningsmetode og fælles administrationsgrundlag til vurdering af påvirkninger af vandløb og natur i hele kommunens sagsbehandling med vandindvinding. Vandplaner og kommunens sagsbehandling kan have fokus på forskellige detailniveauer, men der bør bruges samme vurderingsmetode". "Fint med DK

model, men det kunne være rart hvis alle grundvandskortlægningsmodeller er indarbejdet, så man har bedste model grundlag til rådighed. Her fra kan kommunerne så selv tage over hvis de har egne lokalmodeller”.

Figur 3.3 viser svar på Q20 Hvor lang en ekspeditionstid er acceptabel.



Figur 3.3 Hvor lang en ekspeditionstid er acceptabel for et sådant system til levering af et fuldt brugerdefineret beregnings-scenarie for et større antal nye vandværks- og/eller markvandingsboringer, incl. 0-kørsel, aktuel og tilladt indvinding?

Ca. 28 % af respondenterne efterspørger en ekspeditionstid < 1 dag, Ca. 27 % svarer 2-6 dage og 39 % svarer 1-2 uger. Samler man de øvrige kategorier med svartid over 2 uger, kan 41 % af interessenterne leve med det. Det er det sidste spørgsmål i spørgeskema undersøgelsen, og resultaterne understreger at respondenterne måske svarer ud fra forskellige motiver, hvor nogen har svarer ud fra en 'sagsbehandlings situation' (det skal gå stærkt), og andre svarer ud fra en 'ressource vurderings tankegang' (det er ok hvis vi blot kan svaret i løbet af nogen uger eller måneder).

Det understreges af, at en del respondenter ønsker mulighed for en hurtig beregning: "Vi anvender i dag et dynamisk værktøj BEST, og vi kan ikke vente i dage eller uger i en almin-

*deling sagsbehandling*". En anden respondent tænker det må tage max en time: "Vi har brug for noget, der kan give os et svar ret hurtigt".

Andre vurderer, at det afhænger af metodevalg og DK model. Helst indenfor få timer, alt over 1 uge er uacceptabelt. En respondent spørger til økonomi: "Generelt spørgsmål: hvordan finansieres udviklingen/driften af dette værktøj og hvor meget vil det koste at få beregnet forskellige scenarier? Der er jo efterhånden end el rådgiver som tilbyder forskellige løsninger mod betaling".

Igen peger svar i retning af at kommunerne har svært ved at svare på dette forholdsvis simple spørgsmål, og egentlig foretrække et system der giver svar nærmest øjeblikkeligt. Til sagsbehandlingen har man brug for et system der giver svar nærmest øjeblikkeligt, det er det kommunerne har brug for.

Lad os prøve at undersøge det lidt nærmere i næste kapitel på baggrund af de 5 semi-strukturerede interviews. Før vi gør det, vil vi i næste afsnit kort diskutere resultater af spørgeskema, ud fra GEUSs tolkning af svar.

## 4. GEUS's kommentarer til spørgeskema resultater

### 4.1 Brug af kortlægningsmodeller og egne kommunemodeller

Kommunerne anvender i et vist omfang kortlægningsmodeller i sagsbehandlingen af vandindvindingsstilladelser. Kortlægningen har fokus på afgrænsning af indvindingsoplande og simulering af grundvandsspejl og grundvandsdannelse til dybere magasiner. Kortlægningen har dog aldrig haft fokus på vurdering af afstrømningsdynamik i vandløb eller simulering af terrænnært grundvandsspejl (kortlægningsmodeller er generelt dårlige til at simulere disse forhold). Kommuner har et stort ejerskab til deres egne lokale grundvandsmodeller, og det er ikke overraskende. Men disse modeller er i mange tilfælde stationære grundvandsmodeller, som kan understøtte kommunernes behov for hurtige beregninger af påvirkning af grundvandsspejl og vandløbsafstrømning, der kan bruges i forbindelse med sagsbehandlingen, og som ikke kræver så mange data, og kommunerne vurderer selv, at deres egne kommunemodeller er de mest troværdige.

Interessen er helt klart at kunne bruge deres egne modeller eller en kortlægningsmodel (81 %). Ud fra resultater af spørgeskemaundersøgelsen, er der ikke megen tvivl om, at kommunerne har behov for at kunne anvende deres egne grundvandsmodeller og/eller kortlægningsmodellerne (evt. efter at de er opdaterede og forbedrede så de kan anvendes til vurdering af afsænkninger for det terrænnære grundvandsspejl og vandløbsdynamik/vandløbspåvirkning). GEUS's vurderer, at kortlægningsmodeller som de er opstillet og kalibreret i dag, ikke er tilstrækkeligt gode (pålidelige), når det gælder simulering af vandløbsafstrømning (NSE og Fbal-Sommer).

Der kan være flere forklaringer på at kortlægningsmodeller (på trods af 100x100m opløsning af fx topografi ikke gør det bedre: 1) De er ikke kalibreret i forhold til Fbal-sommer, 2) der foreligger relativt set langt færre Q-stationer til brug for kalibrering pr. modelområde (typisk 5 stationer for en kortlægningsmodel, mod næsten 10 gange så mange for et DK model område), 3) Nedbørsinputtet er for groft til en nøjagtig simulering af hydrografen for mindre oplande, 4) Randbetingelser bliver mere usikre og kan betyde at vandbalancen bliver mere usikre for kortlægningsmodeller og 5) Det er muligt at kalibrere rodzonemodulet mere systematisk når man kalibrerer en række områder i sammenhæng.

At kommunerne peger på statens kortlægningsmodeller, hvor de flest øst for Lillebælt er dynamiske grundvands-overfladevandsmodeller (MIKE SHE), og de fleste vest for Lillebælt er stationære MODFLOW modeller, er som sagt forståeligt, idet de jo arbejder med disse modeller i indsatsplan regi og omkring beskyttelsestiltag for grundvandet, herunder indvindingsoplande, BNBO mv. Kortlægningsmodeller er helt sikkert gode til simulering af afsænkning i dybere magasiner og afgrænsning af indvindingsoplande, så det er oplagt at kommunerne ønsker adgang til disse også til vurderinger, som indgår i behandlingen af indvindingsstilladelser. Herved bliver vurdering af påvirkning af grundvandsspejl, og indvindingsoplande for nye indvindingsboringer eller boringer med ændret vandindvind i deres lokalområde, eller på tværs af flere kommuner, vurderet på grundlag af de værktøjer der er opstillet i kortlægningen. Såfremt kortlægningsmodeller skal anvendes til vurdering af terrænnære grundvandsspejl og vandløbsdynamik, så skal disse modeller ifølge GEUSs vurdering først opdateres, og kalibreres og valideres til dette formål.

## 4.2 Web-interface/-modul/-værktøj

Det er rimeligt klart, at det nye webinterface/modul/værktøj skal "samarbejde" med det allerede eksisterende værktøj fx BEST (NIRAS værktøj til sagsbehandling) og andre værktøjer der vil blive udviklet fx af rådgivere. Mange kommuner (>30) anvender i sagsbehandlingen af vandindvindingstilladelser BEST værktøjet, som en respondent udtrykker det: "*Spørg NIRAS om hvad vi skal bruge*". Man har allerede anskaffet BEST, men der er fortsat et behov for et fælles administrationsgrundlag, der indeholder en fælles beregningsmetode, som så kan indarbejdes i eksisterende værktøjer som fx BEST (målrettet kommunernes behov i sagsbehandling).

Et web-interface/interface/modul der har fokus på afstrømningshydrografen og økologisk flow fx baseret på DK model og evt. med mulighed for at benytte interfacet til beregninger af økologiske flow indikatorer fra kommunernes egne dynamiske modeller, samt målte afstrømningsdata, og scenarier der opdateres ud fra JUPITER data, vil kunne bidrage til bedre sammenhæng både horisontalt (mellem flere kommuner) og vertikalt (mellem kommunernes sagsbehandling af vandindvindingstilladelser og vandområde planernes kvantitative statusvurdering). Udover JUPITER bør der også kunne hentes biologiske data (EQR værdier). Samtidig giver stationære grundvandsmodeller ikke en tilstrækkelig beskrivelse af udtørring af vandløb, det kan derimod dynamiske modeller som fx DK model, idet modellen kan fortælle hvornår og hvorlænge en specifik vandløbsstrækning er udtørret de enkelte år. For udtørrede vandløbsstrækninger giver reduktioner i medianminimum i øvrigt ikke mening, da reduktionen i minimumsvandføringen for punkter der tørrer ud, vil give 0 % reduktion af median min Q, da er er specificeret minimumsflow-input i vandløbsspidser i DK model på 0,001 m<sup>3</sup>/s.

## 4.4 Tidligere ansøgninger vedr. web-interface/-modul/-værktøj

En respondent, henviste til en ansøgning som Holstebro kommune (Kontaktperson Gyrite Brandt, KL) lavede, med deltagelse af NIRAS og GEUS, om et integreret BEST- DK model system til ABT-fonden: "BEST Screen – Effektiv behandling af ansøgninger om indvindingstilladelser til grundvandsindvinding (Start- og slutdato: 01.01.2012-30.06.2013). Ansøgning nr. 1655. Demonstrationsprojekt. En ansøgning, som desværre ikke blev bevilget, fordi den instans (ABT-fonden) der skulle bevilge pengene, blev nedlagt. Dette projekt havde til formål at stille et effektivt webbaseret screeningsværktøj (BEST Screen) til rådighed for kommunerne i forbindelse med behandling af ansøgninger om indvinding af grundvand.

Et projekt der skulle reducere sagsbehandlingstiden og identificere umiddelbart ukomplicerede sager samt tilvejebringe grundlaget for behandling af komplekse sager. Udover resourcebesparelse, var formålet at fremme den tværfaglige dialog mellem sagsbehandlere indenfor grundvand, vandløb og natur og dermed højne det faglige niveau i beslutningsprocessen.

Der er fortsat behov for at overveje nytten af et BEST Screen værktøj. Situationen er sådan set modnet yderligere, idet mere end 1/3 af kommunerne i dag har anskaffet og for manges vedkommende også anvender BEST, og idet den grundlæggende ide i ansøgningen til ABT-fonden fortsat er god, nemlig at kunne inddrage DK modellens ressourcevurdering (effekter



af vandindvinding på afstrømningshydrografen) i sagsbehandlingen, baseret på en dynamisk og integreret grundvands-overflademodel, der er konsistent og ensartet på landsplan.

## 4.5 De nye krav til et screeningsværktøj til økologisk flow

Efter GEUS's vurdering er der, på trods af den generelle tendens til et faldende vandforbrug efter 1980 (Jørgensen et al., 2016) og dermed faldende grundvandsindvinding af grundvand, fortsat et behov for at lave ressourcevurderinger og screening i forhold til økologisk flow (fx DVFI, DFFVa og DVPI), til supplement af median min Q, samt kunne regne på de indikatorer der i hovedprojektet identificeres for små vandløb. Efter GEUS's opfattelse peger svarene i spørgeskemaundersøgelsen på, at det formentlig vil være nødvendigt at inddrage målinger af fx tørlægning af vandløb, og biologiske indikatorer (DVFI, DVPI og DFFVa) i et web-interface/modul/værktøj, samt effekter på terrænnært grundvandsspejl.

Til screeningsformål vil det også være nyttigt at kunne se målinger af hydrologiske og biologiske tilstandsvariable, postet sammen med fx screeningsmodellens simulerede afstrømningshydrograf, simulering af tørlagte strækninger eller simulering af totale EQR værdier (incl. fx slyngningsklassens bidrag til EQR værdi for DVFI og DFFVa). Samtidig er der behov for at illustrere usikkerheden på disse størrelse, samt at kunne danne sig et så godt som muligt indblik i, hvilke faktorer der samlet set, er med til at påvirke den samlede EQR værdi for et givent vandløbspunkt (Flow, fysiske forhold, spærringer, vandkvalitet, grøde, beskydding, vandtemperatur, sediment osv.). Det er ikke kun et værktøj der kan beskrive ændringer til screeningsformål, men også et værktøj der kan anvendes til vurdering og analyse i forhold til observationsdata (flow, DVFI, DVPI, DFFVa, slyngningsklasse mv.)

Dertil kommer øvrige indgreb i vandkredsløbet fx dræning (med "gravitationsdræning" eller "udpumpningsanlæg") udgør betydelige indgreb i vandkredsløbet, på linje med effekt af vandindvinding. Modelteknisk indgår antagelser om dræning fx i DK model og flere kortlægningssmodeller (hvor der har været anvendt dynamisk grundvands-overfladevandsmodel). Der er derfor mulighed for, i udtræk af vandbalancen, at beregnede afdrænedede mængder, og evt. sammenligne med observationer som kommunerne ligger inde med.

I takt med klimatilpasning og andre indgreb i vandkredsløbet (fx LAR), er der desydeb behov for at kunne foretaget vurderinger, fx scenarieørlser, af hvordan sådanne indgreb påvirker 'økologiske flow variable', risiko for udtørring af vandløb, og grundvandsafsækning herunder risiko for saltvandsindtrængning.

## 4.6 Screeningsværktøj til økologisk flow – hvordan skal et grundmodul se ud?

Resultaterne peger i retning af forskellige konfigurationer på web-interface/modul/værktøj i Tabel 4.1 skitseret i form af fire forskellige løsningsscenarier.

Tabel 4.1 Identifikation af grundmodul, videregående, avanceret og 0-modul.

<b>Grundmodul (A - Bestilling)</b>	<b>Videregående modul (B - Selvbetjening)</b>	<b>Avanceret modul (C – Fleksibel)</b>	<b>Intet modul (0 – løsning)</b>
Mulighed for at man kan definere et eller flere scenarier, bestille en modelkørsel med DK model via web interface (modellør fra GEUS eller rådgiver kvalitetssikrer leverancen), hvorefter resultater kan hentes fra interface (API) – (efterspurgt af 61 %)	Mulighed for at kommunen selv kan definere et eller flere scenarier, med standardiserede udtræk af resultater på interface, der kan hentes af kommunen eller rådgiver (API) – (efterspurgt af 87 % af respondenterne)	Mulighed for at kommunen selv kan definere et eller flere scenarier, med standardiserede udtræk af resultater på interface, der kan hentes af kommunen eller rådgiver (API) – (efterspurgt af 87 % af respondenterne)	Intet værktøj til bestilling af kørsler med DK model.
	Mulighed for at anvende forskellige modeller udover DK model, fx kommunens lokale model eller kortlægningsmodel – (efterspurgt af 81 %)	Mulighed for at anvende forskellige modeller udover DK model, fx kommunens lokale model eller kortlægningsmodel – (efterspurgt af 81 %)	Intet værktøj til brug af lokale modeller eller kortlægningsmodeller.
Mulighed for beregning af økologiske flow indikatorer – (efterspurgt af 58 %)	Mulighed for beregning af økologiske flow indikatorer – (efterspurgt af 58 %)	Mulighed for beregning af økologiske flow indikatorer – (efterspurgt af 58 %)	Intet værktøj til økologisk flow.
Mulighed for at kommunen kan uploade lokale data og administrative informationer, der kan indgå i kalibrering, validering, usikkerheds- og risikovurdering – (efterspurgt af 73 %)	Mulighed for at kommunen kan uploade lokale data og administrative informationer, der kan indgå i kalibrering, validering, usikkerheds- og risikovurdering – (efterspurgt af 73 %)	Mulighed for at kommunen kan uploade lokale data og administrative informationer, der kan indgå i kalibrering, validering, usikkerheds- og risikovurdering – (efterspurgt af 73 %)	Intet værktøj til upload af lokale data.
		Mulighed for automatiseret udtræk af submodel af DK model som kommunens rådgivere kan arbejde videre med (fx 100 m model) – (efterspurgt af 58 %)	Intet værktøj til udtræk af sub-model.
		Mulighed for analyser af følsomme parametre på det nuværende datagrundlag og i forhold til økologisk flow – (efterspurgt af 54 %)	Intet værktøj til følsomhedsanalyser
		Mulighed for at kommune kan bestille en målrettet kalibrering af DK model – (efterspurgt af 43 %)	Intet værktøj til kalibrering
Mulighed for udtræk af monitoringsdata vedr. økologiske flow indikatorer – (efterspurgt af 40 %)	Mulighed for udtræk af monitoringsdata vedr. økologiske flow indikatorer – (efterspurgt af 40 %)	Mulighed for udtræk af monitoringsdata vedr. økologiske flow indikatorer – (efterspurgt af 40 %)	Intet værktøj til udtræk af monitoringsdata.
	Mulighed for at hente landsdækkende scenarier (0-, aktuel-, tillandt- indvinding, klimaeffekter og vegetation) - (efterspurgt af 36 %)	Mulighed for at hente landsdækkende scenarier (0-, aktuel-, tillandt- indvinding, klimaeffekter og vegetation) - (efterspurgt af 36 %)	Intet værktøj til landsdæk. scenarier.

Identifikationen er primært baseret på Tabel 3.4, men der indgår også mulighed for anvendelse af lokale kommunemodeller og/eller kortlægningsmodeller som var efterspurgt af over 80 % af respondenterne (jf. Tabel 3.11).

Grundmodul (Løsning A – bestilling) giver mulighed for at man kan bestille kørsler over en web-interface, som GEUS eller en rådgiver udfører med DK model. Der vil være mulighed for beregning af økologiske flow indikatorer. Kommunen vil kunne uploade lokale data. Der er mulighed for udtræk af monitoringsdata vedr. økologiske flow indikatorer.

Videregående modul (Løsning B -selvbetjening) giver mulighed for at kommunen selv kan definere et eller flere scenarier, med standardiserede udtræk på interface, der kan hentes af kommunen eller rådgiver (API). Der er mulighed for at anvende forskellige modeller udover DK model, fx kommunens lokale model eller kortlægningsmodel. Mulighed for beregning af økologiske flow indikatorer. Mulighed for upload af lokale data. Mulighed for udtræk af monitoringsdata vedr. økologiske flow indikatorer. Mulighed for at hente landsdækkende scenarier.

Avanceret modul (Løsning C – fleksibel) giver mulighed for udtræk af samtlige funktioner. Udover beskrevet funktionalitet for Løsning B er der her desuden mulighed for automatiseret udtræk af submodel af DK model som kommunens rådgivere kan arbejde videre med (fx 100 m model). Mulighed for analyser af følsomme parametre. Mulighed for målrettet kalibrering.

Intet modul (Løsning 0) svarer til at der ikke etableres noget web-interface/-modul/-værktøj.



## 5. Sammenfatning af resultater af fem individuelle interviews

Der er gennemført 5 individuelle semi-strukturerede, kvalitative interviews (Hjørring den 13. juni, Frederikssund den 14. juni, Næstved den 21. juni, Vejen den 27. juni og Odense den 27. juni). I det følgende beskrives resultater i anonymiseret form (med kommuner benævnt A-E i tilfældig rækkefølge).

### 5.1 Hvad indgår når kommunerne vurderer bæredygtig vandindvinding?

Når der tænkes på økologisk flow/bæredygtig vandindvinding ser de i **Kommune A** på:

- Vandføringsregnskab/Flow
- Lokalt kendskab. Der ses på hvordan vandløbene ser ud (udtørring).

Det gøres ved, at biologer tager ud og undersøger vandløbene. Små og store vandløb undersøges for diverse problemer. *"Hvis vi har viden om udtørring tager vi det med i vurderingen"*. Økologisk tilstand i kommune A vurderes ud fra viden, efter at have kigget på vandløbet gennem mange år. Mange vandløb har en god tilstand på trods af mange års vandindvinding. Der er ikke problemer med vandmængderne i de store åer, det er i tilløbene der kan være problemer, vurderer kommune A.

**Kommune B** giver vandingstilladelser ud fra et grundvandsregnskab. Det udregnes på oplandsniveau, ved at indsætte en boring rent analytisk og se på hvor meget vand den boring "stjæler". Regionplanerne havde målsætninger på vandløb, ikke på grundvand. Det har kommune B arbejdet videre med, nu hæftet op på grundvandet på oplandsniveau. Median minimums vandførings målsætning med max 20 % påvirkning (af hensyn til fisk).

Kommune B benytter BEST (et NIRAS udviklet værktøj). Det er opsat og udnytter de grundvandsmodeller der findes (statens grundvandsmodeller eller DK modellen hvor kortlægningmodeller ikke findes). Desuden er anvendt en model fra de tidligere amter. Kommune B "lægger en ny boring ind" og beregner med BEST på:

- Påvirkning af flow for oplandet
- Paragraf 3 områder og Natura 2000 (afsænkning af grundvandspejl)
- Målsatte vandløb (for lidt større oplande, ikke de helt små ned på ID15 niveau)
- Naboindvindinger (trykniveau)
- Olie forurening (risiko for forurening af evt. ny indvinding)

Hvis beregninger viser, at ny indvinding stjæler 15 % af median minimums vandføringen, kan kommune B analysere hvilke boringer der er årsag til det. *"Det er egentlig mange forskellige ting der ses på ved en vandingstilladelse, ikke kun vandressource opgørelsen"*. Økologisk robusthed tages imidlertid ikke med i beregningen med modellen. Kun i form af en ren subjektiv vurdering ift. fornemmelse for om der er vand nok, erfaringer som kommune B's medarbejdere har oparbejdet i området gennem tiden. Viden om robustheden er i væsentlig grad noget "de har inde i hovedet": *Vi har ikke haft nogen som helst vurdering af selve robustheden af det vandløb vi står overfor...Indtil videre har antagelsen været, at hvis vi påvirk*

*er vandløbet med en vandmængde, vi stjæler fra det, så har det en negativ konsekvens. Men vi har ikke nogle muligheder for at vurdere på vandløbets robusthed".*

Ifølge kommune B giver medianminimumsafstrømningen mening. *"Det giver mening på den måde, at det vi i virkeligheden er interesseret i, er den økologiske kvalitet, men jeg synes også et eller andet sted, at det er rigtig nok at hænge det op på vandmængder".* Man anvendte denne ret simple metode tilbage i amtets tid. Men det viste sig, at det passede med virkeligheden, og det var nemt at formidle resultaterne. At gå ud til landmanden og fortælle om påvirkningen, og vise det rent fysisk: *"Fysisk skal det give mening. Den nye model er alt for kompliceret at forklare og argumentere for"*, vurderer kommune B med henvisning til de nye empiriske modeller for økologisk flow anvendt i udkast til Vandområdeplaner.

**Kommune C** fremhæver først problemstillingen med referencetilstanden: *"Går vi tilbage til Arild's tid eller hva?"* (altså en tilstand før vandindvinding fra grundvand). Kommune C finder det paradoksalt, at der i en VVM redegørelse for et større regionalt vandselskab, blev anvendt en referencetilstand som hed status quo ("aktuel vandindvinding"). Altså upåvirket i forhold til nu: *"med det er jo ikke genopretning"*. Kommune C kigger på faunaindex for vandløbsspidser, når den vurderer bæredygtighed. Kommunen hævder, at hvis den gik ind med DK model, så ville der ikke være nogen sårbare isotoper, de ville være meget små i en 500x500 m model. Dertil kommer, at kommunen mangler målinger, der er kun to vandføringsstationer (en i øst og en i vest). Kommunen har ingen data, i stedet inddrager sagsbehandler kommunens vandløbsfolk, i vurderingen af om der mangler vand i et givet vandløb, for kommunen har ikke nogen data, at hænge det op på.

Selvom 80 % af området heromkring er kortlagt, er kommune C ikke i stand til at beskrive sammenhængen mellem vandløb og grundvand i kommunens model. Kommune C har en grundvandsmodel som en rådgiver har sat op. Stationær, 50 m maskevidde, data rækker ikke længere end det, det er vurderingen. Rådgiver vurderer i øvrigt, at der ikke er data til at køre en dynamisk model. Ved nye indvindinger fx over 25.000 m<sup>3</sup>/år bruger Kommune C sin stationære grundvandsmodel til at belyse hvad den nye indvinding vil betyde i form af ændringer vedr. grundvandsmagasinet, ressourcen, og i forhold til overfladebiotoper. Det er primært et sænkingskort af grundvandspejlet kommune bruger, vandløbspåvirkning vurderes indirekte. Derudover anvender kommunen et lertykkelseskort for hele kommunen. Over 10 m lertykkelse vil en ny indvinding ikke påvirke vandløb. Enkeltindvindere er så små, at de ikke betyder noget. Kommune C efterlyser desuden en orderntlig afgrænsning af øvre magasiner.

**Kommune D** ser et problem i at kommunerne vurderer bæredygtighed på ret forskellige måder: *"... der er ikke er nogen ensartethed. Vi kan gøre det på en måde, en nabo kommune kan gøre det på en anden måde, en anden nabokommune kan gøre det på en tredje måde...(udover) den gamle regionplan, som så ikke er gældende mere, hvor man kiggede på median min vandføring og en eller anden % del. Der mangler så et eller andet redskab der som er standardiseret sådan at kommunerne gør det ens"*.

Kommune D tilslutter sig at en vurdering i forhold til økologisk flow basalt set er rigtig: *"... som kom om at kigge på de tre kvalitetselementer, fisk, planter og smådyr, er basalt set en god ide, for det er jo ligesom det man skal holde det op imod. Det er jo en god indgangsvinkel hvis man kan få nogen sammenhænge til det, og kan prøve at sige et eller andet. For så at kigge på noget konkret, så var det de her Q-faktorer der faldt en grad ned, det er en god*

*indgangsvinkel*". Problemet er blot, at der efter kommune D's vurdering ikke findes data til at gøre det, på grundvandssiden.

Kommune D viser et kort hvor et område er farvet rødt, hvor kommunens screening viser at vandindvindingen måske ikke er bæredygtig. Kommunen anvender BEST: *"Det er den påvirkning der er beregnet i BEST. Den er i virkeligheden simpel, hvis man tager hele det her å system. Så får man den aflæste...der er den målte median vandføring på udløbet på åen som er 981 l/s, summeret op på hele oplandet. Alle borer i det her opland giver en påvirkning på ca. 14 %. Hvis man sammenligner det med ID15, så er det her altså noget større (End beregnet med DK model i vandområdeplaner). GEUS havde sådan en figur med der viste at i hele Vendsyssel, der var der ikke nogen oplande der var påvirket ved medianmin (med procenter over 10 %), når I regnede med DK model"*.

**Kommune E** benytter et ressourcevurderings program en rådgiver har lavet, der ud fra en kortlægningsmodel vurderer om udnyttelsesgraden er over eller under 35 % (røde / grønne områder). Dyr og planer indgår ikke endnu i vurderingen. Kommune E kigger på målsatte vandløb plus flere små vandløb, og vurderer vandløbspåvirkning som følge af indvinding *"ud fra den viden kommunen har når vi står på stedet"*. Kommunen er opmærksom på, at grundvandsdannelsen godt kan foregå et andet sted en der hvor udnyttelsesgraden er vurderet (værktøjet er en del af GEOGIS). Det er i virkeligheden komplekst og handler om hvorvidt vandet kommer tilbage til vandløbet, fx via renseanlæg. *Dræning regnes dog ikke med: "Vi ved ikke hvor drænene er"*.

Det er en hurtig screening. Kommunen har 53 almene vandværker og 52 markvandere, samt over 3000 enkeltindvindinger, der dog blot får tilladelser fordi de er så små. Natur indgår i vurderingen, samt påvirkning af nabo borer. I øjeblikket udløber 18 almene vandværker til okstober, men kommunen når ikke at give nye tilladelser til alle ansøgere. Revurdering af indvindingsoplande indgår, i forbindelse med større tilladelser (fx et vandværk der skal have øget tilladelsen fra 2.5 til 3.5 mill. m<sup>3</sup> pr. år), dvs. påvirkning af grundvandsspejl er centralt. Lertykkelseskort indgår, ligesom der kigges på forureningskilders placering.

Kommune E undrer sig lidt over begrebet reference scenarie: *"O-scenariet er bare en sjov størrelse"*. Faktisk har kommunen et problem med at vurdere hvad man skal bruge som forudsætning i de små vandløb: *"Skal der løbe vand året rundt?...For de mindste vandløb er det jo naturligt at de løber tør"* (og samtidig målsatte langt op i systemet). Her i spidserne er der B1 opvækststrækninger for laksefisk (ørred). Lovgivningsmæssigt handler det for Kommune E om at vurdere om vandløbene kan holde vand året rundt: *"Vi mener det her har mere med dræning at gøre (dræning af moser) end det har med vandindvinding at gøre"*. Kommunen hentyder dermed til at dræning måske er et større problem end vandindvinding i morænelersområder. Kommunens fagfolk kan godt forstå DCE's nye formler men de gælder mest for større vandløb, oppe i kommunens morænelers spidser giver formlerne ikke mening. Her er livet tilpasset variationerne i flow. Fisk står i små søer (pytter) og kan overleve 1-3 dage selv hvis vandløbet i øvrigt tørlægges, hvis vandet ikke er for varmt, indtil flowet kommer tilbage. Smådyr kravler ned og gemmer sig bag/under stenene. Det gør meget stor forskel om vandløbet et smalt (< 2 m) eller bredt (fx 10 m). Ved udtørring i flere uger for B2 vandløb er det et problem også for de voksne fisk, vurderer kommunen. Det handler for kommunen, om hvor langt op vandløbet udtørre. I tørre år kører kommunen rundt og registrerer tørlagte strækninger. *"Er der vand, fisk og smådyr?"*. Det registreres på logs med lokalitet og dato.

Der er en ny trend i gang i Kommune E's områder. Landmænd der vil have der egen indvindingsboring, i stedet for vand fra nærmest vandværk. Landmanden får dermed et større ansvar, nogen kan bære det, andre kan ikke. Markvanding anvendes primært på jordbær.

## 5.2 Føler kommunerne sig på "sikker grund" når de giver tilladelser til vandindvinding?

**Kommune A** føler sig ikke på sikker grund. Der mangler viden om grundvand-overfladevand interaktion. Kommunens udfordringer ligger i at vandplanerne ikke er "blevet gjort op". Vandplan 1 vurderede, at kommunen grovudnyttede deres akviferer. Men kommunen kunne jo se, at det ikke var regnet rigtigt ud, for der var jo vand i vandløbene. Vandplan 2 (vandområdeplanen) siger noget andet i forhold til grundvandsdannelsen, og vurderer, at kommunen ikke grovudnytter akviferer, men vandområdeplanen er ikke trådt i kraft endnu. Som Vandplan 2 er kommet frem til, er der ikke generelle problemer i kommunen, kun problemer mere lokalt. Men det er mere et politisk spørgsmål i forhold til vandkvaliteten.

Kommune A vurderer, at der skal sættes flere vandføringsstationer op, end dem staten og vandselskabet driver. Kommunen vil meget gerne have et bedre samarbejde med vandselskabet om dette. Der mangler datagrundlag. Kommunen laver desuden smådyrs opgørelser. Disse data er tilgængelige i en offentlig NDGI database. Det er statens database.

Kommune A efterlyser at man fastholder forsigtighedsprincippet: *"Vi skal være sikre på, at der ikke hives så meget vand op, så det har en negativ konsekvens. Det skal ikke gå ud over noget andet når vi hiver vand op...Vi skal ikke ud i en situation hvor vi ødelægger grundvandsmagasinet"*.

**Kommune B** vurderer at indikatorerne ser nogenlunde fornuftige ud for nogle af vandløbene. Men der er forskelle fra område til område. Det handler dels om geologien, men i høj grad også om arealanvendelsen. Der er ekstrem stor forskel på hvor små oplande skal være for at tørre ud. Det registreres, når et vandløb er tørret ud. Problemet er imidlertid, at det ikke er på sådanne strækninger vandføringsmålestationerne opererer. Det er let at registrere udtørring visuelt. Kommune B vurderer, at hvis mindre vandløbs udtørringsperiode bliver forlænget: *"så giver det måske ikke de store problemer. Det er værre, hvis det er selve strækningen på vandløbet, vor de er blevet udtørrede, som bliver forlænget. For så flytter tørken længere og længere ned i systemet, og så er der flere vandløb, som bliver negativt påvirkede"*. 2010 og 2012 var nogle meget tørre år. I år og de sidste to år har der ikke været udtørringer af vandløbene. Det skyldes både klimaet og markvandingen. Klima og markvanding hænger sammen. 80% af det vand som hives op er til markvanding. *"Når man har det i baghovedet så må det betyde noget for vandbalancen"*.

Det er kun markvandingstilladelser der sagsbehandles med BEST i kommune B. Vandværker er ikke med i BEST modellen. Kommune A mener ikke, at vandværkernes vandindvindinger har indflydelse på vandløbene, fordi det er meget dybere grundvandsmagasiner de indvinder fra. Undersøgelser i relation til påvirkninger fra vandforsyning bliver lavet af vandværket selv. De bliver bedt om at lave en detail undersøgelse. Den vandmængde, der tages ud af vandværket, tages der ikke højde for i BEST modellen.



Kommune B vurderer, at sand i vandløbene har stor betydning på måleusikkerheden på målt vandføring. Sand i vandløbene er en naturlig proces i området. Det betyder, at vandføringsvejen ændrer sig tidligt, og at der er en meget stor usikkerhed ved måling hver 4. uge (af QH varianter og interpolation af vandføringsevnen i tid der indgår i beregning af daglig vandføring ud fra registrerede vandstande). Der siges sjældent nej til en vandindvindingstilladelse i kommune B. *"I praksis er langt de fleste ansøgninger fornyelser af markvandingstilladelser"*.

**Kommune C** stiller et kritisk spørgsmål ved hele opgaven med indvindingstilladelser: *"Nu står vi og skal give en bunke tilladelser. Tænk hvis staten havde sagt, at nu vil vi også have to årlige pejlinger...Vi ville gerne have anbefalinger, når vi har fået indsatsplaner, er det fordi nogen har kvalitetssikret boringer. Hvorfor siger staten ikke den der viden skal kvalitetssikres...Vi mangler nogen der tager lederskab og peger fremad."*

Kommune C skelner mellem vejledning og rådgivning af ansøger. Hvis man flytter rundt på-tager vandindvindinger påtager man sig et rådgiver ansvar vurderer kommune C og det kræver en forsikring. Det er lidt bedre at sige, at det skal være NIRAS, eller COWI eller Carl Bro der leverer denne rådgivning (incl. forsikring). Vi siger til rådgiverne at de skal bruge vores model, vi stiller den gratis til rådighed. Vores vejledninger er screening. Kommune C udtrykker, at et værktøj hvor man kan flytte rundt på boringerne, kan se sænkningstragter er ønskeligt, men kommune C vurderer, at den ikke tilstrækkeligt styr på hvor meget vand der løber i spidserne. Kommunen vil gerne gøre vandløb mere klimarobuste. For klimamodellerne forudsiger, at somrene bliver mere tørre. Men Kommune C har ikke faste monitoringsprogrammer gearret hertil. Vandindvinding er en KAN opgave, ikke en SKAL opgave.

Efter kommune C's vurdering: *"har NOVANA programmet fået et spark, det er høvlet væk...men vandløbsfolk går derude. De har en mavefornemmelse. De snakker med åmænd. De er rigtig meget ude omkring. De ved godt hvad der sker. Vi har to vandløbsfolk."*

Kommune C har som fjordkommune relativt robuste vandløb, med rigeligt vand, desuden indvinder man mindre i dag end tidligere. I forhold til markvandere, er problemet efter kommune C's vurdering kartoffelbønder der vander 3-5 gange om året, hvor det er tørrest. Andre vander hver dag fra midt i marts til oktober, uden at det giver lige så stor en påvirkning. Problemet er tørlægning af vandløb: *"Fiskene kan ikke tåle at vandløb løber tør"*.

Kommune C fremhæver at kommunerne har deres ERFA gruppe. Kommunen har lavet et paradigme for vandværker på hvad der skal indgå i en ansøgning om ny tilladelse. Kommunen er den kommune i regionen, der har størst markvanding. Kommune C kan dog godt se en ide i massebalancer (vandbalancer), og oversigter over hvad forskellige spillere tager af vand, fx vandværker, dræn og befæstede områder. Kommunen efterlyser en helhedsforståelse af vandkredsløbet. Middelvandføring kan man forklare, økologiske flow indexer har kommunen svært ved at forklare til en landmand: *"Det landmænd bedst kan forstå er om der kan være ørreder eller ej"*. Hvis der er ørreder så er der også invertebrater, og hvis middelvandføringen er for lille, så vil nogle af de andre (biologiske) forhold også være anderledes.

**Kommune D** føler sig ikke på sikker grund, når kommunen skal vurdere påvirkning i forhold til de små vandløb, hvor man hverken har viden om vandløbspåvirkningen, medianminimumsafstrømningen og heller ikke kender EQR værdier (for biologiske kvalitetselementer): *"Det er derfor jeg siger, hvordan er det så vi gør det? Der er vores indgangsvinkel, mere end vi skal lave et værktøj, så skal vi finde et fælles administrationsgrundlag. Det der er behov for"*

*i Danmark (i kommunerne) er hvordan er det vi kigger på det her...Umiddelbart så mener jeg ikke at DK modellen er god nok til at simulere det her i Hjørring kommune. Hvad kan jeg så bruge det der værktøj til? Hvis vi bare kan blive enige om hvordan vi skal kigge på det her, det er nok det der vigtigst".*

Kommune D mener at tankegangen vedr. de nye økologiske indikatorer i princippet er rigtig og også problematisk: *"Problemet er at det er bygget til de større vandløb. Der mangler noget på de små vandløb. Kunne man finde et eller andet der, så det kan skaleres ned til de mindre vandløb. Udfordringen i en kommune, det er jo, at du skal argumentere for hvorfor du giver et afslag, og hvis du så har to vandløb, der ligger ved siden af hinanden, og den ene får tilladelse og den anden får ikke tilladelse, så påklager han jo (hvis du kommer med en anden argumentation). Hvorfor kan de så få lov derovre, det kan jo være et større vandløb. Hvorfor kan de få tilladelse, når jeg ikke kan få tilladelse? Så ryger det i Natur og Miljøklagenævnet. Så skal du have en argumentationsgrad, som kan holde, så du kan argumentere for, at det her vandløb bliver påvirket unødigt meget. Der mangler simpelthen nogle holdepunkter".*

Kommune D hæfter sig ved at screeningskriterier ikke er ens fra kommune til kommune. I H kommune: *"er alt det der er under 50 % påvirkning af median min Q lige meget. Hvad er deres argument for det. De siger bare, det tror vi er bedre".* Kommune D forsøger at etablere et bedre datagrundlag: *"Vi har fået skrabet penge ind til DVFI i en række vandløb. Vandstandsloggere vi vil udvide. Vi skal lave noget med noget vandføring på nogle vandløb. Vi mangler ressourcer både tid og penge. Det er det samme man ser rundt i mange andre kommuner. De bliver indrapporteret i Winbio. Vi er så heldig at have en der kommer fra amtet, men det er ikke alle kommuner der har det og så bliver data ikke godkendt. Vi bruger data aktivt fra denne database. For vandløbenes fysiske tilstand gælder det samme. Rapport fra for 10 år siden hvor vi gennemgik alle vandløb en for en. Vi tager alle de småting vi kan samle sammen og laver en vurdering ud fra. Vi er ikke et stort land, men vi mangler data for små vandløb".*

**Kommune E** styrer ikke vandløbets kredsløb i naturen, men bruger den bedste viden de har. Hvis det skulle tørre ud i et af kommunens vandløb, kan kommunen godt gå ind og sætte begrænsninger på indvindingen i en situation med grundvandstørke.

Kommunen monitorer (eller beder vandværker om at monitorere) når det drejer sig om de større indvindinger. Biologiske data indgår ikke i kommunens monitorering, det er primært en statslig opgave siden strukturreformen. Men ifølge Kommune E bliver der ikke samlet så meget viden ind som tidligere (i amternes tid), når det gælder biologiske kvalitetselementer.

Indberetning af indvindingsmængder skal indvindere monitorere. Kommunen tjekker påvirkning af grundvandsspejlet med pejlinger. Kommunen holder sig til vandplanen, når det gælder indsatsprogrammer i relation hertil. Kommune E har et godt samarbejde med nabokommunerne, man deler en fælles skabelon for hvordan sagsbehandlingen skal foregå, og deltager i de ERFA netværker der er i kommunens område, netværker der findes over hele landet, og som kommune E vurderer kan være med til at man føler sig på sikker grund. *"Det er et sundt princip".* Kommune E oplyser, at kommunerne har forskellige kompetencer fra kommune til kommune, og at de derfor kan supplere (og komplementere) hinanden, idet nogen kommuner har viden, andre ikke råder over. Kommunerne prøver at hjælpe hinanden, og prøver at undgå konflikter.

Kommune E er så småt gået i gang i vandløb med 6-7 vandstandsloggere, og 3-4 flow loggere. De placeres i de lidt større vandløb. *"Kommunen kravler ikke længere op i små vandløb, hvis man havde 500 Q stationer ville det være noget andet"*. Hvis der er en god grund til det stiller kommune E krav til monitorering, men man kan ikke kræve det af små vandværker.

Kommune E satser på en god dialog. Man har et vandråd med 3 årlige møder, men økologiske indikatorer har man endnu ikke kigget på. Sagsbehandlingssystemet opdateres løbende af rådgiver.

### 5.3 Vision med hensyn til screeningsværktøj

**Kommune A** mener at screeningsværktøjet skal spille sammen med BEST. Det skal være på lokalt plan og de øverste 10 m skal indgå. Der skal kunne udregnes usikkerheder (landsdækkende modeller giver større usikkerhed, vurderer kommunen). *"Det er en rigtig god idé med en dynamisk grundvandsmodel som kan arbejde sammen med BEST"*. På den måde kan der ifølge kommune A laves en god del synergi. Et nøgle modul der samarbejder med BEST vil være en kæmpe fordel. Det kunne give et ensartet basisgrundlag. Det skal kunne forbedre vurderingen. Man kan selvfølgelig ikke lave en model som er bedre end de data, der er tilgængelige: *"Meget handler om data og ambitioner. Det GEUS vil kunne leverer er et screeningsværktøj"*.

Kommune A har anskaffet BEST men har endnu ikke fået bragt det i anvendelse. BEST er i høj grad udviklet til den jyske geologi og magasinerne derover. NIRAS har fået sig en udfordring fordi kommune A's område (dæklag af moræneler) er skruet sammen helt anderledes geologisk set: *"Påvirkningsraten er meget større derovre"* (i det vestlige Jylland). Kommune A skal have givet nogen tilladelser, og det skal kommunen bruge BEST til i den kommende tid. Man kan potentielt sagtens beregne en ændring. Kommune A vurderer, at lige nu er BEST det bedste værktøj, men hvis der på et tidspunkt kom et andet værktøj, som var bedre, vil kommune A være åben for det, begynde at bruge det i stedet (man er i Kommune A ikke gift med BEST). Man er åben overfor alle muligheder og egnede værktøjer.

Ifølge Kommune A kunne det være rart med et fysisk indeks for vandløbene. Det ville være smart at samle det hele dynamisk. Et økologisk tilstandsværktøj. Kommune A finder, at det økologisk tilstandsvurdering i forhold til flow mm. er en interessant problemstilling. Kommunen ville gerne kunne se på det. Men kommune A vurderer, at det er svært med en storskalamodel som DK modellen. En dynamisk model ville også skulle sige noget om hvor mange dage om året vandløbene er tørret ud, men det kan DK modellen, efter kommunens vurdering ikke.

**Kommune B** benytter "et nul vandindvindingsscenarie" som reference scenarie (når alle borerer slået fra): *"Det er i virkeligheden noget vrøvl at bruge dette reference scenarie, da ændringer i afstrømningsmønstre i kommunen i høj grad stammer fra ændret arealanvendelse"*. Før strukturreformen foretog man medianminimums vandførings bestemmelser for 20-30 årige perioder. Det er fortsat de data kommunen anvender. Det kommune B mangler, er dynamiske observationer (tidsserier), som så skal indkorporeres i modellen.

Kommune B nævner et vandløb hvor der er problemer i forhold til fisk. Hovedvandløbet har god tilstand, men om sommeren er der problemer i tilløbene, som bl.a. skyldes dræning.

Drænloven siger, at man må sænke grundvandsstanden. Kommune B kan ikke sætte krav imod det, men ville godt have mulighed for at overvåge det eller lave scenarieberegninger, hvor man undersøger, hvad arealanvendelsesændringer og dræning betyder, selvom landmændene hævder problemet er byerne: *"Min faglige viden siger dog, at byerne ikke betyder noget i forhold til (betydningen af), at landmændene dræner deres jord og regulerer vandløbene"*.

Også i forhold til klimaforandringer fremhæver kommune B, at tilbageholdelse af vandet ude i oplandet er en løsning der skal kigges på. Det hjælper ikke meget at ændre på afstrømningen fra byområdet. Kommunen kunne godt se sig selv i en rolle hvor kommunen kontrollerede økotilstanden via monitoring. Det ville være en god løsning, fordi kommunen har stor lokal viden. Kommune B er rigtig god til hydrometri overvågning i forhold til andre kommuner. Men der er stor forskel fra kommune til kommune.

**Kommune C** fremhæver problemet med skala og kommunikation, og at man måske skal skelne mellem små og store indvindinger: *"Man kunne næsten forestille sig at visionen kunne være, at hvis man taster 100.000 m<sup>3</sup> pr. år, så går man ind i jeres model (DK model), ellers bruger man lertykkelseskort"*. Kommunen kører med median minimum, fordi de tvivler på, at de kan gå ud og forklare de nye økoindikatorer: *"Jeg er hammer ligeglad bare det kan forklares til gårdmand Bjørn og vandpasseren. Et vandværk på 15.000 tusind m<sup>3</sup> pr. år, og en markvander"*. Kommunen skal kunne forklare hvad det handler om: *"Når vi giver indvindingsstilladelse, så er der også et forklaringsfelt. Jeg skal forklare hvad vi gør, at indeks, og model viser sådan og sådan..."*.

Kommune C kunne forstå GEUSs rapport vedr. effekt af vandindvinding (implementering af økologiske indikatorer), men Århus's index har kommunens fagfolk svært ved forstå: *"Vandområdeplanen kommer vel. Der mangler en vejledning til at kunne forklare de der rapporter. Meget af det er kommunikation"*. Kommune C's fagfolk er vokset op med, at man ikke kender sammenhængen mellem grundvand og vandløb. Der er behov for mere viden om de øverste 10 meter, vi kan faktisk reducere usikkerheden fra noget højt til noget lavere. Men det skal samtidig kunne holde i byrettet: *"Vi kan lave vurderinger for standardvandløb, men gælder det også for Gårdmand Bjørn's vandløb? Er det godt nok til det. Det skal kunne bevises"*.

Kommune C fremhæver, at 2/3 delen af det, det koster, at have en rådgiver på, går til rådgiverens forsikringspolice. Hertil kommer, at indvindingsstilladelser ikke er mere stationære end at de kan udvides, og hvis en tilladelse ikke er blevet anvendt i 5 år, kan den trækkes tilbage.

**Kommune D** opfatter visionen sådan, at det nemmeste ville være, hvis man havde et GIS kort, hvor man kunne gå ind og sætte data ind, eller at det lå i BEST. Så man fik en beregning af hvordan EQR værdier ville blive påvirket ved en bestemt indvinding. Det ville gøre sagsbehandlingen lettere: *"Du kan relativt nemt find ud af med BEST hvad der sker, jeg taster og det går gennem GIS lag. Matrice af beregningsresultater. Så kan den finde du af om det er op og ned"*.

**Kommune E** har den strategi at man ønsker en god kommunikation med ansøgere. Afværgeboringer er ikke inde endnu. En ansøgning tager tid, så det er fint at kommunen giver ansøger besked om evt. krav tidligt i processen. Der sker en effektivisering af dræningen i kommunens vandløbssystemer, selvom der ikke er mange nye pumpelag. Kommunen har

lidt forbehold overfor referencetilstand, for hvad er det? Nuværende tilstand vurderes, og kommunen udtrykker tvivl hvorvidt det er bedre at kigge på absolut tilstand (fx en bestemt minimumsvandføring eller DVFI, DVPI og DFFVa) i stedet for beregnede ændringer på disse størrelser. Dræning og klimaeffekter skal efter kommunens opfattelse inddrages i en vision når der kigges på de scenarier systemet skal kunne give et bud på.

## 5.4 Scenarier, hvad er det for et værktøj der skal bruges?

**Kommune A** udtrykker, at ressourceberegning ikke findes mere. Det blev fjernet da Amterne blev nedlagt. Ressourceplanen findes ikke i dag. Når nogen søger tilladelser, kører kommunens scenarier på det. Men det ville være en god idé, hvis man kunne få lavet en vurdering af, hvornår vandløbsstrækningerne inden for et givet opland blev påvirket. Kommune vil godt kunne sige nej til en gartneri vandindvinding, hvis de kan se, at de havde hevet nok vand op. Det er her Kommune A tror det vil være mest interessant med et sådant værktøj.

Kommune A efterlyser samtidig et værktøj til vurdering af påvirkning af vådområder. Hvad betyder vandindvinding for den her mose. Det er meget svært at svare på. Det kan man i Kommune A ikke svare på rent kvantitativt. Der skal bruges målinger og data. Man kunne vælge 4-5 stykker, hvor der blev lavet en vurdering (fx på en mose). Kommunen har nogen pilotområder, hvor man ville kunne inddrage nogle enge, hvor der kunne pejles. Grundvandsafhængige terrestriske økosystemer er en spændende udfordring (skal vurderes ud fra EU regler dvs. en pligt). Dette vil et WEB-interface kunne hjælpe til med. Fordelen med dette værktøj ville være, at det kørte i hele landet, ud fra samme metodik. I øvrigt mener Kommune A, at de øverste 10 meter har stor betydning i forhold til vandløbene. Men kommunen har ikke data på det.

**Kommune B** er sådan set lige glade med, hvad de andre kommuner giver af tilladelser, i og med at kommunen ligger opstrøms. Hvis NST (SVANA) satte nogle regler for, at sådan og sådan skulle det gøres, ville kommune B følge disse regler, og det kunne da være smart. Kommune B forventer at fortsætte med at anvende BEST. Et nyt værktøj skal være nemt at bruge, og noget der kan "sættes ind i BEST". Det må ikke være tungt, Kommune B udsteder så mange markvandingstilladelser, at det skal kunne gå hurtigt. Kommune B kunne godt tænke sig, at man kunne vende det rundt. Således at staten skulle fortælle hvor meget vand der er til rådighed i de forskellige kommuner. Så behøvede kommunerne ikke lave en ny model hver gang, men staten kom med fakta om, hvor meget vand der er til rådighed, og hvor stor en ressource der er til vandindvinding. Der mangler faktisk viden om hvordan virkeligheden ser ud. Kommune B kunne godt bruge mere data: "*Vores faktiske viden omkring hvordan tingene ser ud er ringe. Vi har ikke brug for flere modeller*".

**Kommune C** efterlyser et Web-interface, hvor man kan plotte borer ind, og indvindingsmængder, og beskrive hvad ændringer der vil være for naturen: "*Et interface hvor man kunne tage data fra JUPITER, og lave kørsler på det grundlag. Klikke ud, her er et vandværk, eller et anlæg med den og den fordeling af indvindinger, og det har de her konsekvenser*". Men det skal være billigere end rådgiverne. Et screeningsværktøj. Hvis det rigtigt skal være brugbart, skal det køre på samme platform som arealdata, natur, jordbund, biotoper, nitrat-

følsomme indvindingsoplande osv. Det kunne også være fint hvis man kunne diskretisere finere i følsomme områder. Kalibrere (i forhold til stedspecifikke observationsdata).

For kommune C er det vigtigt, at systemet præsenterer resultater på vandoplande. Kommunen er rimelig enig i relevansen af de opstillede scenarier: *"Vi skal have noget vi skal administrere efter. Det er noget Haraldsgade bestemmer. Paragraf 2. Alle vandløb, det er rigtigt mange. Vi har brug for centrale beslutninger om hvilke vandløb der skal beskyttes. Man bør kunne definere hvilke punkter man vil se, skelne vandløb der er med i GEUSs model fra vandløb der ikke er det. En beregning hvor alt er med, uden at der skal laves en ny modellering, det ligger der allerede"*.

Kommune C udtrykker, at det kunne være rart, hvis man også kunne uploade den lokale geologiske model, hvis det kan lade sig gøre. Desuden er der behov for noget modeldokumentation, hvis man ryger ind i en retsag (som systemet gemte, et bilag og et link). Kommune C har den vurdering, at man ikke juridisk set kan støtte sig til fx Geovejledning 7, selvom kommunen bruger den viden der indarbejdes i geovejledninger og de anbefalinger der gives. Kommunen undrer sig over, at man anvender en 500 m model til vandområdeplaner, når Geovejledning 7 anbefaler en finere maskevidde til vurdering vandløbspåvirkning.

**Kommune D** ser DK model scenarier sådan, at det tager væsentligt længere tid at beregne påvirkninger med DK modellen. Men i forhold til klima kunne der godt være brug for DK model, og at man kunne få et input herfra, en slags reference beregning: *"Det ville være vigtigt at man kunne lave de der kontroller. Der kunne også ske ændringer hvis man flyttede indvindinger herover"*. Det vil sige kommunen har måske ikke brug for scenarier og DK model til daglig sagsbehandling og screeningsundersøgelser. Men kunne måske godt have brug for et værktøj til ressourcevurdering, der kunne inddrage fx klimaeffekter i forhold til udnyttelig vandressource og økologisk tilstand i vandløb.

Kommune D har brug for et værktøj man kan stole på screener rigtigt. Kommunen vurderer det ud fra max 10 % reduktion af medianminimum, som et konservativt skøn. I forhold til vådområder er kommune D nødt til at lave noget overvågning. Det må bare ikke koste tid eller penge for kommunen har allerede investeret en god sum penge til BEST.

**Kommune E** udtrykker, at værktøjet der skal bruges, skal være et let tilgængeligt og hurtigt program, som kan anvendes af kommunens sagsbehandlere.

Scenarier såsom aktuel og tilladt indvinding, samt brugerdefinerede scenarier bør kunne benyttes med værktøjet.

Der bør være mulighed for klima scenarier og mulighed for forskellige afdræningsantagelser (drænedede arealer, udpumpningsanlæg, LAR mv.).

Kommune E efterlyser også mulighed for forskellige vandindgsantagelser, vegetations og arealanvendelses scenarier, og der bør være mulighed for at anvendes forskellige modeller udover DK model, fx kommunens lokale model eller en kortlægningsmodel.

## 5.5 Hvilke svartider er acceptable for et sådant system?

**Kommune A** ønsker, at et WEB-interface/-modul/-værktøj skal kunne lave hurtige opslag (dvs. korte svartider). Resultatet skal gerne gives indenfor 1 dag. Måske med afvikling af modelkørsler hen over natten.

**Kommune B** mener, at det er relevant med udregninger i forhold til økologisk flow. Rent praktisk har kommune B så mange tilladelser der skal fornys, så det skal ikke må tage 14 dage at behandle de enkelte ansøgninger. Kommunen kan se en ide i et screeningsværktøj så dynamikken kan inddrages: *"Den ide med at gå ind og få et billede af hvordan det ser ud nu. Så har man indvindinger og påvirkninger... Den kan jeg godt bruge"*. Et system til brug for vandressourceopgørelser (helhedsorienteret i forhold til økologisk flow, vandbalance, grundvandstand mv.). Kommune B efterspørger dog ikke et interface til DK model. Kommunen foretrækker i stedet en fælles vandressource opgørelse, som er mere overordnet og som ofte opdateres med data (man har ikke brug for at lave kørsler selv med DK model, men et dynamisk screeningsværktøj). Det skal muliggøre vurderinger af markvandingsindvindinger. Hvis vandløb tørrer ud, er det meget kritisk for fiskenes overlevelse, men det handler ikke (alene) om der er indvinding eller ej. Sådan er det, hvis det tørrer ud. Måske uden dræning ville det ikke ske.

**Kommune C** Screeningsværktøjet bør kunne køre på en platform på nettet, så resultater er klar i indbakken om morgenen: *"Afhængigt af størrelsen (af indvindingen der skal gives tilladelse for), må svartider for små indvindinger max være en uge, resten max 3-4 uger. Det er som udgangspunkt max (svartider). Bedre vil dog være 1-5 dage, til de hurtige vurderinger, en formiddag"*.

**Kommune D** har brug for et system der giver hurtige svar. Hvad der er acceptabelt afhænger lidt af hvad der er for et svar systemet skal give, om det blot er at flytte en enkelt boring og vurdere påvirkning på vandløb og vandspejl, eller om det skal sammenlignes med at man rekvirerer en rådgiver, for at få opstillet en grundvandsmodel. Til sagsbehandling den første anvendelse skal systemet helst give svar næste øjeblikkeligt, mens det i det andet tilfælde vil være acceptabelt med svar indenfor et par uger.

Kommune E har brug for et værktøj der kan give hurtige svar (< 1 dag).

## 5.6 Karakteristik af de 5 type kommuner

Ud fra spørgeskema er nedenfor i Tabel 5.1 en nøglekarakteristik af de 5 kommuner på udvalgte svar.

Sammenfatningen karakteriserer der fem kommuner der har indgået i semi strukturerede interviews, men i tabellen nedenfor baseret på svar på spørgeskemaundersøgelsen. (Bemærk at svar for kommune B alene gælder sagsbehandling vedr. markvandinger, ved vandværker kan der stilles om grundvandsmodel i forbindelse med tilladelser).

Tabel 5.1 Karakteristik af fem kommuner der er interviewet på baggrund af spørgeskema-svar

	Kommune A	Kommune B	Kommune C	Kommune D	Kommune E
Hvad indgår i administrationen af indvindingstillad.: 2)					
a) Værktøj udviklet af kommunens rådgiver	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej
b) Semi analytiske beregninger	Nej	Nej	Ja	Nej	Ja
c) Lokal grundvandsmodel	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej
d) Integreret dynamisk gv-ov model	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej
e) Vurdering i forh. til monitoringsdata i vandløb	Ja	Nej	Nej	Ja	Nej
Hvor mange ressourcer bruger kommunen? - Sp. 3)	2 åv	<1åv	1 åv	4 åv	1 åv
Hvor ofte må I sige nej til ny ansøgning (angiv i % - Sp. 4)	5 %	Sjældent	0 %	Sjældent	Sjældent
Behandler i markvandingstilladelser? (Sp. 5)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Føler i jer på sikker grund? (Sp. 6)	Nej	Ja	Ja	-	Ja
Er der behov for mere viden (Sp. 6 uddyb)	Ja	-	-	Ja	Ja
Hvad indgår der i vurdering af bæredygtig indvinding					
a) Krav til akvifer bæredygtighed	Ja	Nej	Nej	Nej	Ja
b) Krav til max afsenkning af grundvandsspejl	Ja	Nej	Nej	Nej	Ja
c) Krav til reduktion af median min Q	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja
d) Krav til økologisk flow	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
e) Krav til habitatforhold	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja
f) Afstandskrav	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
g) Risiko for udtørring af vandløb	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja
Tilknyttede monitoringsbehov:					
- Vandføringer	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja
- Pejlinger	Ja	(Ja)	Ja	Ja	Ja
Hvilke muligheder skal web baseret løsning give (Sp12)					
a) Mulighed for at bestille scenarier	Nej	Ikke behov	Ja	Nej	Nej
b) Mulighed for at kommune selv kan def. scen.	Ja	behov	Ja	Nej	Ja
c) Mulighed for at kommune kan uploade data	Ja	pt.	Ja	Nej	Ja
d) Mulighed for analyser af følsomme parametre	Ja		Ja	Nej	Ja
e) Mulighed for målrettet kalibrering af DK mod.	Nej	Afh.	Nej	Nej	Nej
f) Mulighed for udtræk af DK submodel (100 m)	Ja	af	Ja	Nej	Nej
g) Mulighed for beregning af økologisk flow	Nej	vand-	Ja	Ja	Nej
h) Mulighed for automatisk submodel af DK mod	Nej	planer	Ja	Nej	Nej
i) Mulighed for udtræk af monitoringsdata (øk.f)	Ja		Ja	Nej	Ja
Ønsker til udtrækstemaer (Sp 13)					
a) Vandløbsafstrømning (Q25, Q50...Qmedmin)	Ja	Afh.	Ja	Kom-	Ja
b) Vandløbsafstrømning (Q90, Fre1...Dur3)	Ja	af	Ja	mer	Ja
c) Økologiske indikatorer (DVFI, DVPI, DFFVa)	Ja	krav	Ja	an	Ja
d) Grundvandstand/afsenkning	Ja	i	Ja	på	Ja
e) Vandbalanceplot	Nej	vand-	Ja	(Q	Ja
f) Akvifer bæredygtighed	Ja	planer	Ja	Dyn)	Ja
g) Andet	-	(API)	Klim		Usikh



## 6 Resultater af usikkerhedsanalysen

I det følgende beskrives hovedresultater for de 3 alternative tilgange:

1. Analyse af usikkerhed for testopland til Karup å-Storå-Skjernå-Gudenå-Nørreå (følsomhedsanalyser og invers kalibrering i forhold til økologiske variable), og
2. Nøjagtighed af DK model for simuleret i forhold til målt vandføring (NSE og Fbal) for store og små vandløb,
3. Bayesiansk net til vurdering af samlet indikatorusikkerhed ud fra målte og simulerede vandføringer.

Analysen i testcasen (1) kan på forskellige måde give input til en konsolidering af de nye indikatorer. Dels kan det belyses om det er muligt at kalibrere hydrologiske modeller bedre (fx DK model) med PEST eller AUTOCAL.

PEST er en gradientbaseret invers kalibreringsrutine som er meget effektiv for komplekse modeller som fx DK model, men spørgsmålet er om PEST er anvendelig, selvom en direkte kalibrering af frekvenser og varigheder ikke umiddelbart er mulig med PEST i gradientbaseret mode. Derfor skal der indgå størrelser i de empiriske formler, der kan kalibreres med PEST (men det gør der eksempelvis også for DVFI og DFFVa nemlig Q90/Q50 og BFI). Analysen i testcasen kan samtidig give mulighed for at identificere parametre der er mest følsomme i modelleringen af DVFI, DVPI og DFFVa. Det kan nyttig viden såfremt man skal opstille detailmodeller, for den fokus man har på forskellige modelparametre.

Usikkerheden på DK model er tidligere vurderet i forbindelse med vandområdeplaner, hvor det er vurderet at modellen er anvendelig for større vandløb. Der er imidlertid ikke vurderet nøjagtighed på indikatorer eller DK model for små vandløb. Man har derfor brug for noget metoder til en generel karakterisering af performance i forhold til økologisk flow, og her kunne fx NSE eller Fbal være en mulighed. Selvom det i analysen har vist sig, at der ikke kan etableres sikre relationer mellem opnået NSE (Fbal og Fbal-S) og usikkerhed på modelsimuleret DVFI, DVPI og DFFVa, så kan opnået nøjagtighed med DK model og fx dynamiske kortlægningsmodeller, være med til at give et kvalitativt skøn på usikkerhed på simulerede EQR værdier for DVFI, DVPI og DFFVa (pkt. 2), der kan indgå i screeningen eller kommunikationen af usikkerheder når fx DK model eller kortlægningsmodeller anvendes til økologisk flow vurdering (pkt. 2). Testen er foretaget på de DCE stationer for små vandløb, hvor vandløb er repræsenteret i DK modellen for den pågældende lokalitet.

Endelig er givet et eksempel på samlet usikkerhedsvurdering på bestemmelse af DVFI, DVPI og DFFVa ved hjælp af et Bayesiansk net (incl. web interface). Her kan man på et web-interface indtaste enten målte værdier for hydrologisk regime variable (Fre1, Fre25, Fre75, Q90, Qmedmin, Dur3 og BFI) og undersøge den samlede DVFI, DVPI og DFFVa EQR værdi samt få et bud på det samlede usikkerhedsbånd. Man kan også indtaste DK model beregnede værdier af udvalgte variable. Værktøjet vil kunne udbygges og anvendes for små vandløb. Et prototype illustrerer muligheden for beslutningstagning under usikkerhed, og integration af observationer, modeldata og usikkerheder baseret indikatorer for større vandløb.

## 6.1 Invers kalibrering med PEST for test case Karup å-Storå-Skjern å-Gudenå-Nørreå

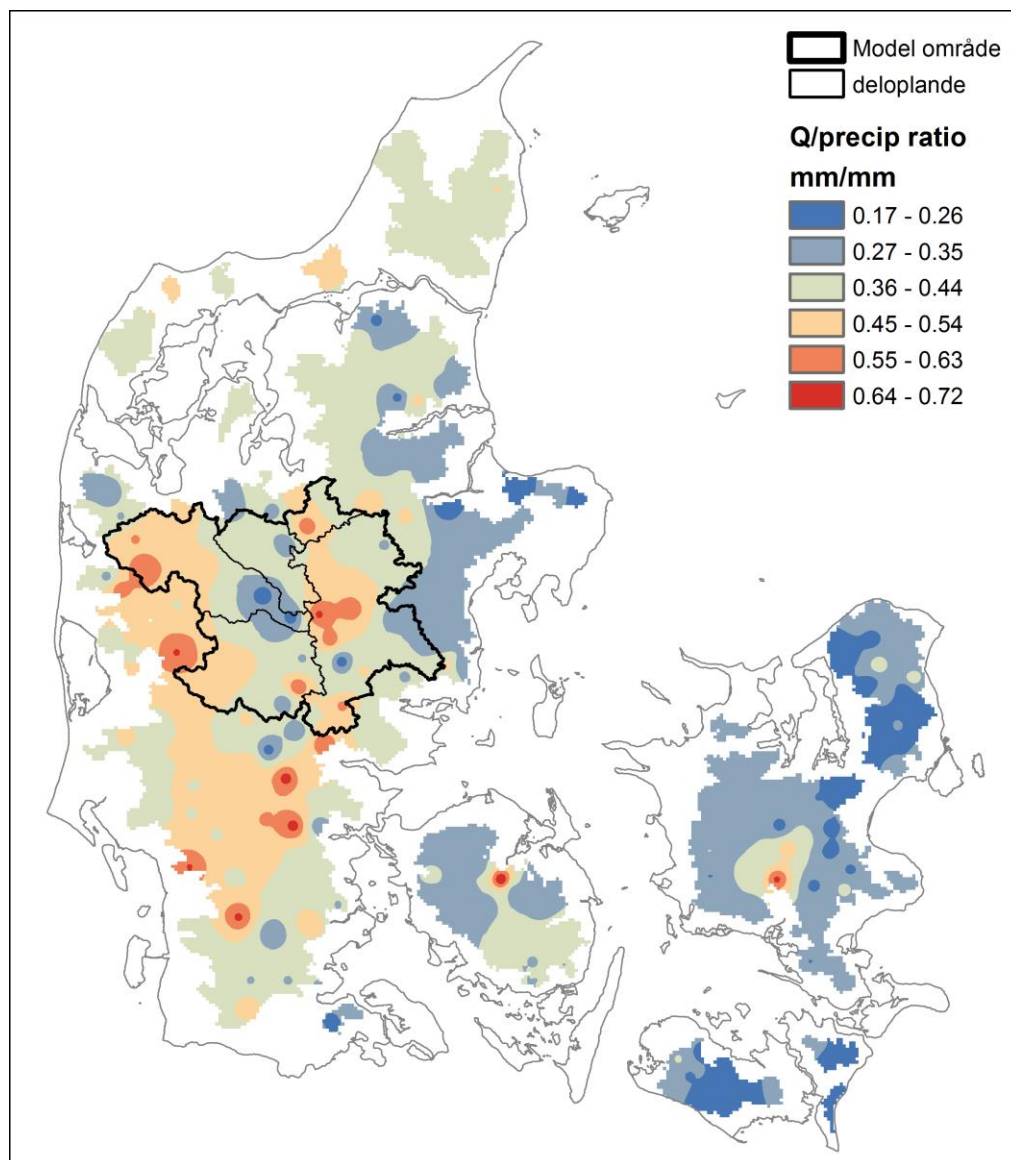
### 6.1.1 Testcase Karup å – Stor å – Skjern å – Guden å – Nørre å

I Figur 6.1 er vist afgrænsning af testcasen som udgør 1/8 af Danmarks areal. På Figur 6.1 er vist forholdet mellem afstrømning (Q) og nedbøren (precip) i form af Q/precip ratio, angivet i mm/mm, dvs. en dimensionsløs størrelse der groft angiver forholdet mellem afstrømning og nedbør. I den vestlige del af testområdet og omkring centrale del af Gudenå og Nørre å ses en ration omkring eller over 0,5, svarende til at halvdelen af nedbøren afstrømmer til vandløb i disse områder. I den østlige del af Storå ses en ration på under 0,35, svarende til at kun en mere begrænset del af nedbøren afstrømmer til vandløb (lokalt), afstrømning sker i stedet i form af grundvandsafstrømning til nedre dele af Storå og Skjern å og til Gudenå (fx sker der stor grundvandsafstrømning mod Funder å i Gudenå systemet).

Arbejdet med testcasen har taget udgangspunkt i et PhD studie af Mehrdis Danapour vedr. rumlig parameterisering og evaluering af grundvandsmodeller (SPACE projektet). Den opstillede model er baseret på DK model men tilpasset så den er hurtigere at køre. Derved er modellen særligt velegnet til en intensiv kalibrering da den kan afvikles med fordelagtigt korte afviklingstider.

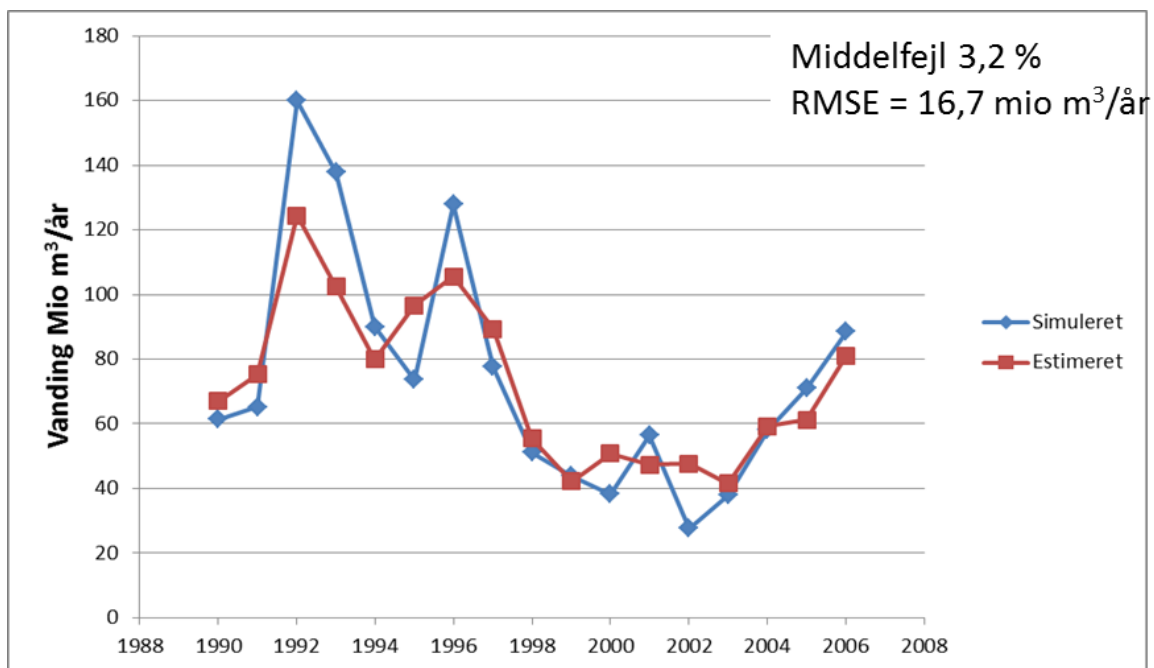
Der er fokus på markvanding og økologiske flow indikatorer i modelkalibreringen, se Figur 6.2 og 6.3. Derfor er det valgt at inddrage simulerede markvandingsmængder i kalibreringen af den hydrologiske model for test casen, ved en sammenligning af årlige værdier for simuleret og målt markvanding fra testområdet som vist i Figur 6.2. Det at inddrage markvanding direkte i kalibreringen er nyt, og har ikke tidligere været inddraget fx ved kalibrering af DK model, hvor markvandingsmængder i stedet har været fastholdte.

Testcasen rummer såvel vstdanske forhold med grovsandet jord (hedeslette og bakkeø) vest for hovedopholdslinien med et stort antal markvandingsboringer (Figur 6.3). Øst for hovedopholdslinien (Gudenå og Nørre å) er der færre markvandingsboringer. Placering af de 25 Q stationer der indgår i kalibrering og validering af modellen er vist på Figur 6.3.

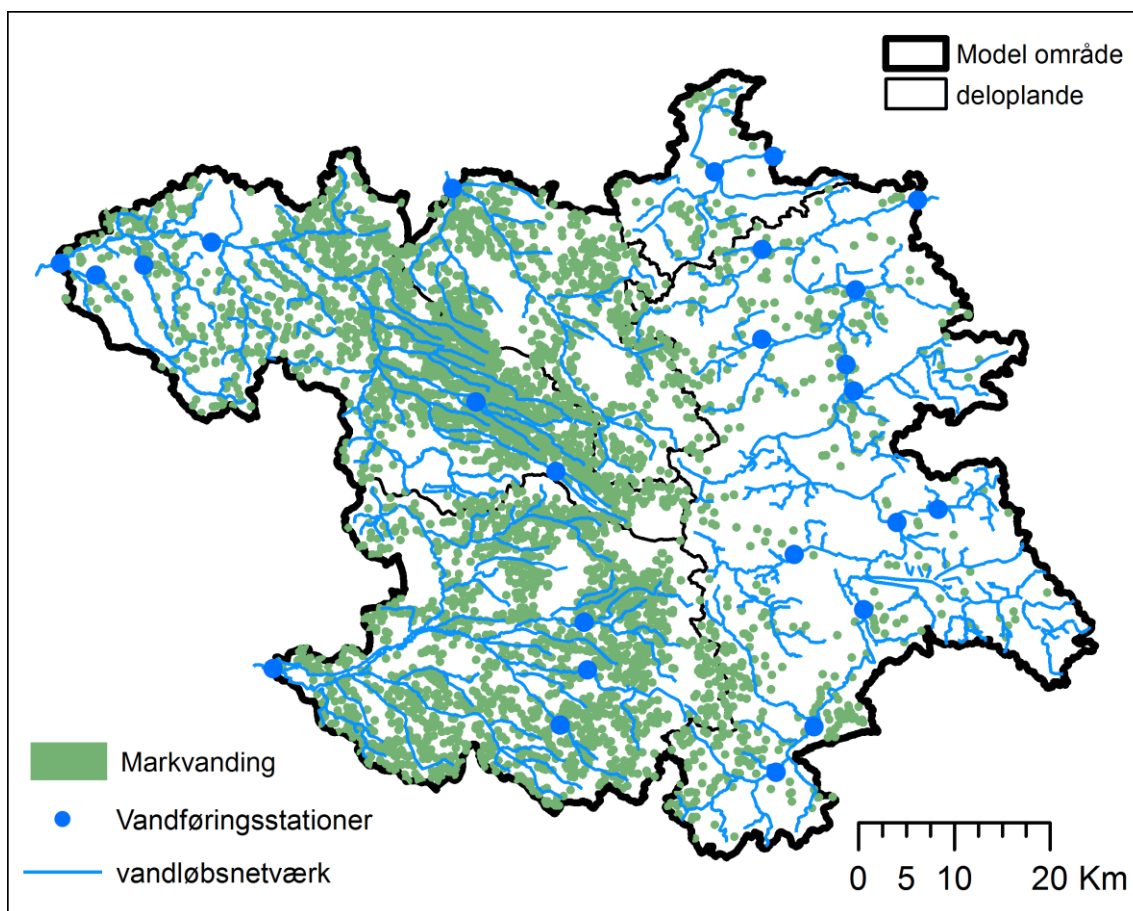


Figur 6.1 Karup å, Stor å, Skjern å, Gudenå og Nørre å test case

På baggrund af en indledende følsomhedsanalyse i forhold til et bredt sæt af kalibreringsmål, er der udvalgt følgende parametre til den inverse kalibrering i de tre scenarier (Trad., Eco1 og Eco2): kx1\_ss (sand), kx2\_ler (ler), kx3\_kvartss (kvantssand), kx4\_gs (glimmer sand), kx5\_gl (glimmer ler), kx11\_tops, kx12\_topl (toplag), leak\_west, drain\_east, drain\_west, def\_fac\_a, rd\_ww\_jb1 (roddybde JB1) og manning\_west. Øvrige variable er enten linkede til disse parametre, er fastholdt i den inverse optimering for de tre kalibrerings scenarier.



Figur 6.2 Eksempel på simuleret (optimeret) markvanding pr. år



Figur 6.3 Eksempel på vandløbsnetværk. Grønne: Markvanding; Blå Vandføringsstationer

Modellen er kalibreret mod:

- 25 vandføringstationer i oplandet
- Trykniveaumålinger (2640 boringer)
- Estimeret årlig markvanding

Modellen er kalibreret med PEST med forskellige objektivfunktioner for vandføring (kalibreringsmål):

- Traditionel (NSE, Fbal og Fbal-S)
- 28 Økologiske flow indikatorer (BFI, DVFI, DFFVa osv.)

I Tabel 6.1 er kalibreringsgrundlag og vægtning af objektivfunktion beskrevet. Der kalibreres for perioden 2000-2006 og valideres for perioden 1995-1999. Der indgår i de tre inverse kalibreringer 13 kalibreringsparametre dels hydraulisks ledningsevner (Ks), roddybde for vegetationen, vanding, dræn tidskonstant og lækage koefficient.

Der er dels foretaget en traditionel invers kalibrering ("Trad."), hvor der indgår trykniveau (RMSE trykniveau afvigelse i forhold til pejledata), sommer vandbalancen jun-aug (Fbal-S eller Fbal<sub>sommer</sub>), årsvandbalancen (Fbal), Nash-Sutcliffe værdi (NSE), og en vandbalance root mean square fejl for vanding (Vanding RMSE). I Tabel 6.1 fremgår det hvordan de forskellige kalibreringsmål (Trykniveau, Fbal osv.) er vægted indbyrdes, og der er angive en samlet sum, hvorved man kan vurdere den relative vægtning af kalibreringsmål.

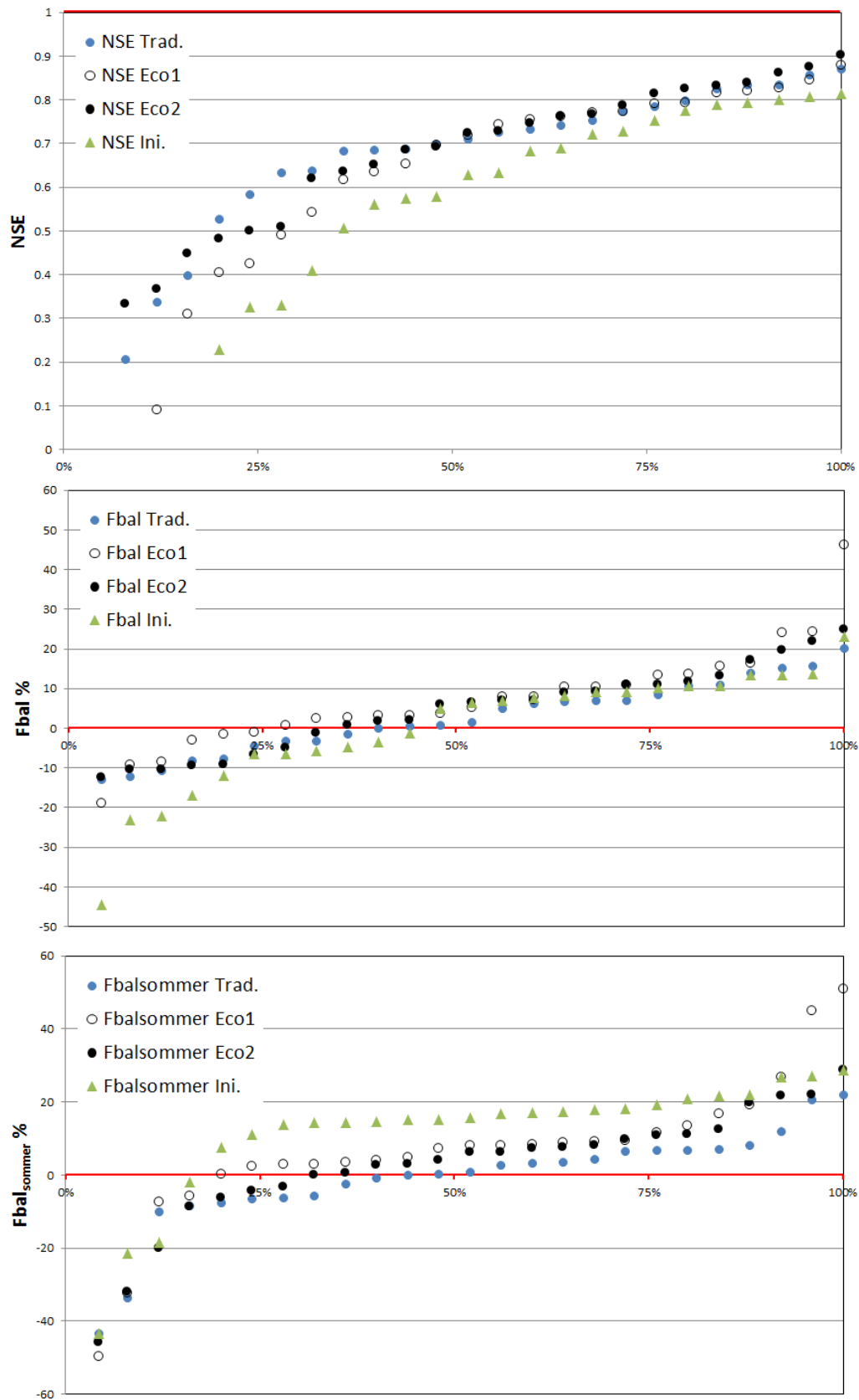
Tabel 6.1 Kalibreringsgrundlag og valg af objektivfunktion i invers PEST kalibrering

Kalibrering	Vægtning af objektivfunktion			
	Trad.	Eco1	Eco2	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kalibrering 2000-2006</li> <li>• Validering 1995-1999</li> <li>• 13 kalibreringsparametre (Ks, Roddybde, vanding, dræn, lækage)</li> <li>• Kalibreret i PEST med forskellige objektiv funktioner for vandføring (kalibreringsmål)</li> <li>• Traditionel (NSE, Fbal, Fbal<sub>sommer</sub>)</li> <li>• 28 Hydrologiske regimevariable samt indikatorer for DVFI, DVPI, DVVFa</li> </ul>	Traditionelle			
	Trykniveau	4	4	4
	Fbal <sub>sommer</sub>	1		1
	Fbal	1		1
	NSE	2	2	2
	Vanding RMSE	2	3	2
	Økologiske			
	BFI		2	2
	DFFVa		2	
	DVFI		2	
	DVPI			
	Q25			
	Q50			
	Q75			
	Q95			
	Sum	10	15	12

Der er fortaget to kalibreringer i forhold til økologiske flow indikatorer (Eco1 og Eco2). Eco1 ser bort fra vandbalance kalibreringsmål (Fbal og Fbal-S), fastholder NSE og Vanding RMSE, og inddrager derudover Baseflow index (BFI), DFFVa og DVFI. Eco 2 fastholder parametre som benyttet i en traditionel kalibrering (fx af DK model, hvis man ser bort fra Vanding RMSE, der er en nyskabelse for testcasen), men inddrager derudover BFI. Udover Trad., Eco1 og Eco2 nøjagtighed vurderet for en initial kørsel (ukalibreret), i alt 4 scenarier.

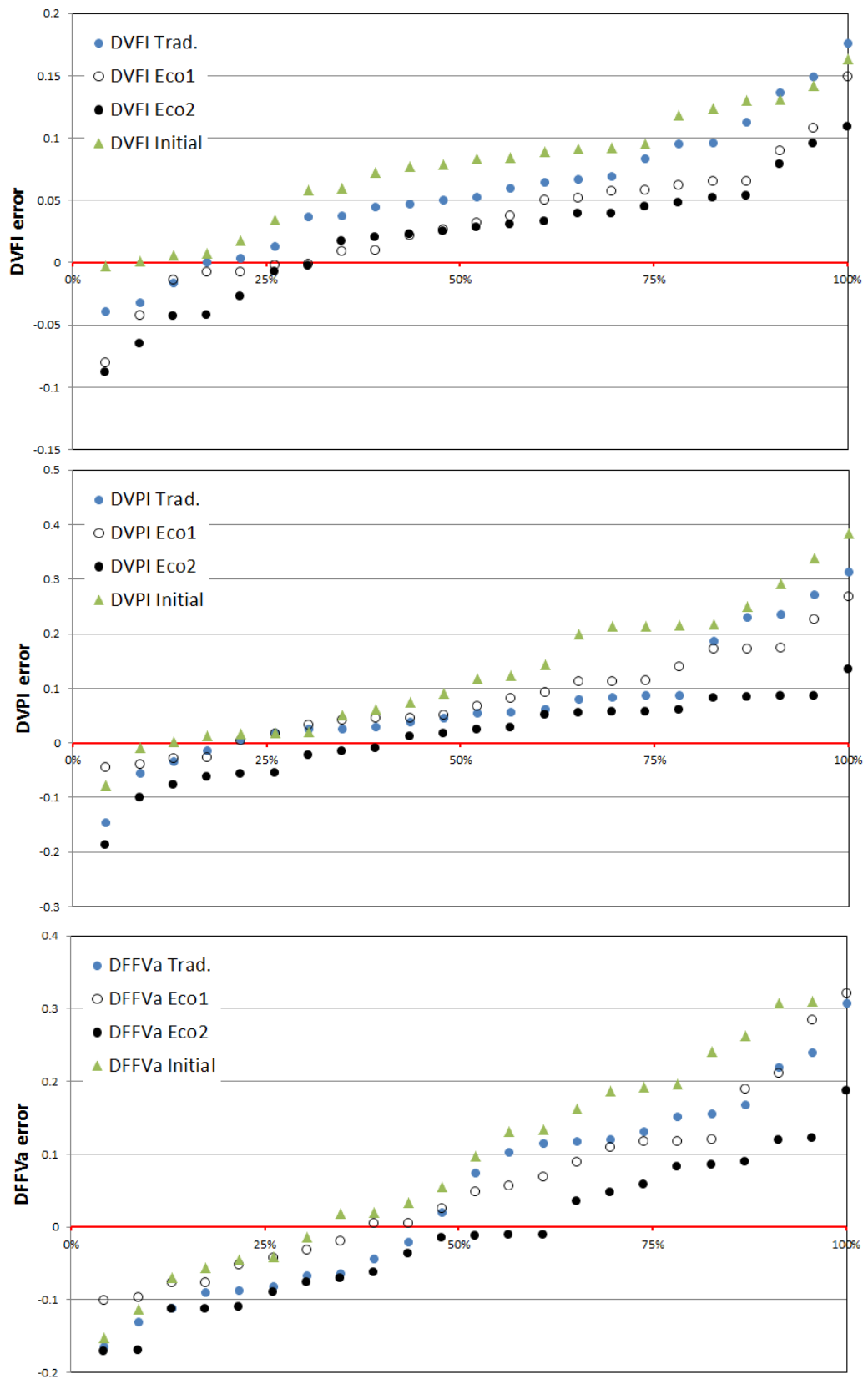
## 6.1.2 Kalibreringsresultater for testcasen

I Figur 6.4 nøjagtigheder for Q stationer vist (ranket) for NSU, Fbal og Fbal-S.



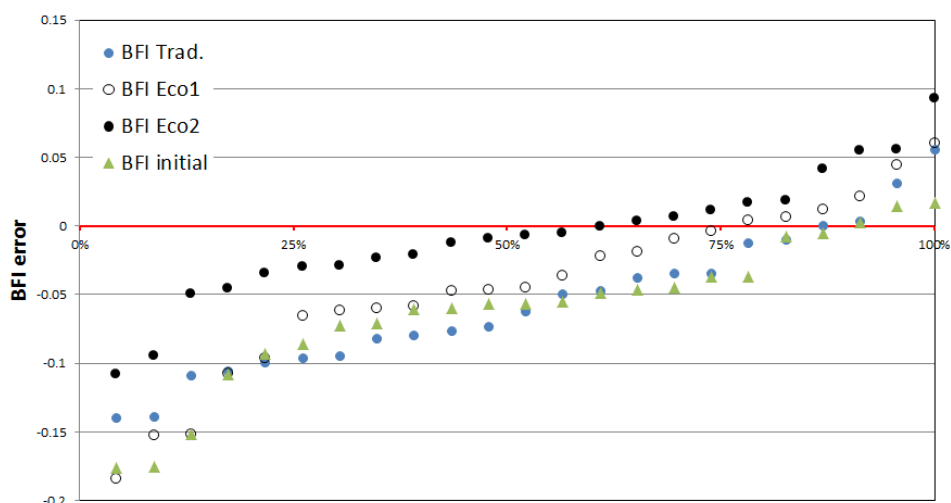
Figur 6.4 Kalibreringsresultater for (NSU, Fbal og Fbal-S) for fire kalibreringsscenarier.

I Figur 6.5 er opnået nøjagtighed ved Q stationer vist for DVFI, DVPI og DFFVa.



Figur 6.5 Opnået nøjagtighed for 25 Q stationer for DVFI, DVPI og DFFVa for 4 kalibrerings scenarier: Ukalibreret (Initial), Traditionel (Trad.), Økologisk 1 (Eco 1) og 2 (Eco 2).

I Figur 6.6 er vist opnået nøjagtighed for BFI for de 25 Q stationer ved de fire scenarier.



Figur 6.7 Opnået nøjagtighed for BFI for 4 kalibreringsscenarier (ranket)

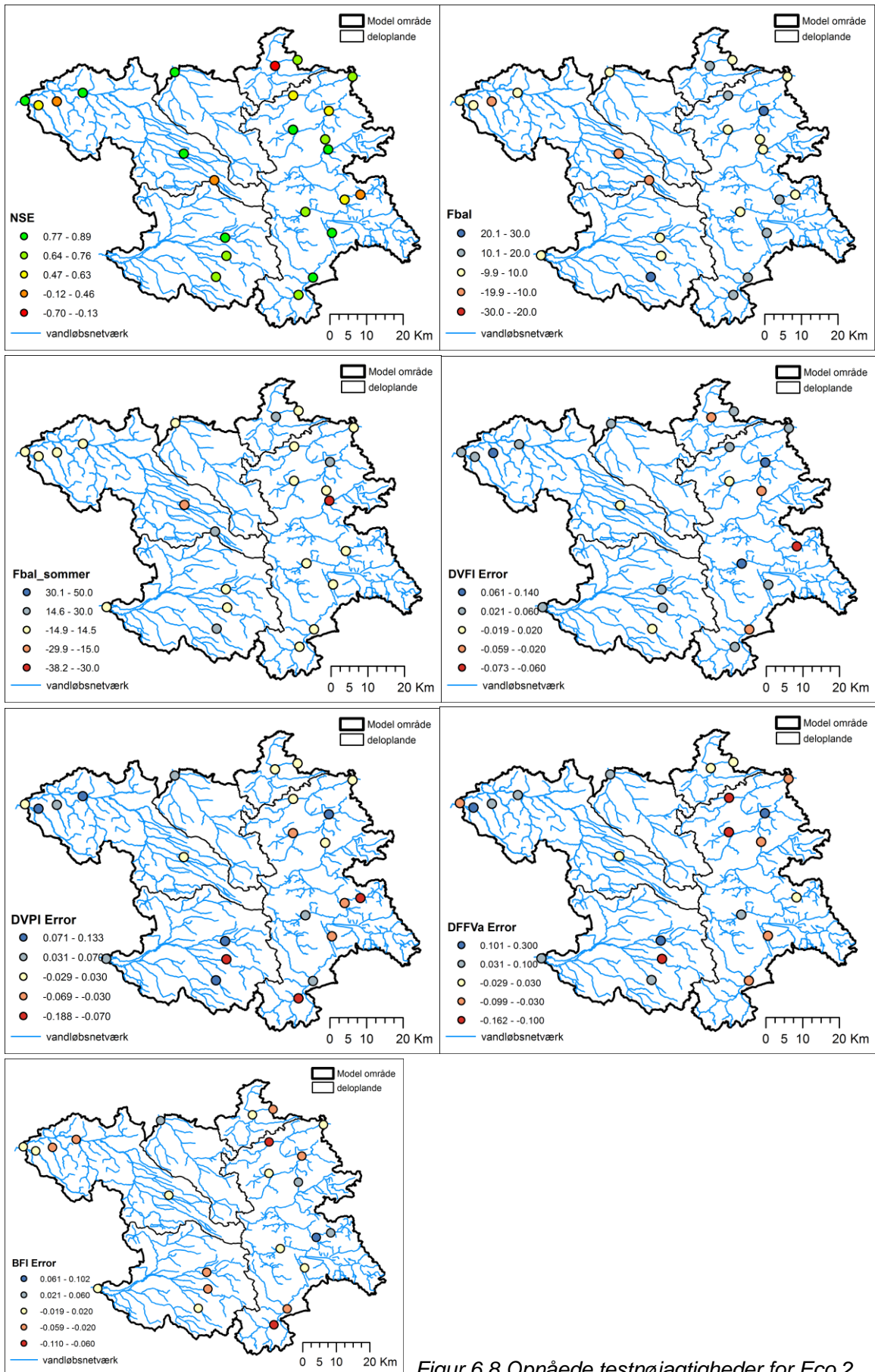
I tabel 6.2 nedenfor er hovedresultater for 25 stationer for de fire kalibreringsscenarier.

Tabel 6.2 Hovedresultater for test casen af traditionelle kalibreringsmål, økologiske indikatorer og i forhold til trykniveau. Venstre resultater vist som absolutte værdier. I den nederste tabel er resultater vist for økologiske indikatorer som relative værdier (RMSE i %), normaliseret i forhold til størrelsen af BFI, DVFI, DVPI og DFFVa

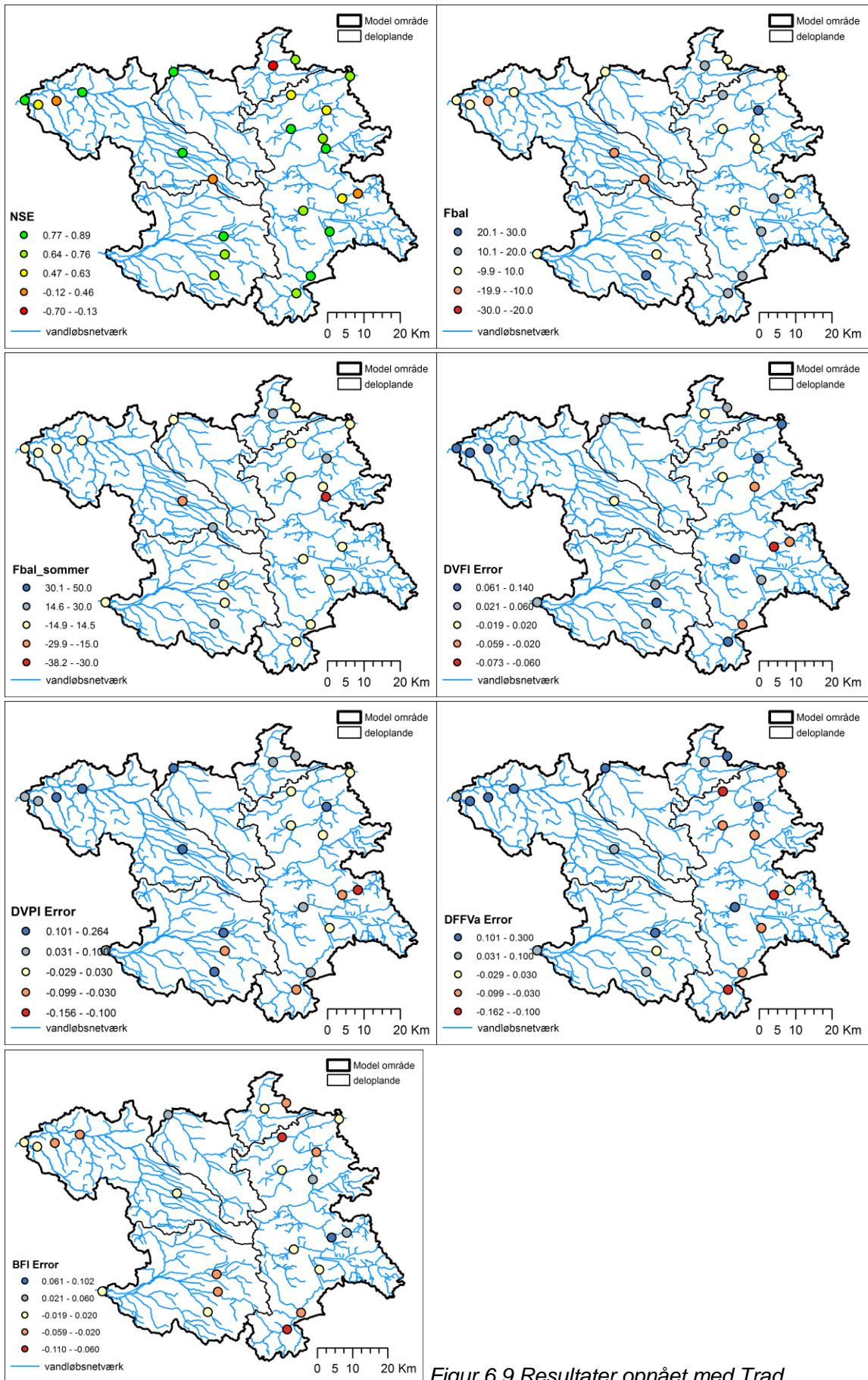
	Initial	Trad.	Eco1	Eco2
<b>Markvanding</b>				
RMSE [mio m <sup>3</sup> /år]	36.7	12.5	14.4	14.8
<b>Traditionelle kalibreringsmål</b>				
NSE > 0.70	36%	52%	52%	52%
NSE > 0.50	68%	84%	72%	80%
Fbal ± 10%	52%	64%	56%	56%
Fbal <sub>sommer</sub> ± 15%	28%	84%	72%	72%
<b>Økologiske indikatorer</b>				
RMSE BFI	0.081	0.076	0.075	0.045
RMSE DVFI	0.089	0.079	0.058	0.052
RMSE DVPI	0.176	0.129	0.115	0.074
RMSE DFFV	0.168	0.138	0.127	0.096
<b>Trykniveau</b>				
RMSE Lag 1 [m]	3.3	3.2	3.1	3.2
RMSE Lag 2 [m]	8.0	7.7	7.9	7.8
RMSE Lag 3 [m]	6.2	5.4	5.0	5.2
RMSE Lag 4 [m]	6.6	5.8	5.7	6.1
<b>Økologiske indikatorer</b>				
RMSE BFI i %	10%	9%	9%	5%
RMSE DVFI i %	17%	15%	11%	10%
RMSE DVPI i %	36%	26%	23%	15%
RMSE DFFV i %	25%	21%	19%	14%

I Figur 6.8 er resultater vist på kort for test casen for NSU, Fbal, Fbal-S, DVFI, DVPI, DFFVa og BFI for Eco 2 der giver den mest optimale inverse kalibrering. Fig. 6.9 viser trad.resultater





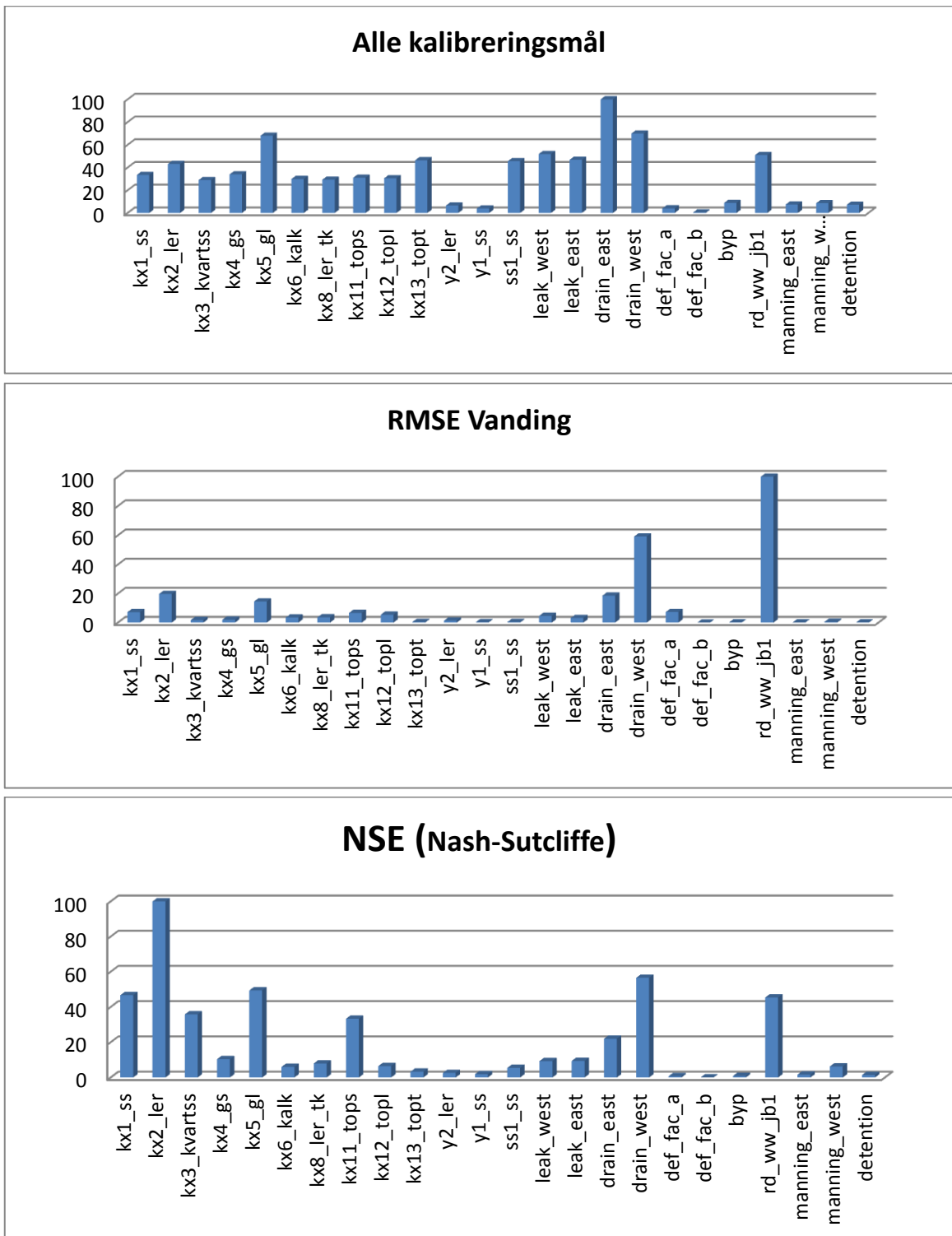
Figur 6.8 Opnåede testnøjagtigheder for Eco 2.

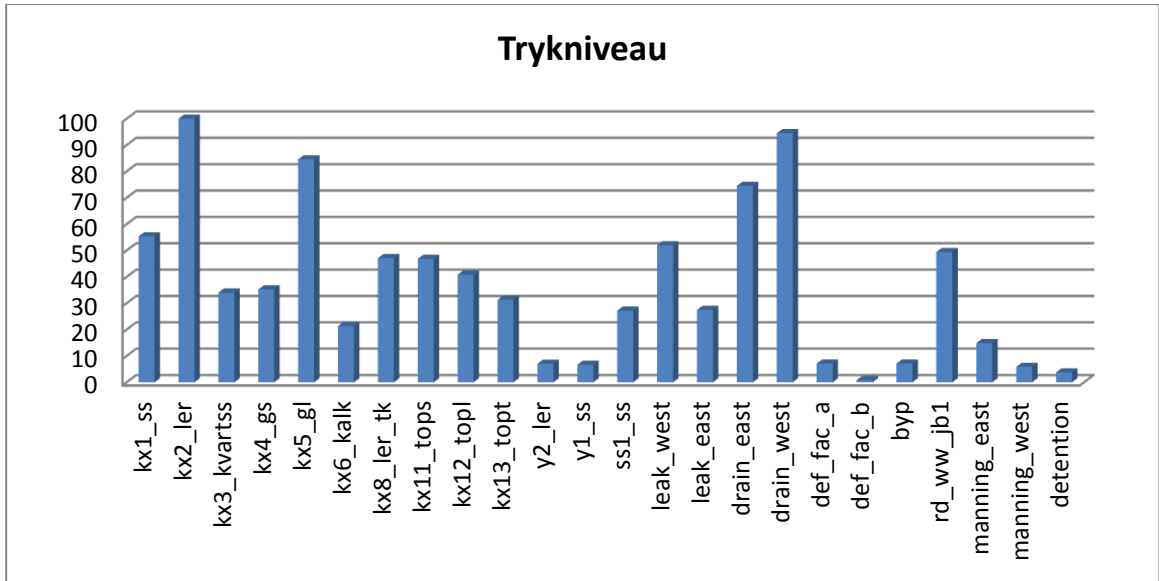
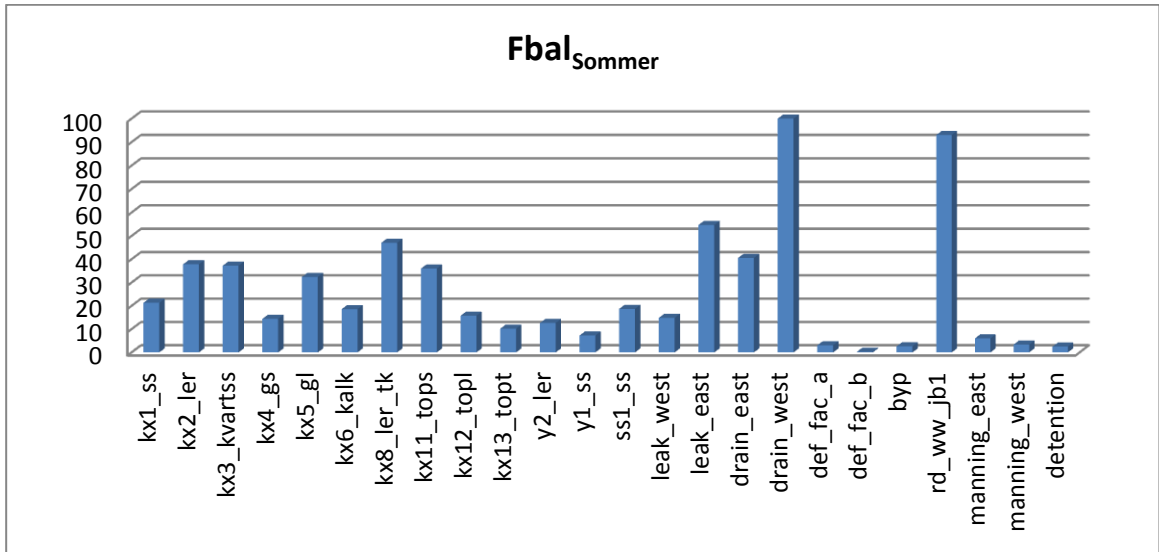
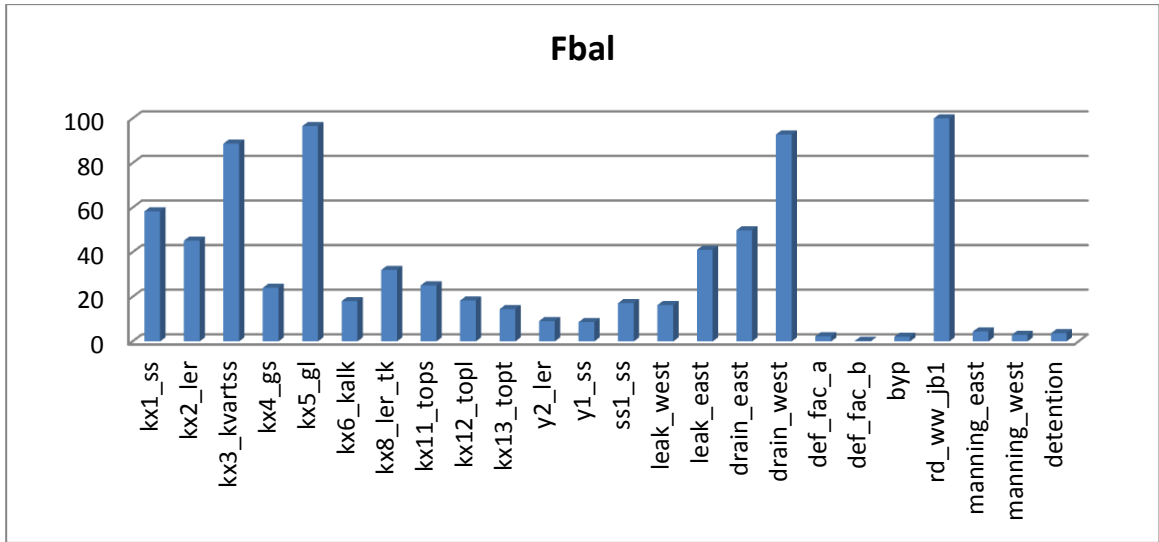


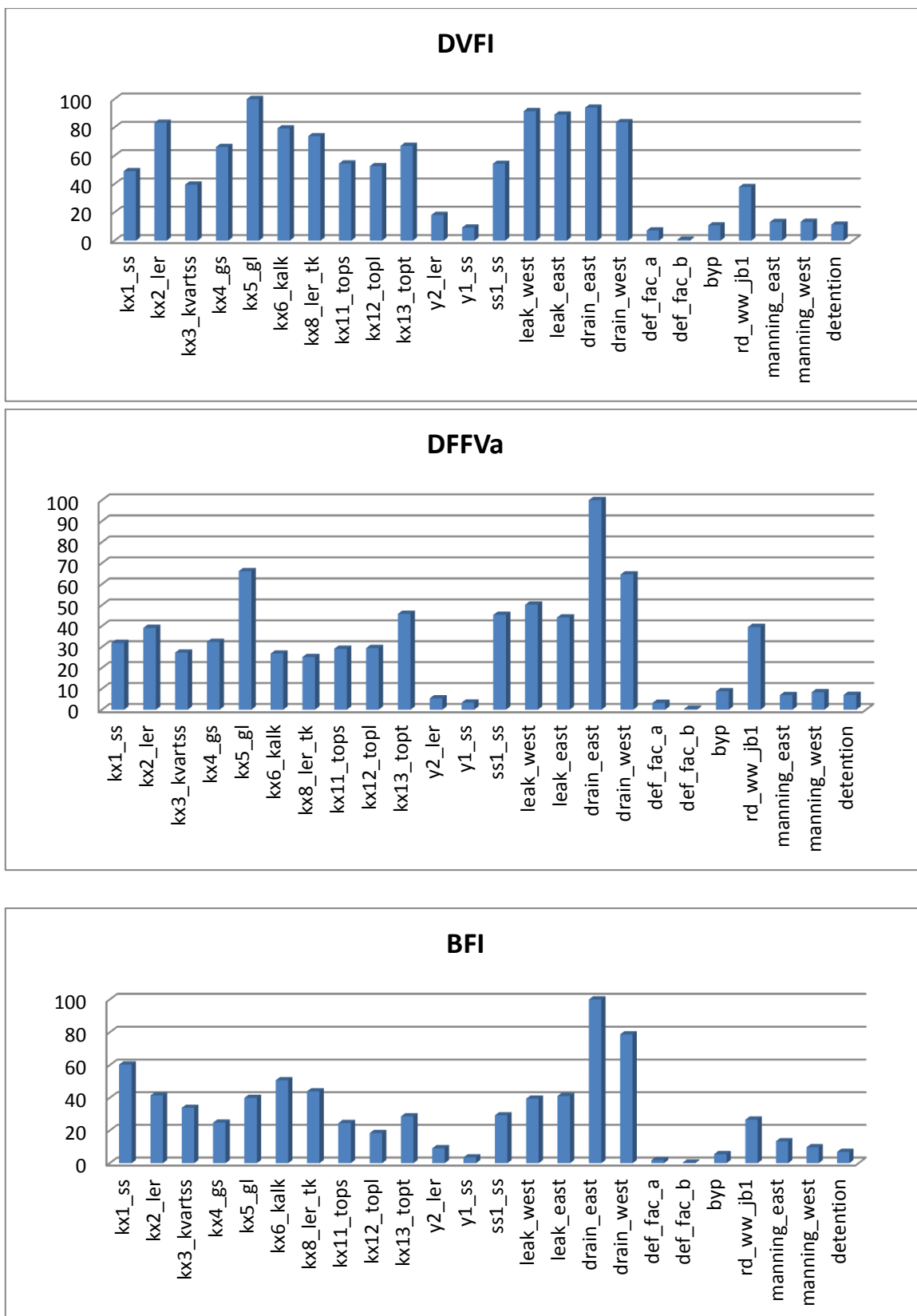
Figur 6.9 Resultater opnået med Trad.

### 6.1.3 Følsomhedsanalyse for test case

I figur 6.10 er vist følsomhedsanalyser dels i forhold til samtlige observationer







Figur 6.10 Følsomhedsanalyse med PEST for testcase med mest følsomme parametre dels for den samlede model (alle kalibreringsmål), og dels resultater for hvert kalibreringsmål adskilt (fx RMSE vanding, NSE, Fbal, Fbal-S, Trykniveau, DVFI, DFFVa og BFI).

#### 6.1.4 Kommentarer til og diskussion af resultater af testcase

Jf. Fig. 6.4 fremgår det at NSE for Eco2 ligger bedst for den ¼ del af Q stationerne med den bedste performance (intervallet 75 – 100 %), Trad. og Eco1 har omtrent samme performance, men ligger lidt dårligere end Eco2. I intervallet fra 50-75 % ligger Eco2 og Eco1 på omtrent samme performance niveau, hvorimod Trad. er en smule dårligere. De største forskelle ses for stationer i intervallet fra 25-50 %, her er Trad. bedst, efterfulgt af Eco2. For den ¼ af Q stationerne med relativ dårlig performance bedømt på NSE er Eco2 og Trad. omtrent lige gode, hvorimod Eco1 her performer lidt ringere. Bruger man det anbefalede kriterium fra opdateret Geovejledning 7 om performance aflæst ved 25 % (kravet om at 75 % af stationer skal overholde et kriterium), så bliver performance for Trad. (NSE) = 0.58, Eco2 (NSE) = 0.50 og Eco1 (NSE) = 0.43. Såvel Trad. som Eco2 har dermed et tilfredsstillende resultat set i forhold til NSE (hvor kriteriet for "tilfredsstillende" er NSU  $\geq$  0.5). I betragtning af at NSE relativt er vægtet højest for Trad., næsthøjest for Eco2 og lavest for Eco1 er resultatet forventeligt.

Ser man på rankede resultater for Fbal (ligeledes Fig. 6.4), så repræsenterer intervallet 75 – 100 % den ¼ af stationerne med størst positive afvigelse (i %). For disse stationer Trad. bedst, efterfulgt af Eco2 og Eco1. For intervallet 50 – 75 % er Trad. ligeledes bedst, her er Eco2 og Eco1 omtrent lige gode. I intervallet 25 – 50 % er Eco2 og Trad. lige gode, mens Eco 1 er lidt dårligere. For den ¼ af Q stationerne med relativ dårlig performance bedømt på Fbal er Eco1 bedst, efterfulgt af Eco2 og Trad. der er omtrent lige gode. For 75 % af stationerne er Trad. (Fbal) = 10 %, Eco2 (Fbal) = 12 % og Eco1 (Fbal) = ca. 16 %. Ligeledes forventeligt jf. relativ vægtning i forhold til Fbal hvor Trad. er vægtet: 1/10, Eco2: 1/12 mens Eco ikke er direkte vægtet i forhold til Fbal.

Resultater for Fbal-S viser at i 75 – 100 % intervallet at Trad. klart er bedst, efterfulgt af Eco2 der er klart næstbedst og Eco 1. I 50 – 75 % intervallet er Trad. ligeledes klart bedst, her er Eco2 en anelse bedre end Eco1. For 25 – 50 % er Eco2 bedst, de øvrige er omtrent lige gode. For den ¼ af Q stationerne med størst negativ afvigelse (i %) er Eco1 bedst, de øvrige er lige gode. For 75 % af stationerne er Trad. (Fbal-S) = 10 %, Eco2 (Fbal-S) = 20 % og Eco1 (Fbal-S) = 20 %. Igen et rimeligt forventeligt resultat jf. relative vægtning.

Resultater for DVFI (Fig. 6.5) viser at DVFI error er mindst for Eco2 i intervallet 75 – 100 % (for den fjerdedel med størst positiv afvigelse). Herefter følger Eco1, mens Trad. er klart dårligere. For 50 -75 % er Eco2 bedst efterfulgt af Eco1 og Trad. I 25-50 % intervallet er Eco1 lidt bedre end Eco2, men begge er klart bedre end Trad. Endelig i intervallet 0 - 25 % er Trad. bedst, efterfulgt af Eco1 og Eco2. For 75 % af stationerne gælder følgende (absolutte) fejl: Eco2 (DVFI) = 0.05, Eco1 (DVFI) = 0.07 og Trad. (DVFI) = 0.09.

Af samme figur fremgår at DVPI er bedst simuleret med Eco2 i alle intervaller fra 25 – 100 %. I det høje område (75 – 100 %) med største positive fejl, følger dernæst Eco1 og Trad. men med markant større usikkerhed. I området 0 – 25 % er Eco1 bedst, efterfulgt af Trad. og Eco 2. For 75 % af stationerne gælder følgende (absolutte fejl): Eco2 (DVPI) = 0.09, Eco1 (DVPI) = 0.14 og Trad. (DVPI) = 0.14.

Ligeledes af samme figur fremgår det, at Eco2 giver klart bedste nøjagtighed i 50 – 100 % intervallet for DFFVa, efterfulgt af Eco1 og Trad. I intervallet 25-50 % er Eco1 markant bedre end Trad. og Eco2. For den ¼ af stationerne hvor negativ afvigelse er størst er Eco 1 bedst, efterfulgt af Trad. og Eco2. For 75 % af stationerne er Eco2 = 0.11, Eco1 = 0.12 og Trad. = 0.15.

Af Fig. 6.7 fremgår det at Trad. er bedst i intervallet 75 – 100 %, efterfulgt af Eco1 og Eco2. I intervallet 0 – 75 % er Eco2 klart bedre end Eco1 og Trad. For 75 % af stationerne er Eco2 (BFI) = 0.05, Eco1 (BFI) = 0.06 og Trad (BFI) = 0.10. Forventeligt fordi BFI indgår direkte i optimering i både Eco1 og Eco2.

Hovedresultater jf. Tabel 6.2 for testcasen og de tre kalibreringer viser at Trad., Eco1 og Eco2 giver relativt begrænsede fejl (RMSE) på vandingsmængder på 12-15 mill m<sup>3</sup>/år hvilket er indenfor 10-15 % af den samlede vandingsmængde. Resultater for NSU er rimeligt ensartede (52 % af stationerne har NSU > 0.7 for alle tre scenarier, og 84 % opfylder tilfredshedskravet på NSU > 0.5 for Trad., mens det tal er 80 % for Eco2 og 72 % for Eco1. Års vandbalancen (Fbal) er bedst for Trad. (64 % af stationerne ligger indenfor +- 10 %), herefter følger Eco1 og Eco2, begge med 56 % af stationerne der opfylder dette krav. Sommervandbalancen simuleres bedst for Trad. (84 % af stationerne overholder et +- 15 % krav til afvigelsen). Med hensyn til trykniveau er de tre scenarier omtrent lige gode for det øverste lag i modellen med afvigelser på ca. 3 m.

Fejlen (RMSE) på DVFI, DVPI og DFFVa opgjort i relative størrelser (i % efter division af fejl på RMSE med størrelsen af indikatoren beregnet ud fra målte vandføringer), fremgår af Tabel 6.3:

Tabel 6.3 Relativ fejl (i %)= for DVFI, DVPI og DFFVa for optimal kalibrering (Eco2) og Traditionel kalibrering (Trad.)

RMSE (indikator) / INDIKATOR <sub>målt q</sub>	Eco2	Trad.
DVFI	10 %	15 %
DVPI	15 %	26 %
DFFVa	14 %	21 %

Resultatet viser, at det er muligt at forbedre DK model's performance, og andre modellers performance ved kalibrering, hvor man som Eco2 i objektifunktionen inddrager de traditionelle kriterier (NSE, Fbal og Fbal-S) samt BFI som kalibreringsmål. Inddragelsen af BFI er anvendelig med en gradientbaseret optimering som anvendt i PEST i dette tilfælde. Der opnås mere end 50 % forbedrede resultater i forhold til traditionel kalibrering.

Disse tendenser fremgår også af resultater i absolutte fejl for de enkelte stationer vist på kort for Eco2 og Trad. i Figur 6.8 og 6.9.

Følsomhedsanalysen med Pest (Fig. 6.10) har vist at en række parametre har en følsomhed overfor en bredt sammensat 'objektifunktion' (kalibreringsmål). I Figur er denne første analyse vist for "Alle kalibreringsmål". Herudfra er 16 parametre udvalgt ud fra parametrenes relative følsomhed (parametre med værdi > 10 er i første omgang udvalgt). Tre af disse er imidlertid sorteret fra (kx6\_kalk, Kx8\_ler\_tk og kx13\_topt) da det er vurderet mere hensigts-

mæssigt enten at linke disse tre parametre eller fastholder væres værdi. Alle parametre med relativ følsomhed < 10 er linket til øvrige parametre eller fastholdt.

I Figur 6.10 er vist følsomheder for samtlige kalibreringsmål. Nedenfor i Tabel 6.4 er resultater pr. kalibreringsmål, i form af største relative følsomhed (1: største følsomhed, 2: næststørste følsomhed osv.):

*Tabel 6.4 Relativ følsomhed/composite sensitivity (0-100)*

Kalibrerings- \ mål Parameter	RSME vanding	NSE	Fbal	Fbal-S	Tryk- niveau	DVFI	DFFVa	BFI
Draen-east	19	22	50	<b>41</b>	75	<b>94</b>	<b>100</b>	<b>100</b>
Draen-west	<b>52</b>	<b>57</b>	<b>93</b>	15	<b>95</b>	84	<b>65</b>	<b>79</b>
kx5-gl	15	<b>49</b>	<b>97</b>	32	<b>85</b>	<b>100</b>	<b>66</b>	40
Leak-west	5	9	16	15	52	<b>92</b>	50	40
Rd_ww_jb1	<b>100</b>	45	<b>100</b>	<b>93</b>	49	38	40	27
Leak-east	3	9	41	<b>55</b>	27	89	44	41
ss1-ss	0.4	5	17	19	27	54	45	29
kx13_topt	0.4	3	14	10	31	67	46	29
kx2-ler	<b>20</b>	<b>100</b>	45	38	<b>100</b>	83	39	41
kx1-ss	7	47	58	21	55	49	32	<b>60</b>

De relativt mest følsomme parametre i forhold til økologisk flow (DVFI og DFFVa) er dræn tidsskonstanter (øst og vest for hovedopholdslinien), hydraulisk ledningsevne for glimmerler, og lækage koefficienten (vest for hovedopholdslinien).

For trykniveau er det primært hydrauliske ledningsevner for ler og glimmerler samt dræntidskonstant (vest og øst for hovedopholdslinien), der er vigtige.

For vandbalancen Fbal og Fbal-S er det primært roddybden, dræntidskonstanter (vest og øst for hovedopholdslinien), hydraulisk ledningsevne for ler og glimmerler, og lækagekoefficienten (øst for hovedopholdslinien).

For NSE er det hydraulisk ledningsevne for ler og dræntidskonstanten (vest for hovedopholdslinien).

For simulering af vandingsmængder er det roddybden, dræntidskonstanten (vest for hovedopholdslinien) og hydraulisk ledningsevne for ler.

Resultater har vist at det er muligt at inkludere markvandingen direkte som et kalibreringsmål.

Det er muligt at inkludere en række nye økologiske flow indikatorer i model kalibreringen, men ikke alle nye økologiske kalibreringsmål er velegnede til invers kalibrering med PEST med en gradientbaseret metodik (det vil dog evt. kunne gøres med en global rutine med PEST eller AUTOCAL). De problematiske variable i de empiriske formler er fx udtryk baseret på heltals optællinger af events (fx Fre1, Fre25, Fre75).



Undersøgelsen for testområdet viser samtidig at valg og vægtning af kalibreringsmål i objektivfunktion og optimeringsalgoritme er vigtigt.

Det kunne eventuelt være interessant, at kalibrere direkte på normaliserede flow fraktiler (Q10, Q50, Q90, osv.). En test af resultater for meget små vandløbsoplande kunne være nyttig, ligesom en test af betydning af diskretisering (fx til 100 m) kunne være relevant (bedre opløsning af topografi, vandløbssystem mm.). I testcasen er anvendt en 500 m diskretisering.

Resultater peger på at dynamikken i klimadata er meget styrende for de økologiske flowindikatorer, og det er ikke alt man kan kalibrere på plads. Forbedringer af nogle stationer vurderes at ville kræve udvikling af modelstrukturen, ikke mere kalibrering.

En kombinationen af Trykniveau, Vandingsmængder (Fbal-Irrigation), NSE, vandbalance (Fbal, Fbal-sommer) og Base flow index (BFI) gav de bedste resultater i forhold til økologisk flow (DVFI og DFFVa). Det er derfor muligt at forbedre nøjagtigheden af fx DK model ved kalibrering i forhold til disse 'kalibreringsmål'. DK model er i forvejen kalibreret i forhold til Trykniveau, NSE, Fbal og Fbal-S, så man skal blot inddrage BFI og evt. Fbal-Irrigation, så fremt DK model's nøjagtighed skal forbedres af hensyn til anvendelse af modellen til screening med reduceret usikkerhed på de opstillede indikatorer.

## 6.2 Nøjagtighed af DK model i forhold til simulering af NSE, Fbal og Fbal-S

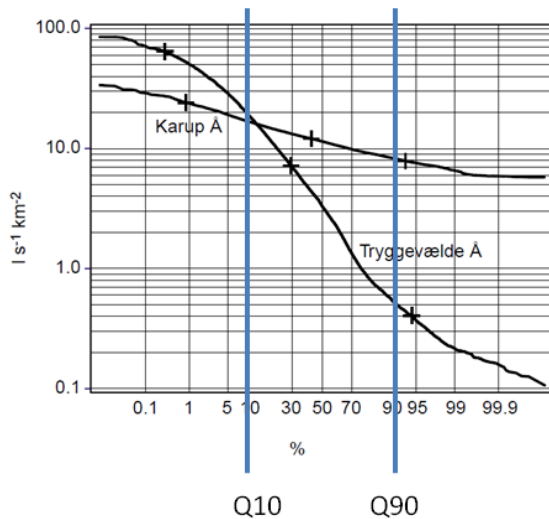
### 6.2.1 Nøjagtighedskriterier

Jf. Geovejledning 7 (Refsgaard et al. 2010) bør det gælde at (a) de estimerede parametre har realistiske værdier; (b) residualer er rimeligt jævnt fordelt i tid og sted; og (c) områdets hydrologiske karakteristika reproduceres af modellen (fx strømningsretning, gradient, beliggenheden af grundvandsskel, hydrograf- og vandstandsdynamik, forureningspåvirkning). Derudover vil der i det følgende blive benyttet kvantitative kriterier, som kort skal introduceres her, der beregnes statistisk ud fra simulering- og observationsdata se Tabel 6.5:

Erfaringsmæssigt afhænger Kriterium 5, NSE af afstrømningsregimet. Det er lettere at opnå en høj NSE for vandløb med storsæsonvariation som fx Tryggevejle å (Type 4 vandløb). Bemærk typen har ikke noget at gøre med vandløbstypen, hvor type 1 refererer til små vandløb (< 2 m bredde). I Figur 6.11 er vist et eksempel på de fire oplandstyper, der benyttes ved fastlæggelse af NSE krav jf. variationen i vandføring over året ( $Q_{var}$ ).

Tabel 6.5 Kvantitative nøjagtighedskriterier

<p><b>Kriterium 1.</b> Trykniveauekriterium med udgangspunkt i middelfejlen. Middelfejl på potentialerne (ME), relateres til den maksimale variation i de observerede potentialer indenfor de enkelte delmodeller:</p> $ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\psi_{obs,i} - \psi_{sim,i})$	$\frac{ ME }{\Delta h_{max}} \leq \beta_1$ <p>(tilsvarende MAE for absolutte tal for differencer)</p>
<p><b>Kriterium 2 og 4.</b> Trykniveauekriterium, der relaterer RMS til standardafvigelsen på observationerne (<math>s_{obs}</math>). Kriteriet forudsætter en konkret vurdering for såvel stationær som dynamisk kørsel (idet ikke stationaritet typisk vil påvirke den samlede <math>S_{obs}</math>). Alternativt benytter kriterium 4 dHmax i nævner:</p> $RMS = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\psi_{obs,i} - \psi_{sim,i})^2}$	$\frac{RMS}{s_{obs}} \leq \beta_2$ $\frac{RMS}{\Delta h_{max}} \leq \beta_3$
<p><b>Kriterium 5.</b> Vandføringskriterium der udtrykker modellens evne til at simulere dynamikken i afstrømning baseret på NSE-værdien (Nash and Sutcliffe, 1970). Højere NSE værdi kan forventes fra store oplande med stor årstidsvariation i vandføring (variation fastlægges ud fra <math>Q_{10}/Q_{90}</math>).</p> $R^2 = \frac{\sum (\psi_{obs} - \bar{\psi}_{obs})^2 - \sum (\psi_{obs} - \psi_{sim})^2}{\sum (\psi_{obs} - \bar{\psi}_{obs})^2}$	$NSE = f(Q_{var}) < \beta_4$ <p>(~ 4 typer defineret af <math>Q_{var}</math>)</p>
<p><b>Kriterium 6.</b> Vandbalancekriterium baseret på vandbalancefejlen på middelvandføringen.</p> $Fbal = 100 \frac{\bar{Q}_o - \bar{Q}_s}{\bar{Q}_o}$	$ Fbal  = f(Q_{mid}) < \beta_5$ <p>(~ 4 typer defineret af <math>Q_{mid}</math>)</p>
<p><b>Kriterium 7.</b> Vandbalancekriterium baseret på vandbalancefejlen på sommervandføringen. Svarer til Fbal jf. kriterium 5, men opgjort for juni-juli-august.</p>	$ Fbal  = f(Q_{min}) < \beta_6$ <p>(~ 4 typer defineret af <math>Q_{min}</math>)</p>
<p><b>Kriterium 8.</b> Fraktilværdi kriterium vurderet på afstrømningsregime. Der kan benyttes <math>Q_{75}</math>, <math>Q_{90}</math> eller <math>Q_{95}</math>, altså vandføringer der underskrides i hhv. 25 %, 10 % eller 5 % af tiden, og eller <math>Q_{25}</math>, <math>Q_{50}</math>, vandføringer der overskrides 25 og 50 % af tiden.</p>	<p>Sammenligning af målt og simuleret <math>Q_{90}/Q_{95}</math> for udvalgte perioder på vandløbskort</p>



- Type 1:  $Q_{10}/Q_{90} < 5$
- Type 2:  $5 < Q_{10}/Q_{90} < 10$
- Type 3:  $10 < Q_{10}/Q_{90} < 20$
- Type 4:  $20 < Q_{10}/Q_{90}$

Eksempler:

- Type 1: Karup å, Skjern å
- Type 2: Ribe å, Uggerby å, Odense å
- Type 3: Havelse å, Åmose å
- Type 4: Tryggevælde å, Tude å

Figur 6.11 Klassificering i oplandstyper ( $Q_{var}$ ) i forbindelse med Kriterium 5 (NSE). Figur fra Ovesen et al. (2000)

Vedr. Kriterium 6 Fbal på årsværdier skelnes der mellem fire grupper af årlige middelvandføringer ( $Q_{mid}$ ): a) meget små  $Q_{mid}$  ( $< 100$  l/s eller 3 mio. m<sup>3</sup> pr. år), b) små  $Q_{mid}$  (100 - 500 l/s eller 3 - 15 mio. m<sup>3</sup> pr. år), c) mellem store  $Q_{mid}$  (500 - 2000 l/s eller 15 - 60 mio. m<sup>3</sup> pr. år) og d) store ( $> 2000$  l/s eller 60 mio. m<sup>3</sup> pr. år). Det er dermed lettere at simulere vandbalancen for store vandløb end det er for små vandløb. Type a) meget små vandløb  $< 100$  l/s vil ofte være det vi forstår ved små vandløb i forhold til vandløbsbredden  $< 2$  m (type 1 vandløb).

Vedr. Kriterium 7 om Fbal på sommerværdier skelnes der mellem fire grupper ( $Q_{min}$  ~ middel sommervandføring jun-jul-aug): a) meget små  $Q_{min}$  ( $< 10$  l/s eller 0.3 mio. m<sup>3</sup> pr. år), b) små  $Q_{min}$  (10 - 50 l/s eller 0.3 - 1.5 mio. m<sup>3</sup> pr. år), c) mellemstore  $Q_{min}$  (50-200 l/s eller 1.5- 6 mio. m<sup>3</sup> pr. år) og d) store  $Q_{min}$  ( $> 200$  l/s eller 6 mio. m<sup>3</sup> pr. år). Igen er det karakteristisk for mange små vandløb at der er i kategorien a) 'meget små  $Q_{min}$ '  $< 10$  l/s.

Tabel 6.8 indeholder Geovejledning 7's angivne nøjagtighedskriterier. I forbindelse med kalibrering for testområdet Karup å-Storå-Skjern å-Gudenå-Nørreå og i kalibreringen af DK model sammensættes de forskellige kriterier til en objektivfunktion, som skal optimeres i den inverse modellering, med en vægtning af de forskellige kriterier der afspejler modellens formål. Det er dog vigtigt samtidig at have for øje, at der udover optimeringen af objektivfunktion fx ved invers modellering, fortsat skal bevares fokus på, om modellen opfylder de formulerede kvalitative nøjagtighedskriterier, fx at parameterværdier er beliggende indenfor fastlagte variationsrammer, at beskrivelsen af strømningsretning, gradientforhold, hydrograf mv. er repræsentativ i forhold til observationer og at afvigelser er rimeligt jævnt fordelt i tid og sted. Processen vil derfor altid kræve en helhedsorienteret, iterativ vurdering af både de kvantitative og de kvalitative mål for nøjagtigheden, og evt. feedback til tidligere step.

Baseret på erfaringer fra hidtidige modelstudier i Danmark er der i Tabel 6.6 angivet forslag til numeriske mål for fem af nøjagtighedskriterierne i Tabel 6.6. Forslagene er angivet som kravværdier til  $\beta_1$  -  $\beta_6$  for tre forskellige ambitionsniveauer.

Tabel 6.6 Numeriske mål for nøjagtigheden (kravværdier til beta).

	Screening	Overslagsberegning	Detailmodellering
<b>Kriterium 1</b> $\beta_1$ (ME/dH <sub>max</sub> )	0,05	0,025	0,01
<b>Kriterium 2</b> $\beta_2$ (RMS/S <sub>obs</sub> )	2,6	2	1,65
<b>Kriterium 4</b> $\beta_3$ (RMS/dH <sub>max</sub> )	0,1	0,05	0,025
<b>Kriterium 5</b> (75 % af stationerne skal overholde kravværdien) $\beta_4$ (NSE)			
Type 1 $Q_{10}/Q_{90} < 5$	0,55	0,65	0,75
Type 2 $5 < Q_{10}/Q_{90} < 10$	0,60	0,70	0,80
Type 3 $10 < Q_{10}/Q_{90} < 20$	0,65	0,75	0,85
Type 4 $20 < Q_{10}/Q_{90}$	0,70	0,80	0,90
<b>Kriterium 6</b> (75 % af stationerne skal overholde kravværdien) $\beta_5$ (Fbal, år)			
Type 1 $Q_{mid} < 100$ l/s	40	25	15
Type 2 $100$ l/s $< Q_{mid} < 500$ l/s	25	15	10
Type 3 $500$ l/s $< Q_{mid} < 2000$ l/s	15	10	5
Type 4 $2000$ l/s $< Q_{mid}$	10	5	3
<b>Kriterium 7</b> (75 % af stationerne skal overholde kravværdien) $\beta_6$ (Fbal, sommer)			
Type 1 $Q_{min} < 10$ l/s	80	40	25
Type 2 $10$ l/s $< Q_{min} < 50$ l/s	50	25	15
Type 3 $50$ l/s $< Q_{min} < 200$ l/s	30	15	10
Type 4 $200$ l/s $< Q_{min}$	15	10	5

### 6.2.2 Nøjagtighed af DK model i forhold til nøjagtigheds kriterier fra Geovejledning 7

Nedenstående tabel 6.7 indeholder en opgørelse over kalibrerings og validerings statistikken for samtlige vandføringsstationer anvendt i DK-modellen. For hver station indgår performance for hver periode samt en angivelse af hvilket niveau simuleringen lever op til vf. Geovejledning 7 (Refsgaard et al., 2010).

Tabel 6.7: Statistik for vandføringssimulering DK1-DK7 (Højberg et al. 2015).

	Detail	Overslag	Screening	Ikke opfyldt					
Sjæl-land (km <sup>2</sup> )	Kalibrering 2000-06			Validering 2007-10			Validering 1996-99		
	NSE	FBAL	FBAL <sub>789</sub>	NSE	FBAL	FBAL <sub>789</sub>	NSE	FBAL	FBAL <sub>789</sub>
DK1	[-]	[%]	[%]	[-]	[%]	[%]	[-]	[%]	[%]
480007 (36)	0.80	6	22	0.56	8	24	0.86	7	22
480010 (58)	0.80	-8	-4	0.75	3	17	0.84	-7	-4
490058 (80)	0.81	-15	-26	-	-	-	0.83	-15	-10
500056 (62)	0.65	-10	7	0.69	-15	9	0.81	-10	0
500057 (74)	0.70	-2	8	0.72	-8	-4	0.80	-8	3
510024 (105)	0.78	2	4	0.75	-1	20	0.92	4	1
510026 (35)	0.77	-12	-69	0.55	11	13	0.79	-24	-86
520029 (102)	0.78	2	18	0.61	-2	22	0.84	2	-3
520064 (55)	0.68	-31	-92	0.34	-28	-6	0.61	-61	-152
520068 (175)	0.82	-12	-71	0.61	-8	-2	0.83	-29	-81
530011 (52)	0.65	-26	-58	0.46	-18	-11	0.67	3	15
550017 (112)	0.65	-7	6	0.40	-1	32	0.88	-5	8
550018 (292)	0.76	5	37	0.52	2	30	0.92	4	32
560001 (54)	0.72	14	-9	0.66	6	10	0.82	5	3
560002 (68)	0.76	16	-38	0.60	-2	-39	0.85	10	-8
560003 (59)	0.54	-14	42	0.00	-17	29	0.65	-18	38
560005 (261)	0.82	9	28	0.72	-8	7	0.90	8	33
560007 (148)	0.82	-2	30	0.71	-10	22	0.88	-2	39
570047 (246)	0.79	-1	13	-	-	-	0.84	-13	10
570049 (65)	0.70	21	37	0.63	33	51	0.77	11	45
570050 (610)	0.84	0	-9	0.68	1	18	0.87	-12	1
570053 (68)	0.83	2	-49	0.88	17	14	0.84	3	-40
570055 (151)	0.78	11	20	0.69	16	56	0.82	2	24
570056 (120)	0.82	3	-16	-	-	-	0.66	-19	-67
570057 (266)	0.83	-3	-102	-	-	-	0.86	-17	-131
570058 (763)	0.71	9	16	0.54	16	40	0.79	-2	4
570068 (72)	0.55	-31	-181	-	-	-	0.79	-26	-74
580025 (56)	0.69	-7	20	-	-	-	0.83	-8	7
580047 (134)	0.83	-14	-61	0.59	-8	33	0.85	-23	-34
590006 (129)	0.74	-3	11	0.53	4	48	0.77	0	-49
590009 (57)	0.66	0	-11	-	-	-	0.69	13	4
600031 (43)	0.78	-6	-21	0.73	22	46	0.86	-9	-17
600036 (54)	0.73	10	-33	0.56	33	45	0.76	5	-41

600037 (27)	0.65	1	5	-	-	-	0.56	15	-1
<b>Opland</b>	82%	88%	88%			88%	88%		82%

Lolland Falster (km2)	Kalibrering 2000-06			Validering 2007-10			Validering 1996-99		
	R-NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]	R-NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]	R-NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]
<b>DK2</b>	[-]	[%]	[%]	[-]	[%]	[%]	[-]	[%]	[%]
600034 (25)	0.73	23	14	-	-	-	0.70	16	-22
610010 (44)	0.34	-22	27	-	-	-	0.58	-7	50
610011 (31)	0.77	-1	-27	-	-	-	0.86	8	22
610012 (36)	0.72	-10	-74	0.06	15	83	0.86	3	8
610013 (55)	0.71	0	33	0.09	2	37	0.89	12	46
610015 (25)	0.79	9	33	-	-	-	0.73	15	37
620011 (67)	0.63	-2	12	-	-	-	0.77	13	49
620012 (30)	0.75	10	30	0.60	18	61	0.86	20	34
620014 (10)	0.61	-20	1	0.35	-5	37	0.77	7	28
620015 (25)	0.66	7	-23	0.22	32	71	0.65	20	21
620017 (79)	0.56	30	78	0.05	34	75	0.71	22	75
620022 (15)	0.76	13	37	0.49	26	83	0.76	25	37
630007 (41)	0.75	-5	-56	-	-	-	0.86	-1	20
640025 (42)	0.69	7	45	0.57	27	72	0.83	12	52
650001 (207)	0.68	15	30	0.16	6	67	0.68	-3	14
<b>Opland</b>		87%	80%			100%		93%	87%

Fyn (km2)	Kalibrering 2000-06			Validering 2007-10			Validering 1996-99		
	NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]	NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]	NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]
<b>DK3</b>	[-]	[%]	[%]	[-]	[%]	[%]	[-]	[%]	[%]
430001 (137)	0.82	-16	-20	0.84	-5	1	0.84	-21	-42
430007 (29)	0.86	-15	-49	-	-	-	0.90	-10	-55
440020 (169)	0.89	-5	-34	-	-	-	0.88	-2	-47
440021 (128)	0.84	9	-11	0.73	9	30	0.78	16	-7
450001 (535)	0.90	3	21	0.80	9	32	0.92	0	17
450003 (486)	0.90	-2	14	0.82	4	30	0.90	-9	4
450004 (302)	0.90	4	13	0.82	8	28	0.92	-2	2
450005 (78)	0.84	-11	-53	0.85	-10	-29	0.84	-17	-126
450043 (65)	0.52	-14	30	0.54	-8	11	0.37	-26	20
450058 (28)	0.65	0	39	0.40	4	36	0.70	-5	31
450080 (32)	0.86	0	-25	-	-	-	0.86	-8	-72
460001 (103)	0.89	-3	-19	0.84	8	1	0.92	-11	-68
460017 (78)	0.86	-9	-13	0.81	-2	-5	0.89	-11	-25

460020 (62)	0.77	-14	-28	-	-	-	0.84	-14	-88
460030 (71)	0.90	3	-17	0.83	12	8	0.93	-7	-88
470001 (58)	0.85	1	-20	0.78	7	7	0.89	1	-27
470035 (33)	0.83	-7	-47	-	-	-	0.84	-7	-54
470036 (40)	0.87	13	-4	0.62	17	24	0.93	7	-32
470037 (53)	0.70	15	0	0.58	26	33	0.69	22	-1
<b>Opland</b>	84%	84%	84%		93%	93%	89%		84%

Syd- jylland (km2)	Kalibrering 2000-06			Validering 2007-10			Validering 1996-99		
	NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]	F2-NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]	NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]
<b>DK4</b>									
350010 (223)	0.75	-5	-6	0.62	-13	-11	0.80	-8	-20
320001 (81)	0.76	4	6	0.66	0	8	0.80	3	4
390001 (94)	0.72	12	8	0.71	10	22	0.85	3	-10
380024 (676)	0.93	0	3	0.82	-9	-11	0.92	-2	-4
340002 (81)	0.69	19	22	0.66	11	26	0.81	16	7
420016 (540)	0.83	18	23	0.71	22	25	0.92	14	20
410020 (31)	0.70	-5	0	0.23	-14	21	0.67	-30	-68
290009 (98)	0.73	1	-2	0.70	9	12	0.78	-2	-13
360011 (91)	0.61	16	40	0.56	25	49	0.76	15	39
310016 (87)	0.51	10	10	-	-	-	0.60	9	2
400001 (290)	0.89	1	5	0.76	1	20	0.86	-14	-12
370038 (65)	0.68	-16	-26	0.61	-17	-18	0.74	-15	-68
340003 (89)	0.44	-25	-5	-0.05	-13	3	0.67	-27	-17
310027 (815)	0.72	4	9	0.14	-9	4	0.83	5	7
360008 (388)	0.86	-4	-4	0.78	-8	-5	0.82	-12	-19
360009 (439)	0.88	-3	2	0.81	0	5	0.90	-8	-13
330004 (64)	0.74	1	-19	0.63	-8	-11	0.80	2	-41
310023 (148)	0.61	9	18	-	-	-	0.70	13	19
310017 (131)	0.74	3	13	0.72	13	26	0.77	2	10
390002 (43)	0.71	-1	5	0.62	-3	19	0.72	2	2
410012 (12)	0.81	-1	-16	0.64	3	24	0.80	3	-21
370034 (105)	0.83	-5	-13	0.64	-3	4	0.86	-7	-18
380023 (118)	0.64	4	-3	0.67	7	9	0.72	-1	-12
370039 (30)	0.71	-6	-1	0.45	-18	7	0.77	-8	-45
420021 (248)	0.87	0	12	0.73	-1	13	0.86	-6	11
<b>Opland</b>	92%	80%	88%			96%	84%		92%

Midt-  
jylland

Kalibrering  
2000-06

Validering  
2007-10

Validering  
1996-99

(km2)	NSE	FBAL	FBAL <sub>789</sub>	NSE	FBAL	FBAL <sub>789</sub>	NSE	FBAL	FBAL <sub>789</sub>
DK5	[-]	[%]	[%]	[-]	[%]	[%]	[-]	[%]	[%]
200021 (80)	0.56	-4	-4	-	-	-	0.66	-4	-6
200024 (627)	0.68	-6	1	0.62	-8	-5	0.77	0	3
200026 (518)	0.69	-3	2	0.52	-7	-5	0.79	0	2
210062 (122)	0.87	-1	-1	0.75	-6	-6	0.82	0	0
210067 (70)	0.11	7	37	-	-	-	0.64	21	33
210084 (1285)	0.83	5	1	0.80	-1	-10	0.78	6	1
210085 (189)	0.77	15	9	0.73	15	7	0.66	22	1
210086 (817)	0.82	6	1	-	-	-	0.79	4	4
210089 (377)	0.64	23	20	0.65	23	26	0.53	29	25
210400 (116)	0.69	6	-7	-	-	-	0.59	9	-10
210413 (238)	0.52	2	13	0.68	1	-30	0.60	17	2
210446 (63)	0.10	45	48	-	-	-	-0.04	53	56
210461 (1788)	0.82	6	1	0.79	0	-10	0.76	8	-1
210467 (2603)	0.82	8	4	0.79	1	-6	0.76	10	3
210502 (14)	0.41	14	-15	-	-	-	0.26	23	-10
210548 (303)	0.62	15	23	0.47	6	15	0.68	17	25
210665 (57)	0.80	-9	-59	0.73	-24	-106	0.78	-12	-69
210712 (54)	0.67	15	8	0.59	14	11	0.44	23	14
210794 (230)	0.63	2	-3	0.59	-5	-12	0.57	5	0
220044 (60)	0.21	-36	-50	0.47	-6	-121	0.48	-31	-41
220048 (22)	0.24	25	39	0.05	24	36	-0.05	33	39
220050 (83)	0.47	-6	-1	0.39	-10	-2	0.45	-13	-14
220053 (48)	0.79	-16	-35	0.61	-34	-117	0.71	-26	-40
220059 (825)	0.79	-7	-5	-	-	-	0.84	-3	-8
220062 (1097)	0.76	-6	-1	0.68	-5	-2	0.80	1	10
230055 (47)	0.58	-17	-10	-	-	-	0.69	-18	-3
230087 (79)	0.63	-8	-24	-	-	-	0.53	16	11
240002 (49)	0.48	9	13	-	-	-	0.34	10	8
240003 (26)	0.38	22	5	-	-	-	0.46	18	1
240004 (31)	0.25	-30	-66	-	-	-	0.26	-32	-65
250018 (82)	0.63	3	9	0.22	-5	2	0.62	12	8
250019 (112)	0.79	3	-1	-	-	-	0.52	15	13
250020 (82)	0.79	3	5	0.76	2	9	0.78	6	-1
250021 (46)	0.64	8	27	0.47	-11	16	0.61	17	32
250075 (92)	0.50	-8	-32	0.41	-10	-25	0.51	-6	-27
250078	0.71	-7	4	0.56	-11	0	0.72	-15	-12



(620)									
250082 (1055)	0.83	4	5	0.73	0	3	0.78	7	4
250086 (81)	0.47	9	32	0.50	7	27	0.71	10	25
250087 (68)	0.64	-12	1	0.61	-11	12	-0.32	-25	-14
250090 (267)	0.76	-7	0	-	-	-	0.72	-7	-4
250091 (78)	0.74	-3	-16	-	-	-	0.71	-5	-22
250092 (64)	0.64	4	-19	-	-	-	0.64	9	-21
250097 (1554)	0.80	0	2	0.71	-1	5	-	-	-
250106 (228)	0.64	6	25	-	-	-	0.51	-1	5
250147 (81)	0.76	-8	-6	-	-	-	0.75	-1	3
260037 (50)	0.61	28	14	0.44	33	-4	0.64	30	20
260080 (324)	0.77	-10	-32	0.34	-23	-47	0.80	-2	-32
260082 (119)	0.77	11	1	0.50	1	-11	0.79	18	6
260096 (131)	0.62	-10	-23	0.37	-20	-26	0.68	0	-21
270002 (39)	0.45	9	-67	-	-	-	0.52	4	-77
270004 (39)	0.58	24	18	0.49	32	40	0.68	21	15
270021 (47)	0.60	7	-8	-	-	-	0.80	8	-32
270035 (85)	0.60	-27	-104	-	-	-	0.61	-35	-118
270045 (136)	0.71	9	9	0.61	13	25	0.77	5	8
280001 (154)	0.72	-13	-28	0.71	0	17	0.75	-6	-54
<b>Opland</b>		80%	87%			91%			89%

Nord- Jylland (km2)	Kalibrering 2000-06			Validering 2007-10			Validering 1996-99		
	NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]	NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]	NSE [-]	FBAL [%]	FBAL <sub>789</sub> [%]
<b>DK6</b>									
20005 (123)	0.48	19	16	0.52	19	11	0.54	17	10
20006 (108)	0.60	15	13	-	-	-	0.62	17	15
30002 (347)	0.79	7	4	0.65	5	2	0.82	4	0
30003 (153)	0.82	5	6	0.53	4	17	0.87	1	0
40002 (250)	0.80	2	1	0.77	3	16	0.83	-12	-22
50003 (239)	0.71	-3	-8	0.56	-2	1	0.73	0	-4
60001 (249)	0.80	5	9	0.44	3	18	0.84	3	4
70003 (104)	0.75	-8	5	0.46	-11	8	0.76	-15	-11
80001 (154)	0.79	-3	2	0.63	-9	4	0.85	1	6
90021 (122)	0.65	13	26	0.35	39	57	0.74	-10	-5
90101 (96)	0.68	7	25	-	-	-	0.30	2	33
90110 (54)	0.62	25	38	-	-	-	-	-	-
100009 (108)	0.67	-7	-10	0.63	-9	-16	0.71	-7	-15
100010	0.11	-14	-6	0.20	-17	-24	0.24	-18	-17

(100)										
100013 (53)	-0.72	42	41	-0.28	42	27	-0.50	40	39	
100014 (90)	0.49	15	13	0.29	20	29	0.61	13	10	
110011 (236)	0.08	5	16	-0.04	7	15	0.08	2	18	
110016 (108)	0.77	7	9	0.56	15	14	0.83	8	10	
130005 (115)	0.70	-9	-14	0.84	-9	-15	0.68	-8	-8	
130008 (81)	0.68	12	15	-	-	-	0.63	16	32	
130019 (116)	0.79	-2	-12	0.73	2	0	0.84	-6	-9	
140016 (319)	0.72	-7	-7	0.64	-6	1	0.61	-13	-15	
140022 (214)	0.61	-8	-9	0.56	-6	3	0.64	-10	-6	
150032 (81)	0.77	8	-27	0.76	8	-21	0.73	13	-9	
150043 (91)	0.23	-12	0	0.45	-10	-3	0.50	-8	2	
150046 (63)	0.64	-5	3	0.79	-2	8	0.66	3	17	
150073 (125)	0.57	3	8	0.22	6	14	0.47	5	9	
160054 (75)	0.80	0	-43	-	-	-	0.82	5	-13	
170007 (218)	0.73	1	-6	0.64	-3	-8	0.64	0	-4	
180077 (556)	0.36	-23	-37	0.14	-26	-39	0.01	-30	-38	
180079 (60)	0.66	-1	0	-	-	-	-	-	-	
190012 (111)	0.57	-8	-5	0.51	-10	-8	0.73	-3	-4	
190016 (64)	0.32	-11	-7	-	-	-	0.46	-3	3	
<b>Opland</b>		85%	82%			96%			87%	
<b>Bornholm</b>		<b>Kalibrering 2000-06</b>			<b>Validering 2007-10</b>			<b>Validering 1996-99</b>		
(km2)	NSE	FBAL	FBAL <sub>789</sub>	NSE	FBAL	FBAL <sub>789</sub>	NSE	FBAL	FBAL <sub>789</sub>	
<b>DK7</b>	[-]	[%]	[%]	[-]	[%]	[%]	[-]	[%]	[%]	
660014 (43)	0.64	-2	-81	0.06	-25	-32	0.57	-16	-61	
670017 (49)	0.58	22	-14	0.26	-23	13	0.64	34	29	
670018 (24)	0.38	16	-16	0.06	-7	15	0.52	7	-17	
670019 (9)	0.80	-3	39	0.10	-30	48	0.67	1	32	
<b>Opland</b>		100%	100%			100%			100%	
		<b>Kalibrering 2000-06</b>			<b>Validering 2007-10</b>			<b>Validering 1996-99</b>		
	NSE	FBAL		NSE	FBAL	FBAL <sub>789</sub>	NSE	FBAL		
<b>Hele landet</b>										
<b>Nye krit.</b>	76 %	85 %	81 %	50 %	77 %	74 %	78 %	73 %	81 %	
<b>Små stationer &lt; 30 km2</b>	53 %	73 %	87 %	10 %	90 %	80 %	53 %	87 %	93 %	

Det fremgår af tabel 6.7, at samlet set overholder DK modellen kravene til en screeningsmodel for NSE i kalibreringsperioden 2000-2006 og i valideringsperioden 1996-1999, idet mindst 75 % af stationerne (de gule, blå og grønne) opfylder kravene, hvorimod kun halvde-

len af stationerne opfylder krav-værdier i valideringsperioden 2007-2010. Fbal er opfyldt i kalibreringsperioden 2000-2006, og i valideringsperioden 2007-2010, og meget tæt på at være opfyldt i valideringsperioden 1996-1999 (ca. 74 % af stationerne opfylder kravværdien). I forbindelse med opdateringen af Geovejledning 7v2 er sket en opstramning af værdier for Fbal-S (sommer vandbalancen for juni-august), så kravværdier er rykket en kategori op, således at farvemarkering blå og grønne opfylder nye screeningskrav til Fbal-S. For hele landet opfylder DK model screeningskrav jf. nye 75 % kriterium.

For de mindre vandløbsoplande (< 30 km<sup>2</sup>), der er i alt 15 stationer af denne type i tabellen for kalibreringsperiode 2000-2006 og valideringsperiode 1996-1999, og 10 stationer for valideringsperiode 2007-2010, viser resultater at kun halvdelen af de små stationer kan opfylde NSE for kalibreringsperioden, og 10 % i valideringsperioden 2007-2010.

Hvis relativt dårlige NSE værdier for små vandløb, er et udtryk for hvor godt man simulerer DVFI, DVPI og DFFVa, så er usikkerheden dermed større på NSE specielt i de små vandløb. Det er imidlertid ikke sikkert at nøjagtigheden for de små vandløb på økologiske flow variable er ligeså stor som på NSE, det vil derfor blive testet i næste afsnit vedr. små vandløb.

Samtidig viser resultater at performance i forhold til vandbalance kriterier (Fbal og Fbal-S) er lige så gode for stationer med små oplande som for stationer med større oplande, samt at data fra valideringsperiode 2007-2010 kan opfylde krav til vandbalancen, selv om NSE kriteriet for små stationer ikke er opfyldt.

Analysen af usikkerheden på DK model peger på at performance i forhold til simulering af afstrømningshydrograf (NSE), årsvandbalance (Fbal) og vandbalance for juni-august (Fbal\_S) både afhænger af regionale forskelle i hydrogeologi og valgte tidsperioder.

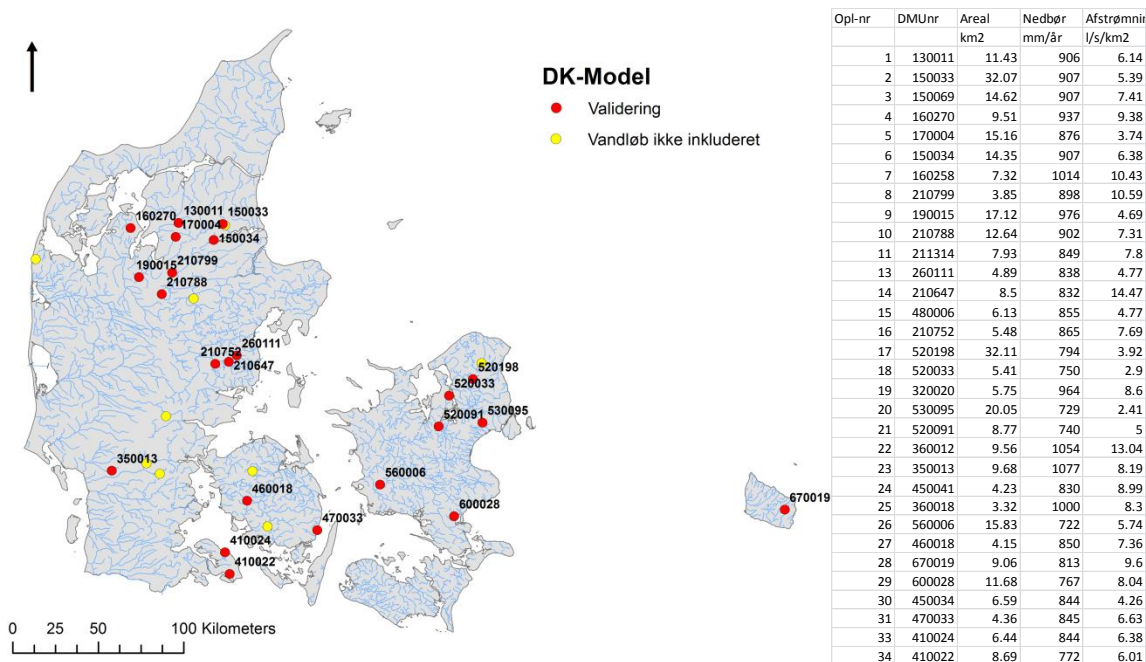
Der er som ventet opnået en performance for landet som helhed med DK model i den traditionelle kalibrering (2014 ud fra RMS, NSE, Fbal og Fbal-S) på et screeningsniveau, for perioden 2000-2006 (kalibrering), og for valideringsperioden 1996-1999.

Der er imidlertid for NSE ikke opnået en performance på screeningsniveau for valideringsperioderne 2007-2010. I betragtning af at de nye indikatorer skal anvendes fremadrettet, er det stærkt problematisk resultat, som indikerer, at datagrundlaget på nedbør i de senere år er for ringe (få få nedbørsstationer bag DMI's grid), i forhold til at opnå en rimelig god dynamik på 10x10 km for perioden efter 2006.

Det fremgår, at DK model kan beskrive Fbal og Fbal-S på et screeningsniveau, også for de senere år.

### **6.2.3 Små vandløb**

GEUS har foretaget en sammenligning af NSE og Fbal for de stationer DCE har identificeret vandføringsdata (og som indgår i DCE's test af metodik for små vandløb).

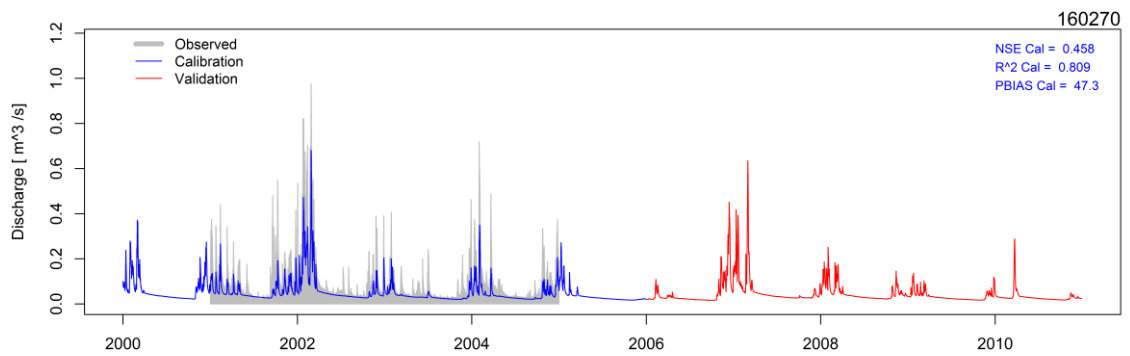
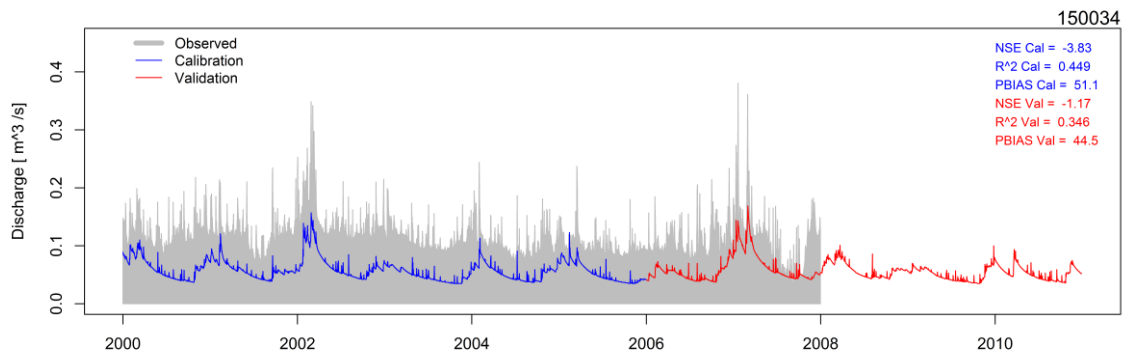
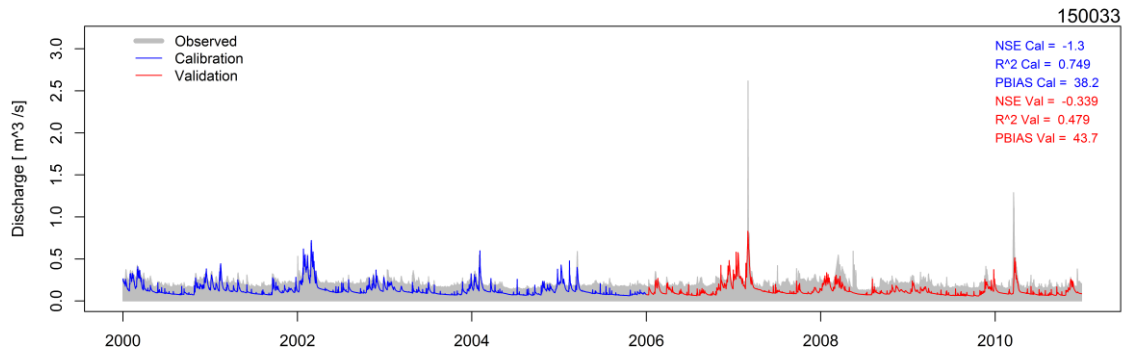
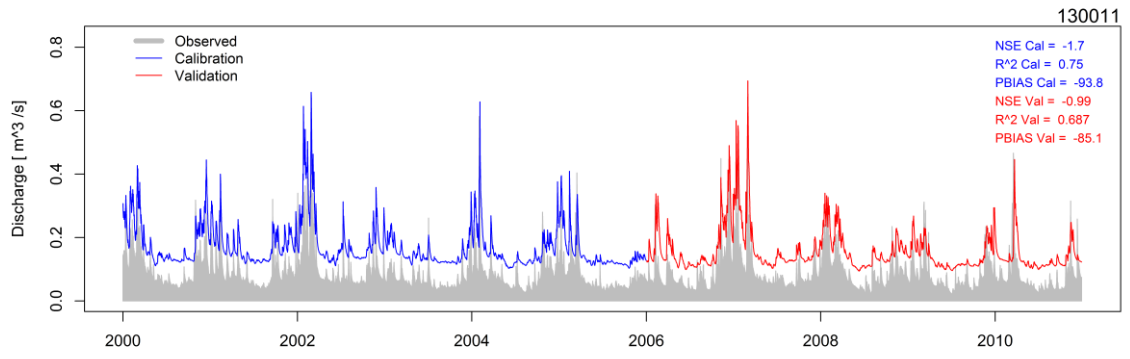


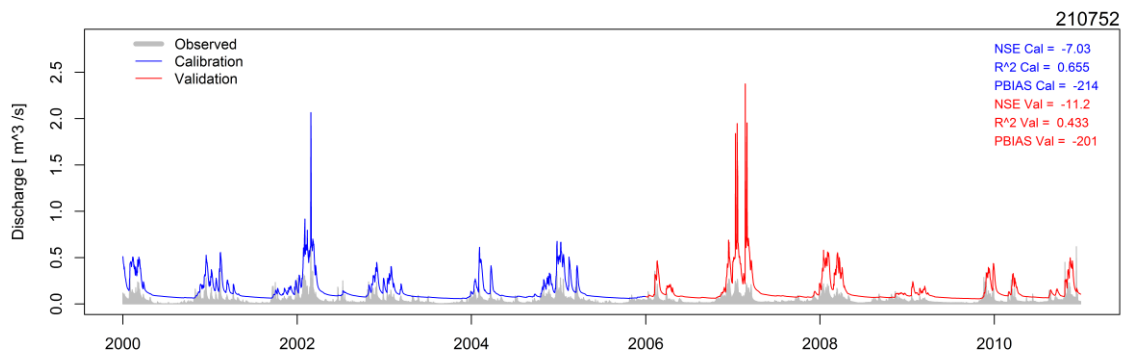
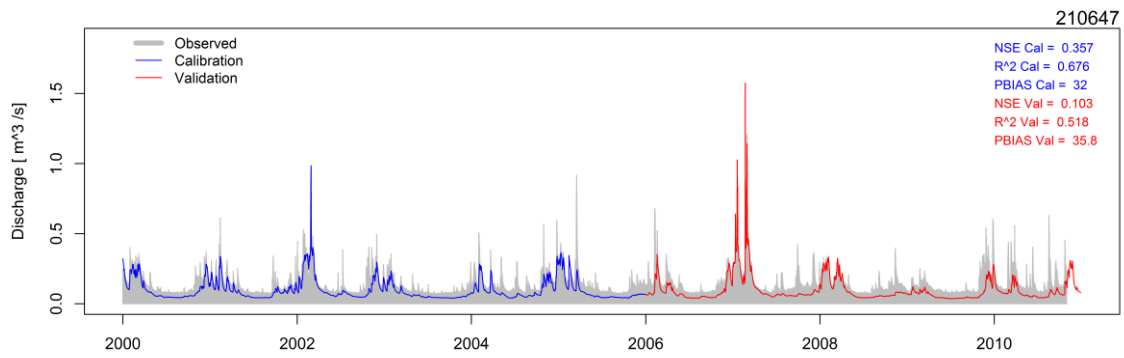
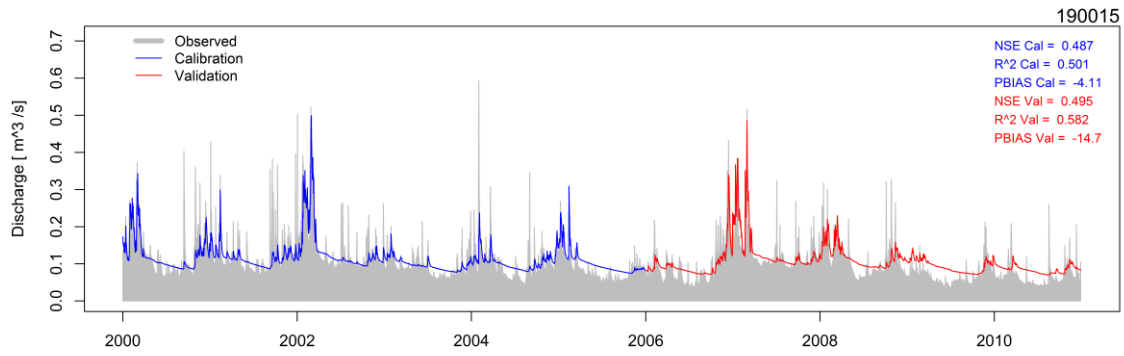
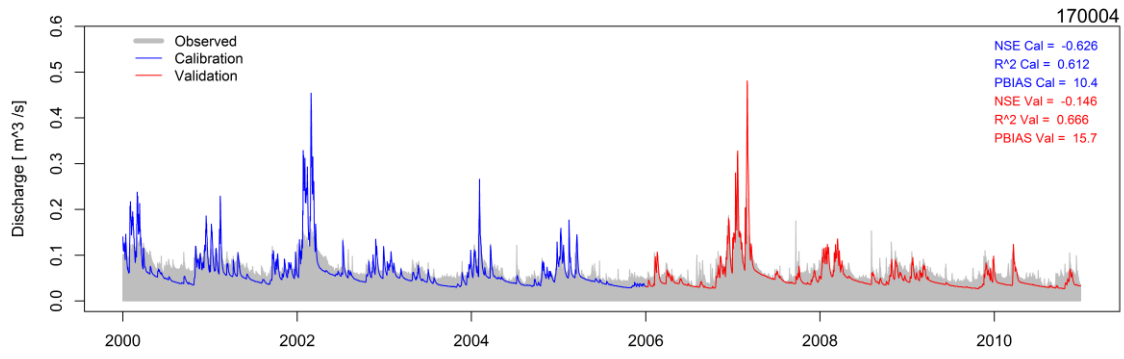
Figur 6.12 Placering af små vandløb der indgår i test af ny DCE metodik. De med rødt markerede stationer er brugbare idet der her forefindes vandløb i DK model hvor daglige vandføring umiddelbart kan udtrækkes. De med gult markerede stationer kan ikke anvendes i testen, da der ikke er noget vandløb indbygget.

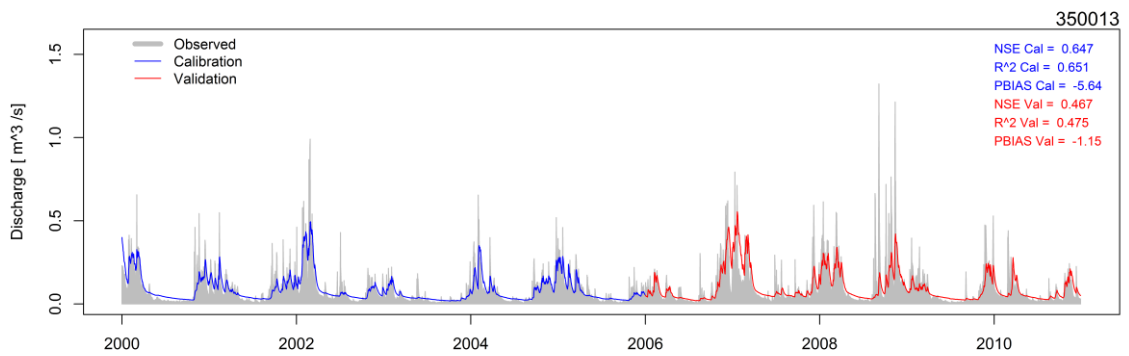
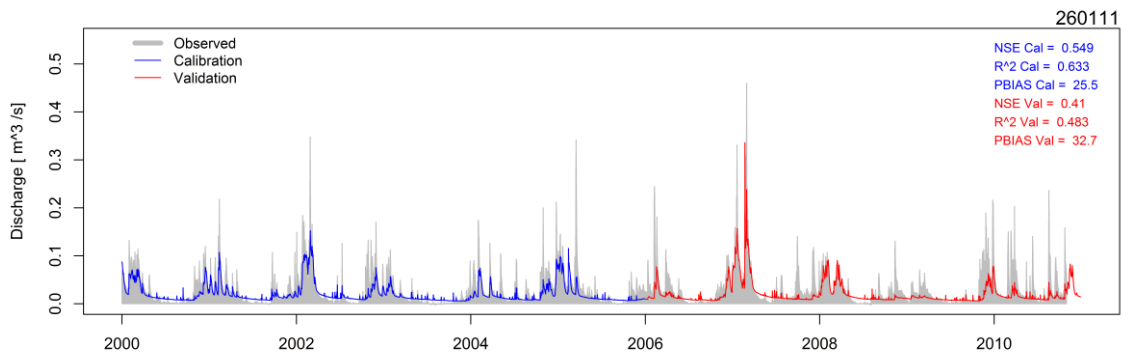
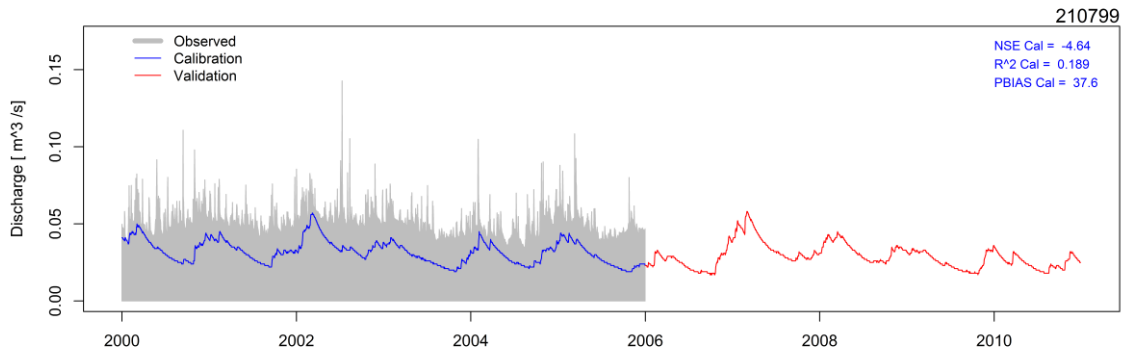
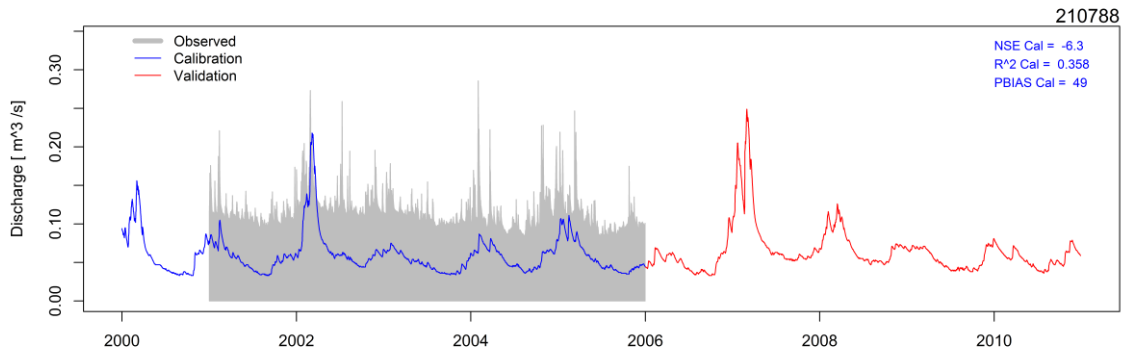
Placeringen af stationer fremgår af Figur 6.12. For de med gult markerede stationer er der ikke indbygget vandløb ved lokaliteten i DK model. For øvrige stationer markeret med rødt er der indbygget et vandløb, og udtrykket daglige vandføringer fra DK model fra nærmest beliggende Q-punkt. I tabel 6.8 er grunddata for de af DCE udvalgte små vandløbsoplande vist.

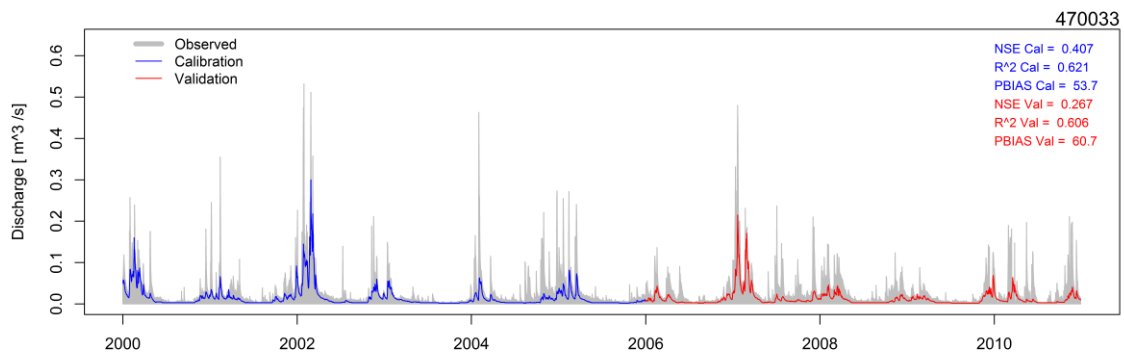
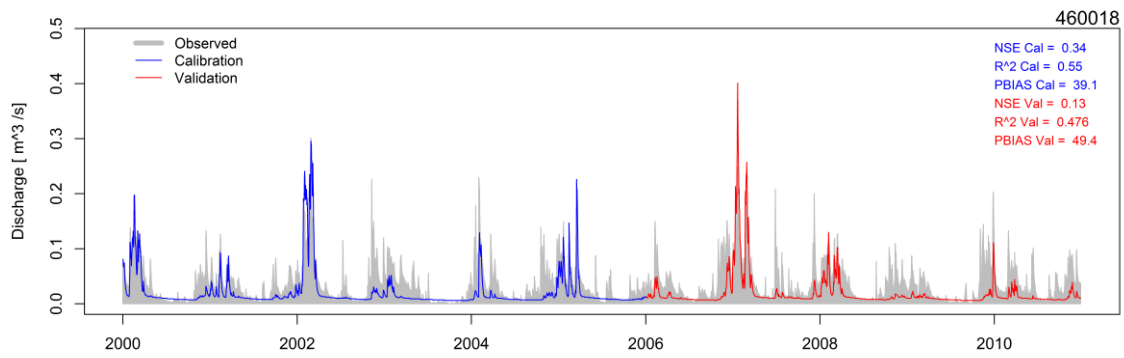
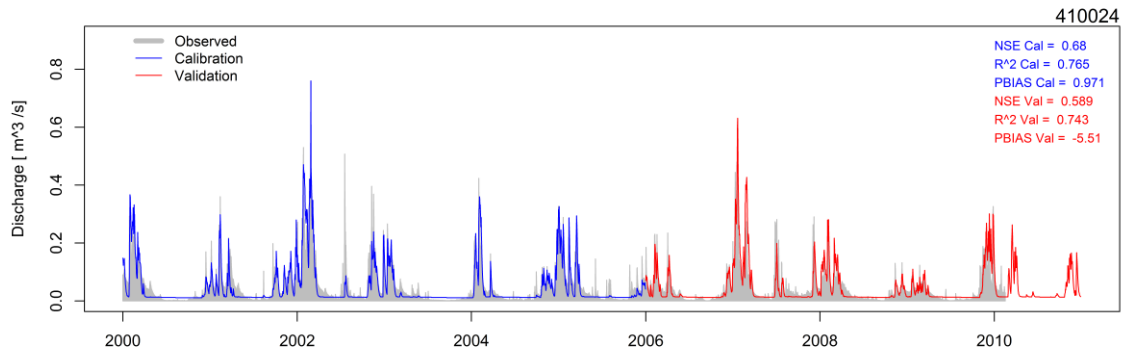
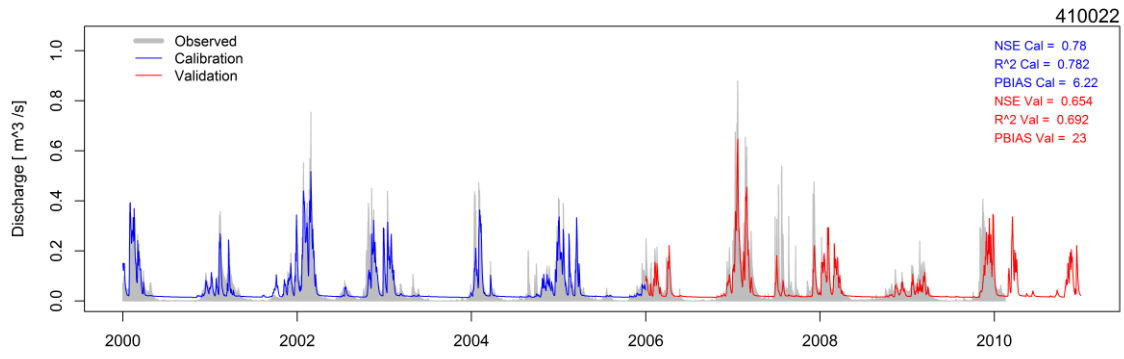
Tabel 6.8 Grunddata for små vandløbsoplande

Opl-nr	DMUnr	Areal km2	Nedbør mm/år	Afstrømnii l/s/km2	Ler %	Silt %	SAND %	CAL_VAL	Georegion	Landbrug %	Skov %	Bymæssig %	Andet %	Drænet %	CH_L(1) km	CH_W(1) m
1	130011	11.43	906	6.14	5	14	81	valid	4	85	3	6	6	29	0.27	5.55
2	150033	32.07	907	5.39	5	16	79	cali	4	76	6	10	8	32	11.55	10.52
3	150069	14.62	907	7.41	5	15	80	cali	4	87	4	5	5	28	4.28	6.4
4	160270	9.51	937	9.38	9	20	71	cali	1	92	1	6	2	52	2.85	4.88
5	170004	15.16	876	3.74	4	15	80	cali	4	80	7	9	3	30	3.8	5.89
6	150034	14.35	907	6.38	5	14	81	cali	4	80	4	8	8	29	0.27	6.29
7	160258	7.32	1014	10.43	12	22	66	cali	1	89	6	6	76	1.47	4.09	
8	210799	3.85	898	10.59	5	14	81	cali	4	83	8	5	5	34	2.37	2.92
9	190015	17.12	976	4.69	4	16	80	cali	1	88	3	6	3	38	5.56	7.15
10	210788	12.64	902	7.31	7	16	78	cali	6	80	9	6	5	44	1.29	5.53
11	211314	7.93	849	7.8	7	16	77	cali	6	89	1	6	4	46	1.54	4.48
13	260111	4.89	838	4.77	12	22	66	valid	7	82	1	11	7	72	1.63	2.97
14	210647	8.5	832	14.47	11	20	69	cali	7	86	4	5	5	72	0.19	4.95
15	480006	6.13	855	4.77	9	19	72	cali	8	5	66	22	7	3	2.37	4.49
16	210752	5.48	865	7.69	12	22	67	valid	6	70	19	4	6	54	0.47	3.28
17	520198	32.11	794	3.92	10	20	70	cali	8	50	17	24	10	37	9.23	12
18	520033	5.41	750	2.9	9	19	72	cali	7	88	3	4	5	41	2.91	3.33
19	320020	5.75	964	8.6	9	17	74	valid	6	81	4	5	10	47	1.42	3.72
20	530095	20.05	729	2.41	12	22	65	cali	7	20	9	60	12	25	0.16	7.57
21	520091	8.77	740	5	12	22	66	cali	7	69	20	4	7	63	2.72	4.97
22	360012	9.56	1054	13.04	7	14	80	valid	6	89	1	6	5	41	0.31	5.38
23	350013	9.68	1077	8.19	5	11	83	valid	3	87	0	5	7	38	2.52	5.22
24	450041	4.23	830	8.99	12	22	65	cali	6	71	14	10	5	62	3.66	3.13
25	360018	3.32	1000	8.3	9	17	74	cali	6	94	0	5	1	30	1.8	3.01
26	560006	15.83	722	5.74	12	22	65	valid	7	83	1	8	8	73	0.23	6.7
27	460018	4.15	850	7.36	10	20	70	valid	7	45	39	4	12	39	4.91	2.98
28	670019	9.06	813	9.6	12	21	67	valid	9	16	71	1	12	17	3.21	4.72
29	600028	11.68	767	8.04	12	22	66	cali	7	68	23	5	4	68	4.06	5.32
30	450034	6.59	844	4.26	8	16	76	cali	7	41	41	3	15	26	1.41	3.77
31	470033	4.36	845	6.63	12	23	65	cali	7	91	0	8	1	73	2.75	2.84
33	410024	6.44	844	6.38	12	22	66	valid	7	85	9	4	2	69	1.92	4
34	410022	8.69	772	6.01	12	23	65	cali	7	90	1	8	1	73	3.37	4.74

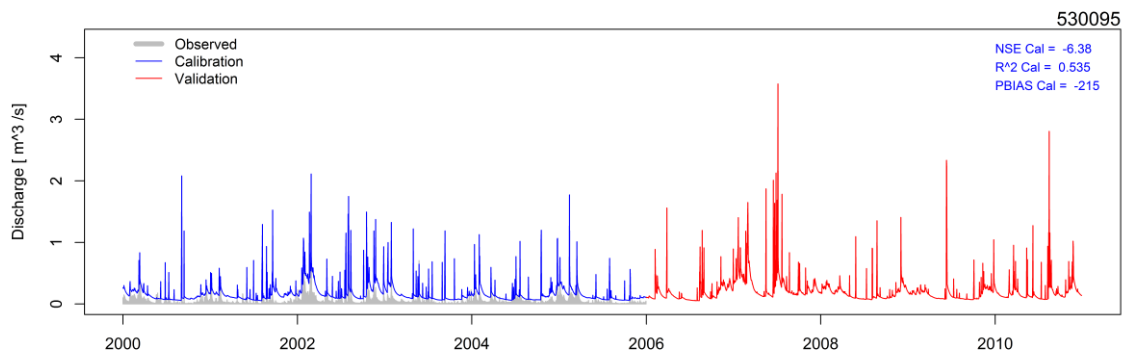
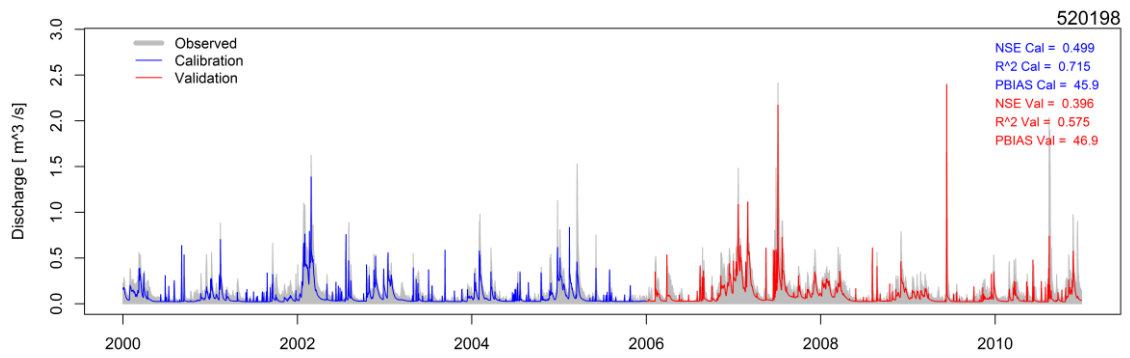
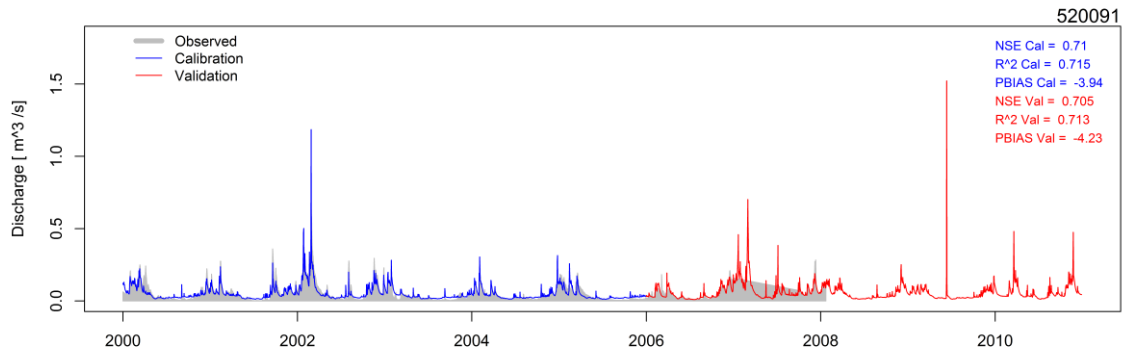
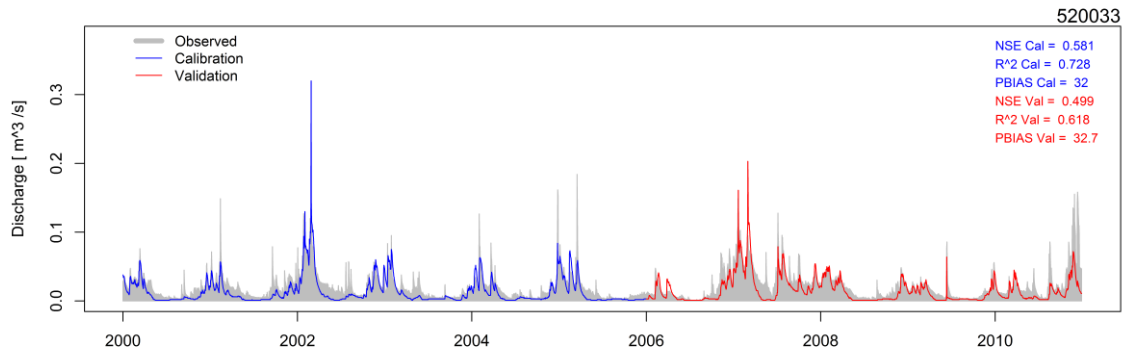


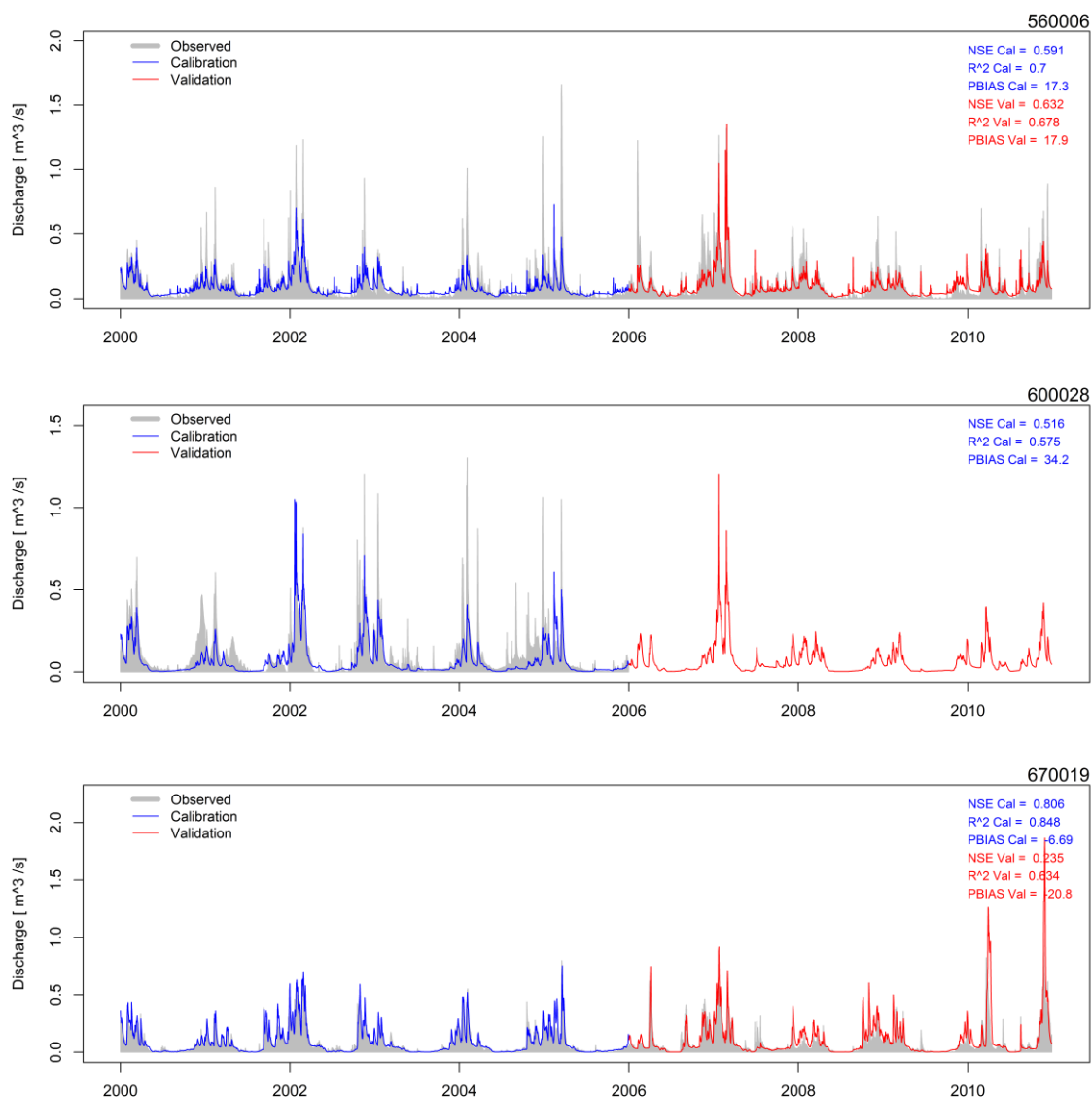












Figur 6.13 Udtrukne resultater fra DK model for små vandløb. På figuren er simulerede vandføringer for DCEs kalibreringsperiode 2000-2005 vist med blå farve og valideringsperioden 2006-2010 vist med rød farve. Målt vandføring er vist med grå signatur. Beregnet NSE, korrelationskoefficient ( $R^2$ ) og vandbalance fejl PBIAS (svarer til Fbal) er angivet for de to perioder.

Der er anvendt kriterier for nøjagtighed jf. Geovejledning 7. I tabel 6.9 er beregnet hvilke screeningskrav der skal stilles til hhv. NSE og Fbal. For NSE afhænger kravet af  $Q_{10}/Q_{90}$  ( $Q_{var}$ ) og for Fbal afhænger kriteriet af middelvandføringen ( $Q_{mid}$ ). Der anvendes observerede vandføringer til vurdering af disse værdier. I tabellen er givet hvilke krav der må stilles til screening til hhv. NSE og Fbal.

Tabel 6.9 Screeningskrav til NSE og Fbal (Pbias) jf. Geovejledning, krav til % vis afvigelse på DVFI, DVPI og DFFVa fastsat jf. krav til Fbal ( $\geq 75$  % af stationer skal opfylde krav). Med **fed** markering er vist stationer med oplandsareal  $< 10 \text{ km}^2$  (jf. type 1 vandløb)

	Middel Vandføring			NSU	Fbal	Screeningsmodel	Screeningsmodel	Krav (%)	
	Q10_obs (m <sup>3</sup> /s)	Q90_obs (m <sup>3</sup> /s)	Q10/Q90	Qmid (m <sup>3</sup> /s)	Type Qvar	Type Qmid	Krav NSU	Krav Fbal (%)	DVFI, DVPI og DFFVa
130011	0.144	0.037	3.8	0.081	1	1	0.55	40	40
150033	0.270	0.132	2.0	0.200	1	2	0.55	25	25
150034	0.140	0.073	1.9	0.106	1	2	0.55	25	25
150069	0.154	0.099	1.6	0.125	1	2	0.55	25	25
<b>160258</b>	0.231	0.005	47	0.088	4	1	0.7	40	40
<b>160270</b>	0.218	0.030	7.2	0.103	2	2	0.6	25	25
170004	0.094	0.043	2.2	0.066	1	1	0.55	40	40
190015	0.150	0.047	3.2	0.093	1	1	0.55	40	40
<b>210647</b>	0.249	0.076	3.3	0.142	1	2	0.55	25	25
<b>210752</b>	0.107	0.009	11	0.049	3	1	0.65	40	40
210788	0.136	0.078	1.8	0.107	1	2	0.55	25	25
<b>210799</b>	0.059	0.035	1.7	0.047	1	1	0.55	40	40
<b>211314</b>	0.146	0.024	6.1	0.072	2	1	0.6	40	40
<b>260111</b>	0.069	0.001	173	0.027	4	4	0.7	40	40
<b>320020</b>	0.108	0.023	4.8	0.056	1	1	0.55	40	40
<b>350013</b>	0.223	0.014	16	0.092	3	1	0.65	40	40
<b>360012</b>	0.270	0.059	4.6	0.144	1	2	0.55	25	25
<b>360018</b>	0.081	0.002	35	0.032	4	1	0.7	40	40
<b>410022</b>	0.173	0.001	247	0.061	4	1	0.7	40	40
<b>410024</b>	0.126	0.003	47	0.048	4	1	0.7	40	40
<b>450034</b>	0.082	0.004	20	0.032	3	1	0.65	40	40
<b>450041</b>	0.107	0.000	297	0.038	4	1	0.7	40	40
<b>460018</b>	0.085	0.004	20	0.035	3	1	0.65	40	40
<b>470033</b>	0.080	0.000	16	0.030	3	1	0.65	40	40
<b>480006</b>	0.072	0.008	9.1	0.034	2	1	0.6	40	40
<b>520033</b>	0.039	0.003	14	0.018	3	1	0.65	40	40
<b>520091</b>	0.111	0.005	22	0.047	4	1	0.7	40	40
520198	0.316	0.035	9.1	0.146	2	2	0.6	25	25
530095	0.130	0.010	13	0.056	3	1	0.65	40	40
560006	0.269	0.008	34	0.105	4	2	0.7	25	25
600028	0.286	0.003	106	0.109	4	2	0.7	25	25
<b>670019</b>	0.252	0.001	239	0.101	4	2	0.7	25	25

Det fremgår at mange type 1 vandløb har en Q90 for observationsdata (m<sup>3</sup>/s) på mellem 0 og 10 l/s (14 ud af 21 stationer) mens de resterende 7 type 1 lokaliteter ligger på mellem 14 og 76 l/s for Q90.

Det skal bemærkes at små vandløb jf. Geovejledningen kan have større usikkerhed end de vandløb kriterier er opstillet for jf. DK model. Jf. udkast til den reviderede Geovejledning 7v2 skal 3 ud af 4 stationer opfylde ovenstående krav, men det fremgår samtidigt at man for små vandløb kun kan forvente at ca. halvdelen af vandløbene kan opfylde kravet til NSE. DCE har vurderet at en NSE på 0.25 vil være acceptabel for små vandløb, og derfor vil GEUS score for NSE 'give point' for væsentligt færre stationer end DCE's score.

Der er dels udtrukket resultater for de DCE stationer der har indgået i validerings af DCE's SWAT model, og dels udtrukket resultater for stationer der har indgået i kalibreringen af DCEs model. I tabel 6.10 og 6.11 er vist resultater fra de to datasæt

*Tabel 6.10 Resultater af DK model (DKM) for små vandløb (udtrukket for valideringsstationer blandt DCE stationer, altså stationer der ikke indgår i 'kalibrering af SWAT modellen'). Til venstre i tabellen resultater for kalibreringsperioden, til højre resultater for valideringsperioden. Nederst er resultatet sammenfattet for alle valideringsstationer for hhv. GEUS's DK model udtræk og DCEs resultater med SWAT metodik. Der er vist resultater for NSE, vandbalancefejl Pbias (=Fbal) og korrelationskoefficienten (R2). DCE scoren har kriterierne NSE > 0.25 (=1 point) og Vandbalancefejl < 30 % (=1 point). GEUS scoren har kriterier giver 1 point hvis NSE overholder kravet og 1 point hvis Fbal overholder kravet jf. Tabel 6.9. Nederst i tabellen er resultater for små oplande (< 10 km<sup>2</sup>) sammenlignet (vist med blå tal for kalibreringsperioden og grønne tal for valideringsperioden).*

		DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM
		cal	cal	cal	cal	cal	val	val	val	val	val
station		NSE_cal	Pbias_cal	R2_cal	DCE_score	GEUS_score	NSE_val	Pbias_val	R2_val	DCE_score	GEUS_score
130011		-1,70	-93,84	0,75	0	0	-0,99	-85,07	0,69	0	0
<b>260111</b>		0,55	25,46	0,63	2	1	0,41	32,67	0,48	1	1
<b>210752</b>		-7,03	-213,74	0,65	0	0	-11,16	-201,48	0,43	0	0
<b>320020</b>											
<b>360012</b>											
<b>350013</b>		0,65	-5,64	0,65	2	1	0,47	-1,16	0,47	2	1
560006		0,59	17,27	0,70	2	1	0,63	17,89	0,68	2	1
<b>460018</b>		0,34	39,06	0,55	1	1	0,13	49,45	0,48	0	0
<b>670019</b>		0,81	-6,69	0,85	2	2	0,23	-20,73	0,63	1	1
<b>410024</b>		0,68	0,97	0,77	2	1	0,59	-5,51	0,74	2	1
150033		-1,30	38,24	0,75	0	0	-0,34	43,73	0,48	0	0
150069											
170004		-0,63	10,45	0,61	1	1	-0,14	15,69	0,67	1	1
150034		-3,83	51,15	0,45	0	0	-1,17	44,51	0,35	0	0
<b>210799</b>		-4,64	37,61	0,19	0	1					
190015		0,49	-4,11	0,50	2	1	0,49	-14,64	0,58	2	1
210788		-6,30	49,04	0,36	0	0					
<b>210647</b>		0,36	32,02	0,68	1	1	0,10	35,76	0,52	0	0
<b>480006</b>											
530095		-6,38	-215,49	0,53	0	0					
<b>520091</b>		0,71	-3,94	0,71	2	2	0,71	-4,23	0,71	2	2
<b>360018</b>											
		mean	RMSE	mean	mean	mean	mean	RMSE	mean	mean	mean
alle	Mean DKM	-1,57	81,36	0,61	<b>1,00</b>	<b>0,76</b>	-0,72	64,24	0,57	<b>0,93</b>	<b>0,64</b>
alle	Mean DCE	-0,15	32,03	0,43	<b>1,18</b>	<b>0,76</b>	-0,35	40,47	0,36	<b>0,83</b>	<b>0,79</b>
små	Mean DKM	-0,84	74,83	0,09	<b>1,50</b>	<b>1,25</b>	-1,07	75,72	0,56	<b>1,00</b>	<b>0,75</b>
små	Mean DCE	0,17	32,17	0,48	<b>1,56</b>	<b>0,78</b>	-0,02	28,90	0,40	<b>1,13</b>	<b>0,88</b>

NSE kriteriet er ret dårlig for mange stationer (med negative værdier). Der er dog også stationer med pæne NSE værdier for de små oplande. Middelværdien er dog meget ringe (= -1.57 for kalibrerings og -0.72 for valideringsperioden) for DK model (DKM). En væsentlig forklaring herpå er at vandbalancen indgår i NSE kriteriet, og hvis der er afvigelse på vandbalance, giver det ofte meget dårlige NSE værdier, som det også fremgår for stationer med store afvigelser i Pbias (=Fbal).

Nogle få stationer (oplande) har vandbalancefejl omkring eller over 100 %, øvrige stationer ligger i et mere acceptabelt niveau. De store fejl kan evt. skyldes usikkerheder på udtræk resultater, i og med at udtrækspunkter er lidt groft skønnet ud fra nærmest beliggende Q-

punkt. En RMSE værdi på vandbalancefejlen er beregnet til hhv. 81 % og 64 % for kalibrerings- og valideringsperioden. Der er også vist en beregnet korrelation, og her er gennemsnitsværdien 0.61 og 0.57 for de to perioder for DK model for de viste stationer. Det fremgår at DKM har en DCE score = 1.00 for kalibreringsperioden og 0.93 for valideringsperioden (DCE SWAT har til sammenligning 1.18 og 0.83 for de samme stationer og perioder).

GEUSs score jf. Geovejledningen giver en score til DKM på hhv. 0.76 og 0.64 for de to perioder. Til sammenligning har DCE SWAT model en score på 0.76 og 0.79. Samlet set giver de to modeller dermed resultater der med store træk har samme nøjagtighed i forhold til NSE og Fbal.

For de små oplande ses i store træk lignende resultater. DK modellen giver for valideringsstationer lidt bedre resultater når GEUS score anvendes end DCE SWAT model for kalibreringsperioden, mens det er omvendt for valideringsperioden.

*Tabel 6.11 Resultater af DK model for DCEs kalibreringsstationer*

		DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM
		cal	cal	cal	cal	cal	val	val	val	val	val
station		NSE_cal	Pbias_cal	R2_cal	DCE_score	GEUS_score	NSE_val	Pbias_val	R2_val	DCE_score	GEUS_score
160270		0,46	47,27	0,81	1,00	0,00					
160258											
211314											
520198		0,50	45,92	0,72	1,00	0,00	0,40	46,95	0,57	1	0
520033		0,58	32,05	0,73	1,00	1,00	0,50	32,79	0,62	1	1
520091		0,71	-3,94	0,71	2,00	2,00	0,71	-4,23	0,71	2	2
450041											
600028		0,52	34,22	0,57	1,00	0,00					
450034											
470033		0,41	53,69	0,62	1,00	0,00	0,27	60,68	0,61	1	0
410022		0,78	6,22	0,78	2,00	2,00	0,65	22,97	0,69	2	1
		mean	RMSE	mean	mean	mean	mean	RMSE	mean	mean	mean
DKM		0,56	36,80	0,71	1,29	0,71	0,50	38,75	0,64	1,40	0,80
DCE		0,52	13,94	0,57	2,00	1,00	0,14	-7,36	0,45	1,40	0,80
små DKM		0,59	35,21	0,73	1,40	1,00	0,53	36,41	0,66	1,50	1,00
små DCE		0,50	3,29	0,50	1,33	1,33	0,45	11,68	0,47	1,33	1,00

Resultaterne i Tabel 6.11 viser at DCE's model giver en bedre score end DK model i kalibreringsperioden med både DCEs og GEUSs kriterie, men det er også forventeligt, da DCEs model er kalibreret for disse stationer, mens DKM model her repræsenterer en validerings-test. DCEs stationer er netop udvalgt så de opfylder kriterierne for denne periode (dvs. DCE's score er 2). I valideringsperioden er de to modeller imidlertid lige gode og har nøjagtig den samme score med både DCE's og GEUS's kriterier. Det underbygger den generelle konklusion, at de to modeller er omtrent lige nøjagtige (eller unøjagtige).

DCEs model rammer lidt bedre på vandbalancen, mens at DK model har en bedre dynamik målt på R2 værdier (når man ser på korrelationskoefficient, uden at stille krav til vandbalancen).

Kigger man på de små oplande, giver DK model bedste score for valideringsperioden når DCEs score anvendes, mens resultater er ens når GEUS score anvendes. I kalibreringsperioden giver DCE SWAT bedste resultat for GEUS score, hvorimod DK model giver bedste resultat for DCE score. I store træk er DK model og DCE SWAT rimeligt sammenlignelige, og de små oplande har lige så god performance som alle oplande.

I Tabel 6.12 er resultater for de stationer der har data i hele perioden 2000-2010 sammenfattet for hhv. DCE's SWAT model og GEUS's DKM. Med sort er vist resultater for 2000-2005 og med rødt resultater for 2006-2010. Nederst i tabellen er udtrukket fraktilværdier svarende til henholdsvis den nøjagtighed som 75 %, 50 % og 25 % af stationerne kan opfylde. Tabellen viser, at DKM opfylder kravet om NSE  $\geq 0.5$  for netop 50 % af stationerne i kalibreringsperioden, det vil sige svarende til en screeningsmodel, også for de små vandløb der er undersøgt i denne valideringstest. I valideringsperioden er det kun 40 % af stationerne der opfylder dette krav, men det kan hænge sammen med det forringede nedbørsdata grundlag efter 2006. Nøjagtigheden på vandbalancefejlen (PBIAS eller FBal er hhv. 10 og 17 % for kalibrerings og valideringsperioden). Til sammenligning hermed har DCEs model en lidt mindre vandbalancefejl men samtidig mindre gode NSE værdier for 50 % fraktilen (og de øvrige fraktiler i valideringsperioden).

*Tabel 6.12 Sammenligning af opnåede nøjagtigheder på NSE, Fbal og R2 for hhv. DCE SWAT og DK model (DKM) for kalibrerings- (sort) og valideringsperioden (rød), for 19 stationer der har komplet sæt observationsdata for perioden 2000-2010.*

SAMMENLIGNING AF ALLE STATIONER DER HAR DATA I HELE PERIODEN 2000-2010									SORT: 2000-2005									RØD: 2006-2010																																																																																																																																																																																																																																																							
DCE SWAT			DCE SWAT			DCE SWAT			DKM			DKM			DKM			DKM			DKM																																																																																																																																																																																																																																																				
stat	NSE_cal	Pbias_cal	R2_cal	NSE_val	Pbias_val	R2_val	stat	NSE_cal	Pbias_cal	R2_cal	NSE_val	Pbias_val	R2_val	stat	NSE_cal	Pbias_cal	R2_cal	NSE_val	Pbias_val	R2_val	stat	NSE_cal	Pbias_cal	R2_cal	NSE_val	Pbias_val	R2_val																																																																																																																																																																																																																																														
130011	-2.22	1.5	0.52	-1.77	17.2	0.47	130011	-1.70	-93.84	0.75	-0.99	-85.07	0.69	260111	0.32	-14.7	0.58	0.02	6.3	0.37	260111	0.55	25.46	0.63	0.41	32.67	0.48	210752	0.34	8.2	0.53	0.1	19.6	0.43	210752	-7.03	-213.74	0.65	-11.16	-201.48	0.43	350013	-0.94	-82.7	0.6	-0.54	-68.4	0.43	350013	0.65	-5.64	0.65	0.47	-1.16	0.47	560006	0.04	66.9	0.27	0.02	54.8	0.29	560006	0.59	17.27	0.70	0.63	17.89	0.68	460018	0.4	23.4	0.57	0.4	14.7	0.58	460018	0.34	39.06	0.55	0.13	49.45	0.48	670019	0.45	29.9	0.52	0.5	18.6	0.53	670019	0.81	-6.69	0.85	0.23	-20.73	0.63	410024	0.43	10.9	0.53	0.05	19.2	0.29	410024	0.68	0.97	0.77	0.59	-5.51	0.74	150033	0.25	5	0.4	0.15	8.2	0.24	150033	-1.30	38.24	0.75	-0.34	43.73	0.48	170004	0.22	2.7	0.27	-1.13	-23.4	0.17	170004	-0.63	10.45	0.61	-0.14	15.69	0.67	150034	-0.27	7.6	0.33	0.13	8.1	0.22	150034	-3.83	51.15	0.45	-1.17	44.51	0.35	190015	-0.77	-49.5	0.29	-2.38	-77.8	0.26	190015	0.49	-4.11	0.50	0.49	-14.64	0.58	210647	0.18	18.9	0.5	0.12	24.8	0.42	210647	0.36	32.02	0.68	0.10	35.76	0.52	520091	0.35	16.4	0.39	-0.77	5.8	0.15	520091	0.71	-3.94	0.71	0.71	-4.23	0.71	520198	0.4	-24.5	0.46	0.31	-44.7	0.5	520198	0.50	45.92	0.72	0.40	46.95	0.57	520033	0.44	-7.4	0.52	0.24	-20.6	0.41	520033	0.58	32.05	0.73	0.50	32.79	0.62	520091	0.35	16.4	0.39	-0.77	5.8	0.15	520091	0.71	-3.94	0.71	0.71	-4.23	0.71	470033	0.63	13.8	0.69	0.37	2.5	0.64	470033	0.41	53.69	0.62	0.27	60.68	0.61	410022	0.67	2.2	0.69	0.53	20.2	0.55	410022	0.78	6.22	0.78	0.65	22.97	0.69
75 % FRAKTIL	0.11	-2.95	0.39	-0.66	-9.05	0.25		-0.14	-4.03	0.63	-0.02	-4.87	0.48																																																																																																																																																																																																																																																												
50 % FRAKTIL	<b>0.34</b>	<b>7.60</b>	<b>0.52</b>	<b>0.10</b>	<b>8.10</b>	<b>0.41</b>		<b>0.50</b>	<b>10.45</b>	<b>0.70</b>	<b>0.40</b>	<b>17.89</b>	<b>0.61</b>																																																																																																																																																																																																																																																												
25 % FRAKTIL	0.42	16.40	0.55	0.28	18.90	0.49		0.66	35.14	0.74	0.54	39.74	0.68																																																																																																																																																																																																																																																												

De to stationer i Tabel 6.12 der afviger meget på vandbalancen og jf. de visuelle plot er en station i Himmerland: 130011 Oddebæk og en station nordvest for Horsens: 210752 Hornstrup bæk. Karakteristisk for de to stationer er relativt komplekse geologiske forhold. Det faktum, at resultater fra DK model er udtrukket i forhold til 'nærmest' beliggende q-punkt i MIKE 11 opstillingen, giver en ekstra fejlkilde på DKM resultater i forhold til DCE's SWAT model, der er opsat for det 'kendte opland'. I DKM opsætningen er stationen ikke indbygget i setup, og det kan medføre fejl eller unøjagtigheder i forhold til afdræning i fx de to oplande. Når man derfor vælger at lægge fraktilværdier til grund for sammenligningen, og DKM her har bedre nøjagtighed på NSE i både kalibrerings- og valideringsperioden, har væsentlig bedre dynamik jf. R2 (korrelationskoefficienten uden hensyn til vandbalancefejlen), så kan man konkludere, at der er væsentlig rum for forbedring, såfremt man indbygger målestationer, hvor der skal udtrækkes vandføring i DK model opsætningen i hovedprojektet, og samtidig forbedrer afgrænsningen af drænoplande mv. sådan at vandbalance fejlen på DKM reduceres yderligere. Udover systematiske afvigelser på niveau der kan skyldes usikkert oplands-

areal, kan der for stationer hvor dynamikken er forkeret være behov for mere viden om geologi og evt. input til modellen såsom klimainput.

## 6.2.4 Sammenligning af simulerede nøjagtigheder for små vandløb for hydrologisk regimevariable og empiriske formeludtryk for DVFI, DVPI og DFFVa

I Tabel 6.13 er vist en sammenstilling af resultater af udvalgte flowindikatorer beregnet ud fra dels observeret vandføring (øverst) og simuleret vandføring med DKM (nederst) for perioden 2000-2005, for stationer i små vandløb der har data i hele perioden 2000-2010.

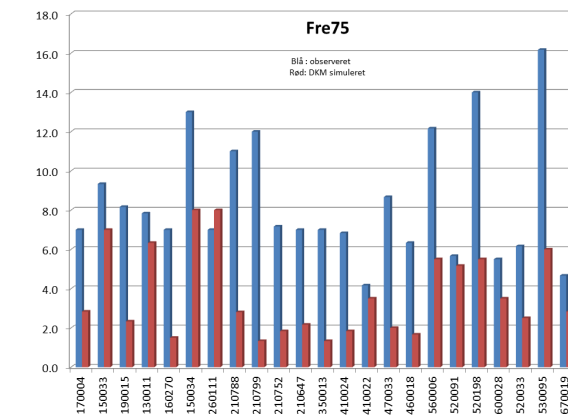
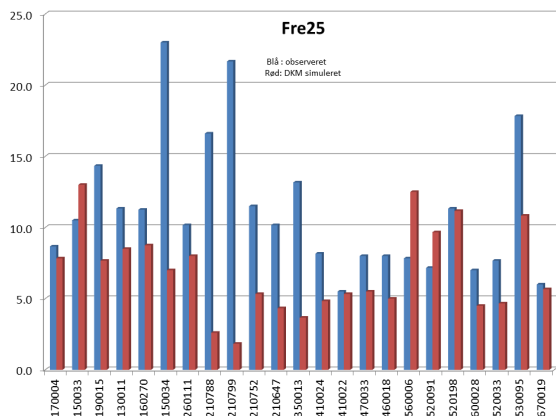
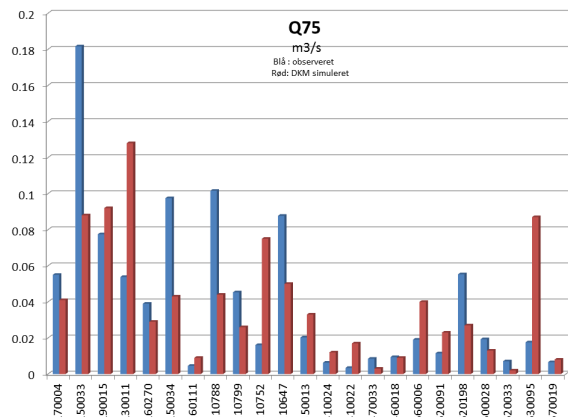
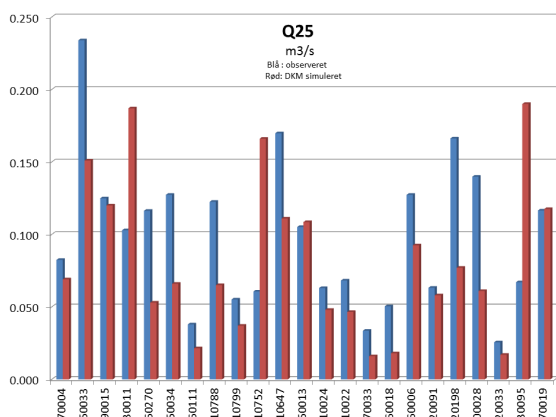
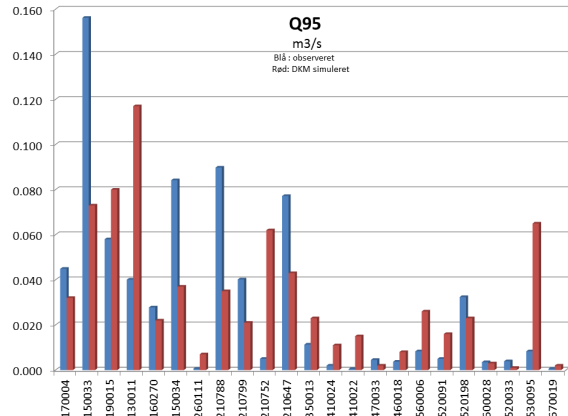
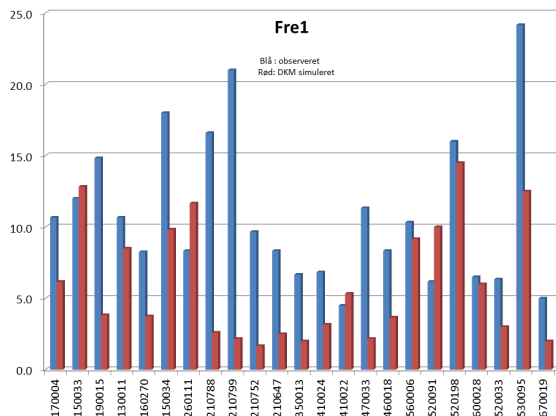
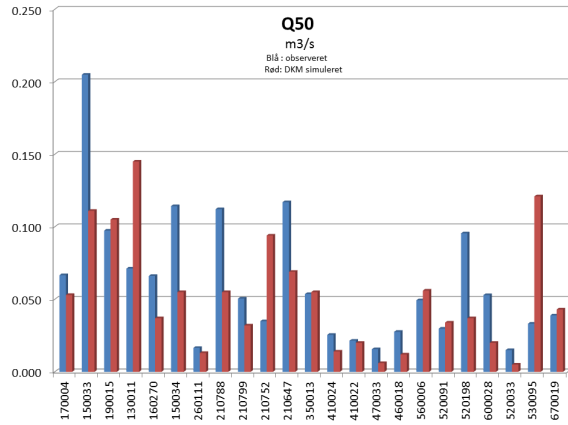
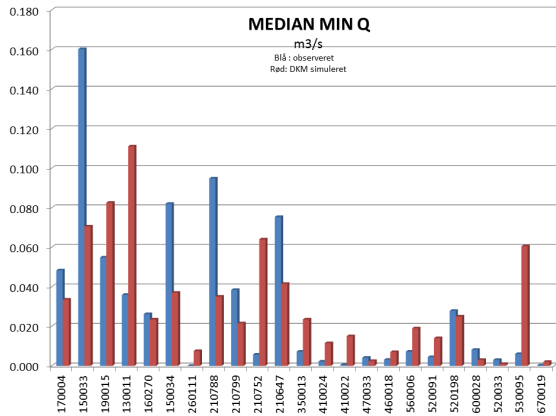
Tabel 6.13 Resultater af hydrologiske regimevariable for observeret vandføring (øverst) og simuleret med DK model for små vandløb (2000-2005)

Observeret Q 2000-2005		170004	150033	190015	130011	160270	150034	260111	210788	210799	210752	210647	350013	410024	410022	470033	460018	560006	520091	520198	600028	520033	530095	670019
SName		170004	150033	190015	130011	160270	150034	260111	210788	210799	210752	210647	350013	410024	410022	470033	460018	560006	520091	520198	600028	520033	530095	670019
(4)FlowMedMin	0.048	0.160	0.055	0.036	0.026	0.082	0.000	0.095	0.038	0.006	0.075	0.007	0.002	0.001	0.004	0.003	0.007	0.004	0.028	0.008	0.003	0.006	0.000	
(14)Q50	0.067	0.205	0.097	0.071	0.066	0.114	0.017	0.112	0.051	0.035	0.117	0.054	0.026	0.022	0.016	0.028	0.049	0.030	0.096	0.053	0.015	0.033	0.039	
(15)FRE1	10.7	12.0	14.8	10.7	8.3	18.0	8.3	16.6	21.0	9.7	8.3	6.7	6.8	4.5	11.3	8.3	10.3	6.2	16.0	6.5	6.3	24.2	5.0	
(16)Q75	0.055	0.1817	0.0775	0.0538	0.039	0.0975	0.0046	0.1016	0.0453	0.0161	0.0877	0.0203	0.0063	0.0034	0.0085	0.0094	0.0191	0.0115	0.0553	0.0193	0.0071	0.0176	0.0066	
(17)FRE75	7.0	9.3	8.2	7.8	7.0	13.0	7.0	11.0	12.0	7.2	7.0	7.0	6.8	4.2	8.7	6.3	12.2	5.7	14.0	5.5	6.2	16.2	4.7	
(18)Q25	0.082	0.234	0.125	0.103	0.116	0.127	0.038	0.123	0.055	0.061	0.170	0.105	0.063	0.068	0.034	0.050	0.127	0.063	0.166	0.140	0.026	0.067	0.117	
(19)FRE25	8.7	10.5	14.3	11.3	11.3	23.0	10.2	16.6	21.7	11.5	10.2	13.2	8.2	5.5	8.0	8.0	7.8	7.2	11.3	7.0	7.7	17.8	6.0	
(20)Q95	0.045	0.156	0.058	0.040	0.028	0.084	0.001	0.090	0.040	0.005	0.077	0.011	0.002	0.001	0.005	0.004	0.008	0.005	0.032	0.004	0.004	0.008	0.001	
(21)Q90s	0.72	0.82	0.65	0.61	0.46	0.78	0.07	0.85	0.82	0.22	0.67	0.26	0.12	0.05	0.34	0.17	0.22	0.23	0.39	0.11	0.30	0.31	0.03	
(22)Q10	0.106	0.289	0.168	0.152	0.218	0.148	0.069	0.138	0.061	0.102	0.247	0.186	0.120	0.153	0.076	0.088	0.236	0.117	0.302	0.240	0.039	0.130	0.220	
(23)DUR3	0.0	2.0	1.5	2.3	3.8	1.0	7.1	0.0	0.0	3.3	2.3	4.1	8.0	16.9	9.2	7.2	10.2	9.5	5.2	8.5	5.8	3.5	14.8	
(25)BFI	0.93	0.92	0.81	0.77	0.59	0.91	0.54	0.93	0.92	0.64	0.80	0.56	0.58	0.55	0.52	0.64	0.49	0.64	0.56	0.52	0.72	0.47	0.54	
(26)DVFI	0.56	0.60	0.60	0.53	0.48	0.68	0.41	0.68	0.75	0.45	0.51	0.44	0.42	0.41	0.48	0.43	0.45	0.43	0.53	0.42	0.44	0.55	0.41	
(27)DVPI	0.54	0.48	0.60	0.53	0.52	0.66	0.44	0.60	0.68	0.53	0.53	0.56	0.39	0.23	0.32	0.41	0.20	0.37	0.32	0.39	0.43	0.43	0.27	
(28)DFFVa	0.68	0.67	0.82	0.65	0.54	1.14	0.44	0.92	1.12	0.59	0.66	0.61	0.38	0.34	0.25	0.44	0.07	0.43	0.22	0.33	0.50	0.39	0.33	
DKM_sim 2000-2005		170004	150033	190015	130011	160270	150034	260111	210788	210799	210752	210647	350013	410024	410022	470033	460018	560006	520091	520198	600028	520033	530095	670019
SName		170004	150033	190015	130011	160270	150034	260111	210788	210799	210752	210647	350013	410024	410022	470033	460018	560006	520091	520198	600028	520033	530095	670019
(4)FlowMedMin	0.034	0.071	0.083	0.111	0.024	0.037	0.008	0.035	0.022	0.064	0.042	0.024	0.012	0.015	0.003	0.007	0.019	0.014	0.025	0.003	0.001	0.061	0.002	
(14)Q50	0.053	0.111	0.105	0.145	0.037	0.055	0.013	0.055	0.032	0.094	0.069	0.055	0.014	0.020	0.006	0.012	0.056	0.034	0.037	0.020	0.005	0.121	0.043	
(15)FRE1	6.2	12.8	3.8	8.5	3.8	9.8	11.7	2.6	2.2	1.7	2.5	2.0	3.2	5.3	2.2	3.7	9.2	10.0	14.5	6.0	3.0	12.5	2.0	
(16)Q75	0.041	0.088	0.092	0.128	0.029	0.043	0.009	0.044	0.026	0.075	0.05	0.033	0.012	0.017	0.003	0.009	0.04	0.023	0.027	0.013	0.002	0.087	0.008	
(17)FRE75	2.8	7.0	2.3	6.3	1.5	8.0	8.0	2.8	1.3	1.8	2.2	1.3	1.8	3.5	2.0	1.7	5.5	5.2	5.5	3.5	2.5	6.0	2.8	
(18)Q25	0.069	0.151	0.120	0.187	0.053	0.066	0.022	0.065	0.037	0.166	0.111	0.109	0.048	0.047	0.016	0.018	0.093	0.058	0.077	0.061	0.017	0.190	0.118	
(19)FRE25	7.8	13.0	7.7	8.5	8.8	7.0	8.0	2.6	1.8	5.3	4.3	3.7	4.8	5.3	5.5	5.0	12.5	9.7	11.2	4.5	4.7	10.8	5.7	
(20)Q95	0.032	0.073	0.080	0.117	0.022	0.037	0.007	0.035	0.021	0.062	0.043	0.023	0.011	0.015	0.002	0.008	0.026	0.016	0.023	0.003	0.001	0.065	0.002	
(21)Q90s	0.64	0.68	0.80	0.83	0.65	0.71	0.58	0.67	0.69	0.69	0.64	0.47	0.86	0.75	0.50	0.67	0.54	0.53	0.65	0.20	0.20	0.57	0.07	
(22)Q10	0.106	0.224	0.148	0.256	0.102	0.081	0.047	0.081	0.042	0.327	0.204	0.181	0.133	0.138	0.033	0.065	0.170	0.114	0.186	0.178	0.037	0.322	0.253	
(23)DUR3	6.1	3.8	2.4	2.6	3.7	0.0	9.9	22.0	0.0	14.7	9.6	11.6	19.6	11.7	16.4	18.5	6.0	6.7	5.1	20.7	27.5	2.4	12.6	
(25)BFI	0.82	0.81	0.92	0.87	0.71	0.95	0.76	0.96	0.98	0.79	0.82	0.80	0.50	0.54	0.67	0.58	0.66	0.69	0.58	0.50	0.61	0.69	0.53	
(26)DVFI	0.48	0.58	0.46	0.54	0.45	0.54	0.54	0.44	0.43	0.43	0.43	0.42	0.46	0.48	0.42	0.45	0.50	0.51	0.59	0.43	0.41	0.55	0.41	
(27)DVPI	0.52	0.56	0.59	0.51	0.61	0.49	0.32	0.11	0.55	0.33	0.40	0.36	0.23	0.34	0.29	0.25	0.55	0.48	0.53	0.16	0.05	0.57	0.35	
(28)DFFVa	0.72	0.80	0.82	0.66	0.73	0.58	0.47	0.58	0.62	0.62	0.58	0.56	0.36	0.35	0.52	0.44	0.72	0.61	0.59	0.28	0.41	0.64	0.38	

I Figur 6.14 er resultater vist med plot for hver hydrologisk regime variabel og for empiriske formler for biologiske kvalitetselementer (DVFI, DVPI og DFFVa – excl. Sin led).

Det fremgår at der er relativt store afvigelser på mange parametre. Bedst simuleret er imidlertid BFI og Q90S for oplande > 10 km<sup>2</sup> (dvs. stationerne 170004, 150033, 190015, 130011, 210788, 210799, 210647, 520198, 530095, 560006 og 600028).

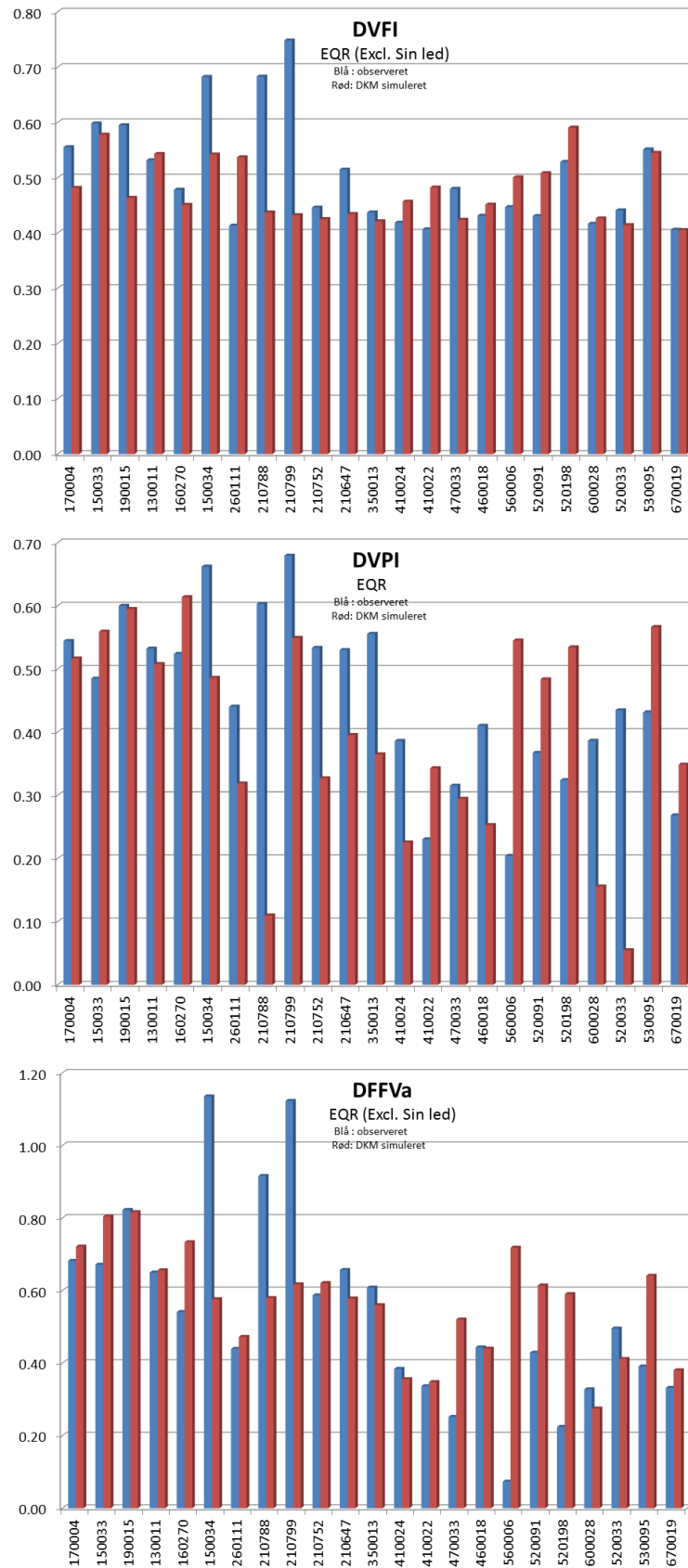
I Figur 6.15 er vist en sammenligning af beregnede biologiske kvalitetselementer (EQR værdier ud fra empiriske formler).







Figur 6.14 Sammenligning af hydrologiske regime variable beregnet ud fra observeret vandføring (blå) og DK model simuleret vandføring (rød) for 2000-2005.



Figur 6.15 Sammenligning af beregnet DVFI, DVPI og DFFVa (excl. Sin led) for 2000-2005 ud fra observeret vandføring og DK model beregnet vandføring

I tabel 6.14 er vist resultatet af beregnede usikkerheder for hhv. DKM (DK model) og DCE SWAT model for et antal hydrologiske regime variable samt for flow størrelser der indgår i de tre biologiske kvalitetselementer (DVFI, DVPI og DFFVa). I tabellen er resultater med DKM fremhævet med orange markering, og resultater med DCE SWAT fremhævet med gul markering. Resultater omfatter tilsvarende perioder som angivet i afsnittet ovenfor. De viste tal i tabellen er dels gennemsnitsafvigelser (MAE % afvigelse på beregnet variabel for  $100 \cdot \text{abs}(V_{\text{sim}} - V_{\text{obs}}) / V_{\text{obs}}$ ) vist til venstre i tabellen og dels tilsvarende RMSE % afvigelser vist til højre i tabellen.

Tabel 6.14 Gennemsnitlige % vise afvigelser (MAE og RMSE) mellem hydrologiske regime variable beregnet med hhv. DK model (DKM) og DCE SWAT model (DCE) for hhv. kalibreringsperioden 2000-2005 og valideringsperioden 2005-2010 for 17 stationer med data i hele perioden (2000-2010)

abs(sim-obs)/obs * 100%	OBS-DKM	OBS-DCE	OBS-DKM	OBS-DCE	OBS-DKM	OBS-DCE	OBS-DKM	OBS-DCE
	2000-2005	2000-2005	2006-2010	2006-2010	2000-2005	2000-2005	2006-2010	2006-2010
StName	MAE (%)	MAE (%)	MAE (%)	MAE (%)	RMSE (%)	RMSE (%)	RMSE (%)	RMSE (%)
(1)FlowMean	39	21	42	26	63	31	61	34
(2)FlowMed	46	43	49	54	62	52	63	61
(3)CoefVar	35	32	30	37	45	45	39	52
(4)FlowMedMin	395	98	365	125	814	221	629	208
(5)FlowMeanMax	37	26	38	23	48	33	51	29
(6)JulMax	7	8	10	16	11	13	15	21
(7)JulMin	42	52	57	78	49	62	75	88
(8)NrHigh	46	53	44	57	50	59	48	60
(9)NrLow	59	46	42	57	74	70	48	68
(10)DurHigh	113	170	108	188	142	227	137	240
(11)DurLow	332	38	232	74	489	48	305	111
(12)PkHigh	37	21	37	23	57	31	62	32
(13)PkLow	617	101	603	126	1339	167	1301	190
(14)Q50	46	43	49	54	62	52	63	61
(15)FRE1	47	78	48	92	53	100	53	113
(16)Q75	98	42	80	49	147	52	107	57
(17)FRE75	53	76	51	89	58	99	56	112
(18)Q25	43	30	43	38	58	47	54	51
(19)FRE25	35	60	36	56	42	71	41	60
(20)Q95	400	77	397	85	813	106	929	113
(21)Q90s	234	111	256	143	451	214	581	298
(22)Q10	36	27	39	33	61	39	62	40
(23)DUR3	124	253	125	170	170	396	175	234
(24)DURMM	514	130	285	121	737	196	406	196
(25)BFI	16	15	15	15	21	19	19	20
(26)DVFI	11	14	9	19	14	18	12	25
(27)DVPI	39	108	29	87	55	143	38	116
(28)DFFVa	77	120	35	68	219	233	55	85
MAE: 6 hydrologiske variable	85	99	89	94	132	150	154	139
MAE: DVFI, DVPI og DFFVa	42	81	25	58	96	131	35	75

Tabel 6.14 viser at DK model har lidt bedre performance på de 6 variable der indgår i biologiske kvalitetselementer (empiriske formler) for MAE. For RMSE og de 6 variable er de to modeller omtrent lige gode, DK bedst for kalibreringsperioden, SWAT bedst for valideringsperioden. Sammenligner man resultater for de tre indikatorer har DK model bedre performance end SWAT både for MAE og for RMSE for både kalibrerings- og valideringsperioden.

De beregnede usikkerheder er ikke et udtryk for den usikkerhed der vil være på beregnede ændringer som følge af ændret vandindvinding. Alligevel er resultater med DK model for de tre indikatorer med afvigelser på MAE på 25-41 % generelt tilfredsstillende, og væsentligt bedre end afvigelser på de 6 variable, og også meget bedre end performance i forhold til median min Q (DK model har her afvigelser på 350-400 % og samme resultat ses for Q95 (m3/s afvigelsen).

Nedenfor i Tabel 6.15 er vist ME/MAE og RMSE ud fra de 10 stationer der har et oplandsareal > 10 km<sup>2</sup>. Den øverste tabel indeholder ME og RMSE for alle 10 stationer. I den nederste tabel er det valgt at eliminere resultater for de 2 dårligste stationer, hvorefter MAE og RMSE er beregnet svarende til hvad 80 % af stationerne vil kunne opfylde når man anvender DK model for små oplande > 10 km<sup>2</sup>.

Tabel 6.15 Resultater af relativ fejl =(sim-obs)/obs, for 10 oplande i små vandløb med oplandsareal på 10-30 km<sup>2</sup>. Øverst resultater for ME og RMSE for alle 10 stationer. Nederst, resultater for MAE og RMSE for de 80 % af stationerne (=8 ud af 10) for at beregne nøjagtighed af DK model til screening.

Relativ ændring: (sim-obs)/obs												
StName	170004	150033	190015	130011	150034	210788	560006	520198	600028	530095	ME	RMSE
(4)FlowMedMin	-0.31	-0.56	0.51	2.09	-0.55	-0.63	1.64	-0.10	-0.63	9.08	1.05	3.02
(14)Q50	-0.21	-0.46	0.08	1.04	-0.52	-0.51	0.13	-0.61	-0.62	2.64	0.10	0.98
(15)FRE1	-0.42	0.07	-0.74	-0.20	-0.45	-0.84	-0.11	-0.09	-0.08	-0.48	-0.34	<b>0.44</b>
(16)Q75	-0.25	-0.52	0.19	1.38	-0.56	-0.57	1.09	-0.51	-0.33	3.94	0.39	1.41
(17)FRE75	-0.60	-0.25	-0.71	-0.19	-0.38	-0.75	-0.55	-0.61	-0.36	-0.63	-0.50	<b>0.54</b>
(18)Q25	-0.16	-0.35	-0.04	0.82	-0.48	-0.47	-0.27	-0.54	-0.56	1.84	-0.02	<b>0.73</b>
(19)FRE25	-0.10	0.24	-0.47	-0.25	-0.70	-0.84	0.60	-0.01	-0.36	-0.39	-0.23	<b>0.47</b>
(20)Q95	-0.29	-0.53	0.38	1.92	-0.56	-0.61	2.13	-0.29	-0.14	6.83	0.88	2.37
(21)Q90s	-0.10	-0.16	0.23	0.37	-0.09	-0.20	1.49	0.64	0.82	0.85	0.38	<b>0.66</b>
Q90m3s	-0.29	-0.55	0.33	1.79	-0.56	-0.61	1.82	-0.36	-0.31	5.74	0.70	2.02
(22)Q10	0.00	-0.23	-0.12	0.69	-0.45	-0.41	-0.28	-0.38	-0.26	1.47	0.00	0.58
(23)DUR3		0.89	0.62	0.12	-1.00		-0.42	-0.01	1.42	-0.31	0.16	<b>0.75</b>
(25)BFI	-0.12	-0.12	0.13	0.14	0.05	0.03	0.34	0.05	-0.02	0.47	0.09	<b>0.20</b>
(26)DVFI	-0.13	-0.03	-0.22	0.02	-0.21	-0.36	0.12	0.12	0.02	-0.01	-0.07	<b>0.16</b>
(27)DVPI	-0.05	0.15	-0.01	-0.05	-0.27	-0.82	<b>1.67</b>	<b>0.65</b>	-0.60	0.31	0.10	<b>0.67</b>
(28)DFVva	0.06	0.20	-0.01	0.01	-0.49	-0.37	<b>8.80</b>	<b>1.63</b>	-0.16	0.64	1.03	<b>2.85</b>
Relativ ændring: (sim-obs)/obs (8 ud af 10 stationer talt med)												
StName	170004	150033	190015	130011	150034	210788	560006	520198	600028	530095	MAE	RMSE
(4)FlowMedMin	0.31	0.56	0.51	2.09	0.55	0.63		0.10	0.63		0.67	0.88
(14)Q50	0.21	0.46	0.08	1.04	0.52	0.51		0.61	0.62		0.51	0.57
(15)FRE1	0.42	0.07	0.74	0.20	0.45	0.84		0.09	0.08		0.36	<b>0.46</b>
(16)Q75	0.25	0.52	0.19	1.38	0.56	0.57		0.51	0.33		0.54	0.64
(17)FRE75	0.60	0.25	0.71	0.19	0.38	0.75		0.61	0.36		0.48	<b>0.52</b>
(18)Q25	0.16	0.35	0.04	0.82	0.48	0.47		0.54	0.56		0.43	<b>0.48</b>
(19)FRE25	0.10	0.24	0.47	0.25	0.70	0.84		0.01	0.36		0.37	<b>0.46</b>
(20)Q95	0.29	0.53	0.38	1.92	0.56	0.61		0.29	0.14		0.59	0.79
(21)Q90s	0.10	0.16	0.23	0.37	0.09	0.20		0.64	0.82		0.33	<b>0.41</b>
Q90m3s	0.29	0.55	0.33	1.79	0.56	0.61		0.36	0.31		0.60	0.76
(22)Q10	0.00	0.23	0.12	0.69	0.45	0.41		0.38	0.26		0.32	0.38
(23)DUR3		0.89	0.62	0.12	1.00			0.01	1.42		0.68	<b>0.84</b>
(25)BFI	0.12	0.12	0.13	0.14	0.05	0.03		0.05	0.02		0.08	<b>0.09</b>
(26)DVFI	0.13	0.03	0.22	0.02	0.21	0.36		0.12	0.02		0.14	<b>0.18</b>
(27)DVPI	0.05	0.15	0.01	0.05	0.27	0.82		0.65	0.60		0.32	<b>0.44</b>
(28)DFVva	0.06	0.20	0.01	0.01	0.49	0.37		1.63	0.16		0.37	<b>0.62</b>

Det fremgår af tabel 6.15 at MAE (relativ middel absolut fejl) for BFI kommer ned på 0.08 mens Q90S er på 0.33. DVFI har relative fejl på hhv. 0.14 og 0.18 for MAE og RMSE. DVPI har lidt større relative fejl på hhv. 0.32 og 0.44 for MAE og RMSE, mens DFFVa har relative fejl på hhv. 0.37 (MAE) og 0.62 (RMSE).

I Tabel 6.16 er vist den nøjagtighed som 50 % af stationerne kan overholde når DK model anvendes til simulering af indikatorer for vandløb (> 10 km<sup>2</sup>)

*Tabel 6.16 Nøjagtighed af DK model for små oplande (10-30 km<sup>2</sup>) der kan overholdes af 5 ud af 10 stationer (50 % af stationerne)*

Nøjagtighed for stationer > 10 km <sup>2</sup> (50 % af stationer)	% Fejl (MAE)	% Fejl (RMSE)
DVFI	12 %	15 %
DVPI	11 %	14 %
DFFVa	15 %	24 %

En mere udførlig analyse af hvor mange stationer der opfylder performance krav på max 25-40 % afvigelse for DVFI, DVPI og DFFVa for hhv. DK model og DCE SWAT model findes i Appendix C. Tabel 6.17 er resultatet sammenfattet for hhv. alle 17 stationer (til venstre) og 10 små oplande med oplandsareal < 10 km<sup>2</sup> (til højre):

*Tabel 6.17 %-del modellerede stationer hvor performance i forhold til DVFI, DVPI og DFFVa er acceptable med hhv. DK model (DKM) og SWAT model (DCE)*

data hele periode	DKM	DCE	DKM %	DCE %	10 små oplande	formler	DKM	DCE	DKM %	DCE%
DVFI	32	29	94%	85%		DVFI	18	18	90%	90%
DVPI	19	12	56%	35%		DVPI	11	3	55%	15%
DFFVa	25	13	74%	38%		DFFVa	17	6	85%	30%
(i alt 34)	34	34				(i alt 10)				

Det fremgår af Tabel 6.17 at DVFI er rimeligt godt simuleret med begge modeller (ca. 94 % af stationer opfylder performance krav med DK model mod 85 % for SWAT). DFFVa er rimeligt godt simuleret med DK model (idet screeningskrav jf. 75 % af stationer omtrent er opfyldt). DVPI har ok performance for mere end 50 % af stationer. De tilsvarende tal for SWAT er hhv. 85 % (DVFI), 35 % (DVPI) og 38 % (DFFVa).

Ser man på de 10 små oplande er de to modeller lige gode mht. DVFI, hvorimod DFFVa simuleres væsentligt bedre med DK model end med SWAT (85 % opfylder krav for DK model mod kun 30 % for SWAT). Det samme er tilfældet for DVPI hvor 55 % opfylder kriteriet for DK model (mod 15 % for SWAT).

Dermed er resultatet for såvel små oplande (< 10 km<sup>2</sup>) og alle 17 oplande (både de 10 med oplande < 10 km<sup>2</sup> og dem med oplande fra 10-30 km<sup>2</sup>), at når man bedømmer ud fra performancekriterier (for DVFI, DVPI og DFFVa), med antal stationer der opfylder krav jf. Fbal kriterier fra Geovejledning 7, giver DK model væsentlig bedre performance end SWAT model. Det ser dermed ud til at de opstillede indikatorer (Graeber et al., 2014) er rimeligt robuste i forhold til evt. afvigelser på vandbalancen (fx fejl på Fbal eller Fbal-Sommer), idet eksempelvis DVFI indeholder en normalisering af Q90S (=Q90/Q50), således at fejl på både Q90 og Q50 vil have en tendens til at opveje hinande, når indikatoren beregnes. Dette samme gælder for differensled som Fre25-Fre75, hvor en systematisk fejl på Fre25 og Fre75, typisk vil udlignes når differensen anvendes. Dermed bliver fejlen på den samlede indikator for DVFI, DVPI og DFFVa meget mindren, end på de enkelt regime variable (fx Q90, Q50, Fre25 og Fre75), eller median min Q for den sags skyld.

### 6.3 Analyse af formeludtryk ved små vandføringer ( $Q90_{m^3/s} < 0.1 m^3/s$ )

GEUS har foretaget nogle supplerende analyser af empiriske formeludtryk (når observationer af DVFI og DFFVa anvendes i den symbolske regression ved små vandføringer hvor  $Q90 m^3/s < 0.1 m^3/s$ ). Samtidig er der set bort fra vandløb hvor der ikke er en vandløbspåvirkning som følge af vandindvinding (fx vandløb hvor spildevandsudledning øger minimumsvandføringen).

Der er relativt få vandløb hvor disse kriterier ( $Q90_{m^3/s} < 0,1 m^3/s$  og fravalg af lokaliteter hvor  $Q90_{m^3/s}$  ikke er reduceret for aktuelt scenarie i forhold til nul scenarie) er opfyldt for DVFI og DFFVa (15 datasæt for DFFVa og 42 datasæt for DVFI). Ved små vandføringer ( $Q90_{m^3/s} < 0,1 m^3/s$ ) kan der opstilles empiriske formler på baggrund af DK model simulerede vandføringer, hvor man genfinder parametre som  $Q90S$  og  $Sin_{obs}$  for DVFI,  $Q90_{m^3/s}$  og BFI for DFFVa og BFI for DVPI, men uden  $Fre1$  (for DVFI) og  $Fre25$  og  $Fre75$  (for DFFVa og DVPI) og  $Dur3$  for DVPI. Se Tabel 6.18 vedr. DCE's opstillede empiriske formler.

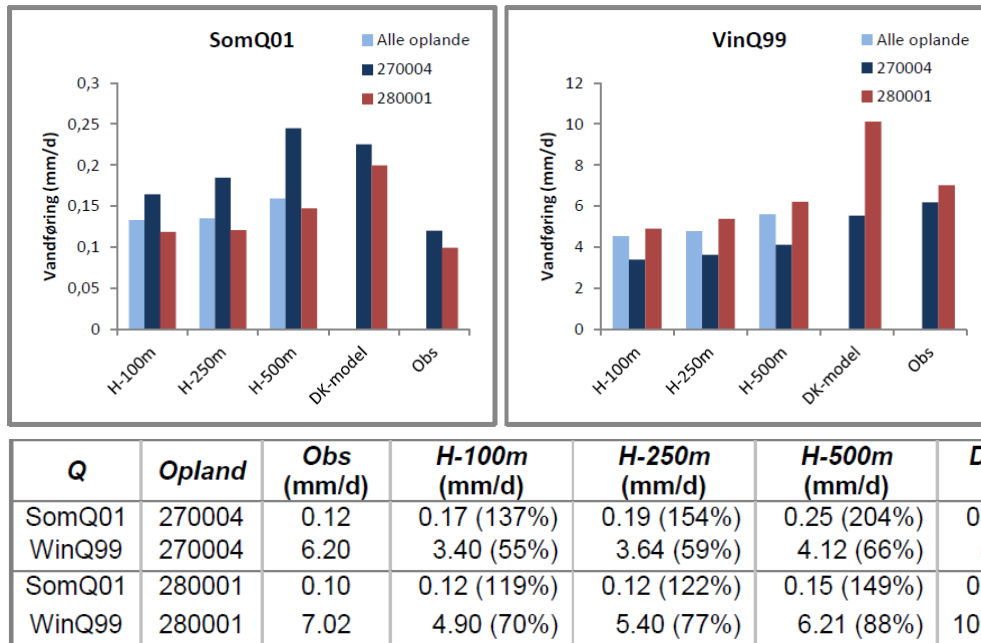
Tabel 6.18 Økologisk tilstand for smådyr (DVFI), planter (DVPI) og fisk (DFFVa) jf. opstillede empiriske relationer (Graeber et al., 2014)

<b>Gældende DCE formler (Graeber et al., 2014)</b>			
Observerede vandføringer:			
<b>DVFI = 0.020 * Fre1 * Q90S + 0.103 * Sin + 0.217</b>			
			(NSE = 0.44; n=122)
<b>DFFVa = 0.811 * BFI + 0.058 * Sin + 0.050 * Fre25 - 0.0413 * Fre75 - 0.319</b>			
			(NSE = 0.49; n= 61)
<b>DVPI = 0.020* Fre25 - 0.025 * Fre75 - 0.0019 * Dur3</b>			
			(NSE = 0.34; n= 91)
Tilstand	DVFI	DVPI	DFFVa
Høj tilstand	> 1,00	> 0,70	> 0,94
God tilstand	0,71 – 1,00	0,50 – 0,70	0,72 – 0,94
Moderat	0,57 – 0,71	0,35 – 0,50	0,40 -0,72
Ringe	0,43 – 0,57	0,20 – 0,35	0,11 – 0,40
Dårlig	< 0,43	< 0,20	< 0,11

Man kan ikke opstille brugbare indikatorer for små vandløb, uden også at inddrage den biologiske viden i vurderingen af egnende empiriske formler, og uden at tilvejebringe et større datasæt end de 15-42 datasæt der pt. foreligger for DVFI og DFFVa.

En yderligere detaljering af DK model til fx til 100-250 m model vil kunne reducere usikkerheden på simuleret minimumsflow (Højberg et al. 2012), jf. Figur 6.16. Det kan evt. være nødvendigt hvis man ønsker at reducere usikkerheden på regime variable (fx  $Q90_{m^3/s}$  og øvrige variable) for de små vandløb.

Det fremgår at Figur 6.16 at fx en 100 m model i hvert fald halverer usikkerheden i forhold til en 500 m model, alene som følge af detaljering af maskevidden for Horsens fjord modellen, når man kigger på minimumsvandføringen. 100 m modellen giver jf. tabellen afvigelser på en sommer Q1 på 137 % mod 500 m modellens afvigelse på 204 % ved stationen i Hansted å (270004), mens resultatet for stationen i Bygholm å er en afvigelse på 119 % med 100 m model mod 149 % med 100 m model.



Figur 6.16 Analyse af betydning af maskevidde for simulering af Q1 (1% fraktil ~ minimumsvandføring) og Q99 (99% fraktil ~ maksimumsvandføring). På figur og tabel er vist resultater med dels en 100m, 250m og 500m model stedspecifikt kalibreret for Horsens fjord oplandet og sammenlignet med DK model (500 m grid). Kilde: Højberg et al. 2012.

## 6.4 Bayesianisk netværk og vurdering af samlet usikkerhed på DVFI, DVPI og DFFVa

I stedet for en statistisk analyse baseret på empiriske formler udledt ved symbolsk regression, er det forsøgt at analysere datasæt for DVFI, DVPI og DFFVa ud fra en integreret model (vha. et Bayesianisk net), der giver mulighed for denne type statistisk analyse hvor usikkerheden er direkte indbygget i analysen. Det er dermed en elegant metodik til illustration af usikkerheder på bestemmelsen af samlede EQR værdier, hvor afhængigt af datagrundlag, middelværdi og varians opdateres baseret på Bayes's sætning for betingede sandsynligheder.

Indvinding af grundvand påvirker terrestriske og akvatiske økosystemer, især i lande som Danmark, hvor tæt på 99% af vandforsyningen er baseret på grundvand. Indvindingen af grundvand toppede i 80'erne (Jørgensen et al. 2016), men er siden faldet som følge af vandbesparelser og afgifter. Kriterier i første Vandplan var relateret til median minimums

vandføringen og reduktioner som følge af grundvandsindvinding, med tærskelværdier på max 5%, 10-25% og 50 % reduktion, afhængigt af retningslinjer fra 1979 udarbejdet i forbindelse med recipientkvalitetsplanlægning (Henriksen og Refsgaard, 2013; Henriksen et al, 2008; Olsen et al, 2013).

I Vandområdeplanerne blev der af DCE udviklet nye empiriske formler, der beskrev forholdet mellem hydrologiske regime variable og biologiske kvalitetselementer fisk (DVFFa / 61 lokaliteter), makro-fytter (vandplanter- DVPI / 91 lokaliteter ) og makroinvertebrater (hvirvelløse smådyr - DVFI / 122 lokaliteter), baseret på en analyse af vandløbsdata for 2004-2010 (Graeber et al., 2014). Effekten af den fysiske tilstand blev inkluderet ved stedfortræder variabel for fysisk indeks, den såkaldte "slynglingsklasse" eller sinuositet (Sin\_obs).

I de endelige modeller for de tre kvalitetselementer indgik der seks afstrømningsregime flow variable: Q90S (=Q90/Q50, flow der underskrides i 10 % af tiden, normaliseret ved median flow Q50), Fre1 (årlig antal hændelser der overskrider Q50), Fre25 (årlig antal hændelser der overskrider en større afstrømning der optræder 25 % af tiden: Q25), Fre75 (årlig antal hændelser der underskrider en lav afstrømning der forekommer 25 % af tiden: Q75), Dur3 (varighed af store afstrømningshændelser over tre gange median flow: dvs.  $3 \cdot Q50$ ) og BFI (base flow index), se Graeber et al. (2014) og Riis et al. (2008). Median minimum flow  $Q_{\text{median min}}$  blev vurderet til at have meget sekundær betydning, og denne variabel indgik derfor ikke i de endelige empiriske modeller DCE opstillede. De opstillede formeludtryk er beskrevet ovenfor i Tabel 6.19.

Baseret på de observerede værdier af DVFI, DVPI og DFFVa for de 61-122 stationer, beregnede afstrømningsregime variable ud fra observeret vandføring og modelresultater med den nationale vandressource model (DK-model) af Q90S (dkQ90S), BFI (dkBFI) og Qmm (dkQmm) for de samme stationer, et der her opstillet et datasæt, der er analyseret med HUGIN's algoritme for maskinlæring: *strukturel læring* og *EM læring*. Herved er det Bayesianske net vist i Figur 6.17 blevet udviklet og efterfølgende valideret for de stationer der har observerede værdier af såvel DVFI, DVPI og DFFVa.



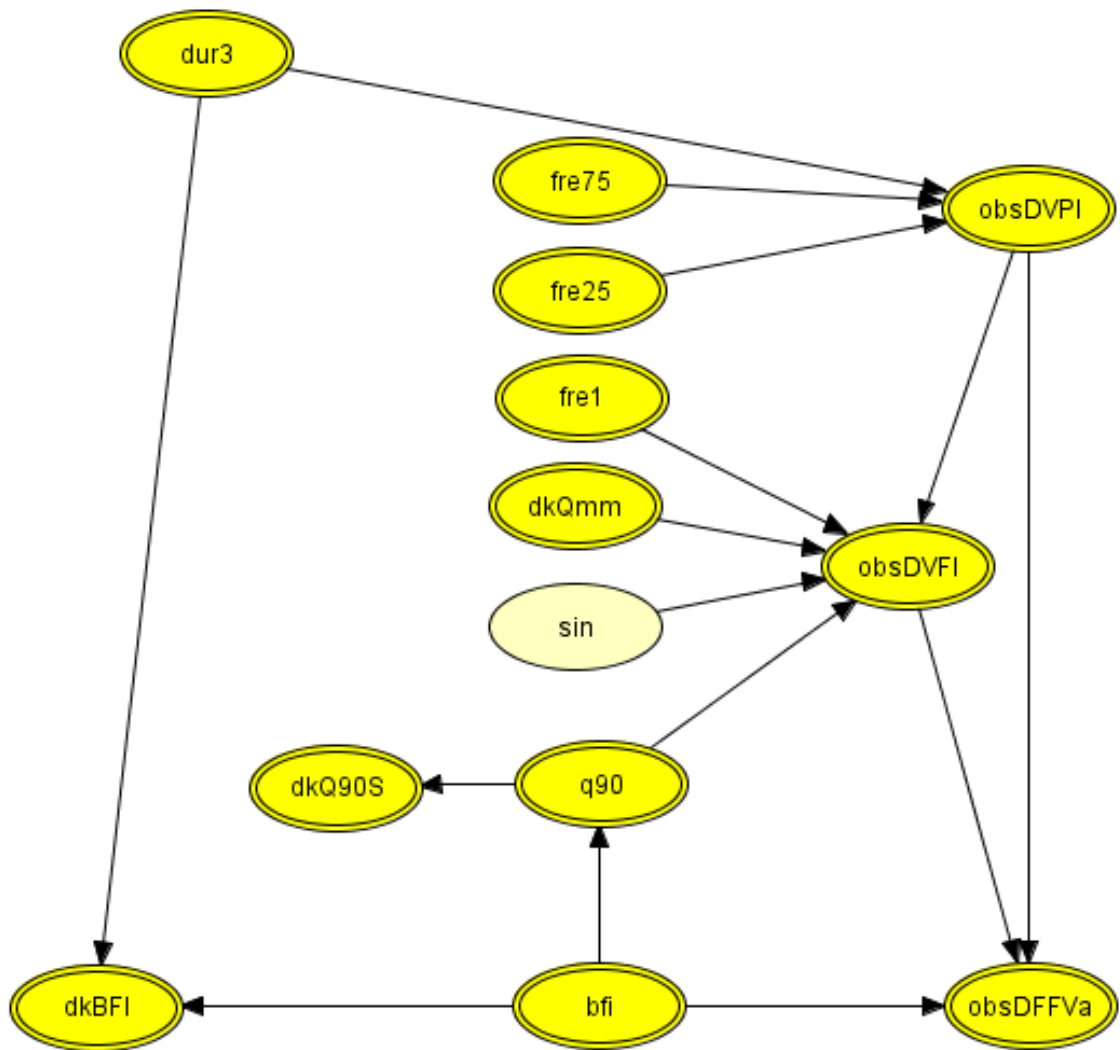


Figure 6.17 Udviklet bayesiansk net til integreret vurdering af DVPI (obsDVPI), DVFI (obsDVFI) og DFFVa (obsDFFVa) ud fra hydrologiske regime variable bestemt ud fra observationsdata (dur3, fre27, fre25, fre1, q90 og bfi), slyngningsklasse (sin) og DK modellerede variable for median min flow (dkQmm), base flow index (dkBFI) og low flow ekstremitet (dkQ90s)

I prototypen på et Bayesian net er alle variable (undtagen Sin som har fire diskrete tilstande, der kan have værdierne 1-4) blevet implementeret som *kontinuerlige variable* ved hjælp af HUGIN softwaren. Det fremgår af Figur 6.17 at obsDVPI afhænger af Fre25, Fre75 og Dur3 jf. Tabel 6.19. I et Bayesian net beskriver relationer (links) mellem variable, hvordan forskellige variable (fx obsDVPI) er relateret til øvrige variable i nettet, hvorved middelværdier og standardafvigelse kan beregnes (der forudsættes normal fordeling), hvorved usikkerhedsbåndet (udtrykt ved variansen) kan beskrives ved hjælp af det Bayesianske net.

For DVPI er formlen jf. Tabel 6.19 direkte indarbejdet, da DVPI afhænger af netop en linearkombination af kun disse tre variable (Fre25, Fre75 og Dur3) samt en konstant. Det antages endvidere i den opstillede integrerede model, at vandplanterne (DVPI) har betydning for den økologiske tilstand af både smådyr (DVFI) og fisk (DFFVa), udtryk ved de repræsenterede links mellem obsDVPI og obsDVFI hhv. obs DFFVa.

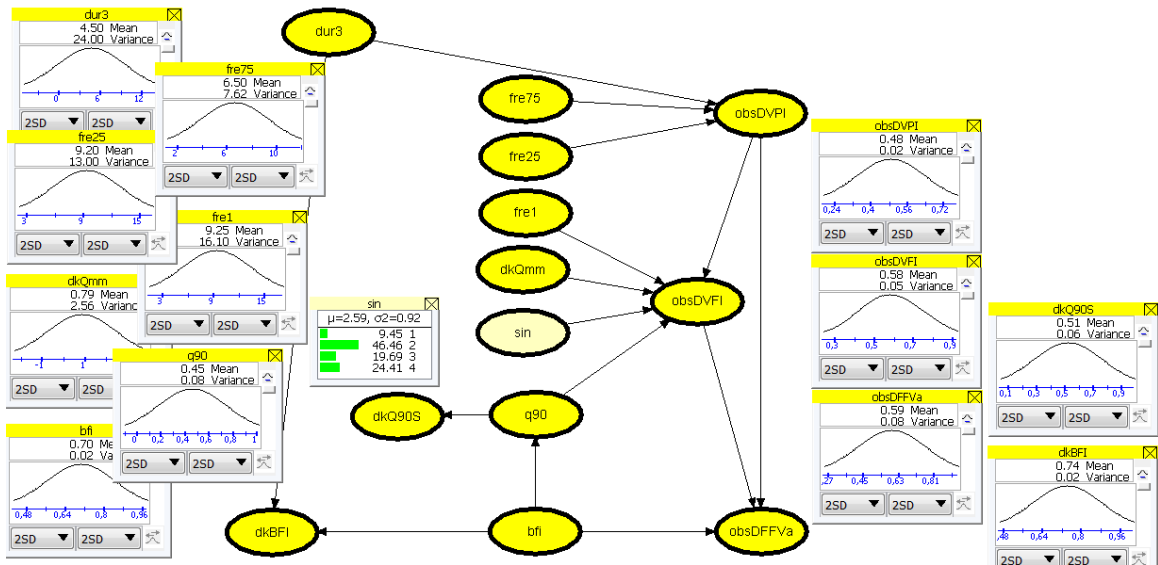
De beregnede resultater (fx middelværdier for obsDVFI og obsDFFVa) vil derfor afvige lidt fra DCE formeludtryk, da det Bayesianiske net integrerer alle variable i nettet, og ved hjælp af Bayes'es teorem, muliggør opdatering af middelværdi og usikkerhedsbånd (varians) for alle variable i nettet, når der indtastes en målt værdi af en hydrologisk regimevariable eller en observeret værdi af DVPI, DVFI eller DFFVa. Det vil have en såkaldt 'knock-on' effekt på øvrige variable i nettet (jf. lovmæssigheder for betingede sandsynligheder jf. Bayes).

For DVFI indeholder det empiriske udtryk et produkt-led ( $q_{90} * fre_1$ ) der ikke kan håndteres i den valgte konfiguration for det Bayesianiske net baseret på "kontinuerlige variable" benyttet i prototypen (der udgør en forholdsvis nem måde at håndtere inddata og usikkerhedsberegninger). Det er kun en prototype, og derfor er nettet her vist med kontinuerlige variable, men et egentligt beslutningsværktøj vil med fordel kunne opstilles på basis af diskrete variable, hvorved det vil være muligt at indarbejde vikårlige betingede sandsynligheder og dermed i princippet mere komplekse formeludtryk (incl. ikke lineære relationer). I nettet vist i Figur 6.17 indgår i stedet en linearkombination af  $q_{90}$  og  $fre_1$ , 'kalibreret på baggrund af de 122 data der indgår i grundlaget for maskinlæringen af det Bayesianiske net.

I prototypen er der set bort fra frekvenser og varigheder på DK model simuleret flow ( $Fre_1$ ,  $Fre_{25}$ ,  $Fre_{75}$  og  $DUR_3$ ). Disse frekvens variable er typisk undervurderet sammenlignet med observerede variable når DK model anvendes (Henriksen et al., 2014). Den strukturelle analyse og EM læring vil være tilbøjelig til (ligesom en symbolsk regression i øvrigt) at lægge mindre vægt på variable med »høj støj" (variable med stor bias), og links til sådanne vil typisk ikke blive identificeret med læring algoritmer og derfor ikke blive medtaget ved maskinlæringen eller i en symbolsk regression. Analysen resulterede imidlertid i, at  $Q_{mm}$  (median min flow beregnet med DK model) kunne inkluderes, som en egnet variable der indgår i beregning af obsDVFI (om end styrken af denne relation er svag).

Det opstillede Bayesianiske net kan siges at være en mere integreret model sammenlignet med DCEs symbolske regression, da DVPI (obsDVPI) og DFFVI (obsDFFVI) udgør *forældre variable* til indikatoren for fisk (obsDFFVa) og DVPI samtidig er forældrevariabel for DVFI. Når eksempelvis værdien af DVPI er beregnet af det Bayesianiske net, vil dette resultat efterfølgende påvirke beregning af DFFVa og DVFI.

I udgangssituationen (a-priori) beskriver det Bayesianiske net samtlige variable som de ser ud "i gennemsnit" baseret på indledende fordelinger baseret på 61-122 lokaliteter, altså resultatet af den generelle model for hele landet (Se Figur 6.18).



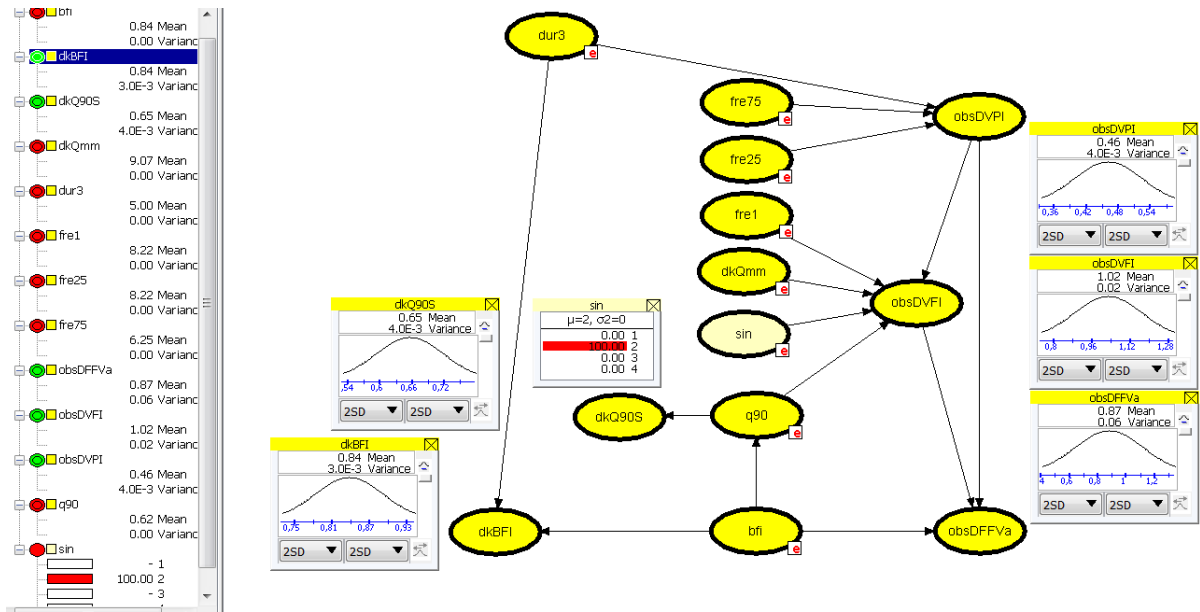
Figur 6.18 Eksempel på initielt Bayesianisk net der viser beregnede middelværdier og varians (vist med monitor vinduer for alle variable).

Indtaster man (og fastlægger) en eller flere enten observerede variable eller DK model simulerede variable, vil nettet opdatere sandsynligheder for samtlige variable i nettet incl. opdatere den samlede varians (posteriori). Indtastes "observerede variable" (dur3, fre1, fre25, Fre75, sin og q90) svarende til en stedspecifik lokalitet (en bestemt ODA station), så vil nettet vise resultater for netop denne vandløbslokalitet (i dette tilfælde en nedstrøms station i Storåen – stednummer 220062): se Eksempel A i Figur 6.19:

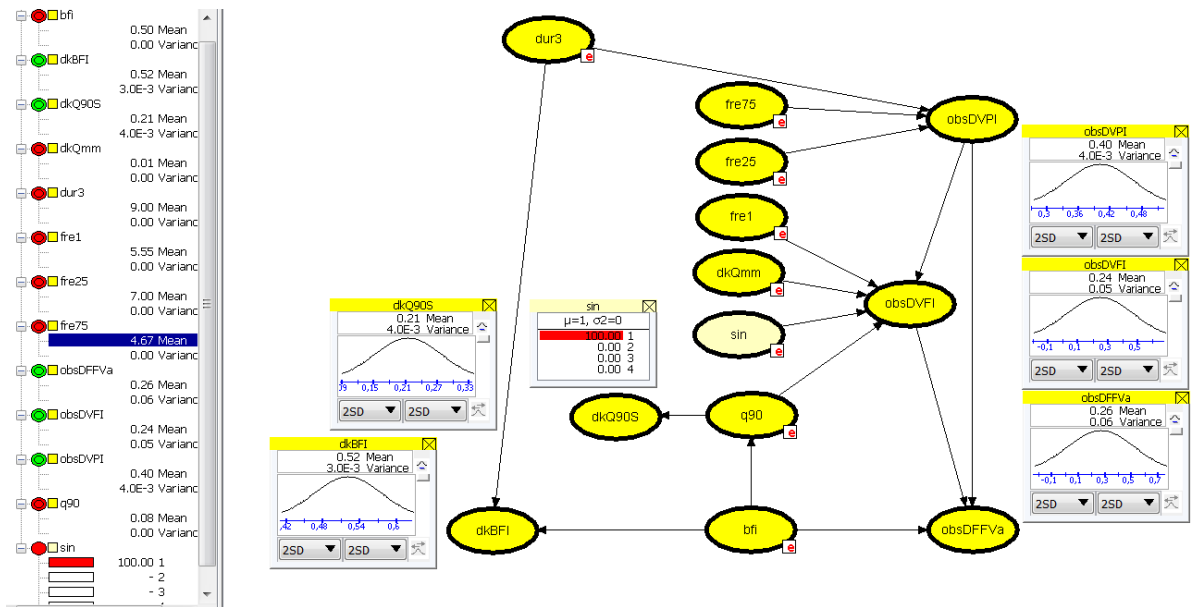
- Dur<sub>3</sub> = 5 dage (varighed af store afstrømninger over 3\*Q50)
- Fre<sub>75</sub> = 6.56 (hændelser pr. år der underskriver Q75)
- Fre<sub>25</sub> = 8.22 (hændelser pr. år der overskrider Q25)
- Fre<sub>1</sub> = 8.22 (hændelser pr. år over Q50)
- dkQ<sub>mm</sub> = 9.07 (m<sup>3</sup>/sek)
- Sin = 2 (sinus klasse; 1: kanal, 2: svagt slynget, 3: slynget og 4: meandrerende)
- q90 (Q90/Q50) = 0.62 (low flow ekstremitet)
- bfi = 0.84 (baseflow index)

I eksempel B er vist resultater for et lille opstrøms vandløb på Sjælland (540002). Se Figur 6.20

- Dur<sub>3</sub> = 9 dage
- Fre<sub>75</sub> = 4.67
- Fre<sub>25</sub> = 7
- Fre<sub>1</sub> = 5.55
- dkQ<sub>mm</sub> = 0.001
- Sin = 1
- q90 (Q90/Q50) = 0.08
- bfi = 0.50



Figur 6.19 Eksempel A: St 220062 Storå (stort vandløb dkQmm = 9.07 m<sup>3</sup>/s)



Figur 6.20 Eksempel B: St 540002 i Nordsjælland (lille vandløb dkQmm = 0.01 m<sup>3</sup>/s)

Tabel 6.20 opsummerer valideringsresultatet af det Bayesianske net for de stationer hvor der foreligger såvel DVFI, DVPI og DFFVa.

Tabel 6.20 Valideringstest for 35 stationer hvor der foreligger såvel DVFI, DVPI og DFFVa observationer. DVFI BN: resultater for DVFI med Bayesianiske net, DVFI obs: Observeret EQR værdi for DVFI og DCE SIM: beregning af DVFI ud fra DCEs empiriske formel (tilsvarende for DFFVa og DVPI)

DMU no	Sin	DVFI BN	DVFI obs	DCE SIM	DFFVa BN	DFFVa obs	DCE SIM	DVPI BN	DVPI obs	DCE SIM
20006	4	0.78	0.77	0.75	0.65	0.88	0.60	0.50	0.52	0.51
80001	4	0.73	0.53	0.68	0.67	0.52	0.68	0.50	0.59	0.50
100009	2	0.57	0.67	0.59	0.64	0.83	0.61	0.50	0.46	0.49
100014	2	0.49	0.44	0.67	0.70	0.60	0.68	0.51	0.49	0.51
110016	2	0.47	0.35	0.48	0.58	0.20	0.65	0.50	0.48	0.51
150034	3	0.72	0.64	0.81	0.84	0.91	1.01	0.61	0.71	0.62
150046	3	0.64	0.52	0.62	0.47	0.30	0.33	0.50	0.49	0.51
150073	2	0.61	0.51	0.61	0.81	0.86	0.88	0.60	0.51	0.61
150104	4	0.81	0.65	0.79	0.86	0.88	0.87	0.51	0.65	0.52
150109	3	0.70	0.64	0.77	0.76	0.77	0.78	0.52	0.64	0.52
160070	2	0.48	0.49	0.52	0.55	0.75	0.61	0.50	0.48	0.51
210077	4	0.79	1.05	0.71	0.87	0.78	0.78	0.57	0.5	0.57
220047	3	0.67	0.55	0.68	0.75	0.58	0.58	0.46	0.49	0.46
220053	3	0.52	0.44	0.54	0.57	0.41	0.6	0.45	0.56	0.44
220062	2	1.02	0.87	0.52	0.87	0.95	0.62	0.45	0.46	0.46
250021	2	0.46	0.69	0.69	0.62	0.89	0.8	0.51	0.62	0.52
250592	3	0.7	0.77	0.78	0.8	0.33	0.79	0.54	0.5	0.55
250727	4	0.91	0.97	0.79	0.91	0.72	0.89	0.58	0.49	0.59
310032	2	0.52	0.71	0.58	0.67	0.71	0.82	0.6	0.78	0.61
310374	2	0.73	0.86	0.6	0.76	0.98	0.73	0.55	0.67	0.56
370011	3	0.6	0.36	0.38	0.54	0.77	0.51	0.6	0.77	0.59
380107	3	0.61	0.83	0.59	0.7	0.97	0.81	0.57	0.59	0.57
500057	1	0.38	0.34	0.46	0.5	0.3	0.52	0.46	0.6	0.47
510002	2	0.38	0.42	0.55	0.26	0.71	0.31	0.16	0.45	0.17
520039	2	0.43	0.36	0.48	0.5	0.38	0.58	0.41	0.49	0.41
520068	2	0.37	0.59	0.44	0.36	0.13	0.39	0.33	0.29	0.34
530011	1	0.34	0.26	0.41	0.35	0.04	0.3	0.38	0.3	0.39
540002	1	0.28	0.22	0.33	0.28	0.01	0.3	0.4	0.46	0.41
550051	3	0.54	0.57	0.55	0.56	0.67	0.64	0.51	0.38	0.52
560005	2	0.43	0.44	0.47	0.39	0.63	0.32	0.37	0.29	0.37
570058	2	0.4	0.44	0.44	0.33	0.5	0.48	0.11	0.3	0.11
570179	3	0.52	0.45	0.55	0.41	0.21	0.38	0.31	0.3	0.3
570187	2	0.39	0.74	0.45	0.53	0.18	0.7	0.41	0.29	0.47
580057	2	0.37	0.43	0.44	0.32	0.54	0.28	0.32	0.4	0.32
600024	2	0.68	0.44	0.47	0.53	0.62	0.33	0.4	0.28	0.4

Ud fra prototypen på det Bayesianiske net er der herefter af Anders Madsen (HUGIN) udarbejdet et eksempel på et web-interface, så beregninger af middelværdier og usikkerhedsbånd på DVFI, DVPI og DFFVa (kan illustreres som et "trafiklys" af tilstanden se Tabel 6.17) med sandsynlighed for tilstandsklasser afhængigt af datagrundlag og indtastede observerede eller beregnede variable. Formålet har været at illustre hvordan man kan anvende Bayesianiske net til at integrere observerede data og modeldata fra DK model på et Web-interface.

I Web-interface eksemplet er indtastet en observeret slyngningsklasse (sin = 4), altså et meanderende vandløb med optimal fysisk kvalitet, og valgte værdier for Q90, Fre1, Fre25,

Fre75, Dur3 og BFI, og herudfra beregner programmet (når man taster "compute"/det tager lidt tid at beregne trafiklys) output variable (DVPI, DVFI og DFFVa), incl. middelværdi og varians (som kan omregnes til et usikkerhedsbånd jf. fx 95 % konfidensgrænser). Med eksemplet bliver DVFI = 0,74 dvs. god tilstand (krav > 0,71), men med en betydelig usikkerhed hvor der er 5 % sandsynlighed for at tilstanden er dårlig, 13 % sandsynlighed for at den er ringe, 28 % sandsynlighed for at den er moderat, 49 % sandsynlighed for at den er god og 7 % sandsynlighed for at den er høj (prøv selv evt. med data jf. Appendix C for små vandløb).

**Observed data**  
 sin: 4  
**Observed flow variables**  
 q90: 0.5 (mean: 0.5, variance: 0)  
 fre1: 5 (mean: 5, variance: 0)  
 fre25: 7 (mean: 7, variance: 0)  
 fre75: 5 (mean: 5, variance: 0)  
 dur3: 4 (mean: 4, variance: 0)  
 bfi: 0.65 (mean: 0.65, variance: 0)

**Variables at ID15 level from DK model**  
 dkQ90S: mean: 0.56, variance: 0  
 dkBFI: mean: 0.71, variance: 0  
 dkQmm: mean: 0.79, variance: 2.56

**Output variables**  
 obsDVPI: mean: 0.49, variance: 0  
 obsDVFI: mean: 0.74, variance: 0.03  
 obsDFFVa: mean: 0.64, variance: 0.06

**Traffic lights**  
 It is necessary to press the compute button before interpreting the numbers below

**DVFI**

4.48%	bad
13.36%	poor
28.43%	moderate
49.67%	good
7.13%	high

**DFFVa**

1.50%	bad
14.70%	poor
49.94%	moderate
28.29%	good
11.17%	high

**DVPI**

0.00%	bad
1.84%	poor
57.07%	moderate
39.63%	good
0.00%	high

Reset Compute

<http://demo.hugin.com/example/EcologicalIndicators>

Analysen med det Bayesianske net illustrerer, at det ikke kun er usikkerheden på modelleret versus observeret vandføring, der spiller en rolle. Det gør også øvrige faktorer som indgår i sandsynlighedsfordelinger. Styrken ved det Bayesianske net er, at metodikken kan give en vurdering af tilstanden med usikkerheden eksplicit inddraget, i stedet for blot en beregning af en EQR værdi. Man kan forestille sig at Bayesiansk net brugt som et *EQR regnskab* baserede på observerede værdier af DVFI, DVPI og DFFVa, modelberegnete scenarier med DK model af hydrologiske regime variable for reference scenarie (nul indvinding), aktuel indvinding, tilladt indvinding og ændrings scenarier, samt evt. øvrige variable, der har betydning for biologiske kvalitetselementer i små og store vandløb. Det vil give mulighed en integreret metamodel, hvor også lokale observationer og viden, og ekspertviden kan inddrages i et understøttende beslutningsstøtte system til screeningsformål. Når der kommer flere monitoringsdata vil de kunne indgå i en opdatering af det Bayesianske net.

## 7 Opsamling vedr. usikkerhedsvurdering og implikationer for screeningsværktøj

### 7.1 Testcase og undersøgelse af muligheder for reduktion af usikkerheder

Usikkerhedsvurderingen har omfattet vurdering af relative usikkerheder på forskellige regime variable og biologiske kvalitetselementer når de beregnes vha. empiriske formler med DK model sammenlignet med beregning ud fra observerede vandføringer. Usikkerhedsanalyser har dermed fokus på hvor godt man kan simulere disse størrelser i "absolut værdi" (angivet med %-vis afvigelse i forhold til beregninger ud fra målte afstrømninger). Det er ikke muligt at vurdere usikkerheden på modelberegnete *ændringer* (EQR værdier). Simulerede ændringer som følge af vandindvinding vurderes at være noget bedre bestemt, end fx simulering af absolutte EQR værdier (jf. erfaringer med simulerede ændringer i minimumsvandføring som følge af vandindvinding i forhold til absolut minimumsvandføring)

Der er opstillet en testmodel for Storå-Karup å-Skjern å-Guden å-Nørre å som er kalibreret inverst vha. PEST og i forhold til modelafvigelse på markvandingsmængder, trykniveau og forskellige hydrologiske kalibreringsmål, incl. udvalgte hydrologiske regime variable (BFI) og EQR værdier (DVFI og DFFVa). I den vestlige del af testområdet er der et stort antal markvandingsindvindinger (grovsandet jord med et stort vandingsbehov). I den østlige del et mere begrænset antal markvanding (lerjord med et begrænset vandingsbehov).

Test modellen er en lettere forenklet version af DK model (500 m grid), i MSHE 2016 versionen, som på grund af en optimeret kørselstid, er velegnet til et stort antal kalibreringskørsler. Modellen er kalibreret for 2000-2006 og valideret for 1995-1999. Der er kalibreret på de 13 mest følsomme parametre ( $K_s$ , roddeybde, vanding, dræn, lækage mm.). Der er foretaget sammenligning af fire kalibreringsscenerier: 1) ingen kalibrering, 2) traditionel DK model kalibrering (NSE,  $F_{bal}$ ,  $F_{bal_{sommer}}$ ), 3) økologisk flow kalibrering i forhold til BFI, DFFVa og DVFI og 4) økologisk flow kalibrering hvor BFI og  $F_{bal}$  indgår udover trykniveau. NSE og  $F_{bal}$  vanding RMSE der indgår i alle tre inverse kalibreringer.

Resultatet af invers kalibrering i test case viser, at det er lykkedes at kalibrere modellen i forhold til markvandingsmængder (det er nyt, det har ikke tidligere været inkluderet). Tabel 7.1 nedenfor sammenfatter hovedresultater.

Den traditionelle kalibrering (Trad.) giver de bedste resultater på NSE og  $F_{bal}$ , i det 84 % af vandføringsstationerne har en NSE værdi over 0.5. I alt 64 % af stationerne kan overholde et krav til  $F_{bal}$  på  $\pm 10\%$ , mens 84 % kan overholde et krav på  $F_{bal-S}$  på  $\pm 15\%$ . Den mest optimale kalibrering (Eco2) for de tre biologiske kvalitetselementer DVFI, DVPI og DFFVa ses at være en optimering der inddrage BFI som kalibreringsmål, sammen med trykniveau,  $F_{bal}$ ,  $F_{bal-S}$ , NSE og Vanding RMSE.

Tabel 7.1 Hovedresultater af invers kalibrering

	Initial	Trad.	Eco1	Eco2
Markvanding				
RMSE [mio m <sup>3</sup> /år]	36.7	12.5	14.4	14.8
Traditionelle kalibreringsmål				
NSE > 0.70	36%	52%	52%	52%
NSE > 0.50	68%	84%	72%	80%
Fbal ± 10%	52%	64%	56%	56%
Fbal <sub>sommer</sub> ± 15%	28%	84%	72%	72%
Økologiske indikatorer				
RMSE BFI i %	10%	9%	9%	5%
RMSE DVFI i %	17%	15%	11%	10%
RMSE DVPI i %	36%	26%	23%	15%
RMSE DFFV i %	25%	21%	19%	14%

Hvor en traditionel kalibrering har relative afvigelser (RMSE) på DVFI, DVPI og DFFVa på 15%, 26% og 21%, så reduceres disse afvigelser til 10%, 15% og 14% med Eco2.

Der er foretaget en følsomhedsanalyse der peger på at dræntidskonstanter, ledningsevne i glimmerler, lækagekoefficient vandløb er de mest følsomme parametre i forhold til DVFI, DVPI og DFFVa. Det vil sige såvel grundvands- som overfladevandsparemetre er vigtige for nøjagtigheden på simuleringen af økologisk flow.

## 7.2 Usikkerhed på DK model for store og små vandløb

Der er foretaget en vurdering af usikkerheden DK model beregnede vandføringer (NSE og Fbal) for kalibreringsstationer og for små vandløb ned til 10 km<sup>2</sup> og derunder. DK model overholder for større vandløb (> 30 km<sup>2</sup>) geovejledningens krav til NSE, Fbal og Fbal-S både for kalibreringsperioden men også for de senere år (for Fbal). Det samme gælder valideringsperioden 1996-1999. For valideringsperioden 2007-2010 kan DK model imidlertid ikke opfylde kravene til en screeningsmodel for NSE, og det skyldes formentlig færre nedbørsstationer siden 2006.

Analysen for de små vandløb viser, at DK model har omtrent samme nøjagtighed på NSE og Fbal som DCEs SWAT model, når resultater for valideringsstationer/-perioder sammenlignes. For en del stationer, hvor der ikke indgår et vandløb indbygget i DK model kan man ikke umiddelbart sammenligne beregnede vandføringer i forhold til observationsværdier. For små vandløb er der relativt store afvigelser for mange flow variable, bedst simuleres BFI og Q90S.

Det er vurderet, at 80 % af vandløbsstationer kan overholde rimelige krav til nøjagtigheden på DVFI, DVPI og DFFVa hvor oplandsarealet >10 km<sup>2</sup> (relative fejl på DVFI, DVPI og DFFVa RMSE er her: 15%, 14% og 24%), hvilket vurderes tilstrækkelig nøjagtigt sammenlignet med tilsvarende krav til hydrologiske modeller i forhold til fx vandbalancefejlen (Fbal).

DK model er dermed rimeligt nøjagtig i forhold til simulerede værdier og ændringer på DVFI, DVPI og DFFVa. Det er muligt at reducere usikkerheden, som vist med testcase ved at ind-



drage BFI i den inverse kalibrering, eller ved at detaljere DK model, så vandførings- og ODA stationer (DVFI, DFFVa, DVPI og DFFVø) indbygges eksplicit i setup, hvorved usikkerhed på udtræk af simuleret vandføring ved lokaliteter i oplandet reduceres.

DK model viser entydigt bedre performance end SWAT for 17 små oplande jf. % af stationer der opfylder performance krav (jf. Tabel 0.1). For små oplande  $< 10 \text{ km}^2$  (valideringstest for 10 stationer der ikke har indgået i kalibreringen er DK model og SWAT omtrent lige gode for DVFI, hvorimod 55 % af stationerne opfylder performancekrav med DK model for DVPI (15 % af stationerne for SWAT), og 85 % af stationer med DK model opfylder performancekrav for DFFVa (30 % af stationerne for SWAT).

Der er foretaget en nærmere vurdering af empiriske formler, når datasæt der repræsenterer vandløb med en  $Q_{90_{m^3/s}}$  på  $< 0.1 \text{ m}^3/\text{s}$  anvendes, i stedet for samtlige stationer, og desuden med frasortering af stationer hvor vandføringen er "kunstigt forøget", som følge af spildevandsudledning. Der er behov for flere stationer før der evt. kan opstilles nye empiriske formler for vandløb med fx  $Q_{90_{m^3/s}} < 100 \text{ l/s}$ .

Der er behov for i et hovedprojekt at inddrage ørred- og lakseindeks (yngel pr.  $\text{m}^2$ , <http://kort.fiskepleje.dk/>), og der er mulighed for at analysere sammenhænge vha. DK modelens beregnede vandføringer for de tidsserier der foreligger typisk fra august-september, samt at inddrage nogle relevant grundvands-overfladevands parametre (fx afsænkning af terrænnært grundvandspejl, reduktion af grundvandsafstrømning mm. som typisk er defineret ud fra BFI,  $Q_{90}$  og  $Q_{90_{m^3/s}}$ ).

### **7.3 Illustration af muligheder for illustration af samlede usikkerheder på EQR værdier i et understøttende screeningsværktøj (bayesianske net)**

Der er opstillet en prototype på et Bayesiansk net (en integreret model) der kan belyse tilstandsfordelingen, incl. usikkerhedsbånd, når der anvendes en kombination af observerede og modelberegnete variable. Metoden kan indgå som metamodel værktøj i et understøttende screeningsværktøj for små og store vandløb, med input fra et større antal simuleringkørsler med fx DK model med forskellige indvindingsplaceringer, hvorved der kan indbygges flere forklarende variable og hvorved usikkerhed relateret til vandindvinding, vandløbspåvirkning, geologi mm. i forhold til biologiske kvalitetselementer, eksplicit vil kunne inddrages.

En metodik baseret på Bayesianske net brugt som til integreret vurdering af *EQR regnskab* baseret på observerede værdier af DVFI, DVPI og DFFVa, modelberegnete scenarietkørsler med DK model af hydrologiske regime variable for reference scenarie (nul indvinding), aktuel indvinding, tilladt indvinding og ændrings scenarier, samt øvrige variable, der har betydning for biologiske kvalitetselementer i små og store vandløb, vil kun indgå, ligesom at lokal ekspertviden kan indarbejdes. Det vil give en mulighed for strukturel maskinlæring og EM læring (en træning og løbende opdatering af nettet i forhold til eksisterende og nye data) hvilket kan udgøre en dialogbaseret metamodel, hvor også lokale observationer og viden inddrages som en del af et understøttende beslutningsstøtte system til screening og/eller detailvurdering.

## 7.4 Prototype web interface/modul/program

### 7.4.1 Skitsering af løsningsscenarier

Der er opstillet fire løsningsscenarier, der er undersøgt i forprojektet. Grundmodul et benævnes i det følgende: "Implementering af økologisk flow og ressourcevurdering", så hovedformålet med web interfacet er primært at komplementere de sagsbehandlingsværktøjer der allerede findes i kommunerne, samt at tilvejebringe et værktøj til kommuner der ikke i dag har adgang til noget screeningsværktøj.

Et grundmodul til implementering af økologisk flow og ressourcevurdering kan i princippet implementeres ud fra et nul scenarie og tre forskellige løsningsscenarier: 0) *intet web interface*, 1) *bestilling*, 2) *selvbetjening* og 3) *avanceret modul*.

Nul scenariet: *intet web interface* er medtaget som en 'nul løsning', dvs. kommunerne foreslår dette scenarie, hvis de ikke ser noget behov for et nyt værktøj-interface-modul til behandling af vandindvindingstilladelser. Der etableres ikke noget web interface i dette tilfælde.

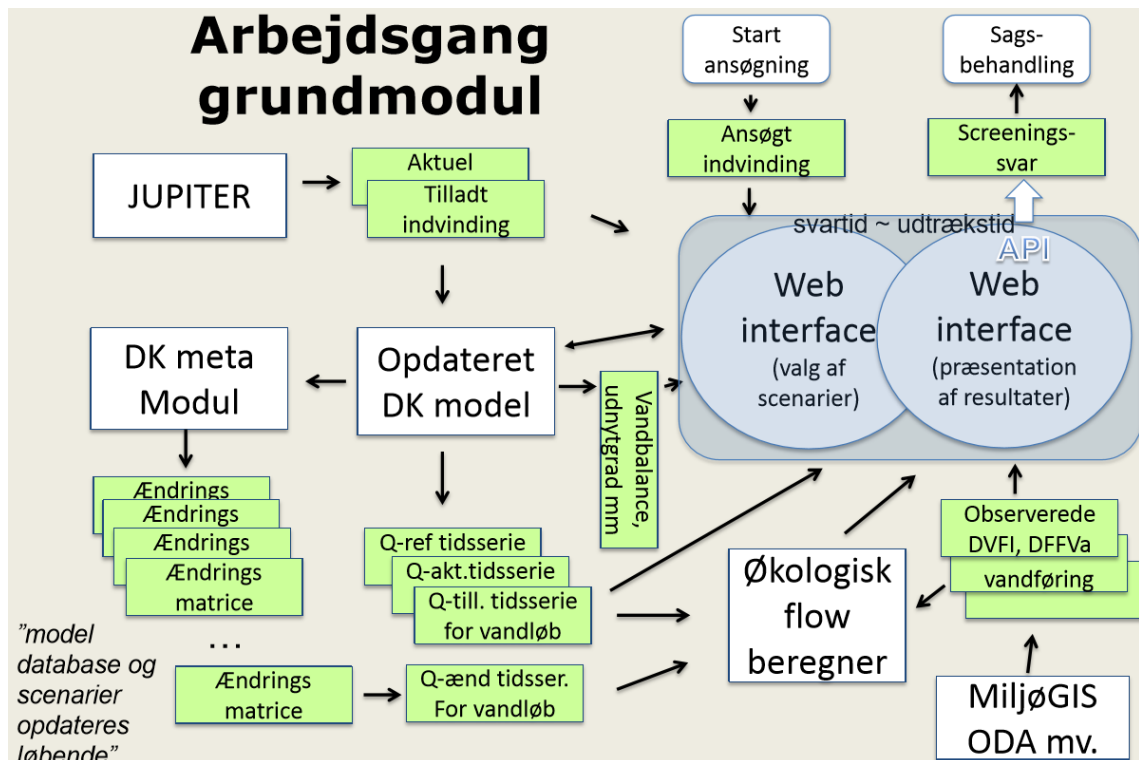
Scenarie 1: *bestilling* er et web-interface hvor ansøgere og kommuner kan bestille en kørsel fx med DK model af en ny større indvinding, eller af et større antal indvindinger med henblik på en ressourcevurdering og beregning af økologisk flow for en række vandløbslokaliteter. Det behøver ikke være GEUS, der skal foretage beregningerne, det kan evt. være en rådgiver, men GEUS's opgave vil være at sikre at der ligger en uploadet DK model for hele landet, der kan indgå i beregninger af ændringer i EQR værdier for fx aktuel vandindvinding, tilladt indvinding samt ændrings scenarie (fx en ny større kildeplads).

Scenarie 2: *selvbetjening* er en løsning hvor ansøger eller kommune selv interaktivt foretager en analyse af en nye indvinding, eller en kontrolberegning for et område. Brugeren kan selv specificere hvilke analyser og udtræk man har behov for, og resultater kan vises på kort evt. sammen med monitoringsdata. Der indgår en påvirkningsmatrice sådan at resultater og usikkerheder indgår i output.

Scenarie 3: *avanceret modul* giver mulighed for udtræk af en 100x100 m version af DK model, og evt. kalibrering af submodel og følsomhedsanalyse.

Det er vurderet at et grundmodul vil svare til de komponenter der indgår i *selvbetjening*. På baggrund af spørgeskemaundersøgelsen vurderes det, at kommunerne har brug for et hurtigt svar på hvilken påvirkning der vil være ved en ny vandindvinding, samt en ressourcevurdering af den samlede påvirkning, incl. illustration af hydrografen og hvordan den påvirkes i tid af vandindvinding med beregning af økologiske flow indikatorer for DVFI, DVPI og DFFVa og ændringer i forhold til et reference scenarie. I det følgende betegnes grundmodul et jf. ambitionsniveauet *selvbetjening* "Vand-Web".

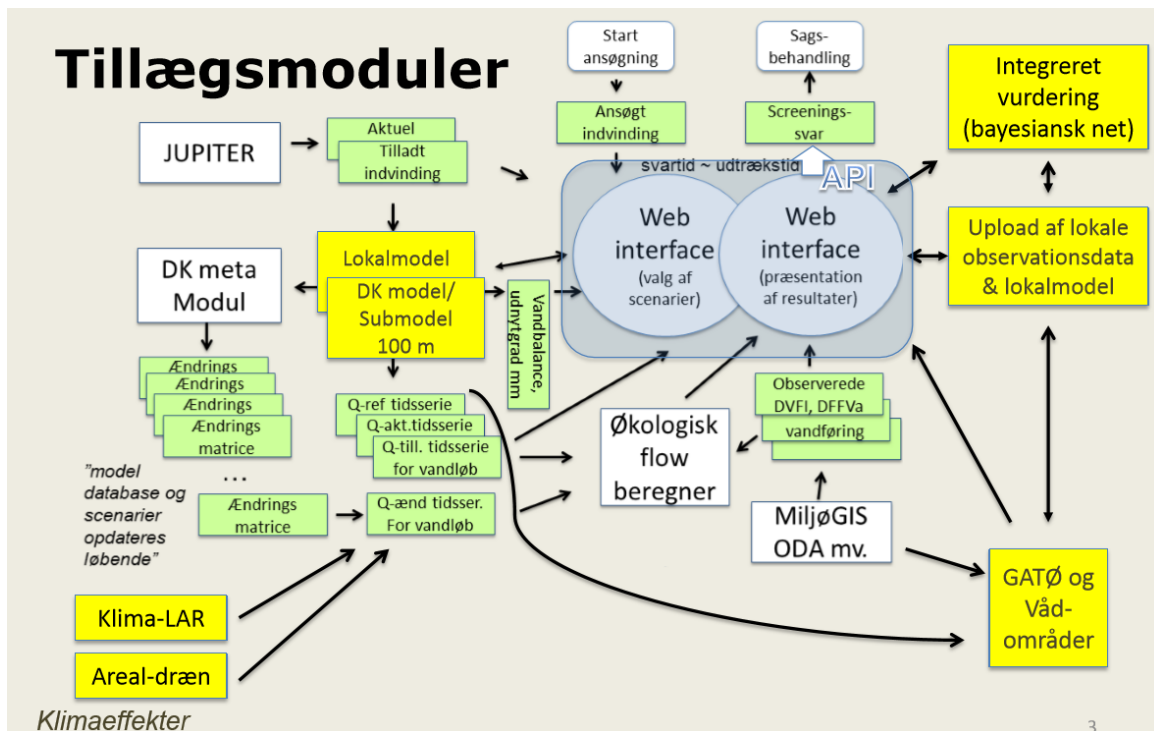
Figur 7.1 nedenfor skitserer arbejdsgangen og indholdet i Vand-Web.



Figur 7.1 Arbejdsgang og indhold i et grundmodul (Vand-Web)

Når en ansøger eller en kommune skal behandle en ny ansøgning kan brugeren angive en ansøgt indvindingsmængde, og en placering af den nye indvinding, via et web-interface. Herefter beregner systemet ændringer i EQR værdier for hhv. aktuel, tilladt og ændret indvinding (sidstnævnte på baggrund af en ændringsmatrice, altså et forudberegnet arkiv af modelkørsler). Det forudberegnete arkiv er beregnet ved en række kørsler hvor enhedsindvindinger i et netværk flyttes rundt, sådan at der foreligger et stort antal 'ændringshydrografer' svarende til en sådan enhedsindvinding (fx på 10.-100.000 m<sup>3</sup>/år) placeret i det primære magasin i området (der antages superposition). Grundmodulet giver mulighed for øjeblikkeligt at vise resultater af hhv. reference kørsel (fx 0-indvinding), aktuel indvinding, tilladt indvinding og ændringsscenarie. Et modul til beregning af økologiske flow indikatorer vil indgå. Systemet kan hente data fra forskellige databaser (og services), fx MiljøGIS, ODA eller fra sagsbehandlingssystemer såsom PEST mm. Observationsdata for vandføring (fx synkronmålinger eller enkeltmålinger) kan vises sammen med modelberegnete værdier) og det samme vil gælde DVFI, DVPI, DFFVa og DFFVø observationer. Endelig vil der indgå vandbalance plot og beregning af akvifer bæredygtighed. Screeningsvaret sendes herefter til rekvirenten (ansøger og kommunen).

Systemet vil evt. kunne udbygges med en række tillægsmoduler som vist nedenfor i Figur 7.2 hvor tillægsmoduler til grundmodul er fremhævet med gul markering.



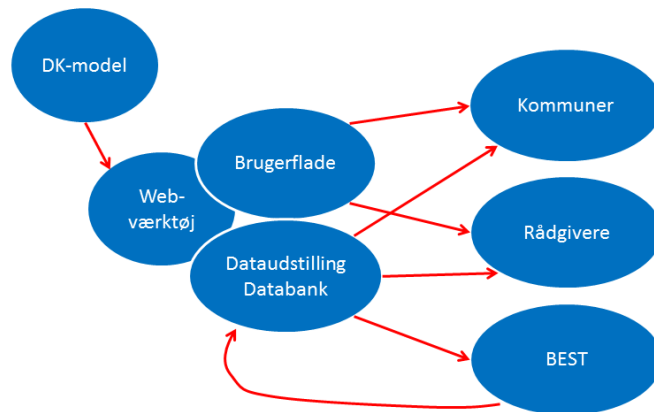
Figur 7.2 Tillægsmoduler til Vand-Web (og mulige elementer i et avanceret modul)

Der kan fx indbygges klima scenarier eller fremskrivning af arealanvendelse og dræning som en del af et sådant avanceret scenarie værktøj. Det vil evt. være muligt med tillægsmoduler at kunne anvende egne lokalm modeller eller en kortlægningsmodel, i stedet for DK model. Endelig kan man i takt med at der bliver mulighed for at anvende mere detaljerede modeller, udbygge systemet med et GATØ vådområde modul. Der kan som et tillægsmodul etableres mulighed for upload af lokale observationsdata og lokalm modeller.

#### 7.4.2 Samspil med BEST

På et møde den 6/10 2016 (skype) er samspil med BEST og synergi muligheder drøftet mellem GEUS og NIRAS. NIRAS ser det web-interface/værtøj/modul GEUS har skitseret, som primært en *dataudstilling* (skitseret nedenfor i Figur 7.3):

NIRAS forestiller sig, at dataudstillingen kan suppleres med input fra BEST, fx i form af feedback fra kommuner med deres viden/vurderinger (lokale forhold, justerede tålegrænser, og fordeling af indvindingstilladelser på borer), påvirkningsbillede, forskningsinput og geologi fra BEST opsætninger. Et tillægsmodul med mulighed for upload af data fra BEST kan derfor overvejes, og disse data kan evt. indgå i en databank eller dataudstilling. Man kan forestille sig, at dataudstillingen fortrinsvis foregår i de sagsbehandlingsværktøjer, der i dag anvendes i kommunerne (fx BEST), sådan at det er rimeligt smidigt af hente analyser baseret på værktøjet over i BEST og tilsvarende værktøjer.



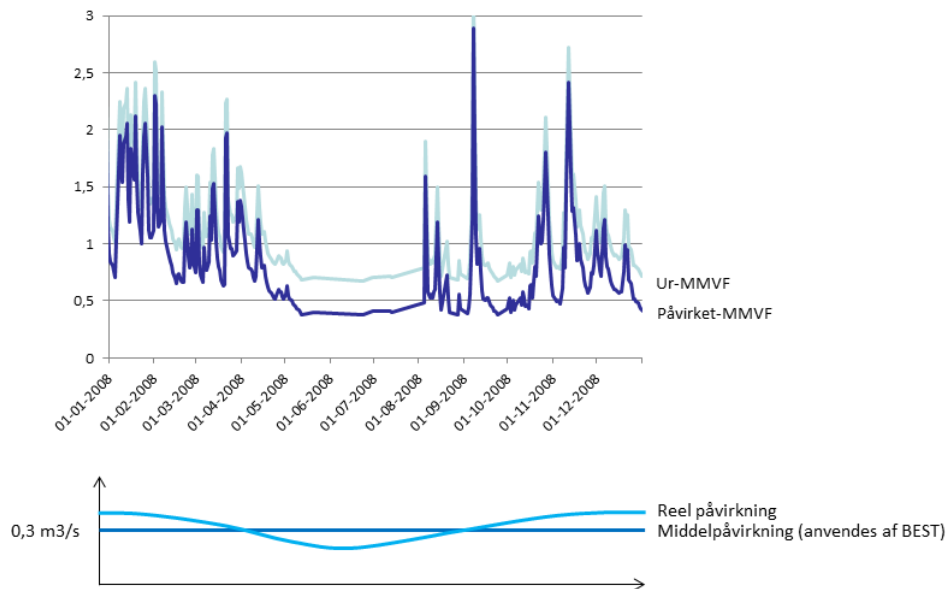
Figur 7.3 NIRAS's anskuelse af sammenhæng mellem DK model, Web-værktøj og BEST

NIRAS vurderer, at kommunerne kan anvende DK model til reference vandføringer, hydrografer, karakteristiske afstrømninger, responsfunktioner (metamodel) for ikke stationære påvirkninger, og at web-værktøj der evt. indeholder dataudstilling/databank eller leverer data til sådanne værktøjer, kan bidrage med at resultater fra DK model kan give et bud på effekter af aktuel indvinding fra markvandingsboringer (og påvirkning i tid), hydraulisk kontakt mellem vandløb og magasiner og beregning af klimaeffekter på økologisk flow.

Når BEST vurderer påvirkning af vandløb er det baseret på en stationær model. Det vil sige at det antages, at vandføringen reduceres med en fast vandføring året rundt, og det vil sige at det vil være en konservativ vurdering, hvor der ikke tages hensyn til 'capture' (Henriksen og Refsgaard, 2013), dvs. at en del af påvirkningen fx i moræneområder vil forplante sig til reduceret drænastrømning fx i vinterhalvåret, hvorved reduktionen i sommerperioden vil blive mindre end ved en konservativ (stationær) modelberegning. Den reelle påvirkning i sommerperioden vil derfor blive vurderet på den sikre side med BEST. Se princip skitse nedenfor i Figur 7.4 der viser hvordan en konstant reduktion vil påvirke hydrografen.

Problemet med at antage en konstant påvirkning som vist i figuren på hydrografen er imidlertid, at det ikke er sådan det ser ud, når man laver denne beregning med en dynamisk grundvands-overfladevandsmodel (som fx DK model eller en dynamisk kortlægningmodel). Her vil påvirkningsmønsteret, afhængigt af de hydrogeologiske forhold, være mere kompleks, hvor man i nogle vandløb vil se en større påvirkning i vinterperioden, og i andre vandløb, fx hvor der er markvanding på sandjord, vil se den største påvirkning i sommermånederne. Den reelle påvirkning som vist på NIRAS's figur kan derfor følge en sinus kurve, eller have en anden mere kompleks årstidsvariation, som vil kunne beregnes med den dynamiske grundvands-overfladevandsmodel, når man beregner 'ur median minimum' eller et andet reference scenarie i forhold til aktuel indvinding.

## Påvirkning af vandløb



Figur 7.4 NIRAS's illustration af den middelpåvirkning der beregnes med BEST og reel påvirkning, samt hvordan hydrograf analysen som foretaget på baggrund af BEST

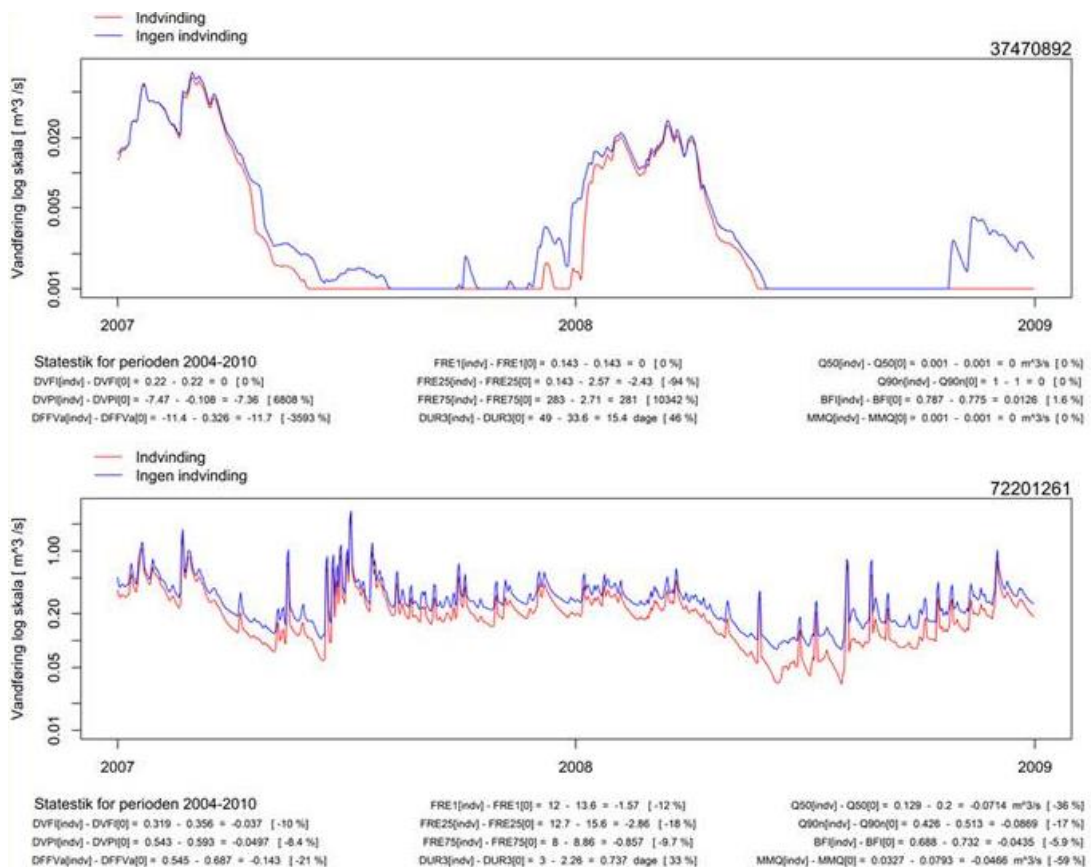
I BEST anvendes som regel målte data for MMVF, hvor så ur median minimum (ur-MMVF) bestemmes ved at tillægge ændring som følge af indvinding beregnet med BEST, til den "målte" eller "areal-korrigerede" hydrograf.

DK model kan imidlertid beskrive at vandløb tørrer ud i en del af sommerperioden, og beskrive hydrografen for et stort antal vandløbspunkter (Q-punkter). Samtidig kan modellen beskrive hydrografen for forskellige valgte scenarier for nul-scenarie (ur-MMVF) og aktuel indvinding eller tilladt indvinding, herunder den mere komplekse vandløbspåvirkning, og den mere præcise sæsonvariation i påvirkningen, og det er specielt vigtigt i markvandsområde. Endelig indregner DK model udledning af rensede spildevand og hvordan det bidrager til flowet. Dermed er DK model i stand til at beskrive en vifte af forskellige, akkumulerede påvirkninger af vandløbsløbet, der såvel direkte som indirekte kan være et resultat af vandindvinding, dræning og klimaændringer.

Ud fra beregninger med DK model har 1814 ID15 oplande en  $Q_{90_{m^3/s}}$  der er mindre end  $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$  (dvs. relativt små vandløb), mens 1063 ID15 oplande har en  $Q_{90_{m^3/s}}$  der overstiger  $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ . Godt 1/3 del (eller 1203 af de 2877 ID15 oplande) er udtørret eller har reduktioner i  $Q_{90_{m^3/s}}$  større end 5 %, mens knap 2/3 har reduktioner under 5 %. Det er helt overvejende blandt oplande med reduktioner over 5 % og/eller blandt vandløb der tørrer ud, at risikoen for reduceret tilstand der overstiger kravværdier til EQR threshold værdier (økologisk flow), for 20 % sandsynlighed for tilstandsændring. I alt 170 vandløb, eller 9 % af vandløbene med  $Q_{90_{m^3/s}} < 0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ , tørrer ud i en del af sommerperioden, både for aktuel indvinding og for

scenariet uden indvinding (dvs. naturlig udtørring hvor perioden så evt. yderligere forlænges som følge af vandindvinding). I alt 187 ID15 oplande (ud af de i alt 2877 oplande), eller 6,5 % af samtlige har reduktioner der overskrider kravværdier til enten DVFI, DVPI eller DFFVa, når der anvendes sandsynligheder for tilstandsændring på 20 % sandsynlighedsniveau.

Nedenfor i Figur 7.5 er illustreret et par eksempler på simuleret afstrømningshydrograf med og uden indvinding for to ID15 oplande. Øverst er vist et opland der har naturlig udtørring i en del af sommerperioden. Figuren viser perioden 1/1 2007 til 31/12 2008. Det første år var relativt mere vådt end det andet år, og samtidig var vandindvindingen til markvanding væsentlig mindre for 2007 end for 2008, hvor den nærmede sig en fuld udnyttelse af indvindingstilladelsen. Perioden med udtørring er derfor væsentlig kortere for 2007 end for 2008 (bemærk at y-aksen er plottet med logaritmisk skala). Modelteknisk tilledes der en meget lille vandføring til vandløbsspidserne (i alt 1 l/s), og en vandføring på det niveau er derfor i praksis udtryk for at vandløbet reelt er udtørret. Den øverste figur viser hvordan vandindvindingen (rød kurve) er med til at fremkalde en tidligere udtørring, end det de naturlige forhold ellers ville have betinget (jf. blå kurve for scenariet uden indvinding). Vandindvindingen eliminerer desuden den puls der ellers forekommer for nulscenariet midt i sommerperioden, samt mindre pulser i sensommeren. Endelig bevirker vandindvinding at hydrografen i de sidste efterårsmåneder og den tidlige vinterperiode er væsentligt reduceret. Den nederste hydrograf viser en mere jævn reduktion over året. Under figurerne fremgår hvordan variable og indikatorer er påvirket.



Figur 7.5 Eksempler på vandløb der tørre ud (øverst) og er påvirket > 5 % MMQ (nederst). I begge tilfælde overskrider ændringer i EQR værdier kriterier jf. 20 % sandsynlighed.

### 7.4.3 Analyse af gevinster ved webbaseret løsning (Vand-Web)

I nærværende afsnit vurderes styrker og svagheder samt samfundsmæssige gevinster af et web-baseret værktøj (jf. "Vand-Web" og ambitionsniveauet *selvbetjening*, som efter endt analyse er vurderet som det grundmodul der vil kunne dække et flertal af kommunernes behov). I tabel 7.2 er styrker, svagheder og samfundsmæssige gevinster vurderet.

Analyse af Vand-Web	Styrker	Svagheder	Samfundsmæssige gevinster
Vand-Web's muligheder for integreret og kumulativ vurdering af menneskeskabte påvirkninger på miljøet, der vil kunne tilgodese krav jf. EU's vandrammedirektiv	<p>Økologiske flow indikatorer vil kunne beregnes for hele landet (store og små vandløb) på basis af "DK model-lens motor" og indikatorer fra Vandområdeplaner (DVFI, DVPI og DFFVa)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- større præcision end med nuværende metodikker</li> <li>- mulighed for at vurdere vandløb der udtørres en del af året</li> <li>- mere ensartet sagsbehandling</li> <li>- fundering på bedste data-sæt samt faglige viden der er tilgængeligt på national skala</li> <li>- mulighed for bedre tværfaglig dialog mellem faggrupper og på tværs af administrative enheder (kommuner og stat)</li> <li>- løbende opdatering af scenarier og modelgrundlag på basis af overvågningsdata (JUPITER, biologi, Q mv.)</li> </ul>	<p><i>Mangel på data</i> specielt når det gælder mindre vandløb og naturområder, vil kunne svække værdien af Vand-Web, hvis disse usikkerheder ignores i beslutningstagningen (der er behov for at sikre at måledata vedr. vandføring, biologisk tilstand og pejledata inddrages i udstilling af simulerede modelresultater, samt sikre indsamling af yderligere data der kan indgå i detailvurderinger af bæredygtig vandindvinding).</p> <p>DK model vurderes af mange kommuner at være for usikker, til nogle af de vurderinger der indgår i behandling af indvindingstilladelser (fx påvirkning af grundvandspejl og natur). Behov for detaljering af DK model.</p>	<p>Vand-Web vil give mulighed for hurtige vurderinger af vandløbspåvirkninger (screening) for hele landet på et ensartet grundlag der vil kunne forsvares og dokumenteres effektivt. Hermed tilvejebringes en ny mulighed for at tænke økologisk flow ind i vandforvaltningen, som er relevant i forbindelse med Vandområdeplaner, indvindingstilladelser, og beslutningstagning vedr. klimatilpasning, dræning og LAR.</p> <p>Herved vil systemet effektivt kunne give svar til kommuner, stat og ansøgere, omkring sammenhænge mellem indvinding, klima, økologisk flow og bæredygtig vandindvinding.</p>
Direkte målgruppe (grundvandsmedarbejdere i kommunen)	<p>Besparelser i tid, væsentligt færre omkostninger i udvikling af egne grundvandsmodeller og vedligeholdelse af disse samt reel mulighed for at inddragelse af økologiske flow kriterier i forbindelse med administration af indvindingstilladelser. Større arbejdsglæde, i takt med at faglige vurderinger baseres på et stærkt forbedret grundlag. Vand-Web vurderes at kunne reducere sagsbehandlingstiden med 30-40 % samlet vurderet.</p>	<p>Systemet vil ikke i sig selv være et egenligt sagsbehandlingssystem, og kommuner der ikke i forvejen har værktøjer såsom BEST, vil derfor ikke få en helt tilsvarende funktionalitet målrettet sagsbehandlingen. Det vil dog være muligt vha. API at hente resultater fra Vand-Web til brug i fx BEST eller øvrige værktøjer kommuner benytter, i form af scenarie resultater med hydrografer og EQR værdi ændringer.</p>	<p>Omkostninger til opstilling og vedligeholdelse af egne grundvandsmodeller og værktøjer er betragtelige. Værktøjer (fx stationære modeller) der i øvrigt ikke er egnede til vurdering af økologisk flow.</p> <p>Vand-Web vil kunne give en årlig besparelse i kommunerne på et flercifret millionbeløb, incl. en væsentlig besparelse på driften (til kommunemodeller).</p>



Analyse af Vand-Web	Styrker	Svagheder	Samfundsmæssige gevinster
Natur og vandløbsmedarbejdere i kommunen	<p><i>Direkte adgang til basal viden om vandets kredsløb der kan give øget realitetsviden til brug for sagsbehandlingen af vandindvindingsstilladelser i relation til natur og miljø. Der vil komme færre sager forbi natur og vandløbsmedarbejderne som følge af forbedret screening af økologisk flow. Sagsbehandlingstiden pr. sag vil derfor kunne reduceres (anslås til 50 %). Større arbejdsglæde og mere smidig sagsbehandling, samt større faglighed i sagsbehandlingen vil være et resultat af Vand-Web. Færre påklagede sager, og færre sager der bliver hjemvist til fornyet sagsbehandling fra ankenævn mv. samt færre klager fra for eksempel Danmarks Naturfredningsforening og Dansk Sportfiskerforbund.</i></p>	<p>Vand-Web vil give mulighed for screening af DVFI, DVPI og DFFVa på basis af opstillede indikatorer. <i>En række forhold fx GATØ vil imidlertid kræve mere detaljerede modeller, selvom DK model evt. detaljeres yderligere, ligesom at detailvurderinger ikke umiddelbart vil kunne foretages med systemet (sådanne vurderinger fx på basis af habitatmodeller, forudsætter en bedre beskrivelse af en række variable ikke mindst temperatur og vand-spejlsforhold i vandløb og vådområder). Kurser og information kan være nødvendige så screeningsværktøjets anvendelighed klarlægges for kommunernes vandløbsfolk og biologer.</i></p>	<p>Vil være <i>meget store og nærmest uvuderlige</i>, ikke mindst fordi Vand-Web vil kunne give grundlag for væsentligt bedre vidensgrundlag hos en bred gruppe af vandforvaltere og planlæggere i kommunerne der arbejder med indsatsplaner (vandområdeplaner og klimatilpasning).</p>
Interessenter (borgere, virksomheder, landmænd, lystfiskere mv.)	<p><i>Forbedret mulighed for at kommunerne kan kommunikere resultater af de nye indikatorer til ansøgere og interessenter.</i></p> <p><i>Via selvbetjening kan ansøgere på forhånd tilpasse ansøgninger til områder hvor der er en kendt restressource =&gt; forbedret offentligt serviceniveau.</i></p> <p>Udstillingen af hydrografer for forskellige scenarier, herunder klimaeffekter og effekter af dræning vil kunne forøge gennemsigtigheden i forvaltningen af vandressourcen og vandkredsløbet, med mulighed for spin-off i retning af øget bevågenhed (bæredygtig udnyttelse, resilience mv.).</p>	<p>De nye økologiske flow indikatorer kan være svære at forstå, der kan derfor være <i>behov for informationskampagner der vil koste ressourcer.</i></p> <p>Man kan risikere at borgere og interessenter vil <i>udfordre de autoritative data og modelresultater</i> (hvilket kan vendes til en styrke hvis man opbygger mulighed for to-vejs kommunikation/upload af lokale data).</p> <p><i>Systemet kan på den måde bidrage til øget tillid mellem interessenter og myndigheder.</i></p>	<p><i>Øget tillid og gennemsigtighed</i> i vandforvaltningen vurderes som en meget væsentlig samfundsmæssig nytteværdi ved Vand-Web.</p>



## 8 Konklusion

Dette forprojekt's hovedformål har været at identificere styrker og svagheder samt samfundsmæssige gevinster af et web-baseret værktøj. Det vurderes at der vil være meget store samfundsmæssige gevinster ved et Vand-Web der giver mulighed for screening i forhold til økologisk flow, idet kommunerne ikke i øjeblikket har modelværktøjer der er gearret til en sådan screening. Dernæst har forprojektet haft til formål at konsolidere det eksisterende modelkompleks med henblik på at skabe grundlag for i et efterfølgende hovedprojekt, at udvikle et landsdækkende screeningsværktøj til brug for kommunernes vurdering af vandindvindings betydning for målopfyldelse i vandløb.

Konsolideringen af det eksisterende modelkompleks er sket ved en nærmere kvantificering af statistiske usikkerheder på afstrømningsberegninger i DK modellen, dels baseret på en testcase for oplandene til Karup å, Storå, Skjern å, Gudenå og Nørreå, hvor model kalibrerings potentialet ift. økologiske flow parametre er blevet undersøgt, og dels gennem en analyse af nøjagtighedskriterier for afstrømning (NSE, Fbal og Fbal-sommer) for alle faste målestationer fra hele landet der indgår i DK modellens kalibrering.

Resultatet af kalibreringsøvelsen har vist, at det er muligt at inddrage Base flow index (BFI) og simulerede markvandingsmængde direkte i den inverse kalibrering vha. PEST, som et supplement til en traditionel DK model kalibrering. Øvelsen viste, at den relative usikkerhed på indikatorer blev reduceres med ca. 50 % (for DVFI fra 15% til 10%, for DVPI fra 26% til 15% og for DFFVa fra 21% til 14%). Dette tilmed uden at øvrige traditionelle kalibreringsmål sættes over styr.

Samtidig er der foretaget en valideringstest for små oplande (~ ca. 10 km<sup>2</sup>), hvor der er foretaget en sammenligning af DCEs SWAT model og DK-model. Valideringstesten har vist, at DK modellen giver en mere nøjagtig simulering af DVFI, DVPI og DFFVa end den SWAT model DCE har opstillet, for både store og små vandløb. For 17 små vandløbsoplande med data for 2000-2010, er der klart flere stationer der opfylder performance for DVFI, DVPI og DFFVa med DK model end med SWAT model. For 10 stationer repræsenterende type 1 vandløb (opland < 10 km<sup>2</sup>) viser valideringstesten at DK model giver væsentlig flere stationer der opfylder performance krav for DVPI (55 % af stationer med DK model mod 15 % af stationerne med SWAT model). Det samme gælder DFFVa (85 % af stationer opfylder performance krav når DK model anvendes mod 30 % af stationerne med SWAT model). For DVFI er de to modeller omtrent lige gode (90 % af stationerne opfylder performance krav med både DK model og SWAT).

DK modellen er en fysisk baseret dynamisk, grundvands-overfladevands model, anvendelig til vurdering af kvantitativ tilstand og effekter af vandindvinding på trykniveau og påvirkninger af afstrømning i vandløb, som følge af grundvandsindvinding. GEUS syntes det er svært at få øje på tilsvarende forbedringsmuligheder i DCE's mere empiriske SWAT model tilgang. I forbindelse med hovedprojekt kan stationer svarende til lokaliteter, hvor man har observationer af biologi (DFFVø, DVFI, DVPI og DFFVa) eller observationer af vandføring (faste stationer og enkeltmålinger af vandføringen) indbygges i modelsetup. Hvis stationerne er indbygget i kalibreringen kan der opnås en bedre overensstemmelse mellem simuleret og observeret opland, idet det dels ikke er alle steder at DK model udtræk (M11Q-pkt) passer helt med

stationernes geografiske placering, og dels vil performance kunne forbedres ved invers kalibrering med inddragelse af disse observationsdata (jf. test case Midtjylland beskrevet i rapporten), hvor der er opnået mere end en 50 % forbedret nøjagtighed på simuleret DVFI, DVPI og DFFVa når økologisk flow inddrages i kalibreringen (Eco 2 hvor BFI er inddraget). Evt. enkelt målinger af vandføringen, kan på samme måde inddrages i den inverse kalibrering og bidrage til forbedring af DK modellens simulering af minimumsflow. Selv med disse usikkerheder der indgår i valideringstesten, er resultatet af valideringstesten rimelig entydigt mht. at DK model er vurderet mere anvendelig end SWAT selv for type 1 vandløb, selvom undersøgelsen samtidig viser, at de to modeller har omtrent samme usikkerhed når det gælder de 6 flow variable enkeltvis.

Kommunernes behov og mulighed for at gennemføre beregninger til vurdering af vandindvindings kvantitative påvirkning af vandløbenes økologiske forhold er nærmere belyst på baggrund af en spørgeskemaundersøgelse, interviews i fem kommuner samt en vurdering af usikkerheder på et eventuelt understøttende screeningsværktøj baseret på DK model. Kommunerne er blevet interviewet om deres behov for at få gjort den nye viden tilgængelig som et landsdækkende værktøj til vurdering af vandindvindings betydning for målopfyldelse i vandløb, herunder for at afklare, om udviklingen af et sådant værktøj i vidt omfang kan tilgodes kommunernes behov.

Identificering af alternative metoder/data til modellering af vandindvindings betydning for målopfyldelsen i mindre vandløb er belyst, dels på baggrund af resultater af spørgeskemaundersøgelsen og interviews i fem kommuner, og dels gennem en metamodel prototype, der indgår som et understøttende screeningsværktøj baseret på DK-model og et såkaldt Bayesiansk net som er en statistisk model der kan integrere modelresultater, målinger, ekspert- og lokalviden til brug for beslutningstagning under usikkerhed. Herved etableres en metamodel der er i stand til eksplicit at kommunikere usikkerheder på vidensgrundlaget, dvs. en slags "EQR regnskab", der trækker direkte på resultater fra DK model for et stort antal modelsimuleringer af forskellige indvindingsplaceringer, observationsdata fx vandføringstidsserier og/eller observationer af EQR værdier for DVFI, DVPI og DFFVa, samt ekspertviden/lokal viden, der kræves for videreudviklingen og løbende opdatering af indikatorer for små vandløb med forbedret samlet forklaringsgrad og større ejerskab til beslutningsgrundlaget blandt lokale vandforvaltere i kommunerne.

Et hovedresultat af undersøgelsen er, at det ressource vurderingsværktøj, der kan tilbydes med Vand-Web, af kommunerne selv, ikke vurderes at kunne tilvejebringe det værktøj kommunerne har behov for. Kommunerne anfører forskellige grunde hertil, enten at de har anskaffet et værktøj (fx BEST), eller at de vurderer, at DK model ikke er nøjagtig nok, eller at kommunerne er usikre på de opstillede indikatorer, eller at de ikke mener de kan kommunikere resultater af nye indikatorer til interessenter.

GEUS mener at DK modellen er tilstrækkelig nøjagtig til screenings-simuleringer af økologisk flow med den 500 m maskevidde der anvendes (DVFI, DVPI og DFFVa), men at en simulering af trykniveau ændringer, der er vigtig i forbindelse med vurdering af effekter af vandindvinding på terrænnært grundvandspejl og natur, vil forudsætte en mere nøjagtig model (100 m maskevidde). En detaljering af DK model (fra 500 m til 100 m) vurderes samtidig at kunne give en forbedret simulering af minimumsvandføringen.

En udstilling af DK model med mulighed for at vise observationer sammen med simuleringresultater vil være et første skridt i et Vand-Web. Dernæst er der behov for detaljering af DK model og revurdering af empiriske formler for små vandløb (for blandt andet fisk), samt løsning af hvordan en passende nøjagtig forudberegning af scenarier for nye indvindinger vil kunne tilvejebringes (metodisk udvikling). Det vil kunne foretages i test casen.

Kommunerne anfører i interviews og besvarelser af spørgeskema, at det interessenter og ansøgere kan forstå, er, om der kan være ørreder eller ej. Indtil der er opstillet brugbare indikatorer for ørreder (og smådyr) gældende for de små vandløb, vurderes det på baggrund af undersøgelsen at kommunerne vil være skeptiske og usikre overfor de nye indikatorer, og vil have problemer med at kommunikere indikatorer til interessenterne.

Mange kommuner efterlyser især vurderinger af klimaeffekter og betydning af dræning. Samtidig udtrykker kommunerne tvivl om hvorvidt datagrundlaget er tilstrækkeligt til vurdering af interaktion mellem grundvand og overfaldevand, og administration af vandindvindingsstilladelser i forhold til økologisk flow. Mange kommuner hævder fortsat at median minimumsafstrømningen er det eneste datasæt der reelt er tilgængeligt for et stort antal vandløbspunkter (om end af ældre dato da en del data er mere 30 år gamle). GEUS mener at disse målinger kan anvendes til validering af DK model, med henblik på synliggørelse af usikkerheder på DK model, og illustration af områder for der er behov for opgradering eller recalibrering af DK model (jf. valideringstesten for de små oplande).

Der er opstillet fire forskellige scenarier for udviklingen af et understøttende screeningsværktøj til brug for implementering af ressourcenvurdering og økologisk flow påvirkning som følge af grundvandsindvinding: 0) *intet værktøj*, 1) *bestilling*, 2) *selvbetjening* og 3) *avanceret modul*. Det konkluderes, at løsnings-scenarie 2) *selvbetjening's* web interface/værktøj/modul, er det løsnings-scenarie, der bedst kan tilgodese kommuners behov for viden vedr. ressourcen og økologiske flow variable (EQR regnskab). Med denne løsningsmodel kan forudregnede resultater af EQR værdi ændringer og absolutte værdier for aktuel, tilladt og ændret indvinding i forhold til et reference scenarie, og med øjeblikkelige svartider (max 1 dag), tilvejebringes på en måde, der vurderes attraktiv og kan give synergi i forhold til kommunernes behov, og de værktøjer kommunerne anvender til sagsbehandling.

Der er givet et sæt anbefalinger til fremadrettet modelarbejde i mindre vandløbsoplande (A-C jf. afsnit 0.3) med etablering af prototype på dataudstilling af eksisterende DK model, udvikling af metodik i et testopland med indbygning af stationer med observationsdata (biologi og vandføring), test af maskevidde, invers kalibrering mm. samt implementering af resultater heraf i landsdækkende model og endeligt web-interface (på basis af kommunernes erfaringer med prototype dataudstilling).

Der er fortsat behov for en tæt dialog med kommuner og øvrige interessenter med henblik på at afklare det fælles administrationsgrundlag nærmere og co-design af web-interface.



## 9 Referencer

Gräber, D, Wiberg-Larsen, P, Bøgestrand J og Baattrup-Pedersen, A. 2014. Vurdering af vandindvinding på vandløbs økologiske tilstand Implementering af retningslinjer for effekten af vandindvinding i forbindelse med vandplanlægning og administration af vandforsyningsloven. Notat fra DCE. Nationalt center for miljø og energi. 27. august 2014 (in Danish).

Henriksen HJ, Troldborg L, Højberg AL, Refsgaard JC 2008 Assessment of exploitable groundwater resources of Denmark by use of ensemble resource indicators and a numerical groundwater–surface water model. *J Hydrol* 348(1–2): 224–240

Henriksen, HJ. and Refsgaard, JC. 2013. Sustainable groundwater abstraction. Review report. GEUS rapport nr. 30/2013

Højberg, AL, Olsen, M og Henriksen, HJ 2012. Simulering af ekstremvandføringer og grundvandsbetinget oversvømmelse. Analyse af mulighed for optimering af DK model (Horsens Fjord opland). GEUS rapport 2012/115. 99 pp.

Anker Lajer Højberg, Simon Stisen, Martin Olsen, Lars Troldborg, Tobias B. Uglebjerg & Lisbeth F. Jørgensen (2015) DK-model2014 - Model opdatering og kalibrering. GEUS rapport 2015/8, København.

Jørgensen, LF, Villholth, KG and Refsgaard, JC. 2016. Groundwater management and protection in Denmark: a review of pre-conditions, advances and challenges. *International Journal of Water Resources Development*. Published online 12. September 2016.

Olsen, M., Troldborg, L., Henriksen, H.J., Conallin, J., Refsgaard, J.C. and Bøgh, E. 2013. Evaluation of a typical hydrological model in relation to environmental flows. *Journal of Hydrology*, 507, 52-62

Riis, T, Suren, AM, Clausen, B, Sand-Jensen, K 2008. Vegetation and flow regime in lowland streams. *Freshw. Biol.* 53, 1531-1543. Doi:10.1111/j.1365-2427.2008.01987.x





# Appendix A Spørgeskemaet anvendt i undersøgelsen



GEUS

## Interviewundersøgelse - administration of indvindingsstilladelser

### 1. Introduktion til spørgeskemaet

Dette spørgeskema er udarbejdet af GEUS med det formål nærmere at belyse kommunernes behov for at få ny viden om vandløbspåvirkning (vandindvinding/økologisk flow) gjort operationel i form af et landsdækkende værktøj/interface/modul til vurdering af vandindvindings betydning for målopfyldelse i vandløb.

I forbindelse med Vandområdeplaner 2015-2021 har Aarhus Universitet (DCE/AU) opstillet sammenhænge mellem vandføring i vandløbene og vandløbenes økologiske tilstand. GEUS har herefter implementeret disse empiriske relationer for hele landet med DK modellen med henblik på at vurdere vandløbspåvirkning (ændring i økologisk tilstand for smådyr, fisk og planter) som følge af vandindvinding.

Forprojektet indebærer konsolidering af den nye metodik i forhold til mindre vandløb, vurdering af usikkerhed på nogle variable til beskrivelse af økologiske flow variable, og opstille en metodik til kvantificering af usikkerheden når DK model anvendes.

Sideløbende med spørgeskemaundersøgelsen gennemfører GEUS interviews i fem kommuner (Hjørring, Vejen, Odense, Næstved og Frederikssund) med henblik på en dybtgående analyse af hvordan kommunerne giver vandindvindingstilladelser, og hvilke behov der er for et værktøj/interface/modul, herunder hvordan et sådant kan spille sammen med øvrige værktøjer kommunerne anvender i sagsbehandlingen af vandindvindingstilladelser (fx BEST og lignende).

I første omgang (juni 2016/nærværende spørgeskema) stilles der en række åbne spørgsmål, med henblik på identifikation af behov og kvalifikation af forskellige løsningsmodeller. Senere (august 2016) rundsendes et nyt mere kvantitativt udformet spørgeskema med henblik på feedback fra kommunerne til forskellige løsningsmodeller (3 scenarier samt et 0 scenarie der udvikles på baggrund af mere dybtgående interviews i 5 kommuner).

## Interviewundersøgelse - administration of indvindingstilladelser

### 2. Vurdering af bæredygtig vandindvinding

I 2013 udarbejdede GEUS i samarbejde med 6 vandselskaber rapporten Henriksen og Refsgaard 2013: 'Sustainable groundwater abstraction'. Herfra følgende definitioner:

**Akvifer-bæredygtighed:**

*Den mængde grundvand, der kan indvindes uden uacceptable følgevirkninger på grundvandets trykniveau og vandkvalitet, sammenlignet med upåvirkede magasiner.*

**Recipient-bæredygtighed:**

*Opfyldelse af de afstrømningskarakteristika (mængde, hyppighed, timing, varighed, fluktuationer og forudsigelighed/variabilitet af hændelser), der er nødvendige for at vedligeholde (eller re-etablere) det naturlige afstrømningsregime, som understøtter specificerede, værdifulde egenskaber ved et økosystem.*

På et screeningsniveau vil værktøjet/interfacet/modulet dermed for små og store vandløb kunne belyse såvel akvifer bæredygtighed som recipient bæredygtighed af gældende og nye tilladelser, i forhold til "reference scenariet" ingen indvinding.

Hvis screeningen viser, at der ikke er risiko for at den økologiske tilstand forringes, eller at akvifer bæredygtigheden kommer i farezonen, kan kommunen på det grundlag udstede nye tilladelser, og sagsbehandle i forhold til øvrige forhold der skal vurderes.

Viser screening derimod at der er en risiko for forringet tilstand eller risiko for overudnyttelse af magasinet, kan kommunen igangsætte detailundersøgelser (eller bede ansøger fx et vandselskab) om med detailundersøgelser at dokumentere at den nye tilladelse er bæredygtig og ikke forringer den økologiske tilstand i vandløb.

Det indgår i et evt. hovedprojekt at teste, om de nuværende ligninger i DCE/AU modellerne også gælder i mindre vandløb, eller om disse skal justeres for herefter at indgå i grundlaget for det påtænkte screeningsværktøj.

## Interviewundersøgelse - administration of indvindingstilladelser

### 3. Visionen med et web-baseret værktøj (interface/modul)

Visionen med et nyt web-baseret værktøj/interface/modul er at gøre DK model lettere tilgængelig i forbindelse med kommunernes behandling af indvindingstilladelser.

Det er en væsentlig del af visionen, at usikkerheden skal kunne kvantificeres og vises sammen med resultaterne.

Det nye værktøj/modul/interface vil kunne skrues sammen på mange forskellige måder, men udfordringen bliver, at integrere det nye værktøj/interface/modul, med den sagsbehandling der foretages i kommunerne i dag, og de værktøjer kommunerne bruger til sagsbehandlingen (fx BEST og tilsvarende).

Det nye værktøj/interface/modul vil blive programmeret i API/open source (så data og viden kan hentes og bruges i de værktøjer kommuner, vandselskaber og rådgivere anvender).

Vi har ikke lagt os fast på den præcise funktionalitet af det nye værktøj/interface/modul. Det er helt bevist, for vi ved ikke præcist hvad kommunerne har behov for i sagsbehandlingen, screeningen og/eller detailvurdering. Men vi er indstillet på at lytte til alle gode forslag og ideer, så de tre alternative scenarier for design incl. et 0 scenarie (om IKKE at lave et værktøj/modul/interface) kan skitseres på baggrund af kommunernes tilbagemeldinger og undersøges kvantitativt i august med henblik på styrker og svagheder samt samfundsmæssige gevinster ved web-baseret værktøj/modul/interface.

11. Kommentarer til ovenstående vision



## Interviewundersøgelse - administration of indvindingstilladelser

### 4. Spørgsmål vedr. behov for at gøre DK model tilgængelig som reference model

DK model er en computermodel (se [www.vandmodel.dk](http://www.vandmodel.dk)), der beskriver de væsentligste dele af ferskvandets kredsløb (nedbør, fordampning, overfladisk afstrømning, vandindvinding, grundvandsdannelse, drænastrømning og afstrømning fra grundvand til vandløb samt vandløbsafstrømning incl. spildevand. Modellen er i stand til at beregne effekter af klimaændring på grundvand og vandkredsløb, samt effekt af ændret vandindvinding fra vandværker og markvanding på vandbalanceforhold og afstrømning. DK model kan dermed bidrage med både grunddata (modelopstillinger og parameterverdier for grundvand og overfladevand), samt resultater af modelsimuleringer (hvor der kan indgå følsomhedsanalyser, invers kalibrering ud fra stedspecifikke data og usikkerhedsvurdering). Man kan forestille sig web baseret udtræk fra eksisterende modelversioner (500x500 m) og mere eller mindre automatiserede udtræk af submodeller (100x100 m), som rådgivere kan arbejde videre med. Og endelig kan man forestille sig upload af data og modeller fra kommunerne til værktøjet/interfacet/modulet med henblik på sammenligning af resultater og evt. opgradering af DK model med ny viden fra lokale modeller. Så tilgængelighed af DK model kan være i flere dimensioner (data/model) og som et envejs eller tovejs system (en "levende modeldatabase").

## Interviewundersøgelse - administration of indvindingstilladelser

### 5. Bud på krav til dataudtræk og usikkerhedsvurdering på web interface

Nogle hydrologiske variable der indgår i vurdering af vandløbspåvirkning som følge af vandindvinding er godt bestemt mens andre er mindre godt bestemt med hydrologiske modeller. Spørgsmålene nedenfor skal derfor bidrage til afklaring af hvilke output, der er behov for samt behov for usikkerhedsvurdering.

Eksempelvis er frekvenser, varigheder og ekstremiteter svære at modellere, hvorimod det går bedre med Q50, BFI og Q90/Q50. Disse usikkerheder bør om muligt reduceres gennem målrettet kalibrering, men også her er der væsentlige udfordringer mht. at kalibrere fx frekvensværdier (altså vandløbets "puls" fx hvor mange gange pr. år vandføringen øges over median afstrømningen udtrykt Fre1 og Q50 som har betydning for den naturlige vedligeholdelse af smådyrshabitater).

Et andet eksempel er behov for inddragelse af klimaeffekter samt betydning af fx en række tørre år, idet den kvantitativ statusvurdering for økologisk flow er udført for en "gennemsnitssituation jf. 2004-2010 perioden" (og ikke for en serie tørre år hvor fx markvandingen kan give større ændringer på økologiske flow variable sammenlignet med en gennemsnitsperiode). Her kan værktøjet/interfacet/modulet på forskellig måde bidrage med analyse muligheder der kan komplementere eller supplere de vurderinger der fx indgår i de værktøjer kommunerne anvender i sagsbehandlingen.

Endelig kan der være behov for at sikre at screeningen på lidt større skala (fx ned til omkring 15 km<sup>2</sup> deloplade der benyttes i vandområdeplaner) er relevant i forhold til de påvirkninger der kan være af mindre vandløb.



GEUS

## Interviewundersøgelse - administration of indvindingstilladelser

### 6. Hvordan skal vandindvindings simuleringer med DK model gøres tilgængelige?

19. Hvad skal GEUS tænke ind i arbejdet med at kvalificere forskellige scenarier for en web-baseret løsning?

- Mulighed for at anvende forskellige modeller udover fx DK model, fx kommunens lokale model eller en kortlægningsmodel
- Mulighed for samlet udtræk af både model simuleringer og øvrigt modelgrundlag, fx til brug for detailvurdering
- Download af model output (DK model scenarier)
- Landsdækkende model scenarier
- Der er IKKE brug for en web baseret løsning
- Der er brug for "et modul" som andre leverandører kan bygge ind i deres web leverance til kommunerne (API løsning)
- Fokus på mulighed for målrettet automatisk kalibrering af model som en del af leverancen incl. følsomhedsanalyse
- Mulighed for udtræk i MODFLOW udover MIKE SHE (licensspørgsmål)
- Driftøkonomi/brugerbetaling
- Finansiering af udviklingsomkostning
- Mulighed for to-vejs systems med fokus på at sammenstille administrative oplysninger fra forskellige myndigheder med modelresultater og monitoringsdata (inklusive lokale data)

Andet (angiv venligst)

## Appendix B Sammenligning af nøjagtighed af DCE's SWAT model og DK model for afstrømningssimulering for små vandløb

NSE: Nash-Sutcliffe

Pbias : svarer til Fbal

R2: korrelationskoefficient

DCE score (jf. DCE notat)

GEUS score (jf. Geovejledning 7)

Resultater med DCE SWAT model for valideringsstationer

	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE
	cal	cal	cal	cal	cal	val	val	val	val	val
stat	NSE_cal	Pbias_cal	R2_cal	DCE_score	GEUS_scor	NSE_val	Pbias_val	R2_val	DCE_score	GEUS_scor
130011	-2.22	1.5	0.52	1	1	-1.77	17.2	0.47	1	1
260111	0.32	-14.7	0.58	2	1	0.02	6.3	0.37	1	1
210752	0.34	8.2	0.53	2	1	0.1	19.6	0.43	1	1
320020	-0.48	-12.8	0.63	1	1					
360012	-0.49	-5.6	0.65	1	1	-0.35	-10.2	0.63	1	1
350013	-0.94	-82.7	0.6	0	0	-0.54	-68.4	0.43	0	0
560006	0.04	66.9	0.27	0	0	0.02	54.8	0.29	0	0
460018	0.4	23.4	0.57	2	1	0.4	14.7	0.58	2	1
670019	0.45	29.9	0.52	2	0	0.5	18.6	0.53	2	1
410024	0.43	10.9	0.53	2	1	0.05	19.2	0.29	1	1
150033	0.25	5	0.4	1	1	0.15	8.2	0.24	1	1
150069	-0.1	-8.9	0.07	1	1	-0.11	7	0.01	1	1
170004	0.22	2.7	0.27	1	1	-1.13	-23.4	0.17	1	1
150034	-0.27	7.6	0.33	1	1	0.13	8.1	0.22	1	1
210799	0.01	-2.8	0.06	1	1					
190015	-0.77	-49.5	0.29	0	0	-2.38	-77.8	0.26	0	0
210788	-1.56	-8.8	0.47	1	1					
210647	0.18	18.9	0.5	1	1	0.12	24.8	0.42	1	1
480006	0.07	-56.8	0.57	0	0	-0.61	-94.3	0.6	0	0
530095	0.19	-1.4	0.45	1	1					
520091	0.35	16.4	0.39	2	1	-0.77	5.8	0.15	1	1
360018	0.18	-53.2	0.4	0	0	0.01	-61	0.37	0	0
	mean	RMSE	mean	mean	mean	mean	RMSE	mean	mean	mean
Mean	-0.15	32.15	0.44	1.05	0.73	-0.34	40.47	0.36	0.83	0.72
Mean DKM-stations	-0.15	32.03	0.43	<b>1.18</b>	<b>0.76</b>	-0.35	40.47	0.36	<b>0.83</b>	<b>0.79</b>

Resultater for DKM for valideringsstationer

	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM
	cal	cal	cal	cal	cal	val	val	val	val	val	val
stat	NSE_cal	Pbias_cal	R2_cal	DCE_score	GEUS_sco	NSE_val	Pbias_val	R2_val	DCE_score	GEUS_sco	
130011	-1.70	-93.84	0.75	0	0	-0.99	-85.07	0.69	0	0	
260111	0.55	25.46	0.63	2	1	0.41	32.67	0.48	1	1	
210752	-7.03	-213.74	0.65	0	0	-11.16	-201.48	0.43	0	0	
320020											
360012											
350013	0.65	-5.64	0.65	2	1	0.47	-1.16	0.47	2	1	
560006	0.59	17.27	0.70	2	1	0.63	17.89	0.68	2	1	
460018	0.34	39.06	0.55	1	1	0.13	49.45	0.48	0	0	
670019	0.81	-6.69	0.85	2	2	0.23	-20.73	0.63	1	1	
410024	0.68	0.97	0.77	2	1	0.59	-5.51	0.74	2	1	
150033	-1.30	38.24	0.75	0	0	-0.34	43.73	0.48	0	0	
150069											
170004	-0.63	10.45	0.61	1	1	-0.14	15.69	0.67	1	1	
150034	-3.83	51.15	0.45	0	0	-1.17	44.51	0.35	0	0	
210799	-4.64	37.61	0.19	0	1						
190015	0.49	-4.11	0.50	2	1	0.49	-14.64	0.58	2	1	
210788	-6.30	49.04	0.36	0	0						
210647	0.36	32.02	0.68	1	1	0.10	35.76	0.52	0	0	
480006											
530095	-6.38	-215.49	0.53	0	0						
520091	0.71	-3.94	0.71	2	2	0.71	-4.23	0.71	2	2	
360018											
	mean	RMSE	mean	mean	mean	mean	RMSE	mean	mean	mean	
Mean DKM	-1.57	81.36	0.61	<b>1.00</b>	<b>0.76</b>	-0.72	64.24	0.57	<b>0.93</b>	<b>0.64</b>	
Mean DCE	-0.15	32.03	0.43	<b>1.18</b>	<b>0.76</b>	-0.35	40.47	0.36	<b>0.83</b>	<b>0.79</b>	



Resultater for DCE SWAT model for kalibreringsstationer

	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE	DCE
	cal	cal	cal	cal	cal	val	val	val	val	val
DMU-nr	NSE_cal	Pbias_cal	R2_cal	DCE_score	GEUS_score	NSE_val	Pbias_val	R2_val	DCE_score	GEUS_score
160270	0.63	10.6	0.69	2	2					
160258	0.54	-18.2	0.72	2	1					
211314	0.44	2.6	0.44	2	1					
520198	0.4	-24.5	0.46	2	1	0.31	-44.7	0.5	1	0
520033	0.44	-7.4	0.52	2	1	0.24	-20.6	0.41	1	1
520091	0.35	16.4	0.39	2	1	-0.77	5.8	0.15	1	1
450041	0.79	5.1	0.79	2	2	0.27	-12.4	0.37	2	1
600028	0.6	6.8	0.68	2	1					
450034	0.56	-13.9	0.72	2	1	-0.1	-30.9	0.2	0	1
470033	0.63	13.8	0.69	2	1	0.37	2.5	0.64	2	1
410022	0.67	2.2	0.69	2	1	0.53	20.2	0.55	2	1
	mean	RMSE	mean	mean	mean	mean	RMSE	mean	mean	mean
Mean	0.55	12.92	0.62	2.00	1.18	0.12	23.84	0.40	1.29	0.86
Mean DKM-stationsl	0.52	13.94	0.57	2.00	1.00	0.14	-7.36	0.45	1.40	0.80

Resultater for DKM for kaliberingsstationer

	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM	DKM
	cal	cal	cal	cal	cal	val	val	val	val	val
stat	NSE_cal	Pbias_cal	R2_cal	DCE_score	GEUS_score	NSE_val	Pbias_val	R2_val	DCE_score	GEUS_score
160270	0.46	47.27	0.81	1.00	0.00					
160258										
211314										
520198	0.50	45.92	0.72	1.00	0.00	0.40	46.95	0.57	1	0
520033	0.58	32.05	0.73	1.00	1.00	0.50	32.79	0.62	1	1
520091	0.71	-3.94	0.71	2.00	2.00	0.71	-4.23	0.71	2	2
450041										
600028	0.52	34.22	0.57	1.00	0.00					
450034										
470033	0.41	53.69	0.62	1.00	0.00	0.27	60.68	0.61	1	0
410022	0.78	6.22	0.78	2.00	2.00	0.65	22.97	0.69	2	1
	mean	RMSE	mean	mean	mean	mean	RMSE	mean	mean	mean
DK	0.56	36.80	0.71	1.29	0.71	0.50	38.75	0.64	1.40	0.80
DCE	0.515	13.94	0.57	2	1	0.14	-7.36	0.45	1.40	0.80









