

Vurdering af effekten 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

Dato: 11. november 2014
Revideret*: 2. september 2015

Daniel Graeber, Peter Wiberg-Larsen, Jens Bøgestrand & Annette Baattrup-Pedersen

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Naturstyrelsen
Antal sider: 29

Faglig kommentering:
Naturstyrelsen
Kvalitetssikring, centret:
Poul Nordemann Jensen

(*Tekstlige rettelser vedr. af definitionen for den hydrologiske variabel DUR3)



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tlf.: 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
<http://dce.au.dk>



Indhold

1	Indledning	5
2	Formål	6
3	Metoder	7
3.1	Datagrundlag	7
3.2	Udvikling af modeller for sammenhænge mellem vandføringsvariable og biologiske kvalitetselementer	8
3.3	Vurdering af effekten af medianminimum vandføring på de biologiske kvalitetselementer	8
3.4	Definitioner på de anvendte vandføringsvariable	9
4	Resultater	12
4.1	Begrundelse for at der ikke kunne modelleres for DFFVø og størrelsesbias for anvendte vandløbslokaliteter	12
4.2	Forholdet mellem fysisk kvalitet og slyngningsgrad	13
4.3	De fundne modeller og deres fortolkning	14
4.4	Betydningen af de beregnede korrelationskoefficienter	16
4.5	Hvorfor reagerer de tre biologiske kvalitetselementer forskelligt?	16
4.6	Geografisk betinget effekt på modellerne?	17
4.7	Vurdering af sammenhængen mellem medianminimum vandføring og biologiske kvalitetselementer	18
5	Potentiel implementering af modellerne	21
5.1	Potentiel implementering af modelresultaterne i 2. generations vandplaner	21
5.2	Potentiel implementering på kommunalt niveau	23
5.3	Hvorfor anvende en stationsspecifik implementering?	26
5.4	Forbedring af en lokalitets fysiske tilstand kan mindske effekterne af vandindvinding	26
5.5	Hvordan kan man overvinde forskellene i rumlige skalaer af modellerede vandføringsvariable, observerede værdier for biologiske kvalitetselementer og værdier for slyngningsgrad?	26
6	Referencer	28

1 Indledning

Aarhus Universitet (DCE og Institut for Bioscience) har for Naturstyrelsen gennemført nærværende projekt, der sigter mod at vurdere de nuværende kravværdier for medianminimums vandføring og andre vandføringsvariable ift. de økologiske kvalitetselementer, der benyttes for vandløb i Vandrammedirektivet (VRD). Projektet er opdelt i to delprojekter, hvoraf den første del er afrapporteret i statusrapporten "Beskrivelse af hydrologiske variable til anvendelse i projektet: Vurdering af vandindvindings påvirkning af vandløbs økologiske status" (Kristensen 2013), mens den anden del afrapporteres her. I denne anden del er medianminimum vandføring (Q_{mm}) og de øvrige beregnede vandføringsvariable fra den første del af projektet analyseret for deres effekter på tre biologiske kvalitetselementer: makrofyter (vandløbsplanter), makroinvertebrater (smådyr) og fisk. Baseret på de opnåede resultater er der i denne rapport stillet forslag til enten at bevare eller ændre de nuværende metoder til vurdering af effekten af vandindvinding (se Miljøstyrelsen, 1979), der stadig anvendes i vandplanlægningen og af kommunerne i deres behandling af ansøgninger om vandindvinding (jf. Lov om vandforsyning, LBK nr. 1199 af 30/09/2013).

2 Formål

Formålet med denne anden del af projektet er at teste vandføringsvariable fra den første del af projektet for deres sammenhæng med de tre biologiske kvalitetselementer: makrofytter (Dansk Vandløbs Planteindeks = DVPI), makroinvertebrater (Dansk Vandløbs Fauna Indeks = DVFI) og fisk (Dansk Fiskeindeks For Vandløb: DFFVa, DFFVø). Først vurderes det, om de nuværende grænseværdier for Q_{mm} er meningsfulde i forhold til de biologiske kvalitetselementer, og hvis dette er tilfældet, om de gældende grænseværdier er brugbare. Ifølge de specifikke værdier, der anvendes i dag, tillades kun vandindvinding, hvis denne ikke reducerer Q_{mm} med mere end 5 % i vandløb, for hvilke målet er høj økologisk tilstand (svarende til målsætning A i regionplanerne). For vandløb, hvor målsætningen er god økologisk tilstand, tillades en effekt på Q_{mm} på mellem 10-25 % (svarende til målsætningerne B₁, B₂, B₃ i regionplanerne). Disse kriterier er første gang nævnt i Miljøstyrelsen (1979) og er efterfølgende i et vist omfang anvendt i forbindelse med implementeringen af Vandrammedirektivet (VRD). Dernæst undersøges de øvrige afstrømningsvariable for deres sammenhæng med de biologiske kvalitetselementer. Hvis nogle af de vandføringsvariable udviser en klarere sammenhæng med de biologiske kvalitetselementer end Q_{mm} , eller hvis Q_{mm} ikke viser en acceptabel sammenhæng med disse, vil der blive udviklet alternative modeller for samspillet mellem biologiske kvalitetselementer og det hydrologiske regime, herunder variable som afspejler reduktioner i vandføringen. På baggrund af resultaterne fra nærværende projekt vil der blive stillet forslag til enten bevarelse af de aktuelle grænseværdier for acceptabel vandindvinding (% reduktion af median minimum) eller tilvejebragt et grundlag, der kan omsættes til nye kriterier til anvendelse i vandplanlægningen og i forbindelse med kommunernes forvaltning af vandforsyningsloven.

3 Metoder

3.1 Datagrundlag

I den første del af projektet er der beregnet 72 gennemsnitlige vandføringsvariable baseret på data fra 165 NOVANA-stationer i danske vandløb, dækkende perioden fra begyndelsen af 2004 til udgangen af 2012 (yderligere detaljer findes i Kristensen 2013). NOVANA er det nationale overvågningsprogram for vandområder, grundvand og terrestrisk natur m.v.

For samme periode og de oven for nævnte stationer er de gennemsnitlige økologiske kvalitetsratioer (herefter benævnt EQR) for hvert af de tre biologiske kvalitetselementer - makrofytter (DVPI), makroinvertebrater (DVFI) og fisk (DFFVa, DFFVø) - beregnet for stationer, for hvilke der findes tilgængelige data. Også her er der anvendt tilgængelige data fra NOVANA. Ved EQR omregnes de konkrete indeksværdier til en skala gående fra 0 til 1. I modsætning til de andre biologiske kvalitetselementer blev kun vandløbsstationer med en bredde > 2 m (såkaldte type 1 vandløb) anvendt til DVPI, da dette indeks ikke forventes at blive anvendt i disse mindre vandløb (Baattrup-Pedersen et al. 2014). Der var noget færre stationer end de nævnte 165 med såvel hydrologiske data og data for mindst ét af de tre biologiske kvalitetselementer. Antallet af lokaliteter var dog tilstrækkeligt stort med henblik på analyser for DVPI, DVFI og DFFVa og DVPI, men ikke for DFFVø (yderligere oplysninger om DFFVø findes i afsnit 4.1). Ud over de hydrologiske variable er parameteren „slyngningsgrad“ medtaget som en fysisk variabel i analyserne for bedre at „forklare“ værdierne for de biologiske kvalitetselementer. Dette er begrundet i det faktum, at fysiske ændringer som følge af menneskelige aktiviteter (kanalisering, uddybning, rutinemæssig opgravning og/eller grødeskæring) for øjeblikket er den vigtigste faktor, der påvirker den økologiske kvalitet i danske vandløb (Wiberg-Larsen et al. 2014), og at de fysiske forhold derfor til en vis grad „slører“ effekterne af vandindvindning. Slyngningsgraden blev valgt til at repræsentere denne fysiske kvalitet, da den dels er relativt let at bestemme/måle, dels allerede har vist sig at være en pålidelig „proxy“ (erstatning) for fx Dansk Fysisk Index, ligesom den indgår direkte i bestemmelsen af dette indeks. Fire klasser af slyngningsgrad blev brugt i analyserne (Tabel 3.1).

Tabel 3.1. Klasser af slyngningsgrad og tværsnitsprofil anvendt som variable i modeleringsprocessen og beregning af slyngningsgrader baseret på klassegrænser.

Klasse	Slyngningsgrad (Sin)	Klassegrænser (vandløbslængde /lineær afstand)
1	Lige – kanaliseret	$\text{Sin} < 1,05$
2	Svagt sinuøst (slyngtet)	$1,05 < \text{Sin} < 1,25$
3	Sinuøst	$1,25 < \text{Sin} < 1,50$
4	Mæandrerende	$\text{Sin} > 1,50$

Alle tests i denne rapport blev udført med et specifikt antal lokaliteter for hvert af de biologiske kvalitetselementer (Tabel 3.2). Antallet af lokaliteter var bestemt af de stationer, for hvilke såvel vandføringsvariable som værdier for de biologiske kvalitetselementer var til rådighed for perioden fra begyndelsen af 2004 til udgangen af 2012. Alle data stammer som nævnt fra NOVANA-programmet.

Tabel 3.2. Antal stationer anvendt i de følgende analyser for hvert af de biologiske kvalitetselementer.

Biologiske kvalitetselementer	Antal stationer
DVPI	91
DVFI	122
DFFVa	61
DFFVø	19

3.2 Udvikling af modeller for sammenhængene mellem vandføringsvariable og biologiske kvalitetselementer

En automatiseret metode baseret på "symbolsk regression" blev anvendt til at udvikle en række modeller, som potentielt kunne "forklare" de biologiske kvalitetselementer baseret på forskellige vandføringsvariable (og fysisk vandløbskvalitet). Ved denne fremgangsmåde blev de matematiske udtryk bestemt automatisk (med de bedst fungerende vandføringsvariable), samtidig med at middelværdien af kvadratafvigelses-summen for de fundne modeller (med valgte variable) blev minimeret (Eureqa, Nutonian, USA, Schmidt og Lipson, 2009). I modsætning til traditionelle lineære og ikke-lineære regressionsmetoder, der afpasser parametrene til en lignings form, bestemmer denne metode både parametre og ligningens form på samme tid (Schmidt og Lipson, 2009). Algoritmen bevarer ligninger, der modellerer de eksperimentelle data bedre end andre, og udelader løsninger, der ikke virker lovende (Schmidt og Lipson, 2009). Tilbage står det sæt af ligninger, der mest sandsynligt afspejler de indbyggede mekanismer bag det observerede system (Schmidt og Lipson, 2009). Fra dette sæt af ligninger vælges den model, som har minimum middelværdi af kvadratafvigessummen, og som har den mindste modelkompleksitet. Denne fremgangsmåde er specielt egnet, fordi der i nærværende projekt skulle testes et stort antal vandføringsvariable (i alt 72), såvel enkeltvis som i forskellige kombinationer sammen for at belyse deres indvirkning på hhv. DVPI, DVFI, og DFFVa/DVVFø.

Hver af de mulige modeller fra det symbolske regressionsprogram blev undersøgt yderligere for betydningen af effekten af modelkoefficienterne (dvs. de valgte vandføringsvariable) ved brug af analyser af varians og plotfunktioner i den statistiske softwarepakke R (R Core Team, 2013). Testen for betydningen af modelkoefficienter blev udført for at belyse, om alle modelkoefficienter var nødvendige, eller om nogle kunne fjernes for at forenkle modellen yderligere.

Den økologiske gyldighed af modellerne blev søgt "kontrolleret" ved at sammenligne med resultater tilgængelige i den videnskabelige litteratur for forholdet mellem vandføring og hhv. makrofyter, makroinvertebrater og fisk.

3.3 Vurdering af effekten af medianminimum vandføring på de biologiske kvalitetselementer

Der blev anvendt fire metoder til at vurdere styrken og retningen af effekten af medianminimum vandføring (Q_{mm}) på de biologiske kvalitetselementer. Disse blev valgt med henblik på at opnå en klar forståelse af forholdet mellem Q_{mm} og de biologiske kvalitetselementer:

1. Q_{mm} blev inkluderet sammen med andre vandføringsvariable i den symbolske regression. Hvis den forklarede de biologiske kvalitetselementer på tilfredsstillende vis, ville den blive medtaget i de endelige modeller. Der

blev ikke "a priori" antaget nogen form for sammenhæng mellem Q_{mm} og biologiske forhold.

2. Korrelationen mellem Q_{mm} og de biologiske kvalitetselementer blev undersøgt med lineære modeller. Dette forudsætter naturligvis, at der er en lineær sammenhæng mellem disse.

3. Det symbolske regressionsprogram blev tvunget til at inkludere Q_{mm} i de endelige modeller, hvis denne ikke allerede var medtaget. Efterfølgende blev den forklarede varians sammenlignet mellem modellerne hhv. med og uden Q_{mm} .

4. De variable, der anvendtes i modellerne fra det symbolske regressionsprogram, blev anvendt i lineære regressioner hhv. med eller uden Q_{mm} . Efterfølgende blev det undersøgt, om indlemmelse eller udelukkelse af Q_{mm} gav modellerne en væsentligt forbedret forklaringskraft (ved hjælp af variansanalyse, ANOVA i R).

3.4 Definitioner på de anvendte vandføringsvariable

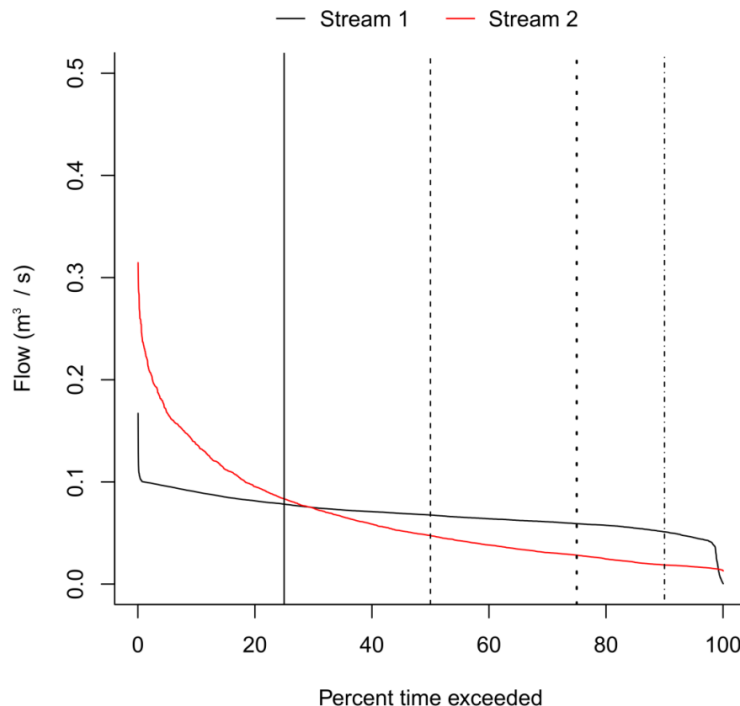
På baggrund af de oven for beskrevne analyser blev der i alt identificeret seks forskellige - og egnede - vandføringsvariable som input i modellerne: Q_{90} , Fre_1 , Fre_{25} , Fre_{75} , Dur_3 og BFI. Disse er beskrevet nærmere nedenfor.

3.4.1 Q_{90}

Q_{90} er vandføringer under 90 percentilen af vandføringens varighedskurve divideret (standardiseret) med median vandføringen (Q_{50}), og en Q_{90} værdi tæt på 0 betyder, at lave vandføringer er langt mere ekstreme (lavere), end hvis Q_{90} er tæt på 1. Fig. 3.1 er vist et eksempel på Q_{90} for to vandløb: Vandløb 1 har et forholdsvis stabilt vandføringsregime uden ekstremt lave vandføringer. I modsætning hertil afviger de lave vandføringer i vandløb 2 mere markant fra Q_{50} . I vandløb 1 er Q_{90} 0,0515 m^3/s og Q_{50} 0,0677 m^3/s , hvilket giver en standardiseret Q_{90} værdi på 0,76 (den værdi, der ville blive brugt som input i DVFI-modellen). I vandløb 2 er Q_{90} 0,0189 m^3/s og Q_{50} er 0,0479 m^3/s , hvilket giver en standardiseret Q_{90} værdi på 0,39. De lave vandføringer i vandløb 2 er derfor mere ekstreme end de lave vandføringer i vandløb 1. Grundet følsomheden over for lave vandføringer er Q_{90} stærkt positivt korreleret til medianminimum vandføringen ($p < 0,001$, $R^2 = 0,96$, $n = 118$, DVFI datasæt) og kan ses som en erstatning (proxy) for denne.

3.4.2 Fre_1

Fre_1 er defineret som den årlige hyppighed (dvs. antallet) af hændelser med vandføringer over median vandføringen (Q_{50}), hvilket indikerer svage forøgelser af vandføringen. I Fig. 3.1 er Fre_1 hyppigheden af hændelser med vandføringer højere end vandføringen på den vertikale Q_{50} linje. Eftersom vandløb 1 har stabile vandføringsforhold, overskrides Q_{50} med et lavere antal hændelser om året (i gennemsnit 10,0 hændelser om året) end vandløb 2 (i gennemsnit 21,4 hændelser om året). Bemærk at disse værdier ikke kan aflæses af figuren.



Figur 3.1. Eksempler på varighedskurver for vandføringen i 2 vandløb med forskellige vandføringsregimer. X-aksen angiver den procentdel af tiden, hvor en giver vandføring (Y-aksen) er overskredet. Q_{50} er median afstrømningen (50 percentilen). Q_{25} , Q_{75} og Q_{90} er hhv. 25, 75 og 90 percentilen af varighedskurven.

3.4.3 Fre_{25}

Fre_{25} er den årlige hyppighed (dvs. antallet) af hændelser med vandføringer over Q_{25} , hvor Q_{25} er 25% percentilen for en frekvensfordeling af vandføringer for hele perioden (en såkaldt varighedskurve) divideret med Q_{50} . I Fig. 3.1 svarer det hyppigheden af hændelser med vandføringer højere end vandføringen på den vertikale Q_{25} linje. Eftersom vandløb 1 har stabile vandføringsforhold, overskrides Q_{25} med et lavere antal hændelser om året (i gennemsnit 5,7 hændelser om året) end vandløb 2 (i gennemsnit 16,0 hændelser om året). Bemærk at disse værdier ikke kan aflæses af figuren.

3.4.4 Fre_{75}

Fre_{75} er den årlige hyppighed (dvs. antallet) af hændelser med vandføringer under Q_{75} , hvor Q_{75} er 75% percentilen for en frekvensfordeling af vandføringer for hele perioden (varighedskurve) divideret med Q_{50} . I Fig. 3.1 svarer det hyppigheden af hændelser med vandføringer højere end vandføringen på den vertikale Q_{75} linje. Vandføringens varighedskurve indikerer stabile vandføringsforhold med lille sandsynlighed for lave vandføringer. Faktisk er vandføringen lavere end Q_{75} for et lavere antal hændelser om året for vandløb 1 (i gennemsnit 8,0 hændelser om året) end for vandløb 2 (i gennemsnit 14,3 hændelser om året). Bemærk at disse værdier ikke kan aflæses af figuren.

3.4.5 Dur_3

Dur_3 er den gennemsnitlige varighed (i dage) af vandføringshændelser, der er tre gange større end Q_{50} . I Fig. 3.1 svarer det derfor til den samlede varighed af hændelser, hvor vandføringen er mere end tre gange højere end

vandføringen på den vertikale Q_{50} linje, divideret med antallet af hændelser hvor vandføringen er mere end tre gange højere end Q_{50} . Vandløb 1's stabile vandføring betyder, at sådanne høje vandføringer aldrig forekommer (gennemsnitsvarighed: 0 dage årligt). I modsætning hertil betyder den mere variable vandføring i vandløb 2, at hændelser med høj vandføring har en gennemsnitsvarighed på 3,6 dage om året.

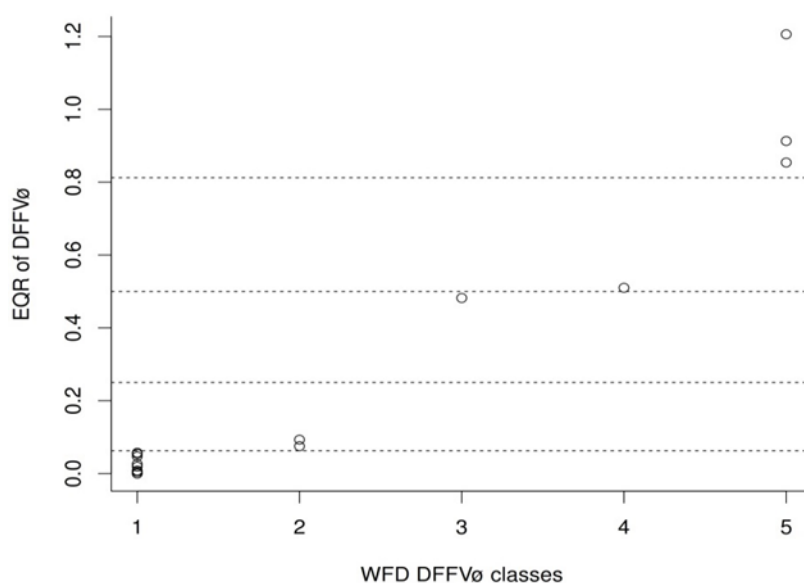
3.4.6 BFI

Baseflow-indekset (BFI) er defineret som vandføringen under såkaldte "baseflow-forhold" divideret med den samlede vandføringsmængde. Under baseflow består vandføringen primært af tilstrømmende grundvand fra relativt dybt liggende magasiner. Der findes forskellige ligninger for BFI, og der blev anvendt en fremgangsmåde, som er beskrevet i Gustard et al. (1992). BFI kan ikke bestemmes direkte ud fra varighedskurven for vandføringen, men kurvens form er en slags indikator for BFI. I Fig. 3.1 har vandløb 1 forholdsvis stabile vandføringsforhold, og størstedelen af vandføringen er derfor baseflow, og BFI-indekset er derfor højt ($BFI = 0,95$). I modsætning hertil er vandføringen i vandløb 2 mere variabel, hvad der resulterer i et BFI på 0,56. Bemærk at disse værdier ikke kan aflæses af figuren.

4 Resultater

4.1 Begrundelse for at der ikke kunne modelleres for DFFVØ og størrelsesbias for anvendte vandløbslokaliteter

Omfanget af tilgængelige data for både vandføringsvariable og DFFVØ var for lille til en pålidelig modellering af effekten af ændringer i de vandføringsvariable (Fig. 4.1). Således var der kun data fra 19 stationer til rådighed, ligesom de fleste DVVFØ data (12 stationer) var placeret inden for den laveste kategori af økologisk status (dårlig tilstand), hvilket medførte, at der samlet set var en utilstrækkelig gradient at analysere på. Uden flere lokaliteter med både vandførings-tidsserier og DFFVØ-data er det ikke muligt at undersøge effekten af vandindvinding på dette fiskeindeks. Derfor kunne vi ikke bruge DFFVØ i modelleringsprocessen.



Figur 4.1. Sammenhængen mellem økologisk status klasse (X-aksen) og de tilsvarende EQR-værdier for fiskeindekset DFFVØ (Y-aksen). Den prikkede vandrette linje angiver grænserne mellem de enkelte økologiske kvalitetsklasser. Figuren viser fordelingen af data for de i alt 19 stationer, som reelt var til rådighed for analyserne.

Dette afspejler også en bias i det anvendte datasæt, nemlig at små vandløb med vandførings-tidsserier var stærkt underrepræsenteret. Årsagen til dette er, at vandføringsmålestationer primært er oprettet for at tilvejebringe data til estimering af transporten af vand og næringsstoffer (kvælstof og fosfor) til de kystnære farvande og derudover til et relativt lille antal søer. Derfor er de fleste målestationer placeret så langt nede i vandløbssystemerne som muligt for effektivt at dække mest muligt af afstrømningen fra oplandene. Dette betyder, at de primært er placeret i relativt store vandløb, hvorimod små vandløb stort set kun overvåges, hvis de er tilløb til søer.

Denne bias i vandløbsstørrelse blandt stoftransportstationerne betyder, at de neden for beskrevne modeller primært er baseret på data fra middelstore til store vandløb og derfor formodentlig ikke helt afspejler situationen i små vandløb. Dette er en udfordring, da små vandløb udgør en betydelig del af vandløbssystemerne (ca. 2/3 af alle vandløb) og formodes at være mere sårbare over for ændringer i vandføring end større vandløb. Dette er vigtigt at have for øje, når disse notats resultater skal vurderes og implementeres.

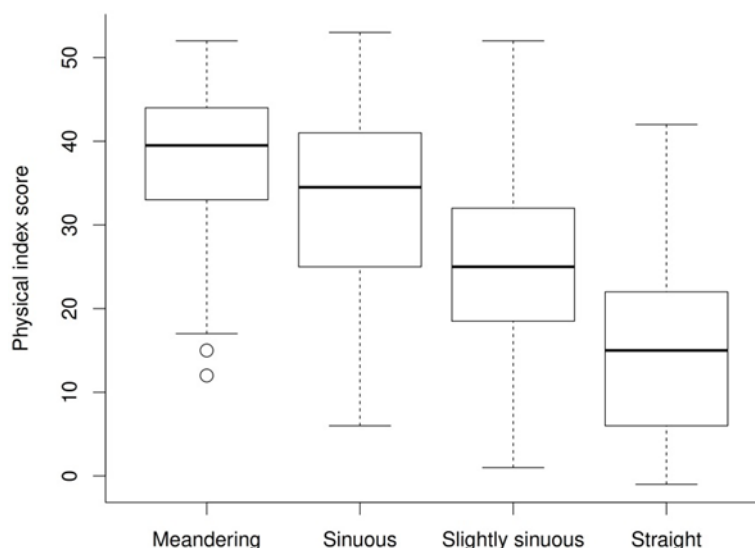
Såfremt denne bias skal fjernes/reduceres i de kommende år, skal der i måleprogrammet for stoftransport suppleres med flere små vandløb, der i givet fald udvælges blandt de eksisterende biologiske målestationer (under "kontrolovervågningen"). Derved vil der i fremtiden kunne tilvejebringes data ikke alene til test og modellering af sammenhængen mellem vandføring og DFFV \emptyset , men også til en revision af de øvrige modeller.

4.2 Forholdet mellem fysisk kvalitet og slyngningsgrad

Slyngningsgraden viste sig – som ventet – at have en tæt sammenhæng med den fysiske kvalitet udtrykt ved Dansk Fysisk Indeks (Fig. 4.2). Således er slyngningsgrad en meningsfuld "proxy" for lokalitetens fysiske tilstand. Desuden kan denne variabel relativt enkelt bestemmes ud fra kort/luftfotos i passende målestok, hvorimod det fysiske indeks kun kan bestemmes i felten.

I det såkaldte "Prioriteringsprojekt" (Friberg et al. 2013) udført for Naturstyrelsen blev slyngningsgraden beregnet for samtlige danske vandløb, som indgår i første generationsvandplanerne, på en kontinuerlig skala baseret på GIS-kort, anvendt af Naturstyrelsen i vandplanlægningen. Herved er som udgangspunkt anvendt en målestok 1:25 000, men nøjagtigheden er i en del tilfælde mindre. De kontinuerte værdier kunne derefter direkte omsættes til "slyngningsklasser" (Tabel 3.2). Beregning af slyngningsgraden afhænger imidlertid af den anvendte kortmålestok og den strækning, hvorover der måles. For de mellemstore til større vandløb med lav hældning, hvor slyngninger fremtræder tydeligt i det anvendte kortgrundlag, kan slyngningsgraden beregnes ret pålideligt, mens slyngninger vil være langt mindre erkendbare for de små vandløb. Dertil kommer at små vandløb med stor hældning vil fremstå som retlinjede, men alligevel have et højt fysisk indeks. Et andet problem er, at beregning af slyngningsgraden skal foretages over strækninger af flere hundrede meters længde for at give et nogenlunde pålideligt resultat. Når dette foretages automatisk, kan der forekomme tilfælde hvor beregningen ikke giver god mening. Et eksempel: hvis slyngningsgraden bestemmes samlet for et mindre vandsystem bestående af et hovedløb med flere sidetilløb, og alle enkeltvandløb er stærkt udrettede, vil slyngningsgraden fejlagtigt blive vurderet som relativt slynget.

De slyngningsværdier, der er anvendt i nærværende analyser (generering af modeller), er ikke beregnet som oven for beskrevet, men er de i felten vurderede kategoriske værdier, som anvendes til at beregne det fysiske indeks under NOVANA programmet (Wiberg-Larsen 2013). Der er – på baggrund af den pågældende tekniske anvisning – således ikke tale om præcise målinger på en kontinuerlig skala i felten, men om subjektive vurderinger, i øvrigt foretaget over 100 m lange strækninger. Det betyder at der kun er tale om kategoriske værdier, ligesom der kan være en vis usikkerhed på disse. På den anden side opnås i sær for mindre vandløb en større detaljeringsgrad, når der vurderes over 100 m strækninger, end det har været tilfældet i "prioriteringsprojektet" (se ovenfor).



Figur 4.2. Boxplots af de fysiske indekssværdier (Physical Index score) for de forskellige slyngningsgrader anvendt i modelleringsprocessen (Meandering = meanderende, sinuous = sinuøst, slightly sinuous = let sinuøst, straight = lige - kanaliseret)

Hvis slyngningsgraden skal anvendes til fremtidige forudsigelser af effekten af vandvinding via modeller (se afsnit 4.3), er det derfor vigtigt at tage højde for, om data stammer fra vurderinger i felten, eller fra beregninger baseret på GIS. Hvis både GIS- og observerede værdier er til rådighed for lokaliteten, bør de i felten estimerede værdier foretrækkes, da disse – alt andet lige – må antages at være mere nøjagtige end GIS-baserede værdier. Således er den GIS-baserede slyngningsgrad som nævnt stærkt afhængig af den topografiske skabelon og ikke mindst af den anvendte skala. Problemet med skala i GIS kan dog imødegås ved at anvende luftfotos i passende stor målestok, forudsat at vandløbene er fuldt synlige (dvs. fx ikke sløret af skov eller lignende). Ligeledes skal bestemmelsen af slyngningsgraden bestemmes på en strækning, som er sammenlignelig med den som vurderes i felten (ca. 100 m strækninger) (se også afsnit 5.5).

4.3 De fundne modeller og deres fortolkning

4.3.1 Makrofytter – DVPI

For DVPI blev der udviklet en model med tre variable – alle hydrologiske variable – baseret på et datasæt omfattende 91 lokaliteter og med en R^2 på 0,34 ($p < 0,001$):

$$DVPI_{EQR} = 0,546 + 0,020 \cdot Fre_{25} - 0,019 \cdot Dur_3 - 0,025 \cdot Fre_{75}$$

hvor Fre_{25} er det årlige antal af vandføringer over 25 percentilen af varighedskurven, Dur_3 er den gennemsnitlige varighed af vandføringer på over tre gange median vandføringen (dvs. samlede varighed af vandføringer større end tre gange medianvandføringen divideret med antallet af sådanne hændelser), og Fre_{75} er antallet af vandføringshændelser under 75 percentilen af varighedskurven (se afsnit 3.4).

Forholdet mellem DVPI og de to variable Fre_{25} og Dur_3 stemmer overens med generel økologisk teori, nemlig at kvaliteten (egentlig diversiteten) af makrofytsamfund er højere ved intermedier (middel) fysisk forstyrrelse (kaldet "Intermediate Disturbance Hypothesis"), således som påvist af Riis

et al. (2008) for danske vandløb: Ved relativt beskedne forøgelse af vandføringen (Fre_{25}) bliver makrofytsamfundene "tilstrækkelig" forstyrret til at muliggøre kolonisering med mindre konkurrencedygtige arter, mens samfundene forstyrres mere og kun få arter derved er i stand til at kolonisere vandløbene ved kraftigere og langt større forøgelse i vandføring, der desuden er af længere varighed (Dur_3). På grund af den manglende forstyrrelse ved høj hyppighed af lav vandføring kan den negative korrelation til Fre_{75} endvidere tyde på, at makrofytsamfundene er domineret af få konkurrencedygtige arter, hvilket resulterer i lavere DVFI. For en nærmere forklaring af vandføringsvariable henvises til afsnit 3.4. Det bør i øvrigt nævnes, at forstyrrelser i form af grødeskæring har væsentlig indflydelse på makrofytsamfundene og DVFI (Baatrup-Pedersen et al. 2014, in press), men det er ikke forsøgt at inddrage denne faktor i nærværende analyser.

4.3.2 Makroinvertebrater – DVFI

For DVFI inkluderede den bedste model tre fysiske/hydrologiske variable og blev udviklet på grundlag af et datasæt omfattende 122 vandløbslokaliteter med en R^2 på 0,44 ($p < 0,001$):

$$DVFI_{EQR} = 0,217 + 0,103 \cdot \text{Sin} + 0,020 \cdot Q_{90} \cdot Fre_1,$$

hvor Sin er slyngningsgraden (Tabel 3.2), Q_{90} er vandføringen under 90 percentilen af vandføringens varighedskurve, divideret (standardiseret) med median vandføringen (Q_{50}), og Fre_1 er det årlige antal af vandføringer over medianen (se afsnit 3.4). EQR er den økologiske kvalitetsratio, der spænder fra 0 til 1, hvor 0 er den dårligste tilstand, og 1 er referencetilstanden.

Q_{90} blev som nævnt divideret med median afstrømningen (Q_{50}). Således betyder en Q_{90} -værdi tæt på 0, at lave vandføringer er langt mere ekstreme (lavere), end hvis Q_{90} er tæt på 1. På grund af en positiv korrelation mellem Q_{90} og DVFI vil sidst nævnte være højere, når de lave vandføringer er mindre ekstreme. En negativ effekt af ekstremt lave vandføringer (herunder direkte stillestående vand) på sammensætningen af makroinvertebrater er ofte påvist i litteraturen, hvor strømkrævende arter af makroinvertebrater forsvinder og erstattes af hyppigt forekommende arter tilpasset stillestående vand, (fx Graeber et al. 2013; Hille et al. 2014). Fre_1 er hyppigheden af oversvømmelser over median vandføringen. Sådanne "svage" forøgelse af vandføringen kan have en positiv indflydelse på makroinvertebratsamfundene og dermed også en positiv indflydelse på DVFI, som vist via det såkaldte LIFE indeks for makroinvertebrater (se Extence et al 1999) i danske vandløb (Dunbar et al. 2010). De potentielle årsager til den positive effekt er en øget mangfoldighed af levesteder (Poff et al. 2010) og/eller fjernelse af fint sediment (Dunbar et al. 2010). Den positive sammenhæng mellem DVFI og fysiske tilstand understøttes af litteraturen – herunder tidligere analyser af datasæt fra NOVANA (Wiberg-Larsen & Sode 2010, Poff et al. 2010), og en sammenhæng mellem slyngningsgraden på kvaliteten af makroinvertebratsamfundene er allerede blevet påvist for danske vandløb (fx Dunbar et al. 2010).

4.3.3 Fisk – DFFVa

For DFFVa blev der udviklet en model med fire fysisk/hydrologiske variable baseret på et datasæt indeholdende 61 lokaliteter og med en R^2 på 0,49 ($p < 0,001$):

$$DFFV_{aEQR} = 0,811 \cdot BFI + 0,058 \cdot \text{Sin} + 0,050 \cdot Fre_{25} - 0,319 - 0,0413 \cdot Fre_{75},$$

hvor Sin er slyngningsgraden (Tabel 3.2), BFI er baseflow-indekset (baseflow-mængden divideret med den samlede vandføringsmængde), Fre_{25} er det årlige antal af vandføringshændelser over 25 percentilen af vandføringsvarighedskurve, og Fre_{75} er det årlige antal vandføringer under 75 percentilen af varighedskurven (se afsnit 3.4).

DFFVa var positivt relateret til BFI (baseflow-indekset) og negativt relateret til Fre_{75} (hyppigheden af vandføring under 75 percentilen af varighedskurven), hvilket betyder at fiskesamfundenes kvalitet øges, jo mere stabil vandføringen er, herunder at lave vandføringer kun sjældent forekommer (Poff et al., 2010). Endvidere er DFFVa positivt relateret til Fre_{25} , hvilket indikerer, at små forstyrrelser på grund af relativt mindre forøgelse af vandføringen kan forbedre kvaliteten af fiskesamfundene.

Som for DVFI blev der fundet en positiv sammenhæng mellem vandløbenes økologiske tilstand og slyngningsgraden. I litteraturen er der påvist en positiv effekt af en naturlig, mangfoldig habitatstruktur på fiskesamfundene i strømmende vande (fx Lammert og Allan, 1999), og slyngningsgraden er en udmærket proxy for en naturlig habitatstruktur i vandløbet. Derfor er den positive sammenhæng mellem slyngningsgrad og DFFVa økologisk fornuftig og forventelig.

4.4 Betydningen af de beregnede korrelationskoefficienter

Korrelationskoefficienter på 0,34-0,49 kan umiddelbart virke temmelig små og sammenhængene forholdsvis svage, selv om p-værdierne alle var $<0,001$. Således vil kun op til 49% af den biologiske variation være forklaret og op til 66 % af variationen modsat være uforklaret. Når biologiske indeces testes i forhold til Vandrammedirektivets forskellige økologiske stressfaktorer, skal de fundne værdier for R^2 (i følge gældende guidelines) imidlertid være mindst 0,25 for at være "acceptable", hvilket er væsentlig mindre end ved nærværende modeller. Derfor er vores R^2 -værdier i denne sammenhæng "på den sikre side", ikke mindst fordi vi i modellerne ikke har medtaget en række andre menneskeskabte stressfaktorer, som kan have væsentlig indflydelse på de biologiske indekser (fx vandkvalitet, forstyrrelse forårsaget af vandløbsvedligeholdelse) og derved bidrage væsentligt til at forklare variationen i biologiske data, og fordi der altid vil være en betydelig uforklaret variation i datasættene.

DVFI ville i øvrigt sandsynligvis have været endnu bedre statistisk korreleret med de variable, hvis dens skala havde været kontinuert og ikke kategorisk. Således blev de syv faunaklasser 1-7 oversat til EQR-værdier, der i praksis også var kategoriske. Også en kontinuert slyngningsparameter ville formodentlig have forbedret korrelationen.

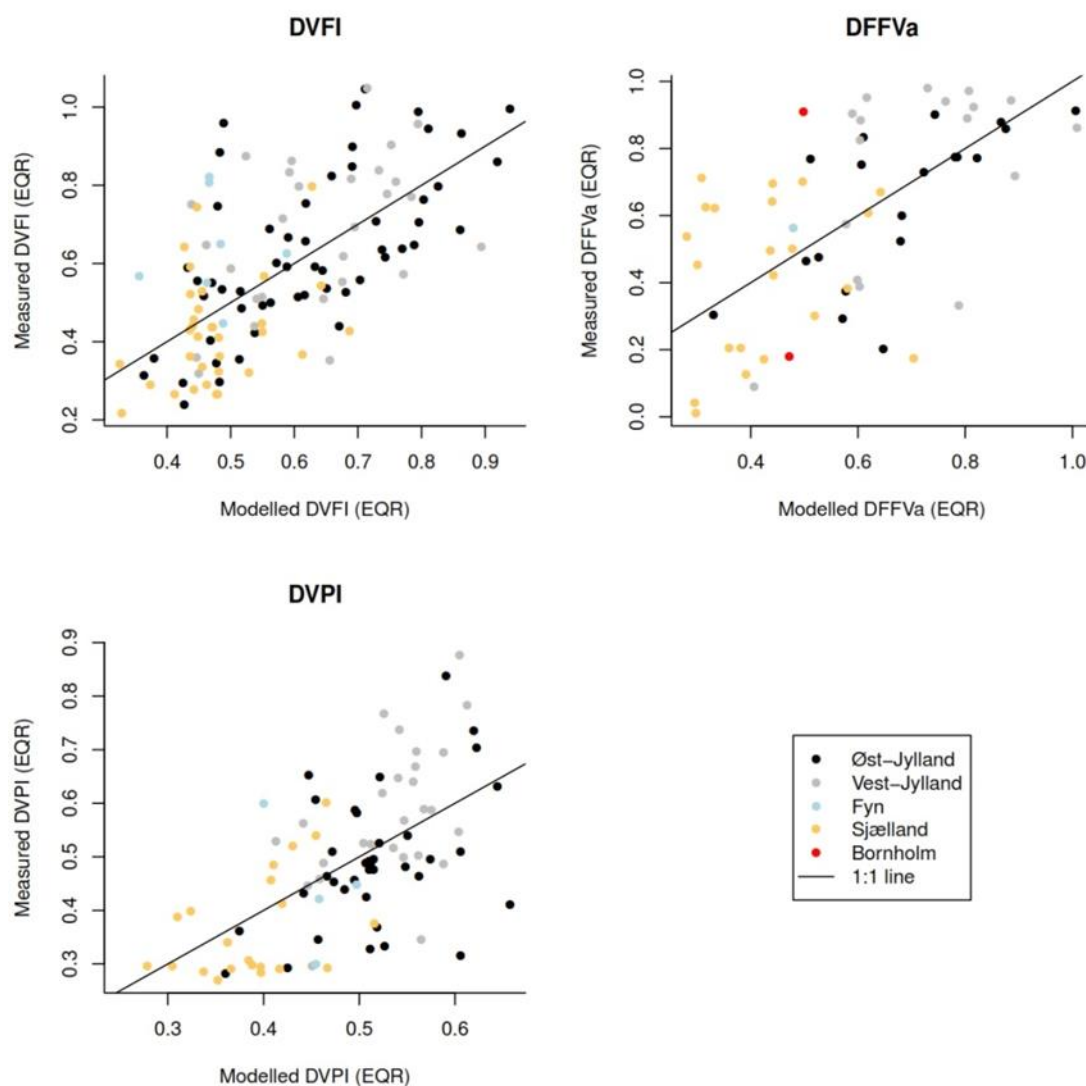
4.5 Hvorfor reagerer de tre biologiske kvalitetselementer forskelligt?

Forskellige organismegrupper stiller forskellige krav til deres omgivelser. Fisk er eksempelvis mindre bundet end makroinvertebrater til mikrohabitaer, og de er mere mobile (Allan og Castillo, 2007). Makroinvertebraternes samfundsstruktur er på den anden side stærkt påvirket af lav vandføring (Q_{90}), som de har vanskeligt ved at undslippe, og som resulterer i sedimentation af fin-partikulært materiale, og derved dækker sten, grus og det "frie" rum imellem disse (hvortil mange arter er knyttet), og evt. lav koncentration af opløst ilt i vandløbsvandet (Dewson et al., 2007; Graeber et al., 2013; Hille

et al., 2014). Den højere mobilitet hos fiskene betyder, at de større individer kan slippe væk fra steder med lav vandføring, mens deres æg og årets yngel kræver en basal, kontinuerlig vandføring (BFI) for at overleve (Allan og Castillo, 2007). Der er dog ligheder også på tværs af modellerne: I alle modeller er vandføringsvariable som afspejler reduceret vandføring (Q_{90} , BFI, Fre_{75}) negativt korreleret til de biologiske indeksværdier, ligesom relativt "svage" vandføringsforøgelser øger indeksværdierne i alle modellerne (Fre_{25} , Fre_1). Sidst nævnte hænger sandsynligvis sammen med, at der skabes relativt beskedne forstyrrelser, hvilket øger habitatdiversiteten og påvirker mindre konkurrencedygtige (og specialiserede) arter i positiv retning (Poff et al., 2010; Riis et al., 2008). Sådanne mindre konkurrencedygtige arter er typisk de, som indikerer god-høj økologisk tilstand.

4.6 Geografisk betinget effekt på modellerne?

Det blev undersøgt, om modellerne viste systematiske geografiske mønstre, fx om lokaliteter fra én region kunne skævvride modellen, så de øvrige regioner blev dårligt repræsenteret i modellen. Hvis det var tilfældet, ville det være mere hensigtsmæssigt at bruge regionale modeller. Der blev dog ikke observeret sådanne systematiske mønstre (Fig. 4.3), og regionale modeller var således ikke nødvendige.



Figur 4.3. Sammenligning af målte (measured) og modellerede (modelled) indeksværdier for hvert af de tre biologiske kvali-

tetselementer: DVFI, DFFVa og DVPI. Bemærk at punkterne for regionerne er "pænt" fordelt omkring 1:1 linjen.

4.7 Vurdering af sammenhængen mellem medianminimum vandføring og biologiske kvalitetselementer

Det blev grundigt undersøgt og overvejet, om medianminimum afstrømning (Q_{mm}) ville være en egnet vandføringsvariabel til modellering af de biologiske kvalitetselementer. Overvejelserne involverede fire forskellige metoder.

4.7.1 Korrelation mellem Q_{mm} og biologiske kvalitetselementer i linære modeller

Korrelationen mellem Q_{mm} og de biologiske kvalitetselementer blev testet ved hjælp af lineære modeller af formen: $BKE = a + b \cdot Q_{mm}$, hvor BKE er hvilken som helst af de tre biologiske kvalitetselementer, og a og b er konstanter. Den sammenfattende statistik viste, at selv om Q_{mm} havde en signifikant og væsentlig indvirkning på de biologiske kvalitetselementer, var den forklarede varians (R^2) forholdsvis lav (Tabel 4.1). Den højeste R^2 var fx således kun 0,15 (15 % forklaret varians) for DVFI, hvilket betyder, at 85 % af variansen i DVFI ikke blev forklaret af Q_{mm} . Det betyder, at størstedelen af den variation, som de biologiske kvalitetselementer udviste, ikke var relateret til Q_{mm} -værdierne (og R^2 var langt under det tidligere nævnte Vandrammedirektiv-krav til "acceptable" sammenhænge mellem biologiske indikatorer og testede miljøvariable i forhold til Vandrammedirektivet). Følgelig er Q_{mm} alene ikke en pålidelig indikator for de biologiske kvalitetselementer (se kravene til korrelationskoefficienter og forklaret varians, se afsnit 4.4).

Tabel 4.1. Sammenfattende statistik for de lineære modeller vedrørende sammenhængen mellem biologiske kvalitetselementer (EQR-værdier) og Q_{mm} . P-værdi = signifikansniveau, hvis $p < 0,05$, er Q_{mm} signifikant korreleret til de biologiske kvalitetselementers variabilitet, R^2 = forklaret varians (maksimum er 1, hvilket svarer til 100 % forklaret varians), t værdi = værdi af den statistiske test.

Biologisk kvalitets-element/indeks	Skæringspunkt	Koefficient af Q_{mm}	Effekt af Q_{mm}	R^2
Planter/DVPI	0,38	0,22	t værdi = 3,57, p værdi < 0,001	0,12
Makroinvertebrater/DVFI	0,45	0,35	t værdi = 4,71, p værdi < 0,001	0,15
Fisk/DFFVa	0,41	0,48	t værdi = 3,63, p værdi < 0,001	0,16

4.7.2 Brug af Q_{mm} sammen med de andre vandføringsvariable i de symbolske regressionsmodeller

Q_{mm} blev anvendt sammen med de øvrige vandføringsvariable i de symbolske regressionsanalyser. Hvis Q_{mm} herved forklarede de biologiske kvalitetselementer på acceptabel vis, ville den automatisk blive inddraget i de endelige modeller.

Q_{mm} blev imidlertid ikke automatisk medtaget som forklarende variabel i nogen af modellerne (se afsnit 4.3), hvilket indikerer, at andre vandføringsvariable på bedre vis repræsenterer variationen i de biologiske kvalitetselementer. Det gælder således for Q_{90} (i modellen for DVFI), selvom der som allerede nævnt var en stærk sammenhæng mellem denne og Q_{mm} .

4.7.3 Tvungen anvendelse af Q_{mm} i de symbolske regressionsmodeller

Efter at de endelige modeller var blevet defineret (se afsnit 4.3), blev det afprøvet, om tvungen indføring af Q_{mm} i modellerne gav en større forklaringskraft (forklaret varians, R^2).

Tvungen brug af Q_{mm} førte imidlertid ikke til nogen markant forbedring af R^2 (Tabel 4.2). Den største forbedring blev således fundet for DFFVa, hvor R^2 kun blev forbedret med 0,01 (1 % af den forklarede varians). Dette indikerer, at størstedelen af den varians, der forklares af Q_{mm} (se afsnit 4.7.1), allerede var forklaret af de andre vandføringsvariabler, som i forvejen var medtaget i modellen. Følgelig forbedrede tvungen indføring af Q_{mm} ikke modellerne vurderet ud fra R^2 . Eftersom R^2 er en beskrivende variabel, blev der udført endnu en test, der antyder en signifikant forøgelse af den forklarede varians (se afsnit 4.7.4).

Tabel 4.2. R^2 i de endelige modeller (se modellerne i afsnit 4.7.1) med og uden tvungen indføring af medianminimum afstrømningen (Q_{mm}) i den symbolske regression. R^2 = forklaret varians (maksimum er 1, hvilket svarer til 100 % forklaret varians).

Biologisk kvalitets- element/indeks	R^2 i model uden Q_{mm}	R^2 i model med Q_{mm}	Relativ ændring i R^2
Planter/DVPI	0,34	0,34	< 0,01
Makroinvertebrater/DVFI	0,44	0,44	< 0,01
Fisk/DFFVa	0,49	0,50	0,01

4.7.4 Lineære modeller med de endeligt valgte variabler med og uden Q_{mm}

I en sidste test blev det efterprøvet ved hjælp af en variansanalyse (ANOVA), om indføring af Q_{mm} i modellerne ville resultere i en betydelig forbedring af den forklarede varians. ANOVA kan indikere en signifikant forøgelse af den forklarede varians ved indførelsen af en ny variabel i en lineær model.

Resultaterne af ANOVA-analysen (Tabel 4.3) understøttede resultaterne fra den symbolske regression (Tabel 4.1), idet modellernes forklaringskraft ikke blev signifikant forbedret ved tvungen brug af Q_{mm} . Følgelig vil indføring af Q_{mm} i modellerne kun komplicere og ikke forbedre dem.

Tabel 4.3. Variansanalyse for sammenligning af lineære modeller med de endelige variabler og med og uden medianminimum vandføring (Q_{mm}). P-værdi = signifikansniveau; hvis $p < 0,05$, er effekten af indføring af Q_{mm} signifikant, og Q_{mm} skal bevares i modellen. F-værdi = den statistiske testværdi.

Biologisk Kvalitetselement/indeks	F-værdi	p-værdi
Planter/DVPI	0,17	0,68
Makroinvertebrater/DVFI	0,10	0,75
Fisk/DFFVa	0,04	0,85

4.7.5 Generel vurdering af sammenhængen mellem medianminimum afstrømningen og de biologiske kvalitetselementer

Selv om der blev fundet en signifikant sammenhæng mellem medianminimum vandføringen (Q_{mm}) og de biologiske kvalitetselementer (Tabel 4.1), blev den aldrig valgt som forklarende variabel i den symbolske regressions automatiserede modelleringsproces (se afsnit 4.7.1). Årsagen hertil er Q_{mm} 's relativt lave forklaringskraft (se R^2 i tabel 4.1) samt det faktum, at de øvrige vandføringsvariable bedre afspejler ændringerne i de biologiske kvalitetselementer. Det betyder, at inddragelse af Q_{mm} ikke forbedrer modellerne (Tabel 4.2-4.3). Denne lave respons fra de biologiske kvalitetselementer skyldes tilsyneladende, at medianminimum vandføringen reelt er en "overflødig" og i øvrigt ikke en biologisk særlig meningsfuld parameter. Således angiver medianminimum en vandføring, der blot er defineret som medianværdien af minimum vandføringen, der forekommer i en tidsserie på mindst

5 år. Og den siger derfor intet om varigheden af lav vandføring eller om, hvor ofte lav vandføring forekommer, hvilket ellers er yderst biologisk relevant. Relevansen af Q_{mm} er derfor meget begrænset. Denne vurdering støttes af en stor gruppe af internationale forskere (Poff et al. 2010), der i et review om betydningen af afstrømningsregimer for makroinvertebrater og fisk konkluderer, at "it is now widely accepted that a naturally variable regime of flow, rather than just a minimum low flow, is required to sustain freshwater ecosystems".

Derfor anbefales det, at Q_{mm} ikke længere anvendes til at beskrive eller forudsige ændringer i de biologiske kvalitetselementer. I stedet anbefaler vi anvendelse af de modeller, der er beskrevet i afsnit 4.3. Disse nye modeller rummer også væsentlige usikkerheder, men disse er dog meget mindre end ved anvendelse af Q_{mm} . Desuden foreslår vi metoder til en evt. implementering af de nye modeller i de forvaltningsmæssige processer (se afsnit 5).

På baggrund af denne konklusion foretog vi – som ellers planlagt i projektet – ingen test af den såkaldte "Sjællandsmodel", som alene bygger på Q_{mm} .

5 Potentiel implementering af modellerne

I dette afsnit præsenteres forslag til, hvordan modellerne kan implementeres i praksis i forbindelse med de forvaltningsmæssige processer. Denne del af nærværende notat bygger alene på idéer udviklet af forfatterne, og der er i den forbindelse IKKE taget hensyn til gældende lovgivning og administrativ praksis. Implementering af et eller begge af de præsenterede forslag nødvendiggør – ud over inddragelse af lovgivnings- og administrative forhold – en sammenkobling (integration) af de foreliggende resultater med de hydrologiske modeller, som i et parallelt projekt er udviklet af GEUS. Endelig kræves en validering af det derved udviklede samlede modelkompleks. En sådan implementering ligger imidlertid uden over rammerne af nærværende projekt.

5.1 Potentiel implementering af modelresultaterne i 2. generations vandplaner

Den nedenfor foreslåede procedure for implementering af modelresultaterne kan bruges til at udpege områder (vandløb), hvor vandindvinding kan hindre opfyldelse af målet om god økologisk tilstand. Herved tages med baggrund i modellernes opbygning også hensyn til de fysiske forhold i de pågældende vandløb. For de udpegede områder (vandløb) er det desuden muligt at fastslå, hvor meget vandindvindingen skal reduceres, eller om der i stedet skal pumpes grundvand ind i vandløbet for at kompensere for den reducerede vandføring. Det er også muligt at vurdere, om der kan opnås målopfyldelse ved at forbedre de fysiske forhold.

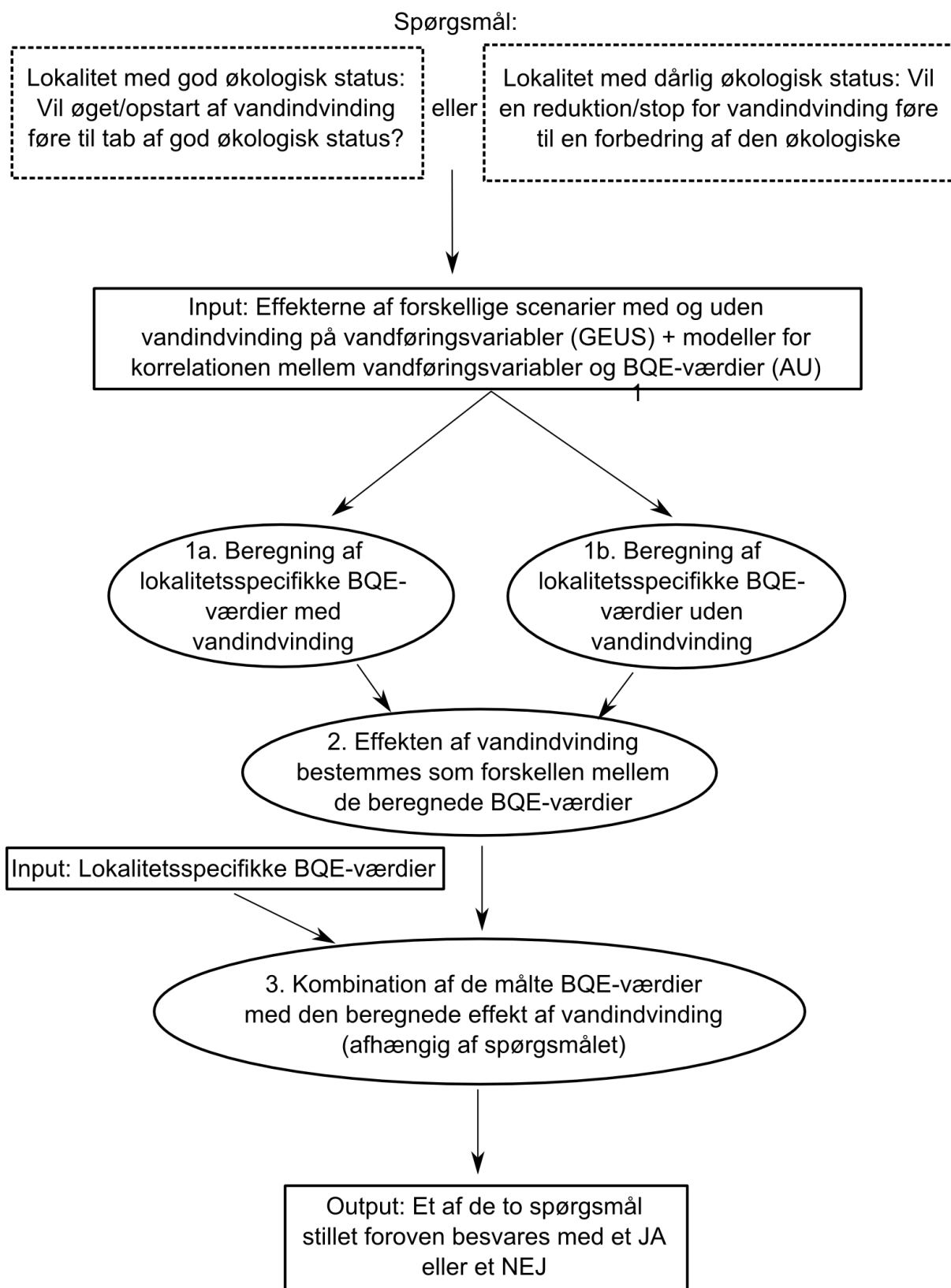
5.1.1 Input og output

For at beregne effekten af en stationsspecifik (egentlig strækningsspecifik, se afsnit 4.2) vandindvinding anvendes input fra GEUS' grundvandsmodel (ID15 oplande), fysisk tilstand (se afsnit 4.2), input fra de tre modeller præsenteret i denne rapport, samt de rent faktisk målte stationsspecifikke værdier for de biologiske kvalitetselementer (EQR for DFFVa, DVFI og DVPI).

Outputtet af denne metode er en forudsigtelse af det potentielle tab af stationsspecifik god økologisk tilstand eller den potentielle opnåelse af god økologisk tilstand på lokaliteter, som p.t. har moderat (eller dårligere) økologisk tilstand (afhængig af, om grundvandsindvindingen reduceres for at øge vandføringen, eller om der aktivt pumpes grundvand ind i vandløbet som et "restaurerings"-tiltag). Desuden har GEUS på basis af modellerne udarbejdet et kort, hvor oplande, der er sårbare over for grundvandsindvinding, kan identificeres.

5.1.2 Beregningstrin

De forskellige beregningstrin er konceptuelt beskrevet i figur 5. Med denne beregning kontrolleres det for stationer med moderat eller dårligere tilstand, om en standsning (eller reduktion /kompensation via indpumpning) af vandindvindingen kan resultere i en forbedring til god økologisk tilstand. Det er også muligt at svare på, om ny eller forøget vandindvinding kan tænkes at medføre, at vandløb med god tilstand mister denne. Spørgsmålene er angivet øverst i figur 5.1. Med denne fremgangsmåde er der reelt ikke brug for generelle grænseværdier for den procentvise højest acceptable reduktion af vandføringen som følge af vandindvinding (som ved den hidtidige admi-



Figur 5.1. Informationsstrøm og beregningstrin for lokalitetsspecifik implementering af effekten af vandindvinding i 2. generations vandplanerne. Bokse med ubrudt linje = input og output, bokse med stiplede linje = spørgsmål, ovaler = beregningstrin. AU = Aarhus Universitet, GEUS = Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, BQE-værdier = værdier for biologiske kvalitetselementer udtrykt som EQR-værdier (EQR = økologisk kvalitetsratio) for DVPI, DVFI og DFFVa.

nistration af tilladelser til vandindvinding), eftersom effekten af vandindvinding er stationspecifikt modelleret.

Ved brug af vandindvindingsscenarier og grundvandsmodellen fra GEUS samt de tre præsenterede modeller i denne rapport for sammenhængen mellem vandføringsvariable, og/eller fysisk tilstand, samt biologiske indeksværdier (for hhv. DVPI, DVFI og DVFFa) beregnes her effekterne på EQR-værdierne for sidst nævnte i scenarier med og uden vandindvinding (beregningstrin 1a og 1b i figur 5.1). Forskellen på værdierne for de biologiske kvalitetselementer mellem beregningstrin 1a og 1b bestemmes efterfølgende i beregningstrin 2. Endelig sammenlignes forskellen mellem værdierne for biologiske kvalitetselementer kombineret med værdierne for de biologiske kvalitetselementer målt på lokaliteten (beregningstrin 3), hvorved typen af kombinationer afhænger af de spørgsmål, der er stillet øverst i Fig. 5 (se yderligere forklaring nedenfor).

For en station (strækning), hvor den økologiske tilstand i dag er god ($IS_{\text{mæsu-red}}$), beregnes effekten af opstart af/øget vandindvinding på den målte værdi efter følgende formel, som omfatter alle de ovenfor nævnte beregningstrin:

$$IS_{\text{start}} = IS_{\text{målt}} + (IS_{VI} - IS_{IVA}),$$

hvor IS er værdien af de biologiske kvalitetselementer (EQR for hhv. DVPI, DVFI og DVFFa), IS_{start} er den forudsagte værdi for de biologiske kvalitetselementer, hvis vandindvinding påbegyndes eller øges, $IS_{\text{målt}}$ er den aktuelle (dvs. målte) værdi af de biologiske kvalitetselementer målt på lokaliteten, IS_{VI} er den modellerede værdi af de biologiske kvalitetselementer baseret på et givent vandindvindingsscenarie (altså med vandindvinding), og IS_{IVA} er værdien af de modellerede biologiske kvalitetselementer baseret på et scenarie uden vandindvinding. Hvis EQR-værdien for IS_{start} resulterer i en "moderat" eller lavere økologisk tilstand, forventes opstart af/øget vandindvinding at have en negativ indvirkning på lokalitetens økologiske status.

For en lokalitet, hvor den aktuelle økologiske tilstand er moderat (eller dårligere) ($IS_{\text{målt}}$), vil effekten af reduceret vandindvinding (evt. oppumpning) kunne beregnes med den følgende formel:

$$IS_{\text{stop}} = IS_{\text{målt}} - (IS_{VI} - IS_{IVA}),$$

hvor IS_{stop} er den forudsagte værdi af det biologiske kvalitetselement, hvis vandindvinding standses eller reduceres. De øvrige variable er de samme som beskrevet ovenfor. Hvis EQR-værdien IS_{stop} resulterer i "god" økologisk tilstand, forventes standsning/reduktion af vandindvinding at have en positiv effekt på lokalitetens økologiske status.

5.2 Potentiel implementering på kommunalt niveau

For at hjælpe interessenterne (vandforsyningselskaber, industri eller landbrug/gartnerier) og de kommunale forvaltninger i forbindelse med fremtidige ansøgninger om tilladelse til indvinding af grundvand kan modellerne også anvendes. Her bruges de i givet fald til at forudsige effekten af en ny/øget vandindvinding på afstrømningen og essentielle vandføringsvariable og den deraf følgende effekt på de respektive biologiske indeks. Det endelige output er et beslutningsunderstøttende system til behandling af ansøgninger om vandindvinding. Et sådan system er af stor betydning for kommunerne, som skal afgøre, hvorvidt ansøgningerne skal imødekommes eller ej.

5.2.1 Input og output

Input fra GEUS' grundvandsmodel i form af beregnede vandføringsvariable (ud fra ID15-oplande), herunder en beregnet effekt af en ansøgt vandindvinding, den fysiske tilstand i vandløbet (slyngningsgrad), de tre modeller præsenteret i denne rapport (se afsnit 4.2), samt de målte stationspecifikke biologiske indekssværdier (EQR for DVPI, DVFI og DFFVa) bruges til at beregne, om en potentiel vandindvinding vil medføre reduceret økologiske status i det et givent vandløb/strækning heraf.

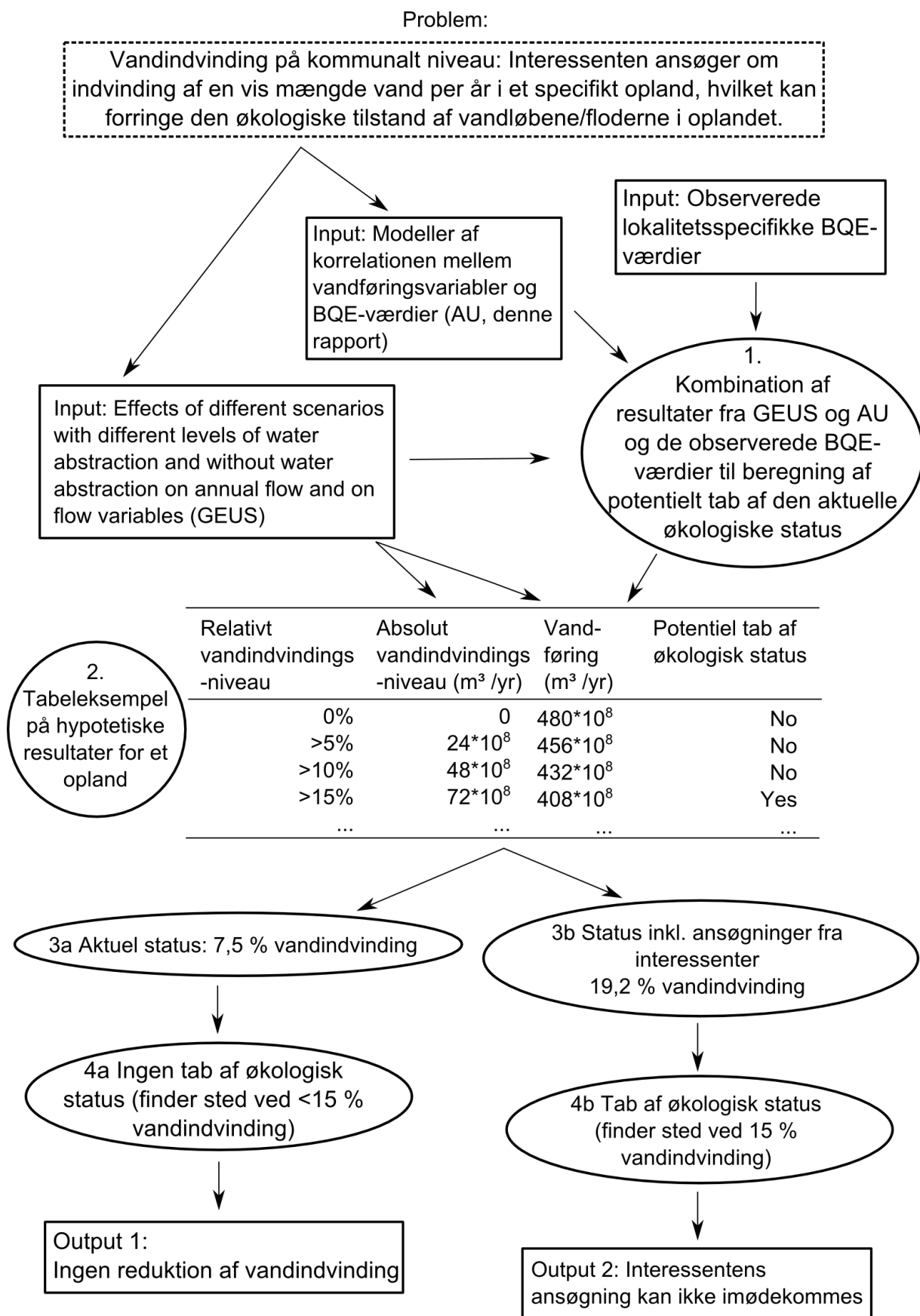
Den første del af outputtet af denne metode er en tabel, der særskilt for hvert opland inden for en kommune forudsiger de potentielle effekter af vandindvinding på de biologiske kvalitetselementer og forskellige niveauer af vandindvinding. Med denne tabel kan det potentielle tab af oplandets nuværende økologiske status vurderes, når en interessent ansøger om vandindvinding. Den anden del af outputtet af denne implementering bidrager til beslutningsgrundlaget for, hvorvidt en interessents ansøgning skal imødekommes eller afvises.

5.2.2 Beregningstrin

I figur 5.2 er vist de forskellige beregningstrin for en hypotetisk sag. I beregningstrin 1 sammenholdes vandføringsvariable og afstrømningen for forskellige vandindvindingsscenarier fra GEUS' grundvandsmodel med modellerne i denne rapport (se afsnittet "Endelige modeller og deres fortolkning"). Resultatet er en sammenkædning af scenarier for vandindvinding og værdierne for de biologiske kvalitetselementer. GEUS har kørt forskellige detaljerede scenarier med en trinvis stigning i vandindvindingen (fx 0 %, 5 %, 10 % osv.), startende med en model uden vandindvinding (0 % model), hvilket er referencescenariet, som alle effekter af vandindvinding sammenholdes med. De af GEUS beregnede effekter på de vandføringsvariable indarbejdes i modellerne fra denne rapport til beregning af den forventede ændring i værdierne for de biologiske kvalitetselementer. Denne værdiændring trækkes fra de observerede værdier for de biologiske kvalitetselementer for at vurdere potentielle ændringer. Efterfølgende beregnes, på hvilket vandindvindingsniveau værdien for et biologisk kvalitetselement indikerer en væsentlig ændring (dvs. skift i statusklasse) af den nuværende økologiske status. Helt konkret handler det om at vurdere, om et vandløb med god (eller bedre) økologisk tilstand forventes at miste denne status som følge af vandindvindingen. Hvis bare ét biologisk kvalitetselement udviser en sådan ændring, vurderes vandløbet som værende i risiko for ikke at opfylde god (eller bedre) tilstand (one-out-all out reglen). Alle disse beregningstrin udføres separat for hvert opland i en kommune.

Niveauerne for vandindvinding, de absolutte vandføringer, samt ændring i disse vandføringer – alle baseret på GEUS-modellen – og resultater for det potentielle tab i økologisk status fra beregningstrin 1 er sammensat i en tabel (beregningstrin 2).

Den samlede tabel bruges derefter af kommunen til at afgøre, hvorvidt nye ansøgninger om vandindvinding fra interessenter skal imødekommes, eller om det nuværende vandindvindingsniveau skal fastholdes. I det hypotetiske tilfælde i figur 5.2 er den nuværende vandindvinding 7,5 % af oplandets samlede årlige vandføring (beregningstrin 3a), og en interessent ansøger om endnu 11,7 %, hvilket resulterer i en samlet årlig vandindvinding på 19,2 %



Figur 5.2. Informationsstrøm og beregningstrin til lokalitetsspecifik implementering af effekterne af vandindvinding i de kommunale vandindvindingsplaner. Her er et hypotetisk eksempel brugt til at illustrere informationsstrømmen. Bokse med ubrudt linje = input og output, boks med stiplede linje = problemformulering, ovaler = beregningstrin. AU = Aarhus Universitet, GEUS = Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, BQE-værdier = værdier for biologiske kvalitetselementer udtrykt som forholdet mellem økologisk kvalitet (EQR) og værdier for DVPI, DVFI og DFFVa.

af oplandets årlige vandføring (beregningstrin 3b). Den hypotetiske nuværende vandindvinding (7,5 %) forventes ikke at medføre en forringelse af den nuværende økologiske tilstand (output 1 i figur 5.2), da den er mindre end 15 %, og den aktuelle økologiske tilstand er dermed ikke truet (se tabellen i figur 5.2). Den vandindvinding, som en interessant hypotetisk ansøger om (samlet årlig vandindvinding på 19,2 %), er højere end grænsen på 15 %. Således er den nuværende økologiske status truet (output 2 i figur 5.2).

5.3 Hvorfor anvende en stationsspecifik implementering?

Vi anbefaler anvendelse af en stationsspecifik (strækningsspecifik) tilgang til implementeringerne af to årsager: (i) Det er enklere end en generel "grænseværdi" tilgang baseret på en kompleks bestemmelse af sandsynligheder, og (ii) anvendelse af stationsspecifikke ændringer i vandføringen burde give den størst mulige nøjagtighed. Man kan dog ikke udlede nogen generelle grænseværdier via denne metode, og den afhænger stærkt af nøjagtigheden af GEUS' grundvandsmodel. Fordelen er, at for en stationsspecifik implementering af modellen behøver Naturstyrelsen (NST) ikke at definere en generel grænseværdi, der dækker alle typer vandløb, da ændringen i økologisk status ved vandindvinding kan beregnes direkte for en given station/strækning.

5.4 Forbedring af en lokalitets fysiske tilstand kan mindske effekterne af vandindvinding

I begge af de to ovenfor beskrevne implementeringer anvendes de i rapporten præsenterede modeller (ligninger), hvori indgår såvel slyngningsgrad som hydrologiske variable. Men slyngningsgraden er ikke umiddelbart tænkt medtaget i vurderingen af effekten af vandindvinding, fordi vandløbets basale fysiske tilstand stort set forventes at være stabil uanset hvilket vandindvindingsscenarie, der konkret er tale om. Medtagelse af slyngningsgrad som en proxy for en lokalitets fysiske tilstand i DVFI og DFFVa-modeller muliggør imidlertid en vurdering af, om der muligvis via forbedringer af vandløbets fysiske tilstand (fx genslyngning) kan ske en reduktion af effekten af en given vandindvinding.

Forskellige typer af vandløbsrestaurering kan således indgå som et yderligere scenarie i begge implementeringer. Disse "afværgescenarier" kunne anvendes til at vurdere, om det er usandsynligt, at den gode økologiske tilstand på en lokalitet forringes på grund af vandindvinding (se afsnit 5.1), eller om fysiske forbedringer muliggør en større ansøgt (se afsnit 5.2).

5.5 Hvordan kan man overvinde forskellene i rumlige skalaer af modellerede vandføringsvariable, observerede værdier for biologiske kvalitetselementer og værdier for slyngningsgrad?

Begge implementeringer (afsnit 5.1 og 5.2) omfatter modellerede vandføringsvariable beregnet af GEUS på ID 15 oplandsskala, som beregningen af effekten af forskellige scenarier for vandindvinding er baseret på. I modsætning hertil er de observerede værdier for biologiske kvalitetselementer og værdier for slyngningsgrad målt på strækningsskala (svarende til de 100 m lange strækninger = stationer i NOVANA). Spørgsmålet er derfor, om disse åbenlyse rumlige forskelle i skala medfører problemer.

Resultaterne fra GEUS-modellen på ID 15-niveau antages at være gældende for alle vandløbene i ID 15-oplandene (og for alle fysisk/biologisk undersøgte stationer/strækninger i ID 15). Dette er muligvis ikke tilfældet i alle op-

lande (nogle vandløbsstrækninger i et ID 15-opland kan være mere påvirket af en specifik vandindvinding end andre), men DCE vurderer, at modellering af økologisk tilstand hhv. med og uden vandindvinding som beskrevet i afsnit 5.1 (og 5.2) er en bedre tilgang end at forsøge at opstille en generel grænseværdi dækkende alle ID 15-oplande.

Eftersom forudsigelse af vandindvindingsscenarier sker på ID 15-oplandsskala, foreslår vi, at begge implementeringer kun anvendes på denne skala. Hvis der findes observerede værdier for biologiske kvalitetselementer for mere end én lokalitet i et opland, foreslår vi, at den lokalitet, som først reagerer på vandindvinding, anvendes som retningsgivende for hele oplandet.

Det er imidlertid helt afgørende, at inddragelsen af vandløbenes fysiske tilstand sker på den rigtige skala. I scenarier, hvor slyngningsgrad anvendes som proxy for den fysiske kvalitet, skal en forudsigelse af effekterne af vandindvinding således være baseret på strækninger, som svarer til de som anvendes i NOVANA (helt (konkret ca. 100 m lange strækninger). Hvis det ikke er tilfældet, dvs. hvis slyngningsgraden bestemmes på et relativt unuanceret kortgrundlag og over for lange strækninger, som måske indeholder vandløbet og en række tilløb, er modellerne ikke gyldige. Slyngningsgraden der anvendes i modelleringen skal derfor enten bestemmes i felten (over 100 m strækninger eller måske lidt længere strækninger), hvilket i praksis må anses for tids- og dermed resurse-mæssigt urealistisk, eller via luftfotos i tilstrækkelig stor opløsning og målestok. Her er det som allerede nævnt vigtigt, at beregningerne på realistisk vis beskriver den reelle fysiske kvalitet (se også afsnit 4.2).

6 Referencer

Allan, J.D., Castillo, M.M. (2007) *Stream ecology*, 2nd ed. Springer.

Baatrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Larsen, S.E., Bøgestrand, B. (2014) Brug af Dansk Vandløbsplante Indeks i små danske vandløb. Verifikation af de økologiske grænseværdier for Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) i forhold til den fælleseuropæiske interkalibrering. (Notat fra DCE). Nationalt Center for Miljø og Energi.

Dewson, Z.S., James, A.B.W., Death, R.G. (2007) A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.* 26, 401–415.

Dunbar, M.J., Pedersen, M.L., Cadman, D., Extence, C., Waddingham, J., Chadd, R., Larsen, S.E. (2010) River discharge and local-scale physical habitat influence macroinvertebrate LIFE scores. *Freshw. Biol.* 55, 226–242.

Extence, C.A., Balbiand, D.M. & Chadd, R.P. (1999) River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydrological objectives. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 543–574.

Friberg, N., Thodsen, H., Kristensen, E.A. & Jensen, P.N. (2013) Beskrivelse af elementer til inddeling af vandløbsstrækninger i forskellige klasser med henblik på en prioritering i forhold til vandplanerne. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato, 22. november 2013, 21 s.

Graeber, D., Pusch, M., Lorenz, S., Brauns, M. (2013) Cascading effects of flow reduction on the benthic invertebrate community in a lowland river. *Hydrobiologia* 717, 147–159.

Hille, S., Kristensen, E.A., Graeber, D., Riis, T., Jørgensen, N.K., Baatrup-Pedersen, A. (2014) Fast reaction of macroinvertebrate communities to stagnation and drought in streams with contrasting nutrient availability. *Freshw. Sci.* accepted.

Kristensen, E.A. (2013) Beskrivelse af hydrologiske variable til anvendelse i projektet "Vurdering af vandindvindings påvirkning af vandløbs økologiske status". Notat fra Aarhus Universitet, 19. september 2013, 7 pp.

Lammert, M. & Allan, J.D. (1999) Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environ. Manage.* 23, 257–270. doi:10.1007/s002679900184

Miljøstyrelsen (1979) Vandforsyningsplanlægning 2. del. Planlægning af indvinding fra overfladevand (Vejledning fra Miljøstyrelsen). Miljøstyrelsen.

Poff, N.L., Richter, B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B.P., Freeman, M.C. and others (2010) The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshw. Biol.* 55, 147–170.

R Core Team (2013) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Riis, T., Suren, A.M., 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

Schmidt, M., Lipson, H. (2009) Distilling Free-Form Natural Laws from Experimental Data. *Science* 324, 81–85.

Wiberg-Larsen, P. (2013) Dansk Fysisk Indeks - DFI. Teknisk Anvisning V05. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 pp.

Wiberg-Larsen, P. & Sode, A. (2010) Fokus: Fysisk Indeks. Pp. 60-83 i Wiberg-Larsen Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Baattrup-Pedersen, A., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Thodsen, H., Sode, A., Kristensen, E. & Kjeldgaard, A. 2010: Vandløb 2009. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 98 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 804 <http://www.dmu.dk/Pub/FR804.pdf>

Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Bjerring, R., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. (2014) Vandløb 2013 NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, xx s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xx