



EU-harmonisering af grænseværdier i dansk fiskeindeks for vandløb - DFFVa

Rasmussen, Jes Jessen; Kallestrup, Helena; Baattrup-Pedersen, Annette; Larsen, Søren Erik; Ravn, Henrik Dalby; Jepsen, Niels

Publication date:
2019

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Rasmussen, J. J., Kallestrup, H., Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S. E., Ravn, H. D., & Jepsen, N. (2019). *EU-harmonisering af grænseværdier i dansk fiskeindeks for vandløb - DFFVa*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©. Aarhus Universitet. Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk Rapport Vol. 156 <http://dce2.au.dk/pub/TR156.pdf>

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



EU-HARMONISERING AF GRÆNSEVÆRDIER I DANSK FISKEINDEKS FOR VANDLØB – DFFV_d

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 156

2019



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

EU-HARMONISERING AF GRÆNSEVÆRDIER I DANSK FISKEINDEKS FOR VANDLØB – DFFVα

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 156

2019

Jes Jessen Rasmussen¹
Helena Kallestrup¹
Annette Baattrup-Pedersen¹
Søren Erik Larsen¹
Henrik Dalby Ravn²
Niels Jepsen²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² DTU Aqua



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 156
Titel:	EU-harmonisering af grænseværdier i Dansk fiskeindeks for vandløb - DFFVa
Forfattere:	Jes Jessen Rasmussen ¹ , Helena Kallestrup ¹ , Annette Baattrup-Pedersen ¹ , Søren Erik Larsen ¹ , Henrik Dalby Ravn ² , Niels Jepsen ²
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, ² DTU Aqua
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	November 2019
Redaktion afsluttet:	November 2019
Faglig kommentering:	Peter Wiberg-Larsen
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung Madsen
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Rasmussen, J.J., Kallestrup, H., Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Ravn, H.D. & Jepsen, N. 2019. EU-harmonisering af grænseværdier i Dansk fiskeindeks for vandløb - DFFVa. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 36 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 156 http://dce2.au.dk/pub/TR156.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I denne rapport undersøges, om den økologiske tilstand vurderet med DFFVa kan være påvirket befiskningsmetoden i danske vandløb. Derudover vurderes, hvilke justeringer i DFFVa eller alternativt i grænserne mellem de økologiske tilstandsklasser, der vil reducere afvigelsen mellem DFFVa og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks, således, at DFFVa kan gennemgå en officiel interkalibrering og opnå et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med andre EU landes.
Emneord:	Vandløb, fisk, Dansk Fiskeindeks for Vandløb, Interkalibrering, Befiskningsmetode
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Jan Grandahl
ISBN:	978-87-7156-448-8
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal:	36
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/TR156.pdf

Indhold

1	Forord	5
2	Sammenfatning	6
3	Baggrund	8
3.1	Økologisk tilstand og DFFVa	8
3.2	Faktorer med mulig indflydelse på den økologiske tilstand vurderet med DFFVa	9
3.3	Projektindhold	10
4	Formål	11
5	Metode	12
5.1	Beskrivelse af den litauiske metode	12
5.2	Overordnet strategi for feltarbejdet	12
5.3	Befiskningsstrategi	13
5.4	Databearbejdning og statistik	14
6	Resultater	16
6.1	Effekt af fiskemetode på DFFVa	16
6.2	Evaluerings af underparametre i DFFVa	18
6.3	Forskel mellem standardversionen af DFFVa og en tilrettet version (DFFVa justeret)	19
7	Diskussion	20
7.1	Effekt af fiskemetode på sandsynligheden for at kunne anvende DFFVa	20
7.2	Effekt af vandløbsstørrelse på anvendelsen af DFFVa	20
7.3	Effekt af fiskemetode på tilstandsvurdering med DFFVa	21
7.4	Underparametre i DFFVa og deres fordeling af EQR værdier	21
7.5	Justeringsmuligheder og forberedelse til EU interkalibrering	22
7.6	Anbefalinger	25
8	Referencer	28
9	Appendix A	29
	Indledning	29
	Metode	29
	Udstyr, tilladelser m.v.	30
	Procedure	30
	Bilag 1	34

[Tom side]

1 Forord

Aarhus Universitet (AU) testede i 2014 om et litauisk indeks med tilhørende grænseværdier til vurdering af tilstanden for fisk kunne benyttes i danske vandløb (se rapporten her: <https://dce2.au.dk/pub/SR95.pdf>). Det var AU's vurdering, at indekset var brugbart under danske forhold i vandløb >2 m bredde. Det litauiske indeks var allerede interkalibreret i EU, så en ny interkalibrering var ikke nødvendig, men EU bad efterfølgende Danmark om at bekræfte, at det opnåede beskyttelsesniveau var sammenligneligt med beskyttelsesniveauet i andre EU-lande. Denne sammenligning viste, at der var behov for justeringer i indekset for at samordne beskyttelsesniveauet med de andre EU landes.

Derfor bestilte Miljøstyrelsen (MST) i maj måned 2018 en rapport, der gennemgår det litauiske fiskeindeks i detaljer og undersøger om alle delelementer i indekset er repræsentative for danske forhold, og om der er behov for justering i befiskningsmetode eller grænsefastsættelse mellem tilstandsklasser.

Nærværende rapport er udarbejdet i samarbejde med DTU-Aqua. Der har i projektføreløbet været indlagt statusmøder med MST, hvor de har haft mulighed for at følge projektets fremdrift, ligesom MST har haft lejlighed til at kommentere på udkast til rapporten.

2 Sammenfatning

Den økologiske tilstand i danske vandløb bedømmes på baggrund af en række biologiske kvalitetselementer. For fisk bedømmes den økologiske tilstand ved brug af det Danske Fiskeindeks For Vandløb (DFFV) som består af to delelementer: DFFVa og DFFVø. DFFVa bygger på artssammensætningen i fiskesamfundene og kan benyttes i vandløb, hvor der fanges mindst tre arter i befiskningen. DFFVø bygger på den naturlige produktion af ørred- og lakseyngel og er tiltænkt anvendelse i mindre vandløb, hvor der ikke naturligt kan forekomme 3 eller flere arter.

DFFVa er overtaget fra Litauen (det litauiske fiskeindeks, LZI), herunder både indeks og grænseværdisætning mellem økologiske tilstandsklasser. Befiskningsmetoden er dog ikke overtaget fra Litauen, idet det blev valgt at fortsætte med den befiskningsmetode, man allerede benyttede i Danmark til overvågning af fisk i vandløb. Litauen har EU-interkalibreret deres fiskeindeks, og Danmark behøver derfor ikke at gennemgå en EU-interkalibrering, hvis indekset overtages direkte sammen med de tilhørende grænseværdier. Imidlertid vil anvendelsen af DFFVa med direkte overtagelse af de litauiske grænseværdier medføre et væsentligt strengere beskyttelsesniveau end for sammenlignelige EU-lande (herunder Litauen), dels grundet en generelt mere artsfattig fiskefauna i Danmark sammenlignet med Litauen, hvilket medfører, at anvendelsen af DFFVa i danske vandløb giver væsentligt lavere EQR-værdier. Et indledende analysearbejde har vist, at sammenhængen mellem DFFVa og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks (ICCM) ikke er balanceret med forholdet 1:1. Da grænseværdisætningen er fastsat i forhold til ICCM betyder det, at de grænseværdier mellem økologiske tilstandsklasser, der kan overtages fra Litauen, giver anledning til et væsentlig strengere beskyttelsesniveau.

I denne rapport undersøges, om den økologiske tilstand vurderet med DFFVa kan være påvirket af de valgte metodemæssige tilgange til elektrofiskeri i danske vandløb. Derudover vurderes, hvilke justeringer i DFFVa, der evt. vil kunne reducere afvigelsen mellem DFFVa og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks, således, at DFFVa kan gennemgå en officiel interkalibrering. Derved vil Danmark opnå et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med de øvrige EU-landes. Desuden vurderes, om man i stedet for at justere i befiskningsmetoden eller beregningsmetoderne i DFFVa kan justere på grænserne mellem tilstandsklasser, således at indekset får et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med de øvrige EU-landes og kan gennemgå en officiel interkalibrering.

Cirka 200 vandløbsstrækninger blev befisket med både den danske og den litauiske metode med henblik på at generere et empirisk datasæt, der kunne anvendes til at analysere om en ændret befiskningsmetode ville reducere afvigelsen mellem DFFVa og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks. Vi fandt, at anvendelse af den litauiske fiskemetode ikke påvirker EQR-værdierne i positiv retning sammenlignet med den danske fiskemetode. Ydermere blev muligheden for at justere i indeksberegningerne ved udelukkelse af underparametre, der notorisk scorer lavt under danske forhold undersøgt. Sådanne justeringer øgede de beregnede EQR-værdier svagt men kun for fiskesamfund, der i forvejen havde en høj EQR-værdi. Det vil altså sige, at hvis DFFVa skal justeres

således, at hele EQR-gradienten kommer i spil til karakterisering af den økologiske tilstand, skal der ændres i beskrivelserne af referencetilstande for de enkelte underparametre, så de i højere grad afspejler danske forhold, ligesom enkelte underparametre helt bør udelades. Dette vil medføre en væsentlig forsinkelse i interkalibreringsproceduren, idet sådan en tilpasning kræver, at indeksudviklingen starter forfra, hvorefter det nye indeks vil skulle godkendes i EU, inden en egentlig interkalibrering kan udføres.

I samarbejde med interkalibreringsgruppen i EU for fisk i vandløb fandt vi, at grænseværdisætningen mellem økologiske tilstandsklasser kan justeres under interkalibreringsprocessen, hvor det er muligt at nedjustere grænseværdierne mellem de økologiske tilstandsklasser tilstrækkeligt til, at beskyttelsesniveauet vil blive sammenligneligt med de øvrige EU-landes. Derved kan DFFVa benyttes i sin nuværende form, men skal gennemgå en EU-interkalibrering for at få justeret grænseværdisætningen.

3 Baggrund

3.1 Økologisk tilstand og DFFVa

Den økologiske tilstand i vandløb bedømmes ifølge Vandrammedirektivet (VRD) på baggrund af biologiske kvalitetselementer. Der er som udgangspunkt tale om planteplankton (fytoplankton), bundlevende alger, større vandplanter (makrofytter), smådyr (makroinvertebrater) og fisk. Dog skal fytoplankton ikke anvendes i danske vandløb, da disse generelt er forholdsvis små og korte og derfor ikke udvikler markante bestande af fytoplankton. Inden for hvert kvalitetselement skal der anvendes indikatorer som kan beskrive den økologiske tilstand. Disse indikatorer afspejler omfanget af primært menneskeskabte påvirkninger, der har betydning for den økologiske tilstand. Baggrunden for at anvende flere forskellige indikatorer er at opnå en optimal og fyldestgørende beskrivelse af tilstand og påvirkninger, idet de forskellige kvalitetselementer har forskellig følsomhed overfor forskellige påvirkningstyper.

I danske vandløb anvendes i dag vandløbsplanter (Dansk Vandløbsplante Indeks), smådyr (Dansk Vandløbsfauna Indeks), bundlevende alger (biologisk indeks for bundlevende alger) og fisk (Dansk Fiskeindeks For Vandløb).

Dansk Fiskeindeks For Vandløb (DFFV) består af to delelementer – DFFVa og DFFVø – og bruges til bedømmelsen af den økologiske tilstand i alle typer af danske vandløb. DFFVa er baseret på artssammensætningen af fiskesamfundene og kan anvendes, hvis der i elektrofiskeriet er fanget mindst tre arter. DFFVø er baseret på tætheden af naturligt produceret ørredyngel og er primært tiltænkt en rolle som supplerende fiskeindeks især i små type 1 vandløb, hvor der er lille sandsynlighed for at fange tre fiskearter.

DFFVa er endnu ikke interkalibreret med sammenlignelige lande i EU, og der forestår derfor et arbejde med at få DFFVa officielt interkalibreret. Det indledende arbejde med at interkalibrere DFFVa er udført af Wiberg-Larsen (internt dokument), hvor der er fundet en tilstrækkelig stærk korrelation mellem det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks (ICCM) og DFFVa. Dog blev det ud fra denne korrelation fundet, at DFFVa indekssværdier generelt ligger betydeligt lavere end indekssværdierne for ICCM indekset (altså er forholdet mellem DFFVa og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks ikke 1:1). Da DFFVa generelt scorer lavere end det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks vil grænserne mellem hhv. høj/god og god/moderat ligge højere for DFFVa end for sammenlignelige EU lande. Med andre ord giver anvendelsen af DFFVa med de nuværende grænser mellem hhv. høj/god og god/moderat anledning til et væsentligt strengere beskyttelsesniveau sammenlignet med andre EU lande. Den økologiske tilstand i danske vandløb målt med DFFVa er generelt lavere end tilstanden i samme vandløb målt med de øvrige indikatorer (Thodsen m.fl. 2016), hvilket kan afspejle, at DFFVa med de nuværende grænser giver anledning til en diskrepans i vurderingen af økologisk tilstand mellem de anvendte indikatorer. I denne rapport undersøges, om den økologiske tilstand vurderet med DFFVa kan være påvirket af de valgte metodemæssige tilgange til elektrofiskeri i danske vandløb. Derudover vurderes, hvilke justeringer i DFFVa, der evt. vil kunne reducere afvigelsen mellem DFFVa og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks, således, at DFFVa kan gennemgå en officiel interkalibrering med det udbytte, at Danmark kan

anvende et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med de øvrige EU landes. Alternativt vurderes i hvilket omfang det er muligt at justere på grænserne i stedet for dataindsamlingsmetoden eller beregningsmetoderne i DFFVa, således at indekset kan gennemgå en officiel interkalibrering med det udbytte, at Danmark kan anvende et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med de øvrige EU landes.

3.2 Faktorer med mulig indflydelse på den økologiske tilstand vurderet med DFFVa

DFFVa er udviklet på baggrund af det Litauiske fiskeindeks LZI. DFFVa opererer med samme parametre og beregningsmetoder som LZI, og grænseværdifastsættelsen mellem økologiske tilstandsklasser er også adapteret fra Litauen. Dette giver imidlertid ophav til et strengere beskyttelsesniveau i danske vandløb sammenlignet med litauiske (jf. ovenstående beskrivelse af korrelation mellem ICCM indekset og DFFVa). Dette kan bl.a. skyldes grundlæggende forskelle mellem fiskefaunaen i danske og litauiske vandløb.

Antallet af intolerante, tolerante og lithofile fiskearter er afgørende parametre for beregning af DFFVa. Det fundne/målte artsantal er imidlertid generelt afhængig af størrelsen af det undersøgte areal, hvor øget størrelse af befisket areal generelt vil øge antallet af arter, der fanges. Således vil sammenhænge mellem areal og artsantal kunne beskrives med en mætningskurve, hvor artsantallet stiger i takt med, at det befiskede areal øges når arealet er lille hvor efter kurven flader ud.

En gennemgang af den litauiske metodebeskrivelse for elektrobefiskning viste en række opmærksomhedspunkter i forhold til forskelle mellem den danske og den litauiske metode. Disse er gennemgået nedenfor.

3.2.1 Størrelsesafgrænsning af vandløb, hvor DFFVa/LZI kan anvendes

Det litauiske fiskeindeks LZI anvendes kun i tilstandsvurderinger af vandløb med oplandsareal $> 20 \text{ km}^2$, mens det i praksis oftest anvendes i vandløb med oplandsareal $> 50 \text{ km}^2$ for at sikre tilstrækkelig høj sandsynlighed for fangst af mindst tre arter (personlig kommentar, Seniorforsker Tomas Virbickas). Til sammenligning er den nuværende danske anbefaling, at DFFVa kan anvendes i type 2 og 3 vandløb (oplandsareal $> 10 \text{ km}^2$), men det er angivet, at DFFVa indekset i princippet kan bruges i alle vandløb, hvor der fanges mindst tre arter (Kristensen m.fl. 2014). Det vil med andre ord sige, at LZI ikke er interkalibreret i vandløb med oplandsareal $< 20 \text{ km}^2$. Hvorvidt DFFVa kan anvendes i vandløb med oplandsarealer under 20 km^2 er således uvist.

3.2.2 Befiskningsmetode

Der anvendes forskellige befiskningsmetoder i Danmark og Litauen. I Litauen befiskes en strækning på 100 m i vandløb med bredde $< 10 \text{ m}$ (vadbare vandløb), mens der i danske vadbare vandløb befiskes en strækning på 50 m (kan dog øges til 100 m afhængig af fangstens størrelse, jf. den tekniske anvisning TA V18). I ikke-vadbare vandløb befiskes i Danmark en strækning på 500 m. I Litauen foretages en beregning af den nødvendige strækningslængde i vandløb med bredde $> 10 \text{ m}$, hvor den befiskede strækningslængde er $10 \times$ vandløbsbredden. Dog kan denne strækningslængde øges op til $40 \times$ vandløbsbredden ved lille fangst (< 3 arter) for at øge chancen for fangst af mindst

tre arter. I Danmark befiskes de ikke-vadbare vandløb primært langs bredderne i begge sider af vandløbet, mens der i Litauen udvælges mindre arealer som befiskes intensivt, hvor muligt ved vadefiskeri. Antallet af intensivt befiskede arealer er afhængig af de fysiske forhold i vandløbet. Her befiskes alle habitattyper proportionelt med deres relative dækningsgrad på strækningen. Desuden suppleres i Litauen med garnfiskeri ved brug af gællenet, der skal supplere med information om tilstedeværelse af især større men sjældne arter. Garnfiskeriet i Litauen har dog sin primære rolle i vandløb med bredde på 50-100 m, hvor det kan være svært at få høj effektivitet på elektrofiskeriet.

Disse forskelle i befiskningsmetoder mellem Litauen og Danmark betyder, at det befiskede areal er væsentligt større med den litauiske metode i vadbare vandløb med bredde < 10 m. I Danmark er det befiskede areal derimod formentlig større i ikke vadbare vandløb sammenlignet med den litauiske metode, men der kan være en forskel på fangsteffektiviteten mellem de to metoder. Da artsantallet er en primær forudsætning for at kunne beregne indeksværdier i DFFVa (mindst tre arter), og da artsantal generelt afhænger af størrelsen af det befiskede areal, vil de metodemæssige forskelle i vadbare vandløb muligvis kunne påvirke indeksværdien – eller som minimum påvirke antallet af vandløb, hvor der fanges mindst tre arter. På samme måde vil en relativt højere fangsteffektivitet i ikke-vadbare vandløb ved den litauiske metode sammenlignet med den danske metode kunne have direkte betydning for DFFVa indeksværdien eller som minimum påvirke antallet af vandløb, hvor der fanges mindst tre arter.

3.3 Projektindhold

Projektet rummer en ny indsamling af empiriske data, der har til formål at lave en kvantitativ sammenligning af potentielle forskelle i dataudbyttet fra hhv. den danske og den litauiske befiskningsmetode i både vadbare og ikke-vadbare danske vandløb. Disse nye empiriske data anvendes til en vurdering af, hvorvidt ændringer i den metodemæssige tilgang for befiskning kan påvirke EQR værdierne på et statistisk signifikant niveau.

På baggrund af den litauiske metodebeskrivelse var det muligt at identificere nogle overordnede forskelle mellem de anvendte metoder i Danmark og Litauen, men denne metodebeskrivelse er generel og rummer ikke samme detaljerthed og præcision som de danske tekniske anvisninger. Derfor blev det besluttet at afholde en studietur til Litauen, hvor den litauiske metode blev demonstreret af seniorforsker Tomas Virbickas (Nature Reserve Center, Vilnius, Litauen), og hvor projektdeltagerne havde lejlighed til at stille opklarende spørgsmål.

Herefter blev der planlagt en feltkampagne, hvor de nødvendige data blev indsamlet. Dette er beskrevet i metodekapitlet nedenfor.

4 Formål

Formålet med dette projekt er at vurdere, hvorvidt DFFVa kan justeres ved ændret metodetilgang eller ved en justering af selve indekset, således at DFFVa kan gennemgå den relevante EU-interkalibrering med det udbytte at opnå et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med de øvrige EU landes. Alternativt laves en vurdering af mulighederne for at justere på grænserne mellem de økologiske tilstandsklasser under en sådan EU-interkalibrering således, at der opnås et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med de andre EU landes.

5 Metode

5.1 Beskrivelse af den litauiske metode

Med udgangspunkt i studieturen til Litauen blev der udarbejdet en teknisk beskrivelse af den litauiske metode (Appendix A). På studieturen deltog Niels Jepsen (DTU Aqua), Henrik Dalby Ravn (DTU Aqua), Michael Deacon (MST), Jan Grandal (MST) og Jes Jessen Rasmussen (Aarhus Universitet). Denne beskrivelse blev anvendt i en workshop, afholdt under supervision af Niels Jepsen og Henrik Dalby Ravn, for de konsulenter, der skulle foretage befiskningerne i projektet. Herved blev det sikret, at konsulenterne blev oplært i at fiske med den litauiske metode præcis som den udføres i Litauen.

Den Litauiske metode adskiller sig primært fra den danske ved at fiskeriet udføres på en forholdsvis simpel måde og med meget svagt og ueffektivt udstyr, så der i højere grad er tale om en slags indsamling af repræsentative arter end en egentlig kvantitativ sampling, som vi er vant til i Danmark. Fiskeriet foregår som udgangspunkt fra båd, men der vadefiskes alle steder, hvor det er muligt. Alle tilgængelige habitattyper fiskes målrettet, for at sikre, at alle arter på den befiskede strækning er repræsenteret i fangsten.

Det var tydeligt at der forekommer langt flere arter i de Litauiske vandløb og det er sjældent at finde under 10 arter i fangsten her. I Danmark hører det til sjældenhederne at få 10 arter ved en befiskning.

Figur 5.1. Elfiskeri i Litauisk vandløb efter den Litauiske metode. Bådføreren holder båden i strømmen mens habitattypen ved det udhængende træ affiskes målrettet.

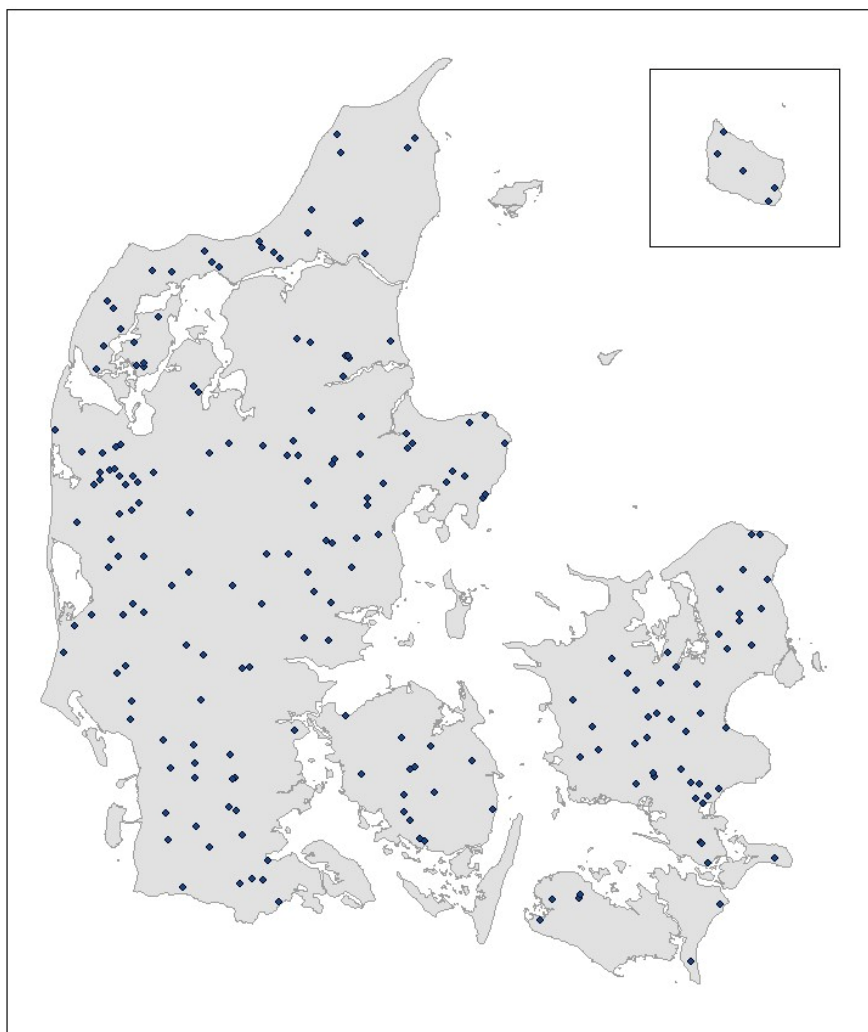


5.2 Overordnet strategi for feltarbejdet

Med udgangspunkt i de under NOVANA kontrolovervågningsprogrammet planlagte befiskninger blev der udvalgt ca. 200 vandløbsstationer til projektet. Disse NOVANA kontrolovervågningsstationer blev i nødvendigt omfang suppleret med stationer fra det operationelle overvågningsprogram. Af de udvalgte stationer var det forventet, at 150 stationer kunne vades og de sidste 50 stationer skulle befiskes fra båd. Stationerne blev udvalgt således, at de

repræsenterede gradienter af væsentlige påvirkninger i danske vandløb, herunder fysiske forhold (fra stærkt kanaliserede, opgravede vandløb til naturligt mæandrerende vandløb uden vedligehold) og arealudnyttelse (fra stærkt landbrugsdomineret opland til naturdomineret opland). Stationerne blev udvalgt, så de havde en god geografisk repræsentation og lå fordelt i Jylland samt på Fyn og Sjælland (Fig. 5.2). Stationerne blev udvalgt således, at de repræsenterede størrelsesfordelingen af danske vandløb. Det blev sikret, at der var størst muligt overlap med de planlagte befiskninger indenfor NOVANA kontrolovervågningsprogrammet (Koudvikling) for at optimere synergi mellem den planlagte overvågningsindsats og projektet.

Figur 5.2. Oversigtskort over befiskede vandløbsstationer i projektet



5.3 Befiskningsstrategi

5.3.1 Vadbare vandløb

I vadbare vandløb udførtes befiskningen ved opstrøms vadning (jf. den gældende tekniske anvisning TA V18). Befiskningen blev udført i to på hinanden følgende etaper, hvor den første befiskning omfattede en strækning på 50 m (som anført i den gældende tekniske anvisning TA V18). Efterfølgende blev der foretaget en yderligere befiskning af en strækning på 50 m umiddelbart opstrøms for den første strækning. Fiskedata for disse to befiskninger blev holdt adskilt med henblik på at kunne analysere forskelle mellem DK (50 m) og LT (100 m) metoden. Befiskningen blev gennemført i overensstemmelse

med den gældende tekniske anvisning TA V18 i perioden fra 15. august til 31. oktober 2018.

5.3.2 Ikke-vadbare vandløb

I ikke-vadbare vandløb udførtes befiskningen omkring NOVANA stationen som foreskrevet i den gældende tekniske anvisning TA V18. Dette indebærer befiskning fra båd på en 500 m strækning fortrinsvist i nedstrøms retning. På en strækning opstrøms denne (med befisket strækningslængde svarende til mindst 10 x vandløbsbredden, jf. Appendix A) blev der fisket med den litauiske metode. Den litauiske metode rummer også garnfiskeri med gællenet som primært er tiltænkt som supplement til elektrofiskeri i de største litauiske vandløb. Fiskeri med gællenet blev inkluderet i fiskeproceduren på 6 midtjyske stationer for at evaluere, hvorvidt dette metodemæssige supplement yder signifikant indflydelse på de indsamlede fiskedata og beregnede indekssværdier. Befiskningen blev gennemført i overensstemmelse med den gældende tekniske anvisning TA V18 i perioden fra 15. august til 31. oktober 2018.

5.4 Databearbejdning og statistik

Alle indsamlede fiskedata blev manuelt indtastet fra indscannede feltskemaer. Til beregning af DFFVa indekssværdier skal der benyttes data for oplandsstørrelse og vandspejlsfald. Disse data blev indsamlet fra overfladevandsdatabasen ODA (<https://oda.dk>).

For hver station blev der beregnet en DFFVa indekssværdi for fiskedata baseret på hhv. den danske og den litauiske befiskningsmetode. For de 6 vandløb, hvor der blev anvendt supplerende fiskeundersøgelser med gællenet, blev der både beregnet en DFFVa indekssværdi for den litauiske metode hhv. med og uden disse supplerende fiskeundersøgelser med gællenet.

Antallet af fiskearter blev registreret for hver station for elektrofiskeri udført med hhv. den danske og litauiske metode. På denne baggrund blev der opstillet lineære regressionsmodeller (antal fangede arter som funktion af vandløbsbredde) for elektrofiskeri udført med hhv. den danske og litauiske metode. Regressionsmodellerne blev både udført separat for vadbare og ikke-vadbare vandløb samt for et samlet datasæt med både vadbare og ikke-vadbare vandløb. I tilfældet af, at de opstillede modeller var signifikante ($p < 0,05$), er regressionsmodellerne herefter anvendt til at beregne sandsynligheden for, at der er fanget mindst 3 arter (minimumskrav for at kunne beregne DFFVa). Sandsynligheden for at kunne beregne en DFFVa indekssværdi beregnes under antagelse af en normalfordeling og med modeludtrykket som normalfordelingens middelværdi for givne værdier af antal arter, hvor normalfordelingens varians er modelfejlen.

Tilsvarende blev der opstillet lineære regressionsmodeller (EQR som funktion af vandløbsbredde) for elektrofiskeri udført med hhv. den danske og litauiske metode. Regressionsmodellerne blev både udført separat for vadbare og ikke-vadbare vandløb samt for et samlet datasæt med både vadbare og ikke-vadbare vandløb. I tilfældet af, at de opstillede modeller var signifikante ($p < 0,05$), er regressionsmodellerne herefter anvendt til at beregne sandsynligheden for, at der er opnået målopfyldelse (EQR = 0,72). Sandsynligheden for at opnå målopfyldelse beregnes under antagelse af en normalfordeling og med modeludtrykket som normalfordelingens middelværdi for givne værdier af EQR, hvor normalfordelingens varians er modelfejlen.

Mulige forskelle i DFFVa indekssværdier mellem befiskninger udført med hhv. dansk og litauisk metode blev indledningsvist undersøgt ved parvise sammenligninger med en tohalet t-test. Disse mulige forskelle blev undersøgt separat for vadbare og ikke-vadbare vandløb.

Der blev anvendt Detrended Correspondence Analysis (DCA) for at undersøge, hvorvidt artssammensætningen og de artsspecifikke tætheder af fangede fisk var tydeligt forskellige mellem befiskninger foretaget med hhv. dansk og litauisk metode.

Beregningen af EQR for DFFVa beror på en indledende beregning af en EQR-værdi for 8 fiskeparametre (jf. Kristensen et al., 2014). Parametrene er gengivet i tabel 5.1 med tilhørende forklaring. Vi undersøgte fordelingen af disse EQR-værdier på baggrund af det indsamlede datamateriale for at belyse, hvorvidt alle 8 parametre er relevante for danske forhold. Hvis EQR-værdierne for enkelte parametre generelt er lav, kunne det tyde på, at parameteren ikke er relevant for danske vandløb eller, at der skal justeres på referenceværdien for den enkelte parameter, således at den bedre repræsenterer danske forhold.

Tabel 5.1. Beskrivelse af parametre, der indgår i beregningen af DFFVa.

Parameter	Beskrivelse
INTOL_n%	Andel (%) individer af intolerante arter ud af totale antal individer
INTOL_sp_Nb	Antal intolerante arter
LITH_n%	Andel (%) individer af lithofile arter ud af totale antal individer
LITH_sp_Nb%	Andel (%) af lithofile arter ud af totale antal arter
TOLE_n%	Andel (%) individer af tolerante arter ud af totale antal individer
TOLE_sp_Nb%	Andel (%) af tolerante arter ud af totale antal arter
RH_sp_Nb	Antal rheofile arter
OMNI_n%	Andel (%) individer af omnivore arter ud af totale antal individer

6 Resultater

6.1 Effekt af fiskemetode på DFFVa

Vi fandt, at antallet af stationer, hvor der blev fanget tilstrækkeligt mange arter til beregning af DFFVa, varierede afhængig af befiskningsmetode (Tabel 6.1). I vadbare vandløb kunne der beregnes DFFVa for 20% af stationerne på baggrund af den danske metode og for cirka 31% på baggrund af den litauiske metode. Tilsvarende for ikke-vadbare vandløb kunne der beregnes DFFVa for ca. 63% og 75% af stationerne på baggrund af hhv. den danske og litauiske metode. Der opnås altså et betragteligt større datagrundlag til vurdering af økologisk tilstand ved anvendelse af den litauiske metode i både vadbare og ikke-vadbare vandløb. Der var ingen effekt af supplerende befiskninger med gællenet på antallet af fangede arter, idet der ikke blev fanget arter i gællenetene som ikke allerede var blevet fanget ved elektrofiskeri (data ikke vist).

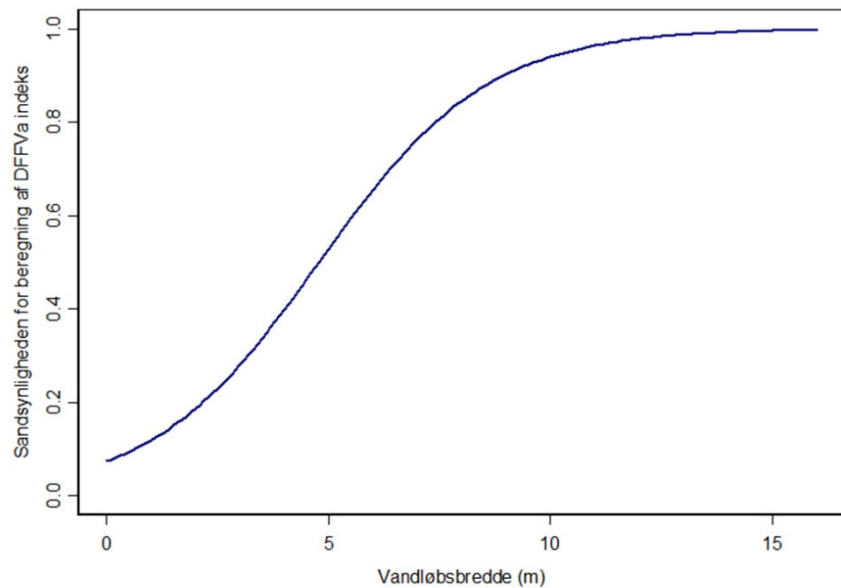
Tabel 6.1. Oversigt over antallet af stationer, hvor der kunne beregnes DFFVa indeks fordelt på de to befiskningsmetoder.

	Dansk metode	Litauisk metode
Vadbare vandløb	31/155 (20%)	48/155 (33%)
Ikke-vadbare vandløb	28/44 (63%)	33/44 (75%)

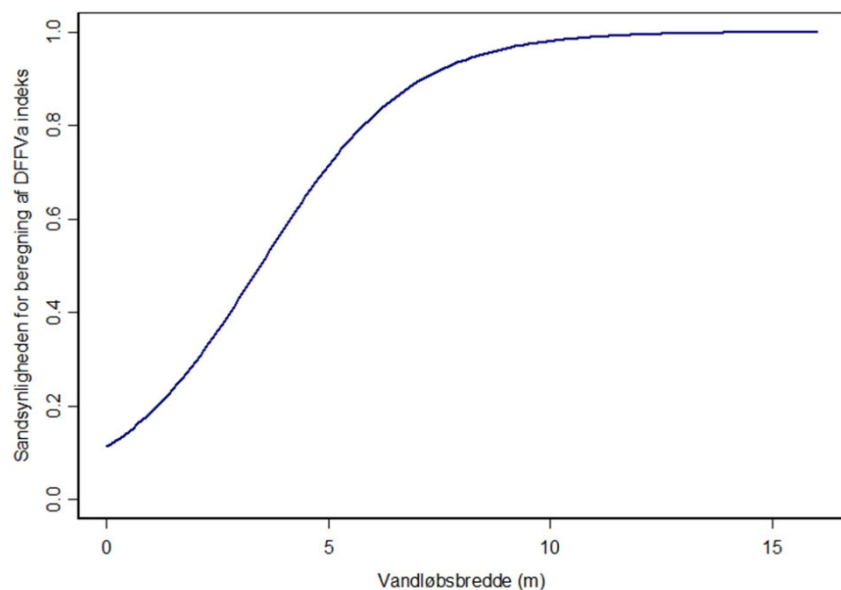
Vi fandt signifikante lineære korrelationer mellem antal arter fanget som funktion af vandløbsbredde under elektrofiskeri foretaget med både dansk og litauisk metode og i både vadbare, ikke-vadbare samt et kombineret datasæt med både vadbare og ikke-vadbare vandløb (Pearson's $r = 0,43-0,63$, $p < 0,005$). Derfor blev der opstillet modeller for sandsynligheden for at fange mindst tre arter som funktion af vandløbsbredde. Sammenlignes modellerne for vadbare vandløb befisket med hhv. dansk og litauisk metode ses, at sandsynlighederne for at kunne beregne DFFVa afhænger af befiskningsmetode (Fig. 6.1 og 6.2). Med den danske metode i vadbare vandløb opnås mulighed for at kunne beregne DFFVa på 25, 50 og 75% af stationerne ved vandløbsbredder svarende til 2,8, 4,9 og 7,0 m (Fig. 6.1). Med den litauiske metode i vadbare vandløb opnås mulighed for at kunne beregne DFFVa på 25, 50 og 75% af stationerne ved vandløbsbredder svarende til 1,6, 3,6 og 5,6 m. Sandsynlighederne for at kunne beregne DFFVa på baggrund af et datasæt, der inkluderer både vadbare og ikke-vadbare vandløb giver nøjagtig samme resultater (data ikke vist).

Der blev ikke fundet signifikante forskelle mellem EQR baseret på fiskefangst fra hhv. dansk og litauisk metode i vadbare ($t=0,122$, $p=0,90$, $n=31$) eller ikke-vadbare ($t=1,52$, $p = 0,14$, $n=27$) vandløb. Endvidere var der ingen signifikant forskel mellem EQR baseret på fiskefangst fra hhv. litauisk metode med og uden garnfiskeri ($t=2,57$, $p = 0,96$, $n=6$).

Figur 6.1. Sandsynlighed for at kunne beregne DFFVa som funktion af vandløbsbredde i vadbare vandløb ved brug af dansk befiskningsmetode.



Figur 6.2. Sandsynlighed for at kunne beregne DFFVa som funktion af vandløbsbredde i vadbare vandløb ved brug af litauisk befiskningsmetode.

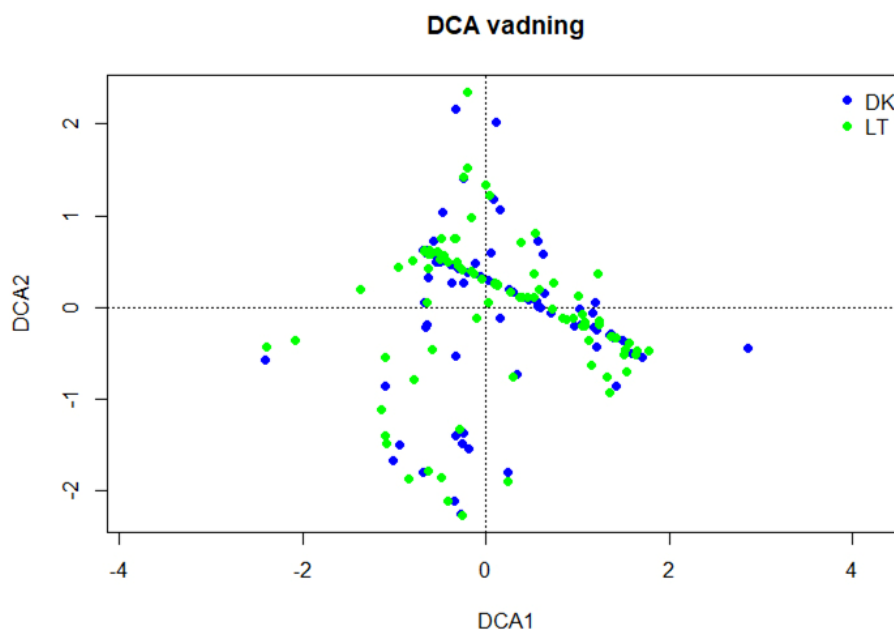


Fiskesamfundenes sammensætning, afspejlet ved DCA analyserne (Fig. 6.3 & 6.4), viste ingen tydelig separat gruppering i forhold til den anvendte fiskemetode. Dette var gældende både i vadbare (Fig. 6.3) og ikke-vadbare (Fig. 6.4) vandløb.

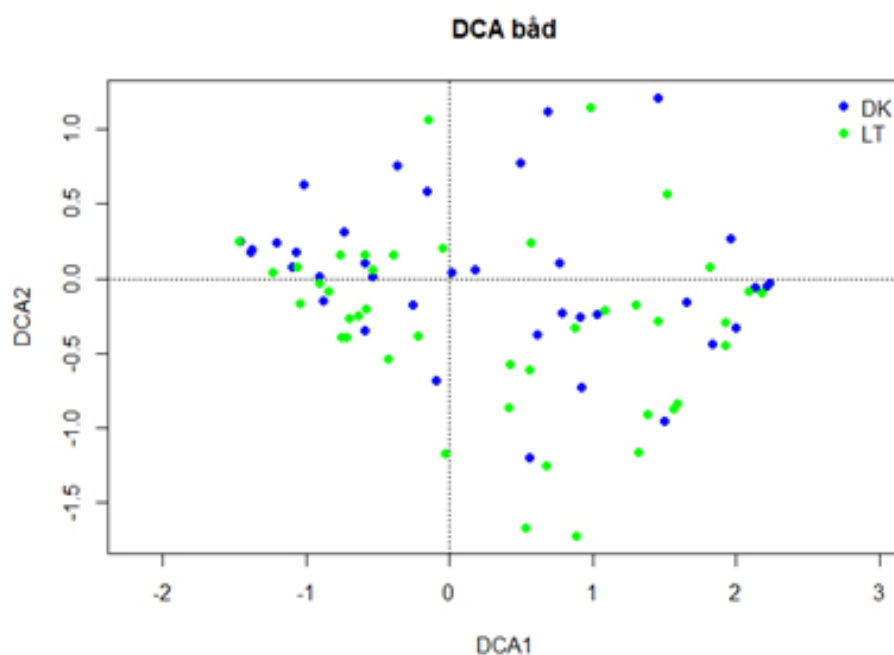
Vi fandt ingen signifikante lineære korrelationer mellem EQR og vandløbsbredde i vadbare vandløb for befiskninger foretaget med dansk eller litauisk metode (Pearson's $r < 0,12$, $p > 0,26$). Ligeledes blev der ikke fundet signifikante korrelationer mellem EQR og vandløbsbredde i ikke-vadbare vandløb

for befiskninger foretaget med dansk eller litauisk metode (Pearson's $r < 0,04$, $p > 0,70$). Derfor er der ikke opstillet modeller for sandsynlighed for målopfyldelse som en funktion af vandløbsbredde.

Figur 6.3. Detrended correspondence analysis (DCA) baseret på fiskesamfund ud fra fangst ved hhv. dansk og litauisk metode i vadbare vandløb.



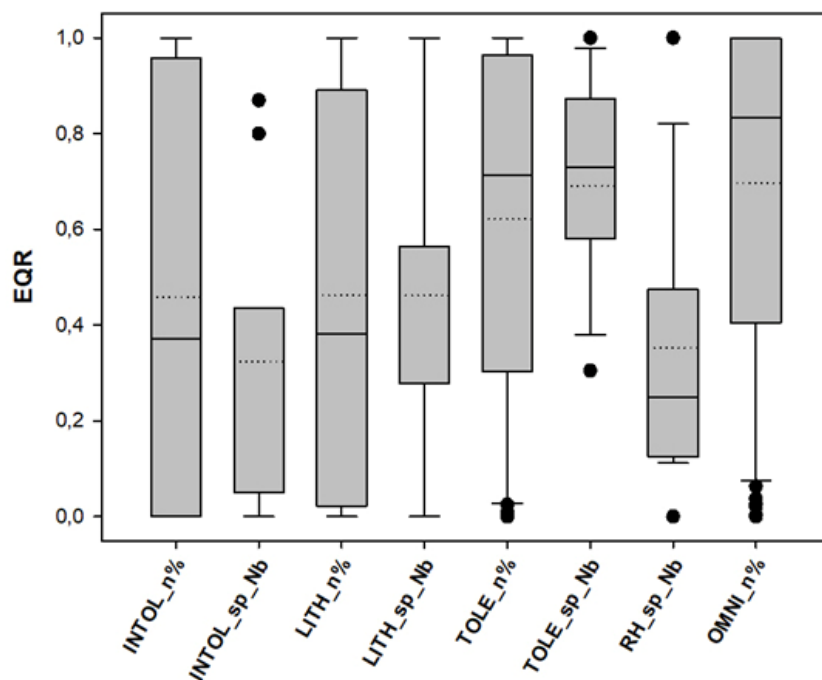
Figur 6.4. Detrended Correspondence Analysis (DCA) baseret på fiskesamfund ud fra fangst ved hhv. dansk og litauisk metode i ikke-vadbare vandløb.



6.2 Evaluering af underparametre i DFFVa

Fordelingen af EQR værdier for de 8 underparametre i DFFVa var ikke ensartet mellem underparametrene (Fig. 6.5). For antallet af intolerante og rheofile arter var EQR værdierne betydeligt lavere end for de øvrige parametre, og for begge underparametre var der kun tre stationer med en EQR værdi for underparametrene $> 0,4$. Omvendt var EQR værdierne for antallet af tolerante arter generelt høj, og kun en enkelt station havde en EQR værdi $< 0,4$ (Fig. 6.5).

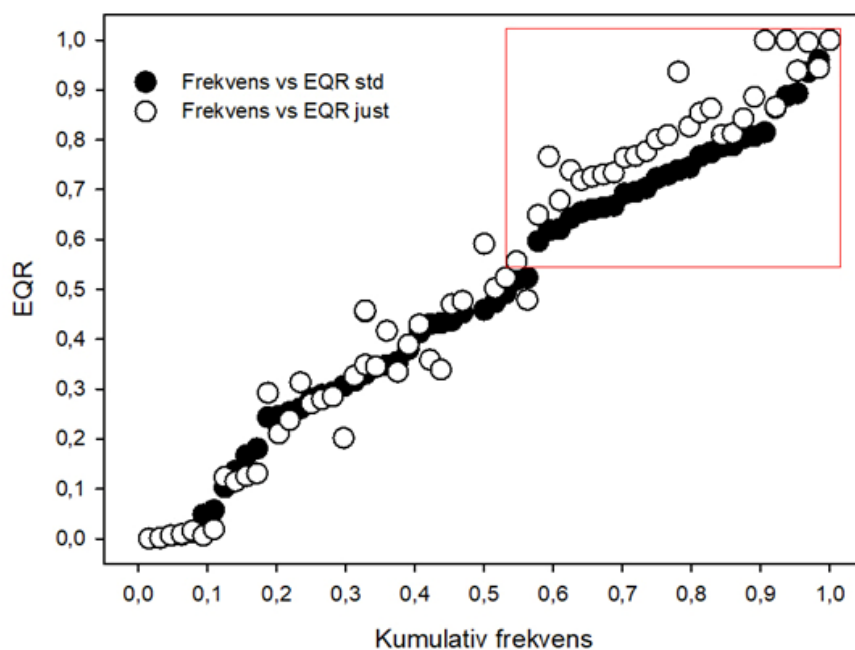
Figur 6.5. Boxplot med fordeling af EQR værdier for de enkelte underparametre i DFFVa indekset. Fordelingen bygger på 82 stationer befisket med den Litauiske metode (vadbare og ikke-vadbare). Den prikkede linje angiver middelværdien, den fulde linje angiver medianværdien, mens error bars angiver 5 og 95 percentilerne. Outliers er vist.



6.3 Forskel mellem standardversionen af DFFVa og en tilrettet version (DFFVa justeret)

Ved en sammenligning af fordelingen af EQR værdier mellem standardversionen af DFFVa og en tilrettet version (DFFVa justeret), hvor underparametrene INTOL_sp_Nb, RH_sp_Nb og TOLE_sp_Nb% er taget ud af den samlede EQR beregning ses, at EQR værdier for DFFVa justeret gennemsnitligt ligger lidt højere end standardversionen af DFFVa, men denne forskel er skævt fordelt langs EQR gradienten (Fig. 6.6). Således er det især EQR værdier > 0,6 for standardversionen af DFFVa, der bliver højere ved denne justering mens EQR værdier < 0,6 stort set ikke ændres (Fig. 6.6). Udelades kun underparametrene INTOL_sp_Nb og RH_sp_Nb fås stort set samme resultat (data ikke vist).

Figur 6.6. Kumulativ frekvensplot over EQR værdier fra de befiskede strækninger. EQR værdierne er beregnet med standardversionen af DFFVa samt en justeret version (DFFVa justeret), hvor underparametrene INTOL_sp_Nb, Rheo_sp_Nb og TOLE_sp_Nb er udeladt. Den røde firkant belyser det primære område i EQR spektret, hvor justeringen fører til en øget EQR værdi.



7 Diskussion

7.1 Effekt af fiskemetode på sandsynligheden for at kunne anvende DFFVa

Især i vadbare, men også i ikke-vadbare vandløb, blev der fanget flere fiskearter med den litauiske metode. Helt konkret blev der således fanget mindst tre arter på et større antal stationer ved den litauiske metode sammenlignet med den danske metode.

For vadbare vandløb skal fangsten af flere arter ved den litauiske metode ses i lyset af, at det befiskede areal er dobbelt så stort som ved brug af den danske metode. Befiskning af større arealer vil give større chance for at fange flere forskellige arter (Connor & McCoy, 1979).

Omvendt, var det befiskede areal større for den danske metode end for den litauiske metode i ikke-vadbare vandløb, men de to metoder adskiller sig også ved forskellig befiskningsstrategi. Befiskningen ved brug af den litauiske metode resulterede i hyppigere opnåelse af fangst af mindst tre arter sammenlignet med den danske metode, hvilket formentlig forklares ved, at befiskning med den litauiske metode afdækker alle tilgængelige habitattyper, hvor dette ikke nødvendigvis er tilfældet med danske metode.

Supplerende befiskning med gællenet resulterede ikke i et signifikant højere artsantal i fangsten. Denne supplerende metode anvendes i Litauen i vandløb med bredde > 50 m og er primært målrettet supplerende fangst af store og mindre hyppige fiskearter (pers. kommentar Tomas Virbickas). Det kan således indikere, at vandløbenes størrelse i Danmark generelt ikke er begrænsende for et effektivt elektrofiskeri.

7.2 Effekt af vandløbsstørrelse på anvendelsen af DFFVa

Vi fandt signifikante lineære korrelationer mellem antal fangede fiskearter og vandløbsbredde, og dette var gældende for både vadbare og ikke-vadbare vandløb befisket med både den danske og den litauiske metode. Disse korrelationer kan forklares ved, at befiskninger i vandløb med stigende størrelse automatisk resulterer i befiskning af et større samlet areal og dermed også større sandsynlighed for fangst af flere arter (Connor & McCoy, 1979).

På baggrund af disse korrelationer blev der opstillet sandsynlighedsmodeller for at fange mindst tre fiskearter (dvs. sandsynligheden for at kunne anvende DFFVa). Sandsynlighedsmodellerne viste, at vandløbsbredden skal være mindst 5,6 m for at opnå en 75% sandsynlighed for at kunne anvende DFFVa med den litauiske fiskemetode. Tilsvarende skal vandløbsbredden være mindst 7,0 m for at opnå en 75% sandsynlighed for at kunne anvende DFFVa med den danske metode. Disse resultater stemmer overens med resultaterne fra befiskningerne på NOVANA kontrolovervågningsstationerne (KOudvikling), hvor DFFVa kunne beregnes for cirka halvdelen af stationerne befisket i perioden 2004-2015, med færrest beregnede DFFVa værdier i de mindste vandløb (Thodsen et al., 2016).

På baggrund af vores resultater kan det derfor konkluderes, at den litauiske fiskemetode både vil øge datamaterialet betragteligt (dvs. andelen af vandløb, hvor der kan beregnes DFFVa).

På baggrund af vores resultater bør det overvejes, om anvendelsen af DFFVa skal indskrænkes til større vandløb. I den nuværende tekniske anvisning (TA V18) står det anført, at DFFVa er tiltænkt brug i type 2 og 3 vandløb (vandløbsbredde > 2m) – men at det i princippet kan bruges i alle vandløb, hvor der fanges mere end 3 arter. Vores resultater viser, at DFFVa kun kan beregnes for cirka 20-30% af vandløbene med bredde på <2m. En øget minimumsbredde for anvendelse af DFFVa vil give en mere konsistent anvendelse af DFFVa og samtidig være i overensstemmelse med, at indekset kun anvendes i større vandløb i Litauen (oplandsareal > 25 km²), hvor det er udviklet. Minimumsbredden kan fastsættes alt efter ønske om en given sandsynlighed for at kunne anvende DFFVa. Det ses dog af resultaterne, at en minimumsbredde på 5 m vil sikre, at der er sandsynlighed for, at DFFVa kan anvendes på størstedelen af stationerne (sandsynlighed ca. 75%).

7.3 Effekt af fiskemetode på tilstandsvurdering med DFFVa

Vi fandt ingen signifikant forskel mellem EQR værdier for DFFVa baseret på befiskninger med hhv. den danske og litauiske metode. Dette var tilfældet både med og uden supplerende garnfiskeri med den litauiske metode. Det betyder helt konkret, at selvom den litauiske metode generelt resulterede i fangst af flere arter end den danske metode, så manifesterede denne forskel sig ikke i en ændret EQR værdi.

Det er dog vigtigt at notere, at der ikke var nogen signifikant effekt af vandløbsstørrelse på EQR værdier for DFFVa, da et økologisk indeks udelukkende skal respondere på stressgradienter og ikke vandløbsstørrelse. Disse resultater understøttes også af Kristensen et al. (2014).

Flere underparametre i DFFVa bygger på antallet af arter tilhørende forskellige funktionelle grupper, hvor flere arter vil medføre en højere EQR værdi, men det må således konkluderes, at de flere fangede arter formentlig har været jævnt fordelt mellem positive og negative indikatorer og/eller, at den forskel i EQR værdier for de enkelte berørte underparametre i DFFVa overskygges af ændringer i EQR værdierne for de øvrige underparametre. Disse resultater understøttes yderligere af de statistiske analyser af artssammensætning i fiskesamfundene, der ikke viste tydelig forskellig gruppering mellem resultater fra de to forskellige fiskemetoder.

På baggrund af vores resultater må det derfor konkluderes, at en ændring i fiskemetode ikke kan resultere i tilstrækkeligt store justeringer i EQR værdierne til, at DFFVa indekset kan opnå et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med andre EU landes. Det er dog stadig væsentlig at tage med i betragtning, at ændring af fiskemetode generelt vil resultere i betydeligt flere vandløbsstationer, der kan bedømmes med DFFVa (jf. afsnit 6.2).

7.4 Underparametre i DFFVa og deres fordeling af EQR værdier

Beregningen af den samlede EQR værdi for DFFVa bygger på en EQR værdi for hver af otte underparametre. EQR for DFFVa beregnes som gennemsnittet

af EQR værdierne for alle underparametre (jf. Kristensen et al., 2014). Vi undersøgte fordelingen af EQR værdier for disse underparametre for de befiskede vandløb i dette projekt, og vi fandt at ikke alle underparametrene var karakteriseret ved en jævn fordeling af EQR værdier mellem 0 og 1. For underparametrene, der bygger på hhv. antallet af intolerante arter og antallet af rheophile arter var EQR værdierne generelt lave. Således var EQR værdierne for antallet af intolerante arter kun i enkelte tilfælde over 0,4, mens EQR værdierne for antallet af rheophile arter også var skævvredet mod lave EQR værdier (middel på ca. 0,2). Dette viser, at disse underparametre med de nuværende referenceværdier ikke er tilstrækkeligt repræsentative for danske forhold, hvor netop antallet af arter klart er mindre end i Litauen. Det er klart, at det ikke giver mening at anvende en parameter (og en EQR grænsesætning), hvor der under danske forhold ikke kan opnås topkarakter.

Underparameteren "antal intolerante arter" rummer helt, finnestribet ferskvandsulk, bæk-, flod- og havlampret, ørred, laks samt stalling. Referenceværdien for type 1 og 2 vandløb (oplandsareal < 100 km²) er 3 mens den for type 3 vandløb (oplandsareal > 100 km²) er 5, hvis vandspejlsfaldet $\geq 0,7\%$. Er vandspejlsfaldet < 0,7 ‰ beregnes der ingen EQR værdi for denne underparameter, fordi der ikke i Litauen har kunnet identificeres en referenceværdi for sådanne vandløbstyper.

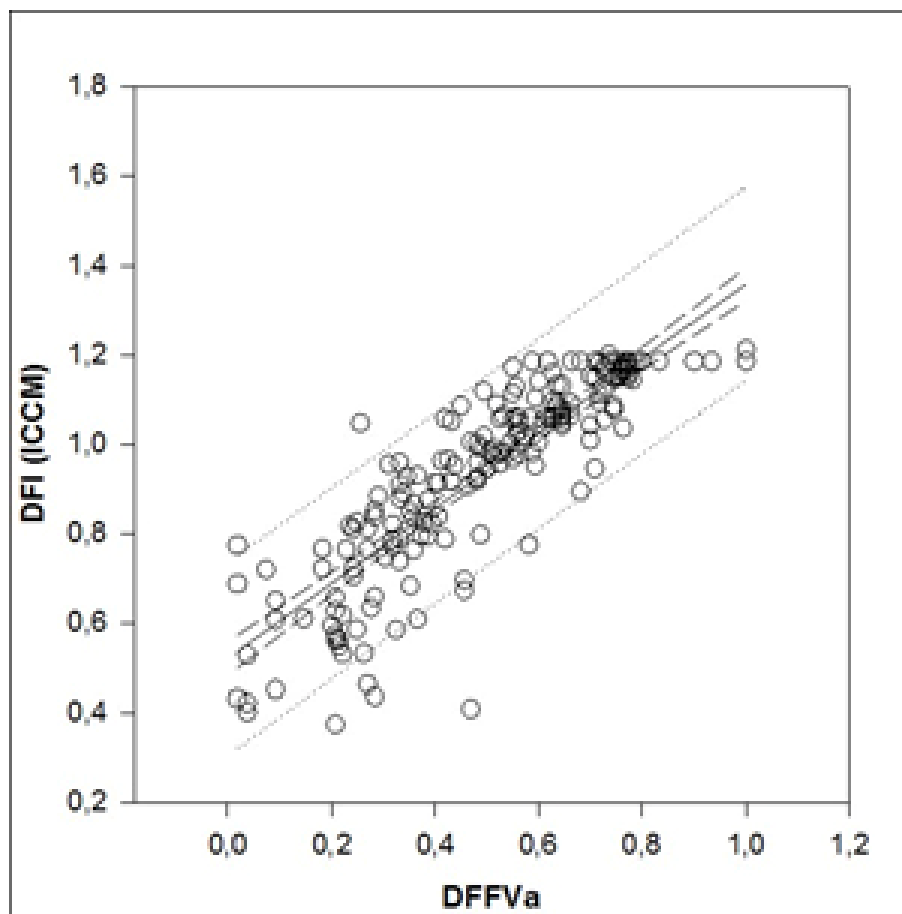
Underparameteren "antal rheophile arter" rummer smerling, finnestribet ferskvandsulk, grundling, bæk-, flod- og havlampret, ørred, laks, rimte, strømskalle, elritse og stalling. En EQR værdi for denne underparameter bestemmes ikke for type 1 og 2 vandløb, idet der mangler en referenceværdi fra litauiske forhold. Referenceværdien for denne underparameter er 5 og 8 i type 3 vandløb med vandspejlsfald på hhv. < 0,7 ‰ og $\geq 0,7\%$.

Det er vores vurdering, at anvendelsen af de underparametre, der scorer efter antallet af arter (INTOL_sp_Nb og RH_sp_Nb) kun er lidt anvendelige under danske forhold. Det skyldes, at der i Danmark findes for få almindeligt forekommende arter i hver gruppe til, at det giver god mening at anvende disse parametre. F.eks. har vi i gruppen af rheophile arter følgende i danske vandløb: smerling, finnestribet ferskvandsulk, grundling, bæk-, flod- og havlampret, ørred, laks, rimte, strømskalle, elritse og stalling. Her er smerling meget sjældent, finnestribet ulk findes kun i ganske få vandløb, flod- og havlampret er uhyre sjældne. Rimte findes naturligt kun i ganske få vandløb. Strømskalle, laks og stalling findes kun naturligt i vestjyske vandløb (Carl & Møller, 2012). Det betyder at i langt de fleste danske vandløb (uanset tilstand) kan man højst fange 3 arter i denne gruppe, og således ikke opnå høje EQR værdier.

7.5 Justeringsmuligheder og forberedelse til EU interkalibrering

Korrelationen mellem DFFVa og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks (ICCM) har tilstrækkelig statistisk styrke til at gennemgå en EU interkalibrering, men forholdet mellem de to indices er ikke 1:1. Generelt er beregninger af EQR værdier for ICCM højere end for DFFVa (Fig. 7.1). Det ses desuden, at forskellen mellem EQR værdier for ICCM og DFFVa er større i den lavere ende af EQR skalaen end i den øvre ende (Fig. 6.1). Befiskninger med den litauiske metode resulterede ikke i den nødvendige justering i forhold til denne korrelation, og en justering i befiskningsmetode alene vil derfor ikke kunne resultere i, at Danmark opnår et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med andre EU landes.

Figur 7.1. Lineær regression mellem DFFVa og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks (ICCM). Regressionen er vist med konfidensintervaller (stiplede linjer) og 25 og 75 percentiler (prikkede linjer). Figur fra internt interkalibreringsnotat (forfatter Peter Wiberg-Larsen).



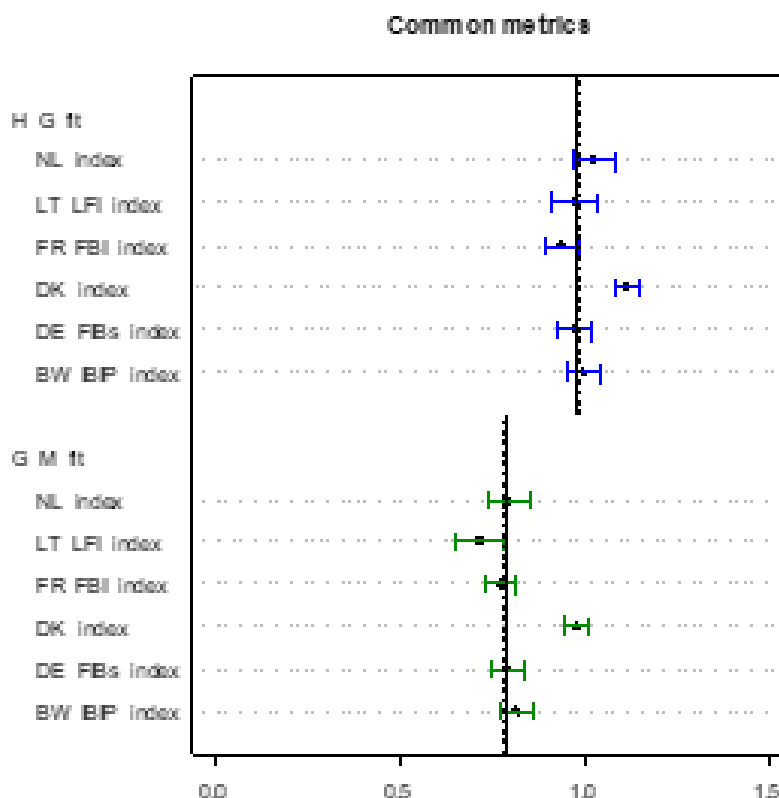
Vi anvendte alternative beregninger af DFFVa, hvor de underparametre, der havde en skæv fordeling langs deres respektive EQR skalaer, blev udeladt i beregningerne. Vi fandt, at udeladelsen af underparametre for antal intolerance arter og antal rheophile arter generelt opjusterede EQR for DFFVa. Blev underparameteren andel af tolerante arter i forhold til alle arter også udeladt gav det stort set ingen yderligere ændringer. Fælles for disse justeringer var imidlertid, at det næsten udelukkende løftede EQR værdier i den høje ende af EQR skalaen ($EQR > 0,6$). Men den største inkongruens mellem ICCM og DFFVa findes i den lavere ende af EQR skalaen. Derfor konkluderer vi, at de undersøgte justeringer med udelukkelse af underparametre, der notorisk scorer lavt i danske vandløb, er utilstrækkelig til at ændre på hældningen mellem ICCM og DFFVa, således at der kan opnås et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med andre EU landes (med de nuværende grænser mellem tilstandsklasserne).

Dermed kan det konkluderes, at der ikke gennem de undersøgte metodemæssige eller beregningsmæssige ændringer kan opnås et beskyttelsesniveau med brugen af DFFVa der svarer til andre EU landes. Hvis der ændres på underparameterenes referenceværdier, vil beregningsmetoden evt. kunne tilpasses bedre til danske forhold, men der vil i dette tilfælde ikke længere være tale om en officiel interkalibreret metode, og metoden må derfor skulle kvalitetsgodkendes af EU, inden en ny interkalibrering kan påbegyndes.

7.5.1 Justering af grænseværdier som alternativ

Vi har undersøgt muligheden for at justere på grænseværdierne mellem de økologiske tilstandsklasser under selve EU interkalibreringsprocessen. Vi har i den forbindelse været i kontakt med Didier Pont som forestår beregningerne af det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks (ICCM) og som har hjulpet de øvrige EU lande med at interkalibrere deres respektive fiskeindeks. Grænserne mellem økologiske tilstandsklasser fastsættes ud fra korrelationen mellem ICCM og det enkelte nationale indeks, men usikkerheden omkring korrelationen kan også anvendes som et råderum til at justere grænserne op eller ned alt efter behov, så der opstår en konsistent fællesnævner for beskyttelsesniveauet mellem EU landene. Hvis grænseværdierne til DFFVa overtages fra Litauen (jf. Kristensen et al., 2014) ($H/G = 0.94$ og $G/M = 0.72$) aflæses direkte fra regressionen (Fig. 6.1), at beskyttelsesniveauet i Danmark vil være væsentlig mere strengt end for sammenlignelige EU lande (Fig. 7.2). Således vil både H/G og G/M grænserne være over $EQR = 1.0$, hvilket i praksis slet ikke er muligt, da EQR per definition kun kan antage værdier mellem 0 og 1. Derudover vil denne grænsefastsættelse medføre, at ingen af de referencevandløb, som indgår i interkalibreringen, vil opnå høj økologisk tilstand, hvilket er højst problematisk.

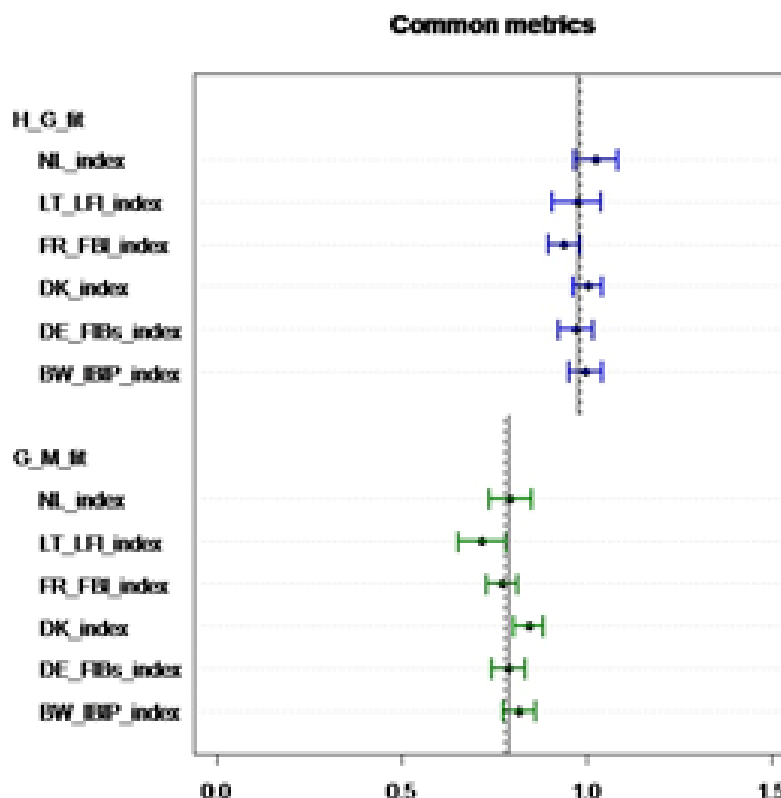
Figur 7.2. Oversigt over grænseværdier for H/G og G/M grænserne aflæst af regressionerne mellem ICCM og de respektive nationale fiskeindeks for de øvrige lande i "lowland/midland intercalibration group" som Danmark også tilhører. Aflæsningen svarer til de grænseværdier for ICCM, der opstår, hvis Danmark anvender grænseværdierne fra Litauen (jf. Kristensen et al., 2014). Figur fra internt interkalibreringsnotat (forfatter Peter Wiberg-Larsen).



Anvendes i stedet den lavest mulige værdi for grænsefastsættelsen mellem tilstandsklasserne H/G og G/M (defineret ud fra usikkerhedsbåndene fra korrelationen; fig. 6.1), svarende til $H/G = 0.7$ og $G/M = 0.5$, opnås et beskyttelsesniveau som er fuldt sammenligneligt med de øvrige EU lande i Danmarks interkalibreringsgruppe (Fig. 7.3). I dette tilfælde bliver den økologiske tilstand høj i 12 ud af 18 referencevandløb, mens de øvrige 6 referencevandløb får god økologisk tilstand (dog med EQR værdi tæt på grænsen til høj til-

stand). Optimalt set skulle alle referencevandløbene opnå høj økologisk tilstand, men det er ikke muligt at justere grænserne yderligere ned pga. usikkerhedsbåndene omkring korrelationen mellem ICCM og DFFCa (Fig. 7.1).

Figur 7.3. Oversigt over grænseværdier for H/G og G/M grænserne aflæst af regressionerne mellem ICCM og de respektive nationale fiskeindeks for de øvrige lande i "lowland/midland intercalibration group" som Danmark også tilhører. Aflæsningen svarer til de grænseværdier for ICCM, der opstår, hvis Danmark anvender grænseværdierne H/G=0,7 og G/M=0,5).



En sådan justering af grænseværdier kan derfor ses som en mulighed for at interkalibrere DFFVa med et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med de øvrige lande i Danmarks interkalibreringsgruppe. I praksis vil det dog betyde, at EQR-værdierne i DFFVa sjældent vil kunne komme over 0,8, jf. diskussionen ovenfor, hvilket betyder, at hele EQR skalaen ikke udnyttes til at differentiere den økologiske tilstand. Dette vil medføre en lidt mindre følsomhed i responsen til relevante stresspåvirkninger.

7.6 anbefalinger

En justering af grænseværdisætningen mellem økologiske tilstandsklasser under EU interkalibreringsprocessen ($H/G = 0,7$ og $G/M = 0,5$) vil sikre en nem og faglig forsvarlig måde at opnå et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med de øvrige EU landes. Alternativet til dette ville være en grundlæggende ændring i beskrivelserne af referencetilstande for de enkelte underparametre samt formentlig en udelukkelse af enkelte underparametre, men det kan ikke garanteres, at det er muligt at forbedre korrelationen mellem ICCM og DFFVa tilstrækkeligt til at sikre et sammenligneligt beskyttelsesniveau mellem Danmark og de øvrige EU lande uden at skulle justere yderligere på grænseværdisætningen mellem tilstandsklasserne. Derfor anbefales det, at DFFVa interkalibreres i sin nuværende form, og at grænseværdisætningen ændres så der opnås et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt mellem Danmark og de øvrige EU landes.

Projektresultaterne viste, at sandsynligheden for at kunne beregne DFFVa er stærkt afhængig af vandløbsstørrelse. Dette underbygges yderligere ved, at

det litauiske fiskeindeks (LZI) er udviklet til vandløb med oplandsstørrelse > 25 km² og bliver primært anvendt i vandløb med væsentlig større oplandsstørrelse. Projektresultaterne viste, at vandløbsbredden skal over 5 m for at opnå en sandsynlighed på ca. 75% for at kunne anvende DFFVa ved anvendelse af den litauiske befiskningsmetode. På baggrund af disse resultater anbefales det, at der fastsættes en minimumsbredde for vandløb, der skal bedømmes med DFFVa. Minimumsbredden for anvendelse af DFFVa afhænger naturligvis af, hvor stor en andel af vandløbsstrækningerne, der ønskes beskrevet med DFFVa. Det vil være hensigtsmæssigt at analysere, hvilken oplandsstørrelse, der svarer til en vandløbsbredde på 5m og på den måde prædefinere, hvilke vandområder eller vandløbsstationer, der skal bedømmes med hhv. DFFVa og DFFVø. Dette kan være nødvendigt, da vandløbsbredden varierer ift. fx nedbørsmængde omkring prøvetagningstidspunktet, hvorved en række vandløbsstationer vil kunne have vandløbsbredde > 5m nogle år og < 5m andre år. Det skal her understreges, at mindre vandløbsbredder kan vælges som skillelinje mellem brugen af de to danske fiskeindices afhængig af, hvilken sandsynlighed for fangst af mindst tre arter, der kan accepteres i Miljøstyrelsen. Det er dog vigtigt at undgå situationer hvor en station kan vurderes ved DFFVa i nogle år og kun ved DFFVø i andre (fordi man ikke fanger nok arter).

Projektresultaterne viste desuden, at anvendelse af den litauiske fiskemetode medførte en signifikant stigning i antallet af vandløbsstationer, hvor der blev fanget mindst tre fiskearter – en forudsætning for at kunne beregne DFFVa. Således vil en ændring i praktisk elektrofiskeri medføre, at DFFVa vil kunne beregnes for signifikant flere vandløbsstationer. Vi anbefaler, at de praktiske retningslinjer for elektrofiskeri i vandløb, hvor den økologiske tilstand ønskes beskrevet med DFFVa, ændres til den litauiske metode (jf. Appendix A).

Hvis der implementeres en minimumsbredde for anvendelse af DFFVa, betyder det samtidigt, at der implementeres en maksimumsbredde for anvendelse af DFFVø. I praksis vil en skillelinje mellem anvendelsen af DFFVa og DFFVø svarende til en vandløbsbredde på 5 m betyde en væsentlig stigning i antallet af stationer, der vurderes med DFFVø ift. de tidligere anbefalinger (Kristensen et al., 2014). En absolut skillelinje mellem anvendelsen af DFFVa og DFFVø (i form af en minimumsbredde for anvendelsen af DFFVa) er faglig meningsfuld, idet det herved sikres, at mindre vandløb, der typisk har få arter, konsekvent vurderes ud fra reproduktionspotentiale for ørred og laks, mens større vandløb, der typisk er mere artsrige med større sandsynlighed kan vurderes med DFFVa. Et groft estimat baseret på de registrerede vandløbsbredder for NOVANA kontrol(udvikling) stationerne viser, at cirka 85% af vandløbsstationere har bredde < 5m.

Med de anbefalede justeringer af grænseværdierne mellem tilstandsklasser for DFFVa er det relevant at overveje, hvorvidt disse justeringer afføder behov for tilsvarende justering af grænseværdier mellem tilstandsklasser i DFFVø. Dataindsamlingen foregår på sammenlignelig (ens) måde for begge indices, og begge indices responderer på de væsentligste stresspåvirkninger (fx kvalitet af fysiske forhold, vandkvalitet) (Kristensen et al., 2014). Beskrivelsen af referencetilstanden for DFFVø indekset er udført på et solidt grundlag af danske data, og afstanden mellem referencetilstanden og den tilstand, der svarer til grænsen mellem god og moderat tilstand er ens mellem DFFVø og DFFVa. Derfor vurderes det, at graden af beskyttelse, trods justering i DFFVa, stadig er ensartet mellem de to indices.

Med den foreslåede øgede anvendelse af DFFVØ i danske vandløb, som følge af en øget breddegrænse for adskillelse af brugen af DFFVØ og DFFVa, vil det være vigtigt at verificere grænseværdisætningen mellem tilstandsklasser ift. andre EU lande. Det er måske ikke muligt at EU interkalibrere DFFVØ med andre lande i Danmarks EU interkalibreringsgruppe (Mid Lowland Group), men i den nordiske EU interkalibreringsgruppe findes flere medlemslande med relativt små, artsfattige og ørreddominerede vandløb (Fx Irland og Sverige), som har taget lignende indices i national anvendelse. Danmark kunne med fordel foretage en faglig udredning af og erfaringsudveksling med disse lande ift. deres anvendelse af deres ørredbaserede fiskeindices. Der er desuden siden 2014 kommet mange flere data, der muliggør en grundig evaluering af DFFVØ, med mulig justering i forhold til øst- og vestvendte jyske vandløb.

8 Referencer

Carl H & Møller PR. 2012. Atlas over danske ferskvandsfisk. Statens naturhistoriske museum.

Connor EF & McCoy ED. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist* 113: 791-833.

Geertz-Hansen, P., Koed, A. & Sivebæk, F. (2013). Manual til elektrofiskeri. Vejledning til elektrofiskeri ved bestandsanalyser og opfiskning af moderfisk. DTU Aqua-rapport nr. 272-2013. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 43 pp + bilag.

Kristensen EA, Jepsen J, Nielsen J, Pedersen S & Koed A. 2014. Dansk Fiskeindeks for vandløb (DFFV). Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 95.

Thodsen H, Windolf J, Rasmussen JJ, Bøgestrand J, Larsen SE, Tornbjerg H, Ovesen NB, Kjeldgaard A & Wiberg-Larsen P. 2016. Vandløb 2015. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 206.

9 Appendix A

Indledning

Fiskeundersøgelser i vandløb er et vigtigt element i vurderingen af miljøtilstanden i vandløb.

De indsamlede data anvendes til beregning af "Dansk Fiskeindeks For Vandløb" (DFFV), som forekommer i to udgaver:

- DFFVa – kan anvendes i alle vandløb med 3 eller flere fiskearter. Der vil i praksis typisk være tale om type 2-3 vandløb. DFFVa beskriver den økologiske tilstand ud fra artssammensætningen af den samlede fiskebestand. Derimod egner det sig ikke til at bedømme, om antallet af naturligt produceret ørred- og/eller laks er på et naturligt/acceptabelt niveau.
- DFFVø – kan anvendes i alle gydevandløb for ørreder/laks (uanset antallet af fiskearter) og er baseret på den naturlige forekomst af ørred- og lakseyngel fra gydning. Der er i praksis tale om type 1 vandløb. DFFVø kan dog også anvendes i større vandløb, uanset antallet af andre arter, hvis man ønsker at bedømme, om antallet af ørred- og/eller lakseyngel er på et naturligt niveau. I alle tilfælde skal DFFVø opfattes som et supplement til DFFVa.

Fiskeriet foregår normalt ved vadning i vandløbet, hvis dybden tillader dette.

Fiskebestandene undersøges kvantitativt, hvor de opsamlede fangne fisk tæles og længdemåles (artssammensætning, aldersstruktur). Der befiskes som udgangspunkt én gang pr. strækning (se afsnit 7.4.1).

I vandløb, hvor vanddybden er for stor til vadning, udføres i stedet befiskning fra båd. Dog vadbefiskes de områder på strækningen, hvor vanddybden tillader det. Også fiskeriet fra båd udføres kvantitativt i det omfang, det er muligt. Effektiviteten er dog ikke så høj, som tilfældet er ved vadning. Der befiskes kun én gang pr. strækning.

Ud over denne tekniske anvisning i fiskeundersøgelser i vandløb kan der henvises til Geertz-Hansen et al. (2013).

Metode

Tid, sted og periode

Prøvetagning foretages på en strækning á minimum 100 meter (stationen), men strækningen kan udvides op til 40 x vandløbets bredde, se afsnit 7.4.1-7.4.2.

Er der tale om vandløb med dybder mindre end ca. 1 meter, befiskes strækningen ved vadning (se afsnit 7.4.1). Er der tale om vandløb med generelt større dybder end ca. 1 meter, befiskes der fra båd (se afsnit 7.4.2). Dog **skal alle** vadbare sektioner af en strækning **vadbefiskes**.

Der befiskes i opstrøms retning med udgangspunkt i transekt 100 (den nedstrøms ende af stationen), når der vadbefiskes 100 meter strækninger. Hvis der befiskes fra båd på en strækningen ≥ 10 x vandløbsbredden, befiskes der i nedstrøms retning (se afsnit 7.4.2).

Undersøgelserne foretages i perioden 1. juli til 31. oktober.

Udstyr, tilladelser m.v.

Fiskeriet foregår ved brug af elektricitet i form af jævnstrøm/pulserende jævnstrøm. Strømmen leveres via generator og evt. ensretterboks. Generatoren skal have en pålydende effekt på mindst 2000W. Der anvendes en langskaftet anode (> 2 m), der skal have diameter på 30-60 cm. Der kan veksles mellem to anoder med forskellige længder, hvis generatoren har to udtag, da befiskningen inkluderer både bådfiskeri og vadefiskeri (kablængde mindst 10 m; se beskrivelse af fiskeriet nedenfor). Lammede fisk skal opsamles i knudeløse net. Ved bådfiskeriet kan der anvendes grovmasket net (maskevidde 4-6 mm eller større) med netmunding på mindst 40 cm, men ved vadefiskeriet skal der anvendes finmasket net (maskevidde 2-4 mm).

Der kan med fordel anvendes en gummibåd med fast fiberbund eller anden stabil glasfiberbåd. Ved valg af motor, afvejes dennes vægt i forhold til at have tilstrækkelig effekt til at drive båden modstrøms. Båden og motoren skal ikke være større end højst nødvendig af hensyn til manøvrering af båden og forstyrrelsen i vandløbet. Kommunikation mellem bådfører og de personer, der håndterer fangstnet og anode, er helt central, og det kan derfor være en stor fordel at bruge støjsvage bådmotorer og generatorer.

Der skal medbringes et kar til opbevaring af fangsten. De fangede fisk opbevares i karret med vandløbsvand. Vandet kan beluftes med batteridrevet pumpe eller alternativt kan vandet om nødvendigt udskiftes undervejs for at undgå at fiskene dør af iltmangel. Hvis der fanges mange fisk og vandet er varmt (over 15 grader), bør der bruges ilt.

Procedure

Det praktiske elektrofiskeri – vadebare vandløb

Generelt:

Befiskningen foretages som en kvantitativ undersøgelse, hvor alle individer opsamles, artsbestemmes, tælles og længdemåles (se dog afsnit 7.4.4 om undtagelser ved forekomst af meget store antal af visse arter). Dog kan fredfisk (0+, 6 cm) undlades i fiskeriet og skal ikke registreres, medmindre der er tale om en ny art under befiskningen, i så fald registreres og længdemåles 0+ fredfisk. Under fiskeriet kan man også registrere individer, der slipper væk, hvis man er helt sikker på arten. Dette er især relevant ved ål og lampretter samt store individer af f.eks. havørred, laks, gedde, brasen eller aborre. For bortslupne individer estimeres antal, men længdeangivelser skal selvfølgelig ikke noteres. Fangsten registreres i feltskemaet (bilag 1).

Der vadbefiskes på strækninger med vanddybde under 1 meter.

Vandløb med bredde < 10 m:

Ved vandløb med bredde < 10 m befiskes på en 100 m strækning. Der befiskes som udgangspunkt én gang i hele vandløbets bredde. Hvis fangsten af alle arter er ≥ 10 individer, befiskes strækningen to gange.

Vandløb med bredde > 10 m:

I vandløb med bredde > 10 m befiskes en strækning, som er 10 x vandløbsbredden dækkende hele vandløbsbredden. Er den fysiske variation klart størst i den ene side af vandløbet, kan denne side alene befiskes, men strækningens længde øges til 20 x vandløbsbredden. Hvis der fanges < 3 arter udvides strækningen til det dobbelte. I brede vandløb kan der med fordel fiskes med to hold eller elektrodeførere, der hver tager deres halvdel af vandløbet, men i øvrigt følges ad.

Fiskeriet foregår i opstrøms retning fra udgangspunktet (nedstrøms ende af strækningen = transekt 100).

Det praktiske elektrofiskeri – ikke-vadebare vandløb**Generelt:**

I vandløb, der er for dybe til vadefiskeri, udføres befiskningen fra båd. Dog skal der vades, hvor dette er muligt på strækningen. Alle arter registreres, tælles og opmåles. Ligesom for vadebare strækninger, befiskes en strækning på 100 meter for vandløb med bredde < 10 m. I vandløb med bredde > 10 m befiskes en strækning på 10 x vandløbets bredde. Strækningen placeres omkring stationen (100 meter), dvs. resten af strækningen skal fordeles ligeligt opstrøms og nedstrøm stationen.

Vandløb med bredde < 10 m:

For vandløb med bredde < 10 meter kan der sejles zigzag, så alle de planlagte habitater befiskes, således at strækningen kun oversejles én gang.

Vandløb med bredde > 10 m:

I vandløb med bredde > 10 m oversejles strækningen to gange – en i hver side. I tilfælde, hvor den udvalgte strækning er kanaliseret med homogen bredzone og fysiske forhold, befiskes en strækning på 20 x vandløbets bredde, men der fiskes kun langs den ene vandløbskant. Her vælges den vandløbskant, som er mest divers, hvis der er forskel på de to sider.

Udvælgelse af arealer til befiskning:

Inden fiskeriet påbegyndes identificeres tilgængelige habitattyper, og befiskningen planlægges. Der udvælges mindre arealer på strækningen, som befiskes intensivt, hvor antallet af intensivt befiskede arealer er afhængigt af antallet af habitattyper på strækningen. En habitattype er et område med ens miljøforhold og -vilkår, hvor strukturen, funktionen og respons på forstyrrelse er ensformig. Her tæller større grødeøer bestående af forskellige arter som hver sin habitattype (f.eks. vandranunkel, vandstjern og vandaks). Derudover differentieres mellem habitattyper karakteriseret ved forskellige dominerende substrater (herunder store sten og vedstykker), dybe huller, underskårne brinker, nedhængende vegetation og lavvandede, hurtigstrøm-

mende partier. Hver type af habitat skal befiskes proportionalt med dens relative hyppighed. Hvis vandløbet er helt monotont og ensartet dybt, befiskes arealet langs den ene vandløbskant, som beskrevet nedenfor, dog ved vading hvor muligt. Det er vigtigt, at alle tilgængelige habitattyper befiskes. Det vil sige, at der ikke fiskes lige intensivt på alle dele af strækningen, men der stoppes op ved eksemplarer af de udvalgte habitater, som befiskes grundigt, mens andre dele af strækningen kan befiskes, mens båden driver langsomt nedstrøms.

Hvor muligt udvælges strækninger, hvor dele af strækningen kan vades. Alle vadbare sektioner af en strækning **skal vadbefiskes**.

Information om den udvalgte strækning registreres i feltskemaet (bilag 1).

Sikkerhed og arbejdsmiljø under elektrofiskeriet

Elektrofiskeri er farligt pga. omgangen med strømstyrker og spændinger, som kan forårsage lammelser...

Bedøvelse, identifikation, optælling og opmåling

Efter elektrofiskeriet er afsluttet, optælles og artsbestemmes de indfangede fisk (se bilag 1). Fanges der mange fisk under elektrofiskeri, så iltkoncentrationen i vandet i karret bliver kritisk for fiskenes overlevelse, bør elektrofiskeriet indstilles, indtil fiskene er optalt og artsbestemt. Disse udsættes opstrøms (så langt som muligt), hvorefter elektrofiskeriet kan fortsætte.

For at minimere stresspåvirkningen af fiskene og lette håndteringen i forbindelse med måling kan fiskene bedøves i mindre portioner ad gangen. Som bedøvelsesmiddel benyttes benzokain. Til en stamopløsning afvejes 20 gram af stoffet som opløses i 1 L ren ethanol (96%). Anvend 8 mL stamopløsning per 5 liter vand. Stamopløsningen skal opbevares mørkt. Under bedøvelse skal vandet i de anvendte spande/kar beluftes kraftigt, hvis der er mange fisk.

Fiskene måles som total længde fra snude til halespids til nærmeste hele cm for fisk med længde > 15 cm og til nærmeste halve cm for fisk med længde < 15 cm. Artsnavn og længde registreres i fangstskemaet (se bilag 1). Målingen af længde foretages i målebakke.

Indeholder fangsten et meget stort antal individer (fx hundestejler, skaller og ørred) kan man nøjes med at måle 25 tilfældigt udtagne individer, og størrelsesfordelingen af disse ekstrapoleres til den øvrige fangst af selvsamme art. Alle individer skal dog optælles (inklusive eventuelt bortslupne arter under elektrofiskeri som ikke er fanget og målt). Fiskes der på stræk, hvor enkelte arter af fredfisk (fx skalle og/eller løje) er klart dominerende (med en faktor 100 til den næstmest fangne art), kan der gøres en undtagelse, hvor antal af individer estimeres.

Er der anvendt bedøvelse anbringes fiskene efter måling i baljer med frisk vand. Efter opvågning er fiskene klar til genudsætning. Denne foregår ved at fordele fiskene jævnt (og nænsomt) over den befiskede strækning.

Er der tvivl om identiteten af enkelte individer, tages disse med hjem til verifikation og sendes i frossen eller konserveret tilstand til f.eks. Zoologisk Museum eller DTU Aqua for en "second opinion".

Beregninger af befisket areal m.v.

Maksimum, minimum og middel vandspejlsbredde på de befiskede strækninger estimeres ud fra et nødvendigt antal pejlinger. Herudfra beregnes den gennemsnitlige bredde, som skal benyttes til at beregne det samlede befiskede areal. Resultatet indføres i bilag 1.

Bilag 1

Dato	Vandløb		Lokalitet	
DCE nr.	Elbefisker(e)		Befiskning ved en eller begge breder	
Bredde (m)			Befisket strækning	
Minimum	Middel	Maksimum	Længde (m)	UTM
Temperatur °C	Fiskeskjul (sæt kryds)			
	Høller	Trærødder/grene/store sten	Grødeøer	Stryg
		Bemærkninger:		

Bortslupne individer	
Art	Antal

DCE nr:

Vandløbsnavn:

Dato:

Totallængder: >42 cm:

Art:								Art:						
2								16						
2,5								17						
3								18						
3,5								19						
4								20						
4,5								21						
5								22						
5,5								23						
6								24						
6,5								25						
7								26						
7,5								27						
8								28						
8,5								29						
9								30						
9,5								31						
10								32						
10,5								33						
11								34						
11,5								35						
12								36						
12,5								37						
13								38						
13,5								39						
14								40						
14,5								41						
15								42						
Σ								Σ						

EU-HARMONISERING AF GRÆNSEVÆRDIER I DANSK FISKEINDEKS FOR VANDLØB - DFFVa

I denne rapport undersøges, om den økologiske tilstand vurderet med DFFVa kan være påvirket befiskningsmetoden i danske vandløb. Derudover vurderes, hvilke justeringer i DFFVa eller alternativt i grænserne mellem de økologiske tilstandsklasser, der vil reducere afvigelsen mellem DFFVa og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks, således, at DFFVa kan gennemgå en officiel interkalibrering og opnå et beskyttelsesniveau, der er sammenligneligt med andre EU landes.