

Technical University of Denmark



## Samfunds- og sektorøkonomisk analyse af vandmiljøindsatsen i Landdistriktsprogrammet (LDP) og Fiskeriprogrammet (EHFF)

Hasler, Berit; Dubgaard, Alex; Eberhardt, Johannes Momme; Koed, Anders; Martinsen, Louise; Nielsen, Jan; Støttrup, Josianne Gatt; Wisz, Mary

*Publication date:*  
2016

*Document Version*  
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

### *Citation (APA):*

Hasler, B., Dubgaard, A., Eberhardt, J. M., Koed, A., Martinsen, L., Nielsen, J., ... Wisz, M. (2016). Samfunds- og sektorøkonomisk analyse af vandmiljøindsatsen i Landdistriktsprogrammet (LDP) og Fiskeriprogrammet (EHFF). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. (Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Nr. 214).

## DTU Library

Technical Information Center of Denmark

---

### 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.



# SAMFUNDS- OG SEKTORØKONOMISK ANALYSE AF VANDMILJØINDSATSEN I LANDDISTRIKTSPRO- GRAMMET (LDP) OG FISKERIPROGRAMMET (EHFF)

Analyse af mulighederne for at opgøre de økonomiske effekter baseret på det eksisterende vidensgrundlag

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 214

2016



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

# SAMFUNDS- OG SEKTORØKONOMISK ANALYSE AF VANDMILJØINDSATSEN I LANDDISTRIKTSPRO- GRAMMET (LDP) OG FISKERIPROGRAMMET (EHFF)

Analyse af mulighederne for at opgøre de økonomiske effekter  
baseret på det eksisterende vidensgrundlag

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 214

2016

Berit Hasler<sup>1</sup>  
Alex Dubgaard<sup>2</sup>  
Johannes Momme Eberhardt<sup>2</sup>  
Anders Koed<sup>3</sup>  
Louise Martinsen<sup>1</sup>  
Jan Nielsen<sup>3</sup>  
Josianne Støttrup<sup>3</sup>  
Mary Wisz<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

<sup>2</sup>Københavns Universitet, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi

<sup>3</sup>Danmarks Tekniske Universitet (DTU), Institut for Akvatiske Ressourcer



# Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 214
- Titel: Samfunds- og sektorøkonomisk analyse af vandmiljøindsatsen i Landdistriktsprogrammet (LDP) og Fiskeriprogrammet (EHFF)
- Undertitel: Analyse af mulighederne for at opgøre de økonomiske effekter baseret på det eksisterende vidensgrundlag
- Forfattere: Berit Hasler<sup>1</sup>, Alex Dubgaard,<sup>2</sup> Johannes Mømme Eberhardt<sup>2</sup>, Anders Koed<sup>3</sup>, Louise Martinsen<sup>1</sup>, Jan Nielsen<sup>3</sup>, Josianne Støttrup<sup>3</sup>, Mary Wisz<sup>3</sup>
- Institutioner: <sup>1</sup>Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab, <sup>2</sup>Københavns Universitet, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, <sup>3</sup>Danmarks Tekniske Universitet (DTU), Institut for Akvatiske Ressourcer
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©  
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: December 2016  
Redaktion afsluttet: November 2016
- Faglig kommentering: Mette Termansen, Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab  
Kvalitetssikring, DCE: Poul Nordemann Jensen
- Finansiel støtte: Miljø og Fødevarerministeriet, NaturErhvervstyrelsen
- Bedes citeret: Hasler, B., Dubgaard, A., Eberhardt, J.M., Koed, A., Martinsen, L., Nielsen, J., Støttrup, J. & Wisz, M. 2016. Samfunds- og sektorøkonomisk analyse af vandmiljøindsatsen i Landdistriktsprogrammet (LDP) og Fiskeriprogrammet (EHFF). Analyse af mulighederne for at opgøre de økonomiske effekter baseret på det eksisterende vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 104 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 214 <http://dce2.au.dk/pub/SR214.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Rapporten opgør, i det omfang vidensgrundlaget er til stede, de samfunds- og sektorøkonomiske effekter af vandløbsindsatsen, etableringen af vådområder og udtagning af landbrugsjord. Det konkluderes at de udførte analyser indikerer et samfundsøkonomisk overskud af etablering af vådområder og lavbund, men at værdien af vandløbsindsatsen ikke kan kvantificeres. Grundlaget for opgørelsen af effekterne er eksisterende viden. Det er endnu ikke kendt hvor vandløbsindsatsen samt udtagningen af vådområder og lavbundslande finder sted, og beskrivelsen og opgørelsen af omkostninger og gevinster er derfor baseret på gennemsnitsantagelser. For de effekter af disse virkemidler, der ikke er kvantificerbare eller hvor der ikke findes værdiopgørelser, er der foretaget kvalitative beskrivelser.
- Emneord: Landdistriktsprogrammet, fiskeriprogrammet, vådområder, udtagning, vandløbsindsatsen, samfundsøkonomiske effekter, sektorøkonomi.
- Layout: Ann-Katrine Holme Christoffersen, Aarhus Universitet  
Foto forside: Colourbox.dk
- ISBN: 978-87-7156-244-6  
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 104
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <http://dce2.au.dk/pub/SR214.pdf>

# Indhold

<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>10</b>
<b>1 Indledning</b>	<b>14</b>
1.1 Baggrund	14
1.2 Formålet med rapporten	14
1.3 Forudsætninger og datagrundlag for de tre virkemidler	15
1.4 Usikkerhedsfaktorer og begrænsninger	16
1.5 Afgrænsninger	16
1.6 Rapportens opbygning	17
<b>2 Vandløbsindsatsen</b>	<b>19</b>
2.1 Beskrivelse af forudsætninger	19
<b>3 Vådområder</b>	<b>24</b>
<b>4 Udtagning af lavbundsarealer</b>	<b>26</b>
<b>5 Beregning af effekter af vådområder, udtagning og vandløbsindsatsen</b>	<b>27</b>
5.1 Effekt på udledning af næringsstoffer	27
5.2 Effekter på arealanvendelse	27
5.3 Effekter på emissionen af drivhusgasser	28
5.4 Effekt på klimasikring og -tilpasning	30
5.5 Effekt i forhold til natur og biodiversitet	31
5.6 Effekter i forhold til rekreative forhold	33
5.7 Effekter i forhold til turisme	34
5.8 Sammenfatning af effekter af de tre virkemidler	45
<b>6 Vidensgrundlaget for at opgøre de samfundsøkonomiske værdier af virkemidlerne under 'vandmiljøindsatsen' i LDP og EHFF</b>	<b>47</b>
6.1 Opgørelse af gevinster	47
6.2 Metodegrundlag og økonomiske beregningsforudsætninger	48
6.3 Værdien af reducerede N-udledninger og effekter på vandkvaliteten	49
<b>7 Opgørelse af omkostninger for den planlagte indsats i LDP og EHFF</b>	<b>66</b>
7.1 De samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med udtagning af lavbundslande	66
7.2 De samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med vådområder	67
7.3 De samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med vandløbsindsatsen	68
<b>8 Samfundsøkonomiske resultater</b>	<b>70</b>

8.1	Samlet beskrivelse af de samfundsøkonomiske resultater	70
8.2	Samfundsøkonomisk analyse af vådområdeindsatsen	72
8.3	Samfundsøkonomisk analyse af udtagningsindsatsen	74
8.4	Samfundsøkonomisk analyse af vandløbsindsatsen	76
<b>9</b>	<b>Sektorøkonomisk analyse</b>	<b>79</b>
9.1	Databegrænsninger og sektorafgrænsning	79
9.2	Input-output-tabeller og multiplikatorer	80
9.3	De sektorøkonomiske konsekvenser af arealudtagning til vådområder og ekstensivering	80
9.4	Direkte og indirekte beskæftigelseseffekter af nedgang i landbrugsproduktionen	80
9.5	De sektorøkonomiske konsekvenser af vandløbsrestaureringstiltag	82
9.6	Opsamling på den sektorøkonomiske analyse	83
<b>10</b>	<b>Diskussion og Konklusion</b>	<b>85</b>
10.1	Samfundsøkonomiske analyser	85
10.2	De sektorøkonomiske resultater	91
10.3	Behovet for forbedret vidensgrundlag	92
<b>11</b>	<b>Litteratur</b>	<b>94</b>

## Forord

Denne rapport er udført for NaturErhvervstyrelsen og Naturstyrelsen (nu Styrelsen for Natur og Vandforvaltning) under Miljø- og Fødevareministeriet, og redigeringen af indholdet i rapporten er afsluttet i maj 2016. Fra NaturErhvervstyrelsens side var ideen med det udførte projekt i udgangspunktet at kvantificere de samfunds- og sektorøkonomiske konsekvenser af de tre virkemidler: *vådområderetablering, udtagning af lavbundsjord og vandløbsindsatsen*. For at understøtte prioriteringer indenfor Landdistriktsprogrammet (LDP) og Fiskeriprogrammet (EHFF), var det et ønske at kunne vurdere hvilken af disse tre indsatser der giver de største samfunds- og sektorøkonomiske værdier, baseret på eksisterende viden. Allerede inden projektet blev igangsat, stod det klart, at det ikke kunne lade sig gøre at udføre en fuld samfunds- og sektorøkonomisk analyse og opgørelse, da mange effekter af virkemidler enten ikke er mulige at kvantificere, på baggrund af det eksisterende videns- og datagrundlag, eller ikke er opgjort værdimæssigt. Derfor er formålet med rapporten ændret til at udrede, hvor langt man kan komme i opgørelsen af de samfundsøkonomiske værdier og de sektorøkonomiske konsekvenser, herunder at udrede vidensgrundlaget for både kvantificering af effekter og værdisætning af disse. Det er dog udført en opgørelse af de effekter der kan værdisættes, og denne analyse indikerer at de samfundsøkonomiske effekter af de undersøgte virkemidler er positive.

Projektet er udført af forskere fra Aarhus Universitet (AU), Københavns Universitet (KU) og Danmarks Tekniske Universitet (DTU).

AU, Institut for Miljøvidenskab, har haft projektledelsen, og har haft ansvaret for at beskrive de fysiske effekter og udtagning med udgangspunkt i Udkast til vandområdeplaner (Naturstyrelsen, 2014), samt forarbejdet til vandområdeplanerne (Eriksen et al., 2014). Institut for Miljøvidenskab har også indsamlet data vedr. værdierne af effekterne af vandmiljøindsatsen, og har udført de samfundsøkonomiske beregninger.

KU, Institut for Fødevarer og Ressourcer (IFRO), har indhentet data vedr. de sektorøkonomiske effekter og beregnet de sektorøkonomiske konsekvenser.

DTU, Institut for Akvatiske Ressourcer (DTU Aqua) har, med udgangspunkt i eksisterende data, vurderet effekter af vandløbsindsatsen på fiskebestande, samt effekter af vådområder i vandløb på fiskebestande. DTU Aqua undersøgte om det var muligt, på baggrund af eksisterende data, at vurdere effekten af næringsstofudledning til kystvandene på marine fiskebestande. Dette var ikke muligt indenfor dette projekts rammer.

Forudsætninger for analyserne samt resultaterne er diskuteret i projektgruppen samt med projektets følgegruppe. Projektet er blevet fulgt og kommenteret af en følgegruppe bestående af medarbejdere fra NaturErhvervstyrelsen, Styrelsen for Vand og Naturforvaltning (SVANA) og Miljø- og Fødevareministeriets Departement.



## Sammenfatning

Rapporten beskriver og sammenfatter eksisterende viden om effekter, værdier og omkostninger forbundet med etableringen af vådområder og udtagning i LDP (Landdistriktsprogrammet) og vandløbsindsatsen i EHFF (Europæiske Hav og Fiskeri Fond). Formålet med projektet og rapporten er, at gennemføre samfunds- og sektorøkonomiske analyser af indsatserne med anvendelse af eksisterende viden, og at beskrive vidensgrundlaget.

Beregningerne viser et forholdsvis klart og robust samfundsøkonomisk overskud af vådområde- og lavbundsindsatserne, idet gevinsterne overstiger omkostningerne for både de "øvre" og "nedre" værdiestimer. Forskellen mellem de nedre og øvre værdier er betydelige for både klimaeffekterne, kvælstof reduktionerne og rekreation. Størrelsen af det samfundsøkonomiske overskud afhænger således i høj grad af, hvilke antagelser vedr. værdien af de forskellige effekter, der lægges til grund for beregningen.

For vådområder viser analysen, at værdien af kvælstofreduktionen i sig selv er tilstrækkelig til at gøre indsatsen samfundsøkonomisk rentabel, uanset om det er det "øvre" eller "nedre" værdiestimat, der lægges til grund for beregningen. Værdien af drivhusgasemissioner, samt værdien af forbedrede rekreative muligheder, er begge betydelige for vådområder, men hvorvidt værdierne i sig selv er tilstrækkelige til at opveje implementeringsomkostningerne afhænger af, hvor i værdi intervallet man befinder sig.

For udtagning viser analysen at både værdien af kvælstofreduktioner og værdien af reduktioner i drivhusgasudledningen i sig selv tilstrækkelige til at opveje implementeringsomkostningerne uanset om man befinder sig i den øvre eller nedre ende af værdiintervallet. Ændringen i rekreative forhold bidrager også positivt til indsatsens værdi, men idet det anvendte værdispænd er stort, er der betydelig usikkerhed omkring den relative betydning af rekreation i forhold til størrelsen af det samlede samfundsøkonomiske overskud af indsatsen.

For vandløbsindsatsen har det ikke været muligt at værdisætte nogle af de forventede effekter. En opgørelse viser, at der kan forventes en tidobling af potentialet for at hjemtage vilde ørreder fra danske vandløb, men værdien heraf kan ikke opgøres på baggrund af det nuværende vidensgrundlag. En tidobling af den potentielle hjemtagning af vilde ørreder ifm. lystfiskeri, indikerer dog, at der vil være en positiv samfundsøkonomisk effekt af vandløbsindsatsen; ved en tidobling vil der være en samfundsøkonomisk nettogevinst af vandløbsindsatsen ved en værdi på 115 kr./kg ørred, da denne værdi modsvare omkostningerne ved indsatsen.

Resultaterne af den samfunds- og sektorøkonomiske analyse fremgår af tabellerne 0.1 og 0.2 nedenfor. Det bemærkes, at analyserne er baseret på det implementeringsomfang for de tre virkemidler, der er specificeret i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen, 2014b,c,d,e). Det bemærkes ligeledes, at der for de effekter, hvor det ikke er muligt at opgøre værdierne, er der foretaget en kvalitativ vurdering af de potentielle effekter. På baggrund af disse kvalitative vurderinger konkluderes det, at de fleste af de effekter der ikke kan kvantificeres og/eller værdisættes på nuværende grundlag, fx effekterne på lystfiskeri og turisme samt biodiversitet, vil påvirke de samfunds-

økonomiske effekter i positiv retning. De anførte gevinster i tabel 0.1 repræsenterer derfor formentlig minimumsstørrelser.

Tabel 0.1 Gevinster og omkostninger, samfundsøkonomisk analyse.

	Vådområder		Lavbund		Vandløb		Samlet	
	<b>Gevinster, mio. kr./år</b>							
	Øvre*	Nedre**	Øvre*	Nedre**	Øvre*	Nedre**	Øvre*	Nedre**
Værdi af kvælstofreduktion	210,5	104,7	27,5	13,7	n.a	n.a	238	118
Værdi af drivhusgasreduktion og kulstofbinding	93,4	5,1	168,3	9,3	n.a.	n.a	262	14
Rekreation	73,1	2,1	44,6	1,3	n.a	n.a	118	3
Sum	377	111,9	240,4	24,3	n.a	n.a	617	136
EU tilskud mio. kr./år***								
	46,2	46,2	16,5	16,5	11	11	69,1	69,1
	<b>Omkostninger, mio. kr./år</b>							
Ekskl. EU tilskud	60	60	21	21	37	37	118	118
Inkl. EU tilskud	13,8	13,8	4,5	4,5	26	26	48,9	49
	<b>Ikke kvantificerbare effekter og/eller effekter, der ikke kan værdisættes på foreliggende grundlag****</b>							
Fiskeri	+/-	+/-	+	+	+	+	+	+
Turisme	?	?	?	?	+	+	?	?
Klimatilpasning	+	+	?	?	?	?	?	?
Natur- og biodiversitet	+/-	+/-	+	+	+	+	+	+
	<b>Samlet samfundsøkonomisk overskud, vurdering*****</b>							
	+	+	+	+	+	+	+	+

\*Øvre: værdien af de samfundsmæssige gevinster under de forudsætninger der giver de højeste værdier.

\*\*Nedre: værdien under de forudsætninger der giver de laveste værdier.

\*\*\* Værdi opgjort i velfærdsøkonomiske priser.

n.a.: ikke opgjort

\*\*\*\* +: angiver at effekten formodes at være positiv, men at den ikke kan kvantificeres på foreliggende grundlag. -: angiver at effekten formodes at være negativ, men at den ikke kan kvantificeres på foreliggende grundlag. ?: angiver at der ikke er grundlag for at vurdere om der kan forventes en betydelig effekt, og om en eventuel effekt vil være positiv eller negativ.

\*\*\*\*\* + angiver at indsatsen samlet set forventes at give positivt samfundsøkonomisk overskud.

### Tilskud

Etablering af vådområder og lavbundsudtagning er frivillige virkemidler og landmanden kompenseres ved, at der er tilskud til ordningerne. Kompensationen bidrager positivt til sektorøkonomien, men samfundsøkonomisk indebærer den tabte produktion en omkostning for samfundet. For vandløbsindsatsen yder staten tilskud til kommunerne, og omkostninger påført lodsejere i forbindelse med vandløbsrestaureringer erstattes i henhold til vandløbslovens bestemmelser. Lodsejerkompensationerne har sektorøkonomisk betydning. Tilskuddenes omfang fremgår af tabel 0.1, i alt og fordelt på de tre indsatses.

### Sektorøkonomisk analyse

Den sektorøkonomiske analyse omfatter alene beskæftigelseseffekterne af de tre tiltag. Det skyldes, at indkomsteffekterne af vådområdeetablering og lavbundsudtagning er beregnet ifm. vandområdeplanerne, og disse er iht. projektets kommissorium ikke genberegnet her. Beregningerne omfatter de negative effekter på beskæftigelsen som følge af udtagning af landbrugsjord og de positive (engangseffekter) som følge af anlægsaktiviteter ved etablering af

vådområder mm. Det konkluderes at både de negative og de positive beskæftigelseseffekter er beskedne, som det fremgår af tabel 0.2.

Tabel 0.2 Beskæftigelseseffekter som følge af analyserede vandmiljøindsatser, sektorøkonomisk analyse.

Sektor	Ændring i antal beskæftigede	Effekt – samlet vurdering
<b>Landbrugskomplekset*:</b>	174 (kun planteavl) – 542 (både planteavl og husdyrproduktion)	Samlet lille effekt
Beskæftigelsesreduktion, mandår		
<b>Anlægsarbejde:</b> beskæftigelsesforøgelse, engangseffekt, mandår:		
- Etablering af vådområder	340 (engangseffekt, ikke muligt at fordele over tid)	Samlet lille effekt
- Vandløbsindsats	574 (engangseffekt, ikke muligt at fordele over tid)	Samlet lille effekt

\* Landbrugskomplekset: landbrugets primærsektor opdelt på produktionsgrene samt forarbejdnings- og forsyningsaktiviteter i tilknytning til landbrugsproduktionen.

De beregnede beskæftigelsesændringer omfatter landbruget og entreprenørbranchen, såvel som de afledte beskæftigelseseffekter i andre sektorer. Relevansen af at analysere beskæftigelseseffekterne ved udtagning af landbrugsjord og vandløbsrestaurering skal ses på baggrund af en antagelse om, at samfundet ønsker at begrænse affolkningen af landdistrikter og udkantsområder. Dette formål tillægges således væsentlig betydning i Landdistriktsprogrammet samt i Fiskeriprogrammet.

For landbruget er der beregnet en (permanent) negativ beskæftigelseseffekt som følge af udtagning af i alt 14.250 ha landbrugsjord til vådområder og ekstensivering/natur. Der er ikke taget højde for evt. jordfordeling i beregningerne. Effekten på beskæftigelsen afhænger af, om både planteavl og husdyrproduktion påvirkes, eller om det alene er planteavl, der reduceres. Som det fremgår af tabel 0.2, er beskæftigelsesreduktionen beregnet til 174 mandår, hvis det alene er planteproduktionen, der påvirkes. Hvis både planteavl og husdyrproduktion reduceres proportionalt med nedgangen i landbrugsarealet, udgør beskæftigelsesreduktionen 542 mandår. Da der er tale om udtagning af en lille del af det samlede landbrugsareal, virker det sandsynligt, at husdyrbrugere vil kunne finde erstatningsjorder for de fleste af de udtagne arealer. Det virker derfor rimligt at antage, at beskæftigelseseffekten ikke vil være væsentligt højere end den beregnede beskæftigelsesreduktion i planteproduktionen.

Etablering af vådområder er forbundet med anlægsaktiviteter af forskellig art. Som det fremgår af tabel 0.2 er den samlede engangseffekt på beskæftigelsen beregnet til 340 mandår. Der er ikke grundlag for at vurdere, hvordan denne engangseffekt vil være fordelt over tid.

For vandløbstiltagens vedkommende, omfatter beregningerne beskæftigelseseffekter ved vandløbsindsats i ca. 1.800 km vandløb. Som det fremgår af tabel 0.2, er den samlede engangseffekt på beskæftigelsen beregnet til 574 mandår. Ud over engangseffekten, vil der være tilbagevendende aktiviteter ifm. vedligeholdelse. Beskæftigelsesvirkningerne heraf vurderes at være små. Der er som nævnt ikke fundet grundlag for at beregne effekterne på turismeerhvervet.

#### Rapportens indhold

Rapporten er inddelt i ti kapitler, hvor kapitel 2-5 beskriver de naturbetingede forudsætninger for og effekter af virkemidlerne: vådområder, lavbundsudtagning og vandløbsindsatsen. Dette grundlag er fælles for den samfunds- og sektorøkonomiske analyse.

I de tre efterfølgende kapitler præsenteres grundlaget for den økonomiske beregning af de samfundsøkonomiske konsekvenser. Den sektorøkonomiske analyse præsenteres i kapitel 9, og konklusionerne på rapporten findes i kapitel 10.

## Summary

The report describes and sums up on existing knowledge of the effects, values and costs associated with the implementation of three measures aimed at improving the quality of the aquatic environment. Two of the measures are the construction of wetlands and the set-aside of low laying fens which both are implemented under the Rural Development Programme (RDP). The third measure, which is implemented under the European Maritime and Fisheries Fund (EMFF), encompass a range of different measures aimed at improving the quality of the aquatic environment in streams. The purpose of the project and the report is to conduct welfare- and sector economic analyses of the implementation of the measures based on currently available data.

For the wetland and set aside measures the results of the analyses suggest that their implementation will lead to a welfare economic surplus; these results are considered quite robust. Hence the aggregate value of the benefits, which can be monetized, outweigh the costs independent of whether it is the upper or lower bound value estimates that are used. The difference between the lower and upper value estimates is significant for the GHG reductions, as well as for the nitrogen reductions and recreation. Accordingly, the size of the welfare economic surplus for each of the measures will vary significantly depending on which assumptions regarding the values of the different effects are chosen as the base for the calculations

For wetlands the analysis shows that the value of nitrogen reductions in itself is sufficient to ensure a welfare economic surplus. This result holds independent of whether it is the upper or lower bound value of nitrogen reductions that is chosen as the base for the value calculations. The value of GHG reductions and the value of changes in recreational opportunities are both significant for the implementation of wetlands. However, the extent to which the values on their own are sufficient to outweigh the implementation costs depends on whether the analysis is based on upper or lower bound value estimates.

For set aside the analysis shows that both the value of nitrogen and GHG reductions on their own are sufficient to outweigh the implementation costs. This result holds independent of whether the analysis is based on the upper or lower bound value estimates. Changes in recreational opportunities also contribute positively to the value of the set aside measure. However, the identified value interval is very broad, implying that there is significant uncertainty regarding the welfare economic value of the changes in recreational opportunities.

For the stream measures it has not been possible to assess the value of any of the expected effects. Based on an analysis of existing data it is estimated that implementation of the planned stream related measures is likely to lead to a ten-fold increase in the number of wild trout caught and brought home from Danish streams. The value of this expected increase cannot be assessed due to lack of estimates of the value of increases in the number of wild trout catches applicable in the present context. However, the magnitude of the estimated increase in recreational catches suggests that there will be a positive welfare economic effect of the stream measures. Assuming that the estimated ten-fold increase in recreational catches holds, it is calculated that a value of 115 DKK

per kg trout caught will be sufficient to ensure a welfare economic surplus of the measure. Hence, at this unit value the aggregate value of the increased catches matches the implementation costs.

The results of the welfare economic and sector economic analyses are presented in Tables 0.1. and 0.2. It is noted that the analyses are based on the extent of implementation specified in the draft for the upcoming water management plans from December 2014 ("Udkast til Vandområdeplaner", Naturstyrelsen, 2014). In cases where it is not possible to assess the values of the effects of the measures, the effects are assessed in qualitative terms. Based on these qualitative assessments it is concluded that most of the effects which currently cannot be quantified and/or valued (e.g. the effects in terms of recreational fisheries and biodiversity) will contribute positively to the welfare economic value of the measures. Accordingly the aggregate benefits presented in Table 0.1 are likely to represent lower bound estimates of the actual aggregate benefits.

Table 0.1 Benefits and costs, welfare economic analysis.

	Wetlands		Low laying fens		Streams		Total	
<b>Benefits, mDKK/year</b>								
	Upper*	Lower**	Upper*	Lower**	Upper*	Lower**	Upper*	Lower**
Value of Nitrogen reduction	210,5	104,7	27,5	13,7	n/a	n/a	238	118
Value of reduction in GHG emissions	93,4	5,1	168,3	9,3	n/a	n/a	262	14
Recreation	73,1	2,1	44,6	1,3	n/a	n/a	118	3
Sum	377	111,9	240,4	24,3	n/a	n/a	617	136
EU subsidy, mDKK/year***								
	46,2	46,2	16,5	16,5	11	11	69,1	69,1
<b>Costs, mDKK/year</b>								
Excl. EU subsidy	60	60	21	21	37	37	118	118
Incl. EU subsidy	13,8	13,8	4,5	4,5	26	26	48,9	49
<b>Non- quantifiable effects and/or effects which cannot be valued based on existing data****</b>								
Fisheries	+/-	+/-	+	+	+	+	+	+
Turism	?	?	?	?	+	+	?	?
Climate adaptation	+	+	?	?	?	?	?	?
Nature and biodiversity	+/-	+/-	+	+	+	+	+	+
<b>Net welfare economic result, estimate*****</b>								
	+	+	+	+	+	+	+	+

\*Upper: Welfare economic value of effects calculated based on assumptions that lead to upper-bound value estimates.

\*\*Lower: Welfare economic value calculated based on conservative assumptions.

\*\*\* Value assessed in welfare economic prices.

n/a: Not assessed.

\*\*\*\* +: expected that potential effect will be positive, but not possible to quantify effect based on existing data. -: expected that potential effect will be negative, but not possible to quantify effect based on existing data. ?: not possible to determine if a significant effect can be expected, and not possible to determine if potential effect will be positive or negative.

\*\*\*\*\* + specify that the net welfare economic effect of the measure is expected to be positive.

### Subsidies

The construction of wetlands and the set aside of low laying fens both represent voluntary measures, and farmers are compensated for implementing the

measures through subsidies. The compensation has a positive sector economic effect, but seen from the welfare economic perspective the lost production represents an opportunity cost to society. For the stream measures the State provides a subsidy for the municipalities, and costs inflicted on land owners in connection with stream restoration are compensated according to the provisions of the Watercourse Act. The land owner compensations have a sector economic impact. In Table 0.1, the sizes of the compensations are listed for each of the measures.

### Sector economic analysis

The sector economic analysis is restricted to the employment effects of the three measures. Thus the income effects of the wetland and set aside measures have already been calculated in connection with the assessments prior to the launch of the draft for the upcoming Water Management Plans, and according to the terms of reference for this project they should not be recalculated. The calculations encompass the negative employment effects caused by withdrawing agricultural land from production, and the positive (one-off) effects resulting from construction activities related to the establishment of wetlands. With reference to Table 0.2 it is concluded that both the positive and the negative employment effects are minimal.

Table 0.2 Employment effects of the analyzed measures aimed at improving the quality of the aquatic environment, sector economic analysis.

Sector	Change in number of employed	Effect – estimated aggregate impact
The agricultural complex*: <i>Reduction</i> in employment, man-years	174 (only crop production) – 542 (both crop and livestock production)	Small aggregate effect
Construction work: <i>Increase</i> in employment, one-off effect, man-years:		
- Construction of wetlands	340 (one-off effect, cannot be distributed across time)	Small aggregate effect
- Stream measures	574 (one-off effect, cannot be distributed across time)	Small aggregate effect

\* The agricultural complex: The agricultural primary sector divided into different areas of production as well as processing and supply activities related to agricultural production.

The calculated employment effects encompass agriculture and the contractor business as well as derived employment effects in other sectors. The relevance of analyzing the employment effects associated with retirement of agricultural land and stream restoration is grounded on the assumption, that society wish to limit the depopulation of rural areas. This goal plays a prominent role in both the Rural Development Programme and the European Maritime and Fisheries Fund Programme.

It is calculated that implementation of the wetland and set aside measures will entail a (permanent) negative employment effect within the agricultural sector. The negative effects arise due to 14.250 ha of agricultural land being withdrawn from production. The calculations do not account for effects related to potential land re-allocation. The size of the negative effect depends on whether both crop- and livestock production are affected, or if it is solely crop production that is affected. With reference to Table 0.2 the employment reduction is estimated to 174 man-years if the effect is restricted to plant production. If both plant and livestock production is reduced proportionally to the reduction in the agricultural area the reduction in employment is estimated to be 542 man-years. Considering that only a small share of the total agricultural area is

affected by the implementation of the measures it is considered likely that livestock producers will be able to find replacements for most of the withdrawn areas. Accordingly it seems reasonable to assume that the employment effect will not significantly exceed the employment reduction within crop production.

The establishment of wetlands is associated with construction activities. This leads to a one-off employment effect which with reference to Table 0.2 is estimated to 340 man-years. It is not possible to assess how this effect will be distributed across time

For the stream measure the employment effect is calculated based on measures being implemented in app. 1.800 km of streams. With reference to Table 0.2 it is seen that the aggregate one-off effect is estimated to 574 man-years. In addition to the one-off effect there will be some recurring maintenance activities. The employment effects of these activities are expected to be small. As mentioned there is found no basis for calculating the effects related to the tourism business.

### **Structure of the report**

The report consists of 10 chapters, where chapters 2-5 describe the environmental premises for and effects of the three measures: wetlands, set aside and stream related measures. This establishes the common base for the welfare and sector economic analyses.

The three subsequent chapters present the basis for the calculation of the welfare economic consequences. The sector economic analysis is presented in chapter 9, and the conclusions are presented and discussed in chapter 10.



# 1 Indledning

## 1.1 Baggrund

Baggrunden for denne rapport er et ønske om at opnå en forbedret viden om de samfunds- og sektorøkonomiske effekter af Landdistriktsprogrammet 2014-20 og Hav og Fiskeriudviklingsprogrammet 2014-17 ("Fiskeriudviklingsprogrammet").

Landdistriktsprogrammet har til formål at fremme landbrugets konkurrenceevne og grønne omstilling, samt at øge beskæftigelsen i landdistrikterne. Dette opnås gennem ydelse af tilskud til landbrugs- og naturarealer i det åbne land, med henblik på at forebygge uønskede miljø- og natureffekter.

Fiskeriudviklingsprogrammet har tilsvarende til formål at sikre samspillet mellem natur og fiskerierhvervet, samt at bidrage til vækst og beskæftigelse.

Formålet med rapporten er, at belyse de samfunds- og sektorøkonomiske omkostninger og gevinster, forbundet med følgende tre virkemidler, hvor landmænd kan modtage tilskud fra Landdistriktsmidlerne og Fiskeriudviklingsprogrammet:

- Vandløbsindsatsen (Fiskeriudviklingsprogrammet)
- Vådområder, herunder minivådområder (Landdistriktsprogrammet)
- Lavbund (Landdistriktsprogrammet)

## 1.2 Formålet med rapporten

Det væsentligste formål med projektet er, at opnå viden om *værdien af de tre virkemidler i form af:*

- Den samfundsøkonomiske værdi, samt
- Vækst- og beskæftigelseseffekter på brancheniveau.

Rapporten har således til formål at vurdere værdien af miljøeffekterne af de tre tiltag, kvantitativt og kvalitativt vha. eksisterende viden, og i hvilket omfang denne viden er til stede i tilstrækkeligt omfang for samfundsøkonomiske analyser. Rapporten har også til formål at beskrive og eksemplificere grundlaget for at beskrive vækst og beskæftigelseseffekter på brancheniveau.

Effekterne af de tre virkemidler, herunder det foreslåede implementeringsomfang, de forventede direkte effekter og værdier af de tre vandmiljøindsatser, beskrives med udgangspunkt i eksisterende viden. Indsamling af nye data er dermed ikke en del af projektet.

God økologisk tilstand er målsætningen med vandmiljøindsatsen, mens de øvrige effekter enten er tjenester og goder der kan være *afhængige af god økologisk tilstand* (fiskebestande, natur/biodiversitet, rekreation), eller *afledte effekter* af vandmiljøindsatsen på andre økosystemfunktioner og -tjenester (drivhusgasser, klimatilpasning). Disse effekter kaldes også *sideeffekter*. I opstillingen af analysegrundlag og analysen af de afledte effekter, skal der tages hensyn til evt. dobbelttælling af værdier.

Omkostningerne er kendte fra forarbejdet til Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen, 2014b,c,d,e), mens vidensgrundlaget vedrørende

gevinsterne er mere sammensat og det er derfor lagt vægt på at beskrive det tilgængelige vidensgrundlaget for at kvantificere og værdisætte gevinsterne. Udgangspunktet for beskrivelse og opgørelse af gevinsterne er Miljø og Fødevarerministeriets Nøgletalskatalog (Miljøministeriet, 2014; Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016; Klima-, Energi- og Bygningsministeriet, 2013a,b), Energi styrelsen (2014, 2015) samt anden relevant litteratur (se henvisninger i teksten i de relevante kapitler).

### 1.3 Forudsætninger og datagrundlag for de tre virkemidler

Forudsætninger og datagrundlag for effektberegningerne for de tre virkemidler bygger på Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) samt forarbejdet til planerne (Eriksen et al., 2014)<sup>1</sup>. Disse effekter beskrives, og i det omfang datagrundlaget er til stede, kvantificeres effekter og værdi af ændringer i:

- Udledning af kvælstof, der har en effekt på vandkvaliteten i kystvande
- Arealanvendelse
- Fiskebestande
- Emissioner af drivhusgasser
- Klimasikring/klimatilpasning
- Natur/biodiversitet
- Rekreation
- Turisme

*Vandløbsindsatsen* forventes, jf. Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e), at omfatte implementering af tiltag i ca. 1.800 km vandløb på landsplan, og det forventes at indsatsen vil medføre forbedringer i vandkvaliteten i omkring 3.700 km vandløb. Vandløbsindsatsen består af en række vandløbsrestaureringstiltag, samt tre enhedsvirkemidler i form af fjernelse af spærringer, og etablering af sandfang og okkeranlæg. Vandløbsrestaureringstiltagene kan opdeles i tre overordnede indsats typer: 1) Mindre restaureringer, 2) Større restaureringer samt 3) Åbning af rørlagte vandløb. Kommunerne kan modtage tilskud til vandløbsrestaurering.

*Vådområder* etableres for at reducere udledningen af kvælstof til havet fra de dyrkede arealer, med henblik på at skabe god økologisk tilstand i kystvande. Vådområderne kan etableres ved at udtage og ekstensivere landbrugsarealer i forhold til den nuværende arealanvendelse, og genskabe en mere naturlig hydrologi på lavbundsarealerne. Dette kan ske ved at stoppe dræn, grøfter og pumper, eller ved at genslynges og/eller hæve vandløbsbunde, ændre vandløbsvedligeholdelsen, fjerne dæmninger/diger og andre fysiske begrænsninger for vandets frie løb (Orbicon, 2014, Teknisk rapport for Naturstyrelsen). I Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e), er der på nationalt plan planlagt i alt 8.850 ha kvælstofvådområder (Naturstyrelsen, 2014b,c,d,e). Der gives tilskud under Landdistriktsprogrammet til etablering af vådområder, samt til fastholdelse og pleje af vådområder, hvor hensigten er kvælstoffjernelse. Tilskuddet er differentieret efter hvad arealet tidligere er anvendt til.

*Udtagning af lavbundsarealer* indebærer at landbrugsarealer udtages permanent af landbrugsdrift. For at opnå en effekt på kvælstoftabet, natureffekt og effekt på drivhusgasser, skal der ophøres med jordbearbejdning på det udtagne are-

<sup>1</sup> Der tages forbehold for ændringer i indsatsbehov og implementeringsomfang som følge af ændringer af Vandområdeplanerne efter redaktionens afslutning i maj 2016.

al, og der må heller ikke tilføres handels- og husdyrgødning. I Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) er det samlede areal lavbundsjord, som forventes udtaget, angivet til 5.400 ha på landsplan. Udtagningen forventes implementeret på frivillig basis, og der ydes tilskud til udtagningen via Lavbundsordningen. Under lavbundsordningen forventes der udtaget 2.500 ha lavbundsjord i hele landet i perioden 2014-2017 (Energistyrelsen, 2014). Ordningen forventes imidlertid forlænget til 2021 som følge af Vandområdeplanerne, således at målet om en samlet udtagning på 5.400 ha nås. Ordningen er målrettet udtagning af kulstofrige lavbundsjord med henblik på at reducere landbrugets udledning af drivhusgasser, fremme naturkvalitet, understøtte sammenhæng og robusthed, samt at bidrage til at forbedre vandmiljøet ved ekstensivering af drift af landbrugsarealer på kulstofrige lavbundsjord (Naturstyrelsen, 2016). Der ydes tilskud til såvel etablering som fastholdelse, gives til lodsejere på frivillig basis og dækker 100 % af udgifterne.

#### **1.4 Usikkerhedsfaktorer og begrænsninger**

Effekterne af de kvælstofreducerende virkemidler (vådområder og udtagning) afhænger af, hvor virkemidlet implementeres. Retentionen, som varierer mellem områder og deloplande (Højbjerg et al., 2015) kan have betydning for effekten af disse virkemidler på udledningen til havet<sup>2</sup>. Idet den konkrete placering af indsatserne først fastlægges i forbindelse med den faktiske udmøntning af indsatserne, er det ikke muligt at basere nærværende analyse på lokalitetsspecifikke opgørelser af effekter. Analysen vil derfor, ligesom udkastene til Vandområdeplanerne, være baseret på beregnede gennemsnitseffekter.

Effekterne af vandløbstiltagene er ligeledes afhængige af, hvor tiltagene implementeres. Effekterne må således forventes at variere afhængig af bl.a. vandløbets typologi (Type 1, 2 eller 3), af hvor virkemidlerne implementeres og hvor langt vandløbets økologiske tilstand er fra målet. Er den økologiske tilstand moderat, er der generelt større sandsynlighed for at nå målet "god tilstand", end hvis udgangspunktet er "dårlig tilstand".

At de, i analysen, betragtede tiltag kun udgør en delmængde af de samlede tiltag, der er nødvendige for at sikre opfyldelse af god tilstand i alle målsatte vandforekomster, betyder, at de samlede omkostninger forbundet med målopfyldelse i alle vandområder overstiger omkostningerne og gevinsterne forbundet med implementering af de tre betragtede tiltag. En yderligere begrænsning ved analysen er, at nogle af de målsætninger, der har dannet udgangspunkt for udledning af de her anvendte skyggepriser, er under revision. Hvis målsætningerne ændres, er skyggepriserne principielt ikke valide; i nærværende analyse udgør det potentielt et problem i forhold til de anvendte skyggepriser for kvælstof og til dels også klimagasser.

En del af opgørelserne – både i dette notat samt i de citerede kilder – er angivet med en meget høj grad af nøjagtighed. Dette er et udtryk for de beregnede størrelser og ikke et udtryk for den sikkerhed, der ligger i beregningen.

#### **1.5 Afgrænsninger**

Der foretages en samlet beskrivelse af data og vidensgrundlaget til at opgøre omkostninger og gevinster forbundet med implementeringen af vandløbsindsatsen, vådområder og udtagning som beskrevet i Udkast til Vandområde-

<sup>2</sup> For vådområder kan retentionen i oplandet have betydning for tilførslen af kvælstof til vådområdet, mens retentionen kan være svær at fastsætte for udtagning.

plan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e), samt anden relevant og relateret litteratur. Værdierne af de direkte, såvel som indirekte effekter vil, så vidt muligt, blive beskrevet og, om muligt, opgjort.

Effekterne på fiskeri har et særligt fokus i analyserne med henblik på at beskrive det nuværende vidensgrundlag for at kvantificere de samfunds- og sektorøkonomiske konsekvenser af vandmiljøindsatsen for erhvervsfiskeriet og det rekreative fiskeri - samt problemerne med at fastlægge et sådant vidensgrundlag.

Manglende viden om værdierne af nogle effekter, samt om dosis-respons mellem virkemidler og nogle sideeffekter, medfører, at det ikke har været muligt at foretage kvantitative beregninger af samtlige samfundsøkonomiske gevinster. Nogle effekter er således udelukkende beskrevet kvalitativt, mens andre er beskrevet kvantitativt i fysiske termer, men uden at det har været muligt at kvantificere værdien.

De sektorøkonomiske konsekvenser af ændret miljøtilstand, samt implementering af indsatserne, har også vist sig svær at kvantificere i mange tilfælde. For den sektorøkonomiske analyse gælder det således også, at det i mange tilfælde udelukkende er muligt at beskrive de potentielle effekter kvalitativt.

Der anvendes så vidt muligt eksisterende data og forudsætninger anvendt i forbindelse med udarbejdelsen af Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e), til opgørelse af omkostninger og effekter. Der anvendes et landsgennemsnitligt overslag på effekterne med udgangspunkt i Eriksen et al. (2014). I henhold til kommissoriet for opgaven, skal lokale og regionale forskelle ikke inddrages i analysen og opgørelsen.

Projektet tager udgangspunkt i en gennemgang af den eksisterende litteratur, der opgør gevinsterne ved de tre virkemidler. I præsentationen af det eksisterende grundlag for at kvantificere og værdisætte effekterne diskuteres også fordele og ulemper ved forskellige metodiske tilgange til opgørelse af gevinsterne. Gevinster opgjort i monetære termer, vil kun blive inkluderet i analysen, hvor det fagligt set er velbegrundet; alternativt opgøres de kvalitativt eller kun i fysiske termer.

## 1.6 Rapportens opbygning

Rapporten er bygget op ved, at de tre virkemidler vådområder, lavbundsjord og vandløbsindsats gennemgås enkeltvis i kapitel 2- 4. For hvert af de tre virkemiddel gennemgås

- i) de naturbetingede og tekniske forudsætninger for virkemidlet, i det omfang det er relevant for opgørelsen af de samfunds- og sektorøkonomiske konsekvenser;
- ii) effekterne af vandløbsindsats, udtagning og vådområder i forhold til udvaskning af næringsstoffer og vandkvalitet, klima, klimasikring, arealanvendelse, rekreation, turisme, natur og biodiversitet, samt på hvordan ændringerne påvirker fiskebestande.

Herefter præsenteres i kapitel 5 et review af datagrundlaget for beregninger af de samfundsøkonomiske effekter for alle tre virkemidler.

I kapitel 6 beskrives, opgøres og diskuteres de samlede samfundsøkonomiske gevinster, og i kapitel 7 opgøres omkostningerne forbundet med indsatserne. Kapitel 8 præsenterer og diskuterer resultaterne af den samfundsøkonomiske

analyse. Kapitel 9 omhandler de sektorøkonomiske konsekvenser i form af effekterne for landbrug, fiskeri og turisme. Kapitlet indledes med en præsentation af pris- og opgørelsesforudsætninger og derefter følger af præsentation af resultater i tabeller og tekst.

De samlede konklusioner sammenfattes i kapitel 10.

## 2 Vandløbsindsatsen

Det primære sigte med implementering af den planlagte vandløbsindsats er en forbedring af forholdene i vandløb med henblik på at opfylde Vandrammedirektivets krav om god økologisk tilstand. Fiskebestandenes størrelse samt artssammensætning indgår som en indikator i forhold til økologisk tilstand, hvilket afspejler, at indsatsen forventes at have betydning for fiskebestandene i danske vandløb. Implementeringen af vådområder kan også potentielt påvirke forholdene for fiskebestandene i vandløbene.

### 2.1 Beskrivelse af forudsætninger

Et upåvirket vandløb har et varieret, naturligt plante- og dyreliv. Dvs. at der er

- Fri faunapassage
- Rent vand
- Naturlig vandføring, dvs. upåvirket af vandindvinding og udledning af overfladevand
- Naturlig variation i vandløbet

I Danmark er der stort set ingen naturlige spærringer i vandløbene, og derfor vandrer saltvandsfiskearter, som fx ål og havørred, naturligt op i de fleste vandløb, lige fra den store å til den lille bæk. Hvis vandløbene er relativt upåvirkede, kan der fx findes naturlige ørredbestande i vandløb der er så små, at de næsten tørrer ud om sommeren.

Hvis vandløbet ikke har den naturtilstand, man kunne forvente, dvs. at det naturlige dyre- og planteliv er forarmet i forhold til en upåvirket situation, skyldes det næsten altid menneskelig påvirkning.

Vandløbsindsatsen dækker over en lang række mere specifikke tiltag som sigter mod at forbedre tilstanden. Flere undersøgelser har påvist en klar fremgang for ørredbestandene i de danske vandløb i takt med, at miljøforholdene er blevet forbedrede (Nielsen, 1997; Bangsgaard et al., 2012; Rasmussen, 2012). Dette beskrives mere udførligt i nærværende kapitel.

Overordnet set, kan tiltagene under vandløbsindsatsen inddeles i fire hovedgrupper:

1. Mindre restaureringer
2. Større restaureringer
3. Åbning af rørlagte strækninger
4. Enhedsvirkemidler

De mere specifikke tiltag der er inkluderet i hver af de fire hovedgrupper, fremgår af tabel 1, hvor det planlagte omfang af de forskellige tiltag nationalt, såvel som opdelt på de fire vandområdedistrikter, også fremgår. Samlet set forventes vandløbsindsatsen, som tidligere nævnt, at omfatte implementering af tiltag i ca. 1.800 km vandløb på landsplan, mens det forventes at indsatsen vil medføre forbedringer i vandkvaliteten i omkring 3.700 km vandløb. Den forventede direkte effekt af vandløbsindsatsen, som er fokuseret på forbedring af de fysiske forhold i vandløbene, er således en forbedring i tilstanden i ca. 3.700 km vandløb.

Tabel 1 Planlagt omfang af indsats (jf. Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (for de fire vandområdedistrikter), Naturstyrelsen, 2014b,c,d,e)).

Virkemiddel	Enhed	Omfang - Jylland og Fyn	Omfang - Sjælland	Omfang - Bornholm	Omfang - Internationalt	Omfang - DK i alt
<b>Mindre restaureringer</b>						
2.6a Udlægning af groft materiale	Km	635	65	0	15	715
2.6b Udlægning af groft materiale + træplantning	Km	95	10	0	0	105
2.8 Hævning af vandløbsbunden	Km	75	1	0	0	76
2.15 Etablering af træer	Km	225	95	0	0	320
<b>Større restaureringer</b>						
2.4 Genslyngning	Km	155	25	0	10	190
2.5 Genslyngning i kombination med afværge-foranstaltninger	Km	1	1	0	0	2
2.7 Udskiftning af bundmateriale	Km	160	105	0	45	310
2.13 Etablering af mini-ådale med genslyngning	Km	10	5	0	0	15
2.14 Dobbeltprofil	Km	0,4	10	0	0	10,4
2.19 Restaurering af hele ådale	Km	30	0	0	0	30
<b>Åbning af rørlagte strækninger</b>						
2.9 Åbning af rørlagte strækninger A (med efterfølgende hævning af bunden og/eller genslyngning)	Km	15	2	0	0	17
2.10 Åbning af rørlagte strækninger B (uden efterfølgende hævning eller genslyngning men med små restaureringer)	Km	5	4	0	0,1	9
2.11 Åbning af rørlagte strækninger C (med efterfølgende etablering af miniådale med genslyngning)	Km	0,4	0,1	0	0	0,5
<b>Enhedsvirkemidler</b>						
2.12 Fjernelse af fysiske spærringer	Stk	211	12	2	3	228
2.18 Sandfang	Stk	158	106	0	0	264
19 Okkerrensning	Stk	42	0	0	1	43
Antal km vandløb i alt (NB: ekskl. enhedsvirkemidler)		1407	323	0	70	1800
Antal km vandløb, hvor kvaliteten forventes forbedret (jf. Vandområdeplanerne)		3040	640		85	3765

### 2.1.1 Vandkvaliteten i vandløb

Den naturlige udbredelse af planter, dyr og fisk i vandløbene er bl.a. afhængige af, at vandet ikke er forurennet. Hvis mængden af næringsstoffer, iltforbruget, den kemiske sammensætning af vandet etc. er væsentligt anderledes end det naturlige niveau, vil dette påvirke artssammensætningen.

Forureningens negative betydning for fiskebestandene i danske vandløb frem til 1960'erne er detaljeret gennemgået af den tidligere statsbiolog Knud Larsen (1987a,b,c), som beskrev de enkelte danske vandløb i en rapportserie "Havørredopgangen i danske vandløb 1900-1960". Man kan her konstatere, at de naturlige ørredbestande har været voldsomt reduceret pga. forureninger fra mejerier, landbrug m.m. Heldigvis er det nu om dage sjældent, at finde forurening i et omfang der giver akut fiskedød. Når sådanne tilfælde opstår, er der enten tale om uheld eller ulovlig udledning. Derfor er bestandene nu meget større end i 1960'erne (Rasmussen, 2012).

### 2.1.2 De fysiske forholds betydning

De fysiske forhold har meget stor betydning for, om de enkelte arter af planter, dyr og fisk kan trives. Det er bl.a. baggrunden for, at vandløbsloven fra 1982 indeholder bestemmelser, der kan sikre og genskabe de fysiske forhold i vandløbene, hvis de er forringede så meget, at vandløbene ikke længere kan have et naturligt dyre- og planteliv, herunder fisk (Madsen, 1995).

En særskilt beskrivelse af de fysiske forholds betydning for de danske arter af vandløbsfisk kan bl.a. findes i separate afsnit for de enkelte arter i Nielsen (1995) og Carl & Møller (2012). Der er bl.a. lavet en dansk undersøgelse af smerlingens krav til vandløbenes fysiske forhold, som viser, at vandplanterne er meget vigtige skjul for ynglen, mens de ældre smerlinger både findes i

vandplanter og ved andre skjul. Lignende forhold gør sig gældende for en del andre fiskearter.

De fleste undersøgelser af fiskenes miljøkrav i danske vandløb er lavet for ørred, der findes som bæk-, sø- og havørred og i alle landsdele. Bestandene er undersøgt siden 1930'erne, og man vidste allerede dengang, at de naturlige bestande af ørreder var afhængige af, at der er tilgængelige gyde- og yngel-opvækstområder i vandløbene (Rasmussen, 2012).

Gode ørredbestande er tegn på, at mange andre arter af planter og dyr trives, og ørreden er derfor særdeles velegnet som miljøindikator (Kristensen et al., 2014b; Naturstyrelsen, 2015b). Ørreden kræver, lige som en del rentvandskrævende smådyr stryg med naturligt varierede fysiske forhold.

### **2.1.3 Vedligeholdelse**

Det har i mange år været kendt, at dårlige fysiske forhold, pga. menneskelig påvirkning med regulering og vedligeholdelse af vandløb, ofte er årsagen til, at miljømålene ikke kan opfyldes. Et godt eksempel på dette er, at bestandene af ørreder blev flerdoblet, da Århus Amt indførte skånsom vedligeholdelse af vandløb, der resulterede i mere variation og skjul i vandløbene (Kaarup, 1998). Virkemidlet "ændret vedligeholdelse" anvendes imidlertid ikke i Udkast til Vandområdeplaner 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) som konsekvens af regeringens indgåelse af aftale om Vækstplan for Fødevarer d. 2. april 2014 (Naturstyrelsen, 2015a). Derfor er "ændret vedligeholdelse" ikke omtalt yderligere i dette notat.

#### **Restaureringsmetoder og effekter, herunder udlægning af gydegrus**

En rapport om effekten af vandløbsrestaurering giver en samlet oversigt over den naturlige produktion af ørredyngel fra gydning før og efter udlægning af gydegrus på 71 lokaliteter landet over i perioden 1986-2009. Her blev yngeltætheden gennemsnitligt næsten tredoblet (Mortensen et al., 2011). Det er værd at bemærke, at nogle af projekterne blev udført på et tidspunkt, hvor erfaringerne med udlægning af gydegrus var begrænsede, og at projekterne i dag ofte tager større hensyn til ørredernes miljøkrav og muligheden for at genetablere naturlige stryg i vandløb. Bl.a. er en del gydebanker gennem tiden blevet anlagt som ret små gydebanker, hvor gydegruset nemt flytter sig med tiden, så gydebankerne forsvinder. Det var også tilfældet med nogle af de 71 undersøgte lokaliteter. Derfor kan det forventes, at forbedringerne i ørredbestandene efter restaurering vil være endnu større ved fremtidige projekter, hvis restaureringerne laves på en hensigtsmæssig måde (Nielsen & Sivebæk, 2013, 2015).

### **2.1.4 Fjernelse af rørlægninger**

Fisk og smådyr kan have vanskeligt ved at passere opstrøms i vandløbet gennem rørlagte strækninger, enten pga. styrt, lav vanddybde eller for hurtig vandstrøm. Fisk, som ørreder, flytter sig meget i forbindelse med gydningen, og derfor kan de hurtigt genindvandre til egnede strækninger opstrøms tidligere rørlægninger. Hvis det er nødvendigt at bevare rørlægningen, f.eks. i forbindelse med relativt korte strækninger under vejdamninger, vil det ofte være nødvendigt at skabe passage ved en hævning af vandstanden i røret, så opstrømspasserende fauna kan svømme gennem røret.



### 2.1.5 Opstemninger

Det er almindeligt anerkendt, at opstemningsanlæg i vandløb spærrer for fiskenes og faunaens op- og nedstrømsvandring. Desuden medfører opstemningerne ofte andre ændringer af de naturlige forhold i vandløbet, som fx reduceret vandføring pga. bortledning af vand fra vandløbet til engvanding eller dambrugsdrift, samt ændring af vandstanden og vandhastigheden opstrøms opstemningen.

Et vandløb, som er påvirket af en opstemning, giver forringede muligheder for op- og nedstrømsfaunapassage i vandløbet. Opstemningen er ofte en total-spærring for opstrømstrækkende fisk og kan medføre tab af en stor del af de nedstrømstrækkende fisk. Desuden er der unaturligt dybt vand med langsom vandhastighed i opstuvningszonen, som kan være flere km lang i større vandløb. Her er der unaturlige bundforhold uden stryg og gydemuligheder. Dette medfører stærkt forringede forhold for dyre- og plantelivet, herunder fisk.

Af hensyn til at opnå god økologisk tilstand i vandløbene, er der, for at skabe kontinuitet i vandløbene, krav i Vandplanerne 2009-2015 og i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) om at "fjerne spærringer", så faunaen kan passere frit rundt i vandløbene. En fjernelse af et opstemningsanlæg med genskabelse af det "naturlige" vandløb vil samtidig sikre, at de naturlige livsbetingelser for dyr og planter genskabes.

Der er dog åbnet mulighed for, at opstemningsanlæg kan bevares, fx af hensyn til at sikre kulturhistoriske interesser. I disse tilfælde fjernes opstemningsanlægget ikke, selv om projektet benævnes "fjernelse af spærring". Kommunerne kan søge tilskud til at etablere stryg med et fald på op til 10 promille (Miljøministeriet, 2015). Bestemmelsen gælder i alle vandløb, dvs. både i små vandløb, hvor faldet naturligt kan overstige 10 promille, og i de større vandløb, hvor det naturlige fald højst er på 1-3 promille.

Der er en del eksempler på, at en "fjernelse af en spærring" sker ved at anlægge nye vandløb med unaturligt stejlt fald, såkaldte "omløbsstryg", ved en bevaret opstemning med det formål, at fiskene og den øvrige fauna skal bruge dem som "omfartsvej" på deres vandring op og ned i vandløbene. Man skal imidlertid være opmærksom på, at naturen ikke får det fulde udbytte af at "fjerne" en spærring, idet det nye vandløb normalt er anlagt med et "unaturligt" forløb og fald, uden gydestryg. Man kan dog ofte etablere gydebanker på delstrækninger med et lavere fald (Nielsen & Sivebæk, 2015)

En opstemning påvirker miljøforholdene i et vandløb på mange måder. En stor del af rentvandskrævende arter af smådyr og fisk er afhængige af stryg med hurtigstrømmende og iltrigt vand samt varierede bundforhold. F.eks. kan laksefiskene, lampretterne og mange af de rentvandskrævende smådyr kun formere sig på strygene, og mange arter kan kun leve dér. Gydende ørreder og mange andre laksefisk, som fx laks, kræver hurtigstrømmende vand og grusbund, og den nyklækkede ørredyngel kræver store områder med lavt vand under 20-30 cm langs bredderne, også i store vandløb.

De stryg der i biologisk sammenhæng er, eller har været, mest værdifulde, er ofte ødelagt af opstemninger. Det skyldes, at opstemningerne normalt er anlagt på de vandløbsstrækninger, som har et stort naturligt fald. Opstuvningszonerne opstrøms opstemningerne kan være flere kilometer lange i de store vandløb og forårsage, at vandhastigheden falder og vanddybden øges (Aarestrup et al., 2006a,b).

Hvis der er lavvandede søer opstrøms opstemningen, fx en vandkraftsø eller et vådområde, kan en øget vandtemperatur i søen og udskylning af alger fra søen ligeledes påvirke vandløbet nedstrøms væsentligt med øget vandtemperatur, forringet vandkvalitet, nedsat iltindhold m.m. Det forringer livsbetingelserne for dyr, planter og fisk nedstrøms søerne og kan medføre, at de naturligt forekommende vandplanter forsvinder pga. mere uklart vand, samt at livet af smådyr og fisk ændres pga. øget algeindhold, nedsat iltindhold etc.

Opstemningsanlæg kan medføre tab af vandrefisk. Anlæggene er normalt anlagt med det formål at lede vand væk fra vandløbet, så det kan udnyttes til produktion i forbindelse med mølledrift, dambrug eller vandkraft.

En særlig problemstilling, set i relation til vandrefisk, er, at deres muligheder for nedstrømspassage ofte er stærkt forringede ved opstemninger, selv hvis der etableres omløbsstryg. Det skyldes primært, at fiskene har svært ved at finde gennem opstuvningszonen, herunder i vandkraftsøer m.m., hvor de forsinkes og er i stor risiko for at blive ædt af rovfisk og fugle (Aarestrup et al., 2006a,b,c). Desuden løber der ofte kun en del af åens vandføring i "faunapassagen", så fiskene ofte "lokkes" den forkerte vej med det vand, der løber forbi/uden om faunapassagen. Undersøgelser over muligheden for opstrømspassage ved opstemninger og andre menneskeskabte spærringer, har entydigt vist at

- der er store passageproblemer for fiskene og den øvrige fauna, også for nedstrømstrækkende ørred- og laksesmolt, blankål etc.
- passageforholdene som hovedregel er så dårlige, at der ikke opnås kontinuitet i vandløbene. Her kan bemærkes, at Naturstyrelsen bl.a. som hovedregel har udpeget fisketrapper som faunaspærringer.

Derfor er der nu krav om fjernelse af spærringer i de vedtagne vandplaner 2009-2015, og i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e). Der er givet en mere detaljeret fiskeribiologisk vurdering af effekterne af ændret vandløbsindsats i Nielsen & Koed (2016), hvor der også præsenteres eksempler.

### 3 Vådområder

Overordnet set, er der to typer kvælstofvådområder: Traditionelle vådområder og minivådområder. Minivådområder dækker et mindre areal og konstrueres med henblik på reduktion af kvælstofudledningen. Minivådområder er nævnt i projektbeskrivelsen for nærværende projekt, men virkemidlet er imidlertid ikke nævnt i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) og der er derfor ikke bud på i hvilket omfang virkemidlet forventes implementeret. Derfor er minivådområder ikke inddraget i analysen.

I Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) er det planlagte omfang af vådområder specificeret som vist i tabel 2. Der arbejdes i vandområdeplanerne med en opdeling af vådområder i forhold til formålet med implementering af virkemidlet, dvs. reduktion af hhv. fosfor- og kvælstofudledning. Da fokus i nærværende projekt er afgrænset til virkemidler, der bidrager til reduktion af kvælstoftilførslen til kystvande, samt tiltag der forbedrer de fysiske forhold i vandløb, vil fosforvådområderne ikke blive behandlet yderligere.

Tabel 2 Planlagt omfang af vådområder (jf. Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen, 2014b,c,d,e)).

Virkemiddel	Fyn/Jylland	Sjælland	Bornholm	Internationalt	Nationalt
Vådområder- kvælstof	Ca. 8.700 ha	Ca. 100 ha	-	Ca. 50 ha	Ca. 8.850 ha
Vådområder – fosfor (under søindsats)	Ca. 800 ha	Ca. 200 ha	-	-	Ca. 1.000 ha

Som det fremgår af tabel 2, er langt den største del af indsatsen planlagt til at ske i Vandområdedistrikt Jylland og Fyn.

Den direkte effekt af vådområder i form af reduktionen af kvælstofudledningen til kystvande afhænger af en række faktorer. Kvælstoffjernelse i vådområder kan således, iht. Eriksen et al. (2014), variere betydeligt mellem lokaliteter afhængig af omfanget af kvælstoftilførslerne til vådområdet, år-til-år variationer og på grund af hydrologiske forhold. Tilførsels størrelse har betydning, da større kvælstoftilførsel også – i hvert fald generelt - vil medføre større kvælstoffjernelse.

Vådområder kan inddeles i tre hovedgrupper på baggrund af hydrologiske karakteristika:

- arealer der overrisles med dræn- og/eller grøftevand
- arealer der gennemstrømmes af grundvand
- arealer der oversvømmes af vandløbsvand

Mange vådområder vil være en kombination af disse hovedgrupper, og grupperingen har, iht. Eriksen et al. (2014), betydning for den forventede størrelse af kvælstoffjernelsen (effekten).

Effekten af vådområder vil i høj grad afhænge af, hvilken type vådområde der er tale om, og vådområdets placering. I og med at den konkrete placering først fastlægges i forbindelse med udmøntningen af indsatsen, er det ikke muligt at lave en differentieret analyse som tager højde for den mere præcise placering og type af vådområder. Der arbejdes derfor med gennemsnitstal på tværs af vådområdetyper.

Den direkte effekt af den planlagte vådområdeindsats forventes at være en samlet reduktion af kvælstoftilførslen til kystvandene på 1.150 tons årligt<sup>3</sup>.

Vådområder er ikke kun interessante ift. effekten på kvælstof, men også i forhold til den effekt som vådområderne har på vandløbene og deres fiskebestande. Effekten kan være positiv, negativ eller neutral. Til brug for analysen af disse effekter, kan vådområderne inddeles efter deres placering i landskabet, og hvor meget af vandløbsvandet, der ledes ind i vådområdet. Her skelnes der mellem:

1. Ådalsprojekter, inkl. genslyngning
2. Indskudte søer, anlagt direkte i vandløb
3. Vådområder anlagt som sø ved siden af vandløb med indtag af en delvandmængde.

Denne typologisering af vådområder og effekterne for vandløbenes fiskebestande belyses mere grundigt i afsnit 5.7.7, herunder effekten på de fisk, som fx havørred og laks, der gyder i vandløb men lever en stor del af livet i havet.

<sup>3</sup> Med reference til det planlagte omfang af indsatsen på 8.850 ha i Udkast til Vandområdeplanerne fra 2014, svarer det til en gennemsnitlig reduktion i kvælstoftilførslen på 130 kg N/ha. I Eriksen et al. (2014), er den kvælstof-reducerende effekt af vådområder angivet til hhv. 120 kg N/ha/år for sandjordsoplande og 190 kg N/ha/år for lerjordsoplande. Bemærk at i Eriksen et al. (2014) er der ikke indregnet en overfladevandsretention.

## 4 Udtagning af lavbundsarealer

Udtagning af lavbundsarealer sker i regi af Lavbundsordningen under Landdistriktsprogrammet. Lavbundsordningen er en tilskudsordning til udtagning af lavbundsjord, med det formål at reducere landbrugets udledning af drivhusgasser og genskabe eller forbedre natur. Udtagningen er målrettet landbrugsjord på kulstofrige lavbundsjord, de såkaldte organogene jord med mindst 12 % organisk kulstof.

Ifølge Udkast til Vandområdeplan 2015-21 (Naturstyrelsen, 2014b,c,d,e), forventes der på nationalt plan en samlet udtagning af 5.400 ha lavbundsjord. Den planlagte indsats er ikke fordelt ud på Vandområdedistrikterne, og den geografiske placering af tiltaget kendes derfor ikke. Der ydes tilskud til udtagningen under Lavbundsordningen, hvor tilskudsperioden er forlænget til 2021 som følge af vandområdeplanerne.

Den direkte effekt af udtagning er, som for vådområder, en reduktion i kvælstoftilførslen til kystvandene. For landbrugsarealer, der udtages af landbrugsproduktion, vil den årlige udvaskning af kvælstof således reduceres i forhold til arealer i omdrift. Størrelsen af denne reduktion afhænger bl.a. af, hvor meget husdyrgødning arealet har fået, inden det tages ud af produktion, størrelsen af perkolation (nedsivning til grundvand) og grundvandsstand. Projekterne gennemføres som aktive lavbundsprojekter (arealer vådgøres), jf. Bekendtgørelse om kriterier m.v. for naturprojekter på kulstofrige lavbundsjord og tilhørende vejledning. Effekten af ordningen er således ikke alene afhæng af udvaskningen som følge af hidtidig produktion.

Udtagne arealer plejes med græsning eller slæt for ikke at vokse til i krat, og afgræsses arealerne, vil udvaskningen være noget højere, end for arealer der ikke afgræsses.

I Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) er det samlede nationale omfang af udtagning, som nævnt ovenfor, angivet til 5.400 ha, og den forventede reduktion i udledningen af kvælstof til kystvandene er angivet til 150 tons. Dette svarer til en forventet gennemsnitlig reduktion i kvælstofudledningen på knap 28 kg N/ha/år, når udledningen måles til havet, dvs. inkl. retention.

## 5 Beregning af effekter af vådområder, udtagning og vandløbsindsatsen

I dette kapitel beskrives vidensgrundlaget vedrørende de fysiske effekter af de tre virkemidler. Kapitlet har til formål at klarlægge, i hvilken udstrækning grundlaget for at gennemføre samfunds- og sektorøkonomiske analyser er til stede. Kapitlet er inddelt efter de i kapitel 1 nævnte effekter:

- Udledning af kvælstof, der har en effekt på vandkvaliteten
- Arealanvendelse
- Fiskebestande
- Emissioner af drivhusgasser
- Klimasikring/klimatilpasning
- Natur/biodiversitet
- Rekreation
- Turisme

### 5.1 Effekt på udledning af næringsstoffer

Vandområdeplanerne fastsætter indsatsbehov i form af reduktion i kvælstofudledningen til kystvande og fjorde for at opnå god økologisk tilstand. Der er beskrevet indsatsbehov i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen, 2014b,c,d,e).

#### 5.1.1 Vådområders effekt på udledning af næringsstoffer

Den samlede forventede reduktion i N-udledningen til havet, som følge af vådområdeindsatsen, er opgjort til 1.150 tons i forbindelse med udarbejdelsen af Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e).

#### 5.1.2 Udtagnings effekt på udledning af næringsstoffer

Ligesom for vådområder, vil udtagning af 5.400 ha landbrugsjord påvirke vandkvaliteten gennem reduktioner i kvælstoftilførslen. Mere specifikt, så estimeres det i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e), at den årlige reduktion i udledningen af kvælstof til kystvandene, som følge af udtagningsindsatsen, vil være på 150 tons N. Denne reduktions-effekt er beregnet af Miljø- og Fødevarerministeriet.

#### 5.1.3 Vandløbsindsatsens effekt på udledning af næringsstoffer

Vandløbsindsatsen indebærer ikke reduktioner i kvælstof- og fosfortilførslerne til det resterende vandmiljø.

### 5.2 Effekter på arealanvendelse

Nedenfor beskrives effekterne af de tre indsatsen vådområder, udtagning og vandløbsindsatsen i forhold til evt. ændringer i arealanvendelsen i de områder hvor tiltaget implementeres. Ved omfattende udtagning og etablering af vådområder, kan der potentielt også ske en reduktion i husdyrholdet, hvilket vil afføde ændringer i forhold til foderproduktionen. I nærværende studie antages det dog, at husdyrproduktionen ikke påvirkes af indsatsen

### **5.2.1 Vådområdets effekt på arealanvendelsen**

Det areal der omdannes til vådområde, fjernes fra hidtidig anvendelse. Det antages, at området tidligere var landbrugsjord i omdrift. Med udgangspunkt i det planlagte omfang af vådområdeindsatsen i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e), betyder det derfor, at der skal tages 8.500 ha ud af omdrift i forbindelse med etableringen af vådområder.

Forudsætningerne for nærværende rapport er, at placeringen af vådområderne indenfor oplandene ikke er kendt, og der er derfor ikke viden om hvilke marker og afgrøder der kommer til at omlægges til vådområder. Der anlægges en gennemsnitligt betragtning om, at der udtages arealer til vådområder der svarer til gennemsnittet i landet, ud fra de forudsætninger om sædskifter som er beskrevet i Eriksen et al. (2014).

### **5.2.2 Effekt på arealanvendelse af udtagning af lavbundsarealer**

Arealanvendelsen vil blive påvirket på alle de 5.400 ha der på nationalt plan, forventes udtaget af omdrift. Idet placeringen af de udtagne arealer ikke kendes, vil der, som for vådområder, anlægges en gennemsnitligt betragtning om, at der udtages arealer, der svarer til gennemsnittet i landet, ud fra de forudsætninger om sædskifter, som er beskrevet i Eriksen et al. (2014).

### **5.2.3 Effekt på arealanvendelse af vandløbsindsatsen**

Fjernelse af spærringer i vandløb har en potentiel positiv effekt på arealanvendelsen omkring vandløbene, idet sænkning af vandstanden i vandløbene kan øge dyrknings sikkerheden på de vandløbsnære arealer. Omvendt kan eksempelvis genslyngninger bevirke fx hævnning af vandstanden og oversvømmelser, og dermed lede til en reduktion i landbrugsarealet, eller en ekstensivering af driften. Sandfang kan have en positiv effekt, idet de reducerer behovet for oprensning, hvilket reducerer eventuelle påvirkninger af landbrugsarealer i forbindelse med vandløbsvedligeholdelse. Endelig kan åbning af rørlagte strækninger have en effekt i forhold til arealanvendelsen, idet tiltaget kan nødvendiggøre en mindre inddragelse af landbrugsareal, samt bevirke en forringelse af arronderingsforholdene. Samlet set vurderes de potentielle effekter imidlertid at være af begrænset omfang, og da vi ikke kender den konkrete placering af virkemidlerne, er der i den videre analyse ikke grundlag for at beregne effekterne og der ses derfor bort fra disse effekter.

## **5.3 Effekter på emissionen af drivhusgasser**

Nedenfor beskrives effekterne af de tre indsatser i forhold til emissionen af drivhusgasser, og hvor det er muligt, vil den også blive kvantificeret.

### **5.3.1 Effekt af vådområder på emission af drivhusgasser**

Kulstof nedbrydes meget langsomt i permanent våde arealer med iltfattige forhold i jorden. Kulstoffet ophobes, og dermed mindskes udslippene af kuldiioxid (CO<sub>2</sub>). På mineraljord vurderes etableringen af vådområder at medføre en årlig reduktion i lattergasudledningen svarende til 0,26-0,41 ton CO<sub>2</sub>-ækv/ha for hhv. sand- og lerjord; på organiske jorde er den årlige nettoreduktion i drivhusgasudledningen beregnet til 31 tons CO<sub>2</sub>-ækv/ha. (Eriksen et al., 2014). Størrelsen af den samlede reduktion i drivhusgasudledningen, som følge af etableringen af vådområder, vil således være meget afhængig af, om vådområderne etableres på mineralske eller organiske jorde.

Den præcise placering af den planlagte vådområdeindsats kendes endnu ikke, men på baggrund af tidligere opgørelser vurderes det, at omkring 1/3 af indsatsen kommer til at ske på organiske jorde (Pers. Meddelelse, Henrik Leth Jørgensen, Naturstyrelsen, 2016). Samlet set antages det således i de videre beregninger, at de berørte arealer udgøres af 2.950 ha organiske jorde, og at de resterende 5.900 ha udgøres af mineralske jorde. For de mineralske jorde effekten i forhold til drivhusgasudledningen afhængig af, om der er tale om ler- eller sandjorde; forskellen er imidlertid begrænset. Idet det ikke vides, hvordan indsatsen er fordelt over de to jordtyper, antages det at indsatsen er ligeligt fordelt over de to jordtyper. Med udgangspunkt i de ovenfor beskrevne antagelser, kan den samlede forventede reduktion i drivhusgasudledningen, som følge af den planlagte vådområdeindsats, beregnes til ca. 93.400 tons CO<sub>2</sub>-ækv/ha/år. Det bemærkes, at resultatet i høj grad er afhængig af antagelserne omkring fordelingen over jordtyper. Selv relativt små ændringer i fordelingen af vådområdeindsatsen på hhv. organiske og mineralske jorde, kan således ændre resultatet betydeligt.

### 5.3.2 Effekt af udtagning af lavbundsarealer på emission af drivhusgasser

Klimaeffekten af udtagning på lavbund varierer ligesom for vådområder af jordtype (Eriksen et al., 2014). For mineralske jorde, er den samlede reduktion i udledningen af klimagasser, som følge af udtagning, estimeret til i gennemsnit ca. 1,7 tons CO<sub>2</sub>-ækv/ha/år; dette tal er et gennemsnit over sand- og lerjorde. For organiske jorde, er reduktionen betydeligt større; den faktiske størrelse af reduktionen afhænger imidlertid af den tidligere arealanvendelse, mere specifikt, om det har været i omdrift eller udlagt til vedvarende græs. Det har desuden betydning, om der er tale om aktiv eller passiv udtagning<sup>4</sup>. For passiv udtagning, varierer den estimerede reduktionen i drivhusgasudledningen fra 1(vedvarende græs) til 15(omdrift) tons CO<sub>2</sub>-ækv/ha, hvorimod den for aktiv udtagning varierer mellem 27(vedvarende græs) og 41(omdrift) tons CO<sub>2</sub>-ækv/ha.

Den geografiske placering af udtagningsindsatsen kendes ikke på nuværende tidspunkt, men det antages i nærværende analyse, at 75 % vil finde sted på organiske jorde og 25 % på mineralske jorde. Antagelsen er baseret på kravene specificeret under lavbundsordningen, som er målrettet jorde med mindst 12 % kulstofindhold (organiske), men som tillader, at op til 25 % af udtagningen må ligge på jorde med lavere kulstofindhold (dvs. mineralske jorde) (NaturErhvervstyrelsen, 2015). I forhold til typen af udtagning, antages det, at der for alle 5.400 ha er tale om aktiv udtagning; denne antagelse er ligeledes baseret på udmøntningen af den aktuelle lavbundsindsats (NaturErhvervstyrelsen, 2015). Udtagningsordningen er målrettet landbrugsarealer, og et af kriterierne der skal opfyldes er, at der sker en ekstensivering af driften på de berørte arealer (NaturErhvervstyrelsen, 2015), og derfor antages det i nærværende analyse, at hele indsatsen placeres på omdriftsarealer. Med udgangspunkt i ovenstående antagelser, kan den samlede reduktion i drivhusgasudledningen, som følge af den planlagte udtagningsindsats, beregnes til ca. 168.300 tons CO<sub>2</sub>-ækv/år. Det bemærkes, at resultatet er meget følsomt overfor ændringer i antagelsen om indsatsens fordeling over hhv. organiske og mineralske jorde.

<sup>4</sup> Aktiv udtagning indebærer implementering af tiltag til fremme af områdets naturlige hydrologi. Passiv udtagning referer til udtagning/ekstensivering, herunder ophør med jordbearbejdning, gødsning og sprøjtning, men omfatter ikke lukning af dræn mv. Se evt. Gyldenkerne & Greve (2015).



Hvis der skal foretages mere detaljerede og regionaliserede beregninger af klimaeffekterne så er lavbundsjordene kortlagt i kortgrundlaget "Tørv2010", hvor arealerne klassificeres i tre arealklasser: mindst 12 % organisk kulstof (OC), jorder med 6-12 % OC og mineraljorder med mindre end 6 % OC. For mere geografisk specifikke analyser, kan der estimeres værdier for udslip og optag af kulstof for forskellige arealanvendelser og arealklasser før og efter udtagning (Nielsen et al., 2012). Kortlægning af kulstofindholdet i jord er udført indenfor projektet SINKS (Levin et al., 2014).

### **5.3.3 Effekt af vandløbsindsats på emission af drivhusgasser**

Ifølge Naturstyrelsen (2014f), forventes ingen af de tiltag der er inkluderet under vandløbsindsatsen, at have nogen væsentlig effekt i forhold til udledningen af klimagasser.

## **5.4 Effekt på klimasikring og -tilpasning**

Nedenfor er de potentielle effekter af de tre indsats i forhold til klimasikring og -tilpasning beskrevet, og mulighederne for at kvantificerer effekterne diskuteret.

### **5.4.1 Effekt af vådområder på klimasikring/tilpasning**

Vådområder kan etableres, så de kan opmagasinere og forsinke større vandmængder i maksimumsituationer, og virkemidlet vurderes at have potentiel positiv effekt i forhold til klimatilpasning, særligt i forbindelse med skybrud om sommeren, men også i forbindelse med koblet regn<sup>5</sup> (Skovgaard et al., 2014).

Der er bygget avancerede simuleringsmodeller, som kan anvendes til at vise den rumlige udbredelse af oversvømmelser (omfang og lokalisering) (Henriksen et al., 2003, 2012; Refsgaard et al., 2011), men det er en udfordring at præcisere det konkrete forhold mellem fx ændringer i arealanvendelse og de konkrete effekter på oversvømmelsesforekomst. Hyppigheder er endnu sværere at estimere. Modeller kan indregne de effekter som forskellige arealanvendelser, fx vådområder i ådalene, har på risikoen for oversvømmelser i de byer, som åerne løber igennem (Højbjerg et al., 2012).

Vådområder kan potentielt også have negative effekter i forhold til klimatilpasning: Vådområder kan således påvirke afvandingstilstanden og risikoen for oversvømmelser negativt i områder placeret opstrøms vådområdet. Klimatilpasningseffekten af vådområdeetablering er således afhængig af vådområdets placering og design. Kvantificering af effekten af den planlagte vådområde indsats kræver derfor viden om vådområdernes placering, samt hvor meget de er vandfyldte. I nærværende analyse, hvor vådområdernes placering ikke kendes, vil klimatilpasningseffekten derfor ikke kunne kvantificeres.

### **5.4.2 Effekt af udtagning af lavbundsarealer på klimasikring/tilpasning**

Umiddelbart forventes den ændrede arealanvendelse – dvs. udtagning af arealer indenfor omdrift – ikke at medføre en klimatilpasningseffekt, selvom arealanvendelsen påvirker afstrømningen af vand fra markerne. Da der er tale om aktiv udtagning, hvor dræn sløjfes og arealet dermed vådlægges, kan der imidlertid tænkes at være en potentiel positiv effekt ligesom for vådområder.

<sup>5</sup> Koblet regn referer til situationer, hvor kraftige regnskyl over en periode, forekommer så tæt på hinanden, at vandet ikke når at sive og løbe væk mellem regnskyl, se evt. Skovgaard et al. (2014:12).

Effekten må dog formodes at være mindre end for vådområder, og ligesom for vådområder, er det ikke muligt at kvantificere effekten på et generelt grundlag.

### 5.4.3 Effekt af vandløbsindsats på klimasikring/tilpasning

I Skovgaard et al. (2014) gennemgås potentielle effekter af tiltagene inkluderet i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 i forhold til klimatilpasning. Karakteristisk for mange af tiltagene er, at de, alt afhængig af konstruktion og placering, kan have enten positive eller negative effekter i forhold til tilpasningen til ændrede klimatiske forhold. De potentielle positive og negative effekter opstår i forbindelse med perioder med koblet regn og/eller skybrudshændelser, og de opstår som konsekvens af, at tiltagene kan medføre ændringer i faktorer, så fx vandspejlshøjde og magasinkapacitet, som begge spiller en væsentlig rolle i forhold til risikoen for oversvømmelse i områder - hhv. opstrøms- og nedstrøms projektområdet. Med udgangspunkt i eksisterende viden om, hvor der er risiko for negative effekter, bør der kunnet tages højde for dette i planlægningen af indsatserne, og det må derfor forventes, at den planlagte indsats som udgangspunkt ikke vil give anledning til negative side effekter i forhold til klimatilpasning. Hvorvidt implementeringen af de planlagte tiltag i praksis vil have positive effekter i forhold til klimatilpasning, afhænger i høj grad af, hvor tiltagene implementeres, eksempelvis beliggenhed i forhold til bebyggelse og infrastruktur.

Der er tre tiltag, hvor Skovgaard et al. (2014) konkluderer, at der er potentiale for positivt samspil med klimatilpasning:

- 1) Hævning af vandløbsbunden (uden genslyngning)
- 2) Genslyngning
- 3) Miniådale.

For lavtliggende kystnære landbrugsarealer, vurderes der desuden at være potentiale for positive klimatilpasningseffekter for tiltaget "Genslyngning i kombination med etablering af diger og pumpelag". For de resterende tiltag, vurderes de potentielle effekter at være meget små. Fælles for alle tiltagene er, at størrelsen af de potentielle effekter ikke umiddelbart lader sig kvantificere, og derfor kan effekterne udelukkende inddrages kvalitativt i analysen.

## 5.5 Effekt i forhold til natur og biodiversitet

Nedenfor beskrives de potentielle effekter af de tre indsatser i forhold til natur og biodiversitet. Biodiversiteten, eller den biologiske mangfoldighed, kan defineres som mangfoldigheden og variationen af gener, arter og økosystemer. Dette omfatter alle levende organismer, herunder planter, dyr, svampe og mikroorganismer fra såvel akvatiske som terrestriske økosystemer og både forvaltede og uforvaltede økosystemer.

Det skal anføres at landbrugsarealer der udtages til natur eller vådområder er næringsrige, og dette udgør en begrænsning for den effekt, udtagningen har for natur og biodiversitet. Et samarbejde mellem Københavns Universitet og Aarhus Universitet har i efteråret 2014 resulteret i et helt nyt biodiversitetskort (Ejrnæs et al., 2014) over levesteder og potentielle levesteder for arter, der er truede og sjældne i Danmark (rødlistede arter). Kortet kan anvendes til at få overblik over den rumlige variation i biodiversiteten på forskellige skalaer og til at prioritere indsatsen (Termansen et al., 2015).

Kortet viser de vigtigste naturområder for biodiversiteten på national og lokal skala, og er derfor et grundlag for at kvantificere biodiversitetseffekter af de ændringer, som virkemidlerne kan medføre. Kortet bygger på data for den nationale udbredelse af 537 truede arter i 633 kvadrater på 10x10 km, hvor forskellige overordnede landsdækkende netværk af naturområder er udpeget på baggrund af en målsætning om at repræsentere flest mulige truede arter, flest mulige steder, inden for forskellige scenarier for det samlede beskyttede naturareal. Denne prioritering er foretaget på baggrund af hvilke forskellige arter, der eksisterer på de forskellige naturarealer.

### **5.5.1 Effekt af vådområder på natur og biodiversitet**

Effekten på natur og biodiversitet i selve vådområdet afhænger særligt af hydrologi og indholdet af kalk og næringssalte i jorden og i det oversvømmende vand (Eriksen et al., 2014). For tidligere omdriftsarealer, vil der på kort sigt formentlig ikke opstå specielt værdifuld natur, idet der kun vil være få og almindelige arter. Forudsat at næringsstofferne udvaskes eller fjernes i forbindelse med fjernelse af biomasse, samt at der er mulighed for spredning af nye arter, vil der på længere sigt kunne opstå en mere naturlig naturtilstand. En forudsætning for etableringen af lysåben natur er, at der foretages græsning eller slæt. Hvis arealet overgår til fri succession, vil der evt. opstå pilekrat som kan fungere som levested for småfugle og svampearter. Etablering af sumpskov med el og ask kan også være en mulighed nogle steder; sandsynligt vil disse kunne fungere som et aktiv i forvaltningen af biodiversitet. Etablering af vådområder kan også give anledning til negative effekter i forhold til natur og biodiversitet, eksempelvis hvis det bevirker at næringsfattige naturtyper, så som fx rigkær, tilføres næringsrigt vand, eller hvis det bevirker svingende vandstand i sårbare naturtyper (Naturstyrelsen, 2014f). Som beskrevet i afsnit 5.7.7, kan etablering af vådområder have positive eller negative konsekvenser på vandkvaliteten i vandløbet nedstrøms vådområdet, bestandene af vandrefisk m.m., afhængigt af typen af vådområde (Nielsen & Koed, 2016).

Etableringen af vådområderne vil også kunne have en positiv effekt på naturen/biodiversiteten i kystvandene, idet reduktionen i næringsstoffer vil påvirke vilkårene for flora og fauna i kystvandene. Mængden af alger vil mindskes, vandet vil blive klarere, lysforholdene vil blive forbedret og risikoen for iltvind vil mindskes (Naturstyrelsen, 2014f).

Effekterne i forhold til natur og biodiversitet er lokalitetsspecifikke. På sigt vil det formentlig være muligt at opnå en positiv effekt i forhold til natur og biodiversitet de fleste steder, men effekten vil variere fra sted til sted. Effekter i forhold til natur og biodiversitet kan derfor kun inddrages kvalitativt i analysen.

### **5.5.2 Effekt af udtagning af lavbundsarealer på natur og biodiversitet**

Iht. Eriksen et al. (2014), er permanent udtagning et af de mest effektive virkemidler til at sikre opbyggelsen af et højt naturindhold på lang sigt. Hvordan naturkvaliteten udvikler sig afhænger af jordbundsforhold, hydrologiske forhold på arealet, hvordan arealet plejes (græsning, slæt), frøspredning fra andre naturarealer mv. Størrelse og sammenhæng mellem det udtagne areal og andre naturområder kan også have betydning. Det har særlig stor betydning om biomassen fjernes efter slåning, idet fjernelsen af biomasse medvirker til at holde biotoperne lysåbne, samt sikrer at overskydende næringsstoffer fjernes fra arealet. Udtagning har gavnlige effekter på diversiteten af planter, leddyr, fugle og pattedyr, samt på diversiteten i jordbunden (Naturstyrelsen, 2014f).

DTU Aqua vurderer, at udtagning også har indirekte gavnlige effekter på livet i vandløbet, hvis udtagning medfører reduceret vedligeholdelse. Placeringen af udtagningen er vigtig på grund af disse forhold men også fordi udvalget af arter fra de omkringliggende arealer, der er i stand til at sprede sig til arealet, er væsentligt for det naturindhold der vil etablere sig på arealet. Næringsindholdet i jorden inden udtagning har også stor betydning for hvilken natur der vil etablere sig: Ved høje næringsstofniveauer, vil hurtigt voksende og store arter udkonkurrere små arter, og arealerne vil være mere artsfattige end hvis næringsindholdet er lavt.

Hvis placeringen af det udtagne areal er kendt, kan placeringen sammenholdes med det nationale biodiversitetskort (Ejrnæs et al., 2014), hvor en bioscore indikerer arealers betydning som levested for rødlistede arter. Placeringen kan også optimeres ved anvendelse af Biodiversitetskortet med henblik på at opnå større, sammenhængende naturområder (Termansen et al., 2016).

Baseret på ovenstående, må det således forventes, at udtagning har positive effekter i forhold til natur og biodiversitet i ådalen, herunder vandløbet; effekten vil imidlertid variere fra lokalitet til lokalitet, og det er derfor ikke muligt at kvantificere effekten generelt.

### **5.5.3 Effekt af vandløbsindsats på natur og biodiversitet**

I forhold til natur og biodiversitet vurderes tiltagene generelt at have en positiv effekt (Naturstyrelsen, 2014f). I forhold til omfanget af de forventede effekter af vandløbsindsatsen på fiskebestandene, refereres der til kapitel 2 samt afsnit 5.8

## **5.6 Effekter i forhold til rekreative forhold**

Termansen et al. (2015), Bjørner et al. (2014) og DØRS (2014) beskriver kortlægningen af rekreative arealer i Danmark, og hvordan disse er koblet med data for hvor folk bor samt data omkring befolkningens valg af rekreative mål. Hermed er der etableret et godt grundlag til at kunne vurdere de rekreative effekter i form af antal besøg, som følge af etablering af nye naturarealer, som fx udtagne arealer, vådområder og arealer langs vandløb.

DØRS (2014) viser, at næst efter skove, er strand og kyst de mest besøgte naturområder. Resultaterne viser også, at strand/kyst er besøgt på lige fod med åbne naturområder og byparker, og 25 % af befolkningen over 18 år besøgte strand/kyst, sidste gang de var i naturen. Studiet viser, at mange af strandområderne langs vestkysten besøges hyppigt. Værdisætningen præsenteres i kapitel 6.

Der findes også en vis viden om betydningen af lyst- og fritidsfiskeriets omfang, dvs. antal besøg og fisketure. Fødevareministeriet (2010) opgjorde at 17 % af alle danskere mellem 18 og 65 år (ca. 616.000 personer) var ude mindst én gang for at fiske i løbet af et år. Størstedelen af fiskeriet foretages af lystfiskere bosiddende i Danmark, og foregår primært ved kyst og til havs med henholdsvis 37 % og 19 % af det samlede lystfiskeri. Omkring 150.000 personer køber årligt statens lystfiskertegn og i 2011 var der 33.808 registrerede fritidsfiskere, som havde indløst et fritidsfiskertegn, dvs. fiskeri med garn, ruser og lignende (Friluftsrådet, 2013). Lystfisketurister fra udlandet repræsenterede omkring 3,1 mio. overnatninger i 2008 (VisitDenmark, 2012b), men disse besøg kan ikke udelukkende tilskrives fiskeri, da de fleste turister har flere formål med deres besøg.

Værdien af det rekreative fiskeri opgøres som del af effekten på fiskeri.

Nedenfor gennemgås de potentielle effekter for rekreation i forhold til de tre forskellige indsatser.

### **5.6.1 De rekreative potentialer ved vådområder**

De reducerede udledninger af næringsstoffer, som følge af både vådområder og udtagning, medfører forbedret vandkvalitet ved kysten. Effekten af vådområder i forhold til tilstanden i vandløb er imidlertid ikke entydig; afhængig af, hvordan vådområdet implementeres, kan effekten i forhold til levevilkårene for fisk således være enten positiv, negativ eller neutral (se afsnit 5.7.7). Etableringen af vådområder kan således indirekte have en effekt i forhold til rekreation, idet de kan påvirke mulighederne for at udøve rekreativt fiskeri i enten positiv eller negativ retning.

Vådområderne repræsenterer nye naturområder og kan dermed potentielt have rekreativ værdi. Vådområdets naturkarakteristika vil selvfølgelig have betydning for størrelsen af den potentielle rekreative effekt, men iht. Miljø og Fødevareministeriets Nøgletalskatalog (Miljøministeriet, 2014, med senere opdateringer (Miljø og Fødevareministeriet 2016)) og Bjørner et al. (2014) vil effekten på besøgsfrekvensen (og den heraf afledte værdi) i højere grad afhænge af områdets placering. Det har derfor større betydning for værdien af området, om der er få eller mange andre rekreative områder (substitutter) i nærheden, og om befolkningstætheden i nærområdet er høj eller lav. Størrelsen af området samt adgangsforholdene til området har også betydning. De beskrevne kommuneværdier i Nøgletalskataloget kan evt. anvendes til værdisætning, når beliggenheden er kendt.

### **5.6.2 De rekreative potentialer ved udtagning af lavbundsarealer**

Ligesom nyetablerede vådområder, repræsenterer udtagne områder også rekreative områder og det kan derfor forventes, at den planlagte udtagningssindsats vil have en effekt i forhold til rekreative forhold. Den rekreative effekt af et givent udtaget område vil dog, ligesom for vådområder, i høj grad være afhængig af områdets placering i forhold til adgang, befolkningstæthed, eksisterende rekreative områder og størrelsen af det udtagne areal. Den rekreative effekt må derfor forventes at variere betydeligt over områder. I Terman sen et al. (2016) analyseres og eksemplificeres hvordan udtagning af arealer kan placeres for bl.a. at opnå maksimal effekt for rekreation.

### **5.6.3 De rekreative potentialer ved vandløbsindsats**

Vandløbsindsatsen vil få positiv betydning for det rekreative fiskeri efter bl.a. havørred, hvilket præsenteres i afsnit 5.8. Vandløbsindsatsen kan endvidere medføre effekter i forhold til andre typer af rekreation, fx formodes genslynkede vandløb at repræsentere mere attraktive rekreative områder end udrettede vandløb. Fjernelsen af spærringer kan imidlertid potentielt have negativ effekt på de rekreative forhold, hvis det betyder, at væsentlige kulturarvsværdier (fx gamle mølledamme eller kraftværkssøer) mistes.

## **5.7 Effekter i forhold til turisme**

Den samlede planlagte vandmiljøindsats kan, *qua* reduktioner i udledning af næringsstoffer og deraf følgende forbedringer i vandkvaliteten, forbedrede fiskemuligheder samt øget udbud og kvalitet af rekreative områder, have positive effekter i forhold til turisme. Kystturismeomsætningen, målt i form af det

forbrug, som turisterne i Kystdanmark genererer, er i VisitDenmark (2014) opgjort til ca. 54 mia. kr. årligt, hvoraf 62 % kan tilskrives danske besøgende. Det største udenlandske marked er Tyskland, efterfulgt af Sverige og Norge. Overnatninger foregår især i feriehus og på campingpladser (76 %; Dansk Erhverv, 2013), dvs. tæt på naturen. Naturoplevelser ved strand, kyst og hav er den vigtigste begrundelse for valget af destination for de tyske turister, mens de norske og svenske turister mere går efter forskellige forlystelser (Dansk Erhverv, 2013). Rekreativt fiskeri er væsentligt for 35 % af de tyske kystturister og hollændere, men kun for 4 % af de svenske og norske turister (Dansk Erhverv, 2013)). Kystturismen er især koncentreret i Syd-, Vest- og Nordjylland, hvor over 60 % af de registrerede overnatninger finder sted. For lystsejllads, som er en væsentlig rekreativ aktivitet både for danske og udenlandske brugere af de danske kyster, er turismen især koncentreret omkring Fyn (CRT, 2012). Der fandtes i 2009 mere end 57.000 lystbåde i de danske havne, og Dansk Sejlunion vurderer, at over 250.000 danskere årligt er på vandet i lystbåde (Danboat, 2010). Der var i 2011 omkring 1,1 million registrerede overnatninger i de danske lystbådehavne (CRT, 2012). Danskere står for omkring halvdelen af overnatningerne i lystbådehavnene, tyskere står for omkring en tredjedel, og svenskere, hollændere og nordmænd står for størstedelen af de resterende overnatninger (Danmarks Statistik, 2016). Et finsk studie (Vesterinen et al., 2010) og et studie i hele Østersøen, inkl. Danmark (Ahtiainen et al., 2013) viser begge, at vandkvalitet har størst betydning for rekreative aktiviteter som svømning og fiskeri, mens den har mindre betydning for sejllads og lignende aktiviteter.

Betydningen af vandkvalitet, både isoleret set og relativt i forhold til andre faktorer af betydning for destinationsvalg, er imidlertid ikke kvantificeret under danske forhold. I de følgende afsnit præsenteres tilgængelig viden om effekterne af de tre virkemidler for turismen.

### **5.7.1 Effekt af vådområder for turisme**

Vådområdeindsatsen kan have en effekt i forhold til turisme gennem øget udbud af naturområder, samt indsatsens bidrag til forbedringer i vandkvalitet ved kysten. Derudover kan etableringen af vådområder have en effekt i forhold til turisme, qua ændringer i mulighederne for rekreativt fiskeri. Denne effekt kan enten være positiv, negativ eller neutral. Dette er uddybet i afsnit 5.7.7.

### **5.7.2 Effekt af udtagning af lavbundsarealer på turisme**

Med hensyn til de potentielle effekter af udtagning i forhold til turisme, så gør de samme forhold sig gældende som for vådområder. Det er således primært forbedringerne i vandkvalitet og fiskemuligheder, der kan have en potentiel effekt i forhold til turisme, samt ændringer i de rekreative muligheder.

### **5.7.3 Effekt af vandløbsindsats på turismen**

Den formodede potentielle effekt af vandløbsindsatsen i forhold til turisme vurderes primært relateret til de væsentligt forbedrede muligheder for rekreativt fiskeri efter bl.a. havørred, som indsatsen vil medføre. Denne er kvantificeret i afsnit 5.8.

### **5.7.4 Effekt på fiskebestande af turisme**

Her analyseres den viden vi har, om hvordan ændringer i kvælstofbelastningen ændrer vilkårene for fiskebestande. Denne viden er relevant ift. evalue-

ring af de sektor- og samfundsøkonomiske effekter af vådområder og udtagning på fiskeriet i kystområderne, herunder både rekreativt- og erhvervsfiskeri.

I de to følgende afsnit, er den eksisterende viden omkring de mulige sammenhænge mellem kvælstofudledning og fiskebestande ved kysten, samt vandløbsindsats og fiskebestande, beskrevet og sammenfattet. Detaljer vedrørende vandløbsindsatsen er beskrevet i kapitel 2, mens der i nærværende kapitel fokuseres på at sammenfatte mulighederne for at kvantificere de potentielle effekter som baggrund for samfunds- og sektorøkonomiske analyser.

### **5.7.5 Reducerede udledninger af næringsstoffer, vandkvalitet ved kysten og fiskebestande**

Vandkvaliteten i kystvandene påvirkes bl.a. af kvælstofudledningen og der er, som nævnt tidligere, formuleret indsatsbehov for at reducere kvælstofudledningen med henblik på at opnå god økologisk tilstand i kystområder og fjorde. I dette afsnit, er den eksisterende viden omkring de mulige sammenhænge mellem kvælstofudledning til kysten og fiskebestandene gennemgået, med henblik på at vurdere, om det er muligt, at bekræfte antagelsen om en positiv sammenhæng i reduktionen af kvælstofudledninger til kysten og fiskebestandene i kystvandene, på baggrund af eksisterende studier og data.

Vandløbsindsatsen, som implementeres med henblik på at forbedre tilstanden i vandløbene, gennemføres ikke med henblik på næringssaltfjernelse. Indsatsen forventes derfor ikke at have effekt i forhold til udledning af kvælstof til kystvandene. Som omtalt i afsnit 5.7.1 og i Nielsen & Koed (2016), kan denne effekt være negativ over for bestandene af havørred, hvis vådområderne medfører dødelighed for de ungfisk af havørred (smolt), der vandrer fra gydeområderne i vandløb til havet. Ca. 85 % af de danske havørreder bliver fanget langs kysterne, så en dødelighed på op til 90 % i et vådområde, der er anlagt som en sø direkte i et vandløb, kan have en væsentlig negativ indflydelse på fiskeriet langs kysterne.

Vedrørende tilførsel af næringsstoffer til kysten, viste en tidligere undersøgelse (Nielsen og Richardson, 1996) en positiv sammenhæng mellem øget primærproduktion, som resultat af eutrofiering, og et øget fiskeri i Kattegat i perioden fra 50'erne op til slutning af 90'erne. Nielsen og Richardson (1996) kunne dog **ikke** fastlægge sammenhængen mellem eutrofieringen og fiskebestandenes størrelse, bl.a. fordi der i den samme periode (1950-90'erne) skete en kraftig stigning i fiskeriindsatsen pga. udvikling af bedre redskaber og bedre afsætningsmuligheder. Desuden findes der ikke en simpel relation mellem den totale primære produktion og fiskeproduktion (Nielsen og Richardson, 1996).

Sammenhængen mellem eutrofiering og fiskebestandes udvikling forventes ikke at være en simpel lineær sammenhæng. Det skyldes bl.a. at fiskebestandenes udbredelse og udvikling er afhængig af mange faktorer, såsom temperatur, fødetilgængelighed, fiskeritrykket og prædationstryk, og disse faktorer kan ydermere indvirke på hinanden. Eutrofieringen kan påvirke fiskebestandene indirekte på forskellige vis. Fx kan øget næringsstofftilførsel, op til en vis grænse, påvirke primærproduktion positivt og resultere i øget produktion af såvel planktoniske samt bentiske organismer, som er byttedyr for mange fiskearter. En øget plante- og dyreplanktonproduktion kan udnyttes af planktonædende fisk, såsom pelagiske sild og brisling, som dermed forventes at få øget vækst eller biomasse. Dette blev også observeret af Nielsen og Richards-

on (1996). En øget produktion kan også øge mængden af organisk stof der synker til havbunden, med iltsvindshændelser til følge. Dette kan påvirke demersale fiskebestande i negativ retning, som også observeret af Nielsen og Richardson (1996).

For at undersøge tendenser i forholdet mellem kvælstofindhold i vandoverfladen og udviklingen af enkelte nøglefiskearter, sild, torsk og rødspætte, er der, som led i nærværende studie, gennemført en simpel regressionsanalyse baseret på tilgængelige data fra ICES fra perioden 1994-2014.

Denne periode (1994-2014) hvorfra der findes fiskedata, der er egnede til at indgå i en analyse mellem eutrofieringen og bestandsstørrelserne, er sammenfaldende med en periode med faldende kvælstofindhold, efter at kvælstoftilførslen toppede i slutning af 1980'erne. I slutningen af 1980'erne blev der konstateret et regimeskift, (dvs. en total ændring i den trofiske struktur) i Nordsøen og Østersøen, og i begyndelse af 1990'erne også i Øresund og Limfjorden, som konsekvens af eutrofieringen (Tomczak et al., 2013). Disse regime-skift ændrede den trofiske struktur, og fx i Limfjorden medførte det et signifikant fald i bestandene af demersale arter, som fx rødspætter og skrubber, mens det medførte en stigning i pelagiske arter, som fx sild.

Endvidere har interaktioner mellem næringsstofindhold og marin vegetation en betydning for hvorledes fiskebestande udvikler sig. Riemann et al. (2015) belyste det komplicerede forhold mellem næringsstofindhold og ålegræsudbredelsen, udtrykt igennem en forsinkelse i genetablering af ålegræsområder som respons på faldende næringsstofftilførsel. Udbredelse af ålegræsområder har indirekte betydning for fiskesamfundene, idet de udgør vigtige opvækstområder for mange fiskearter, herunder en kommerciel vigtig art som torsk (Stål et al., 2008).

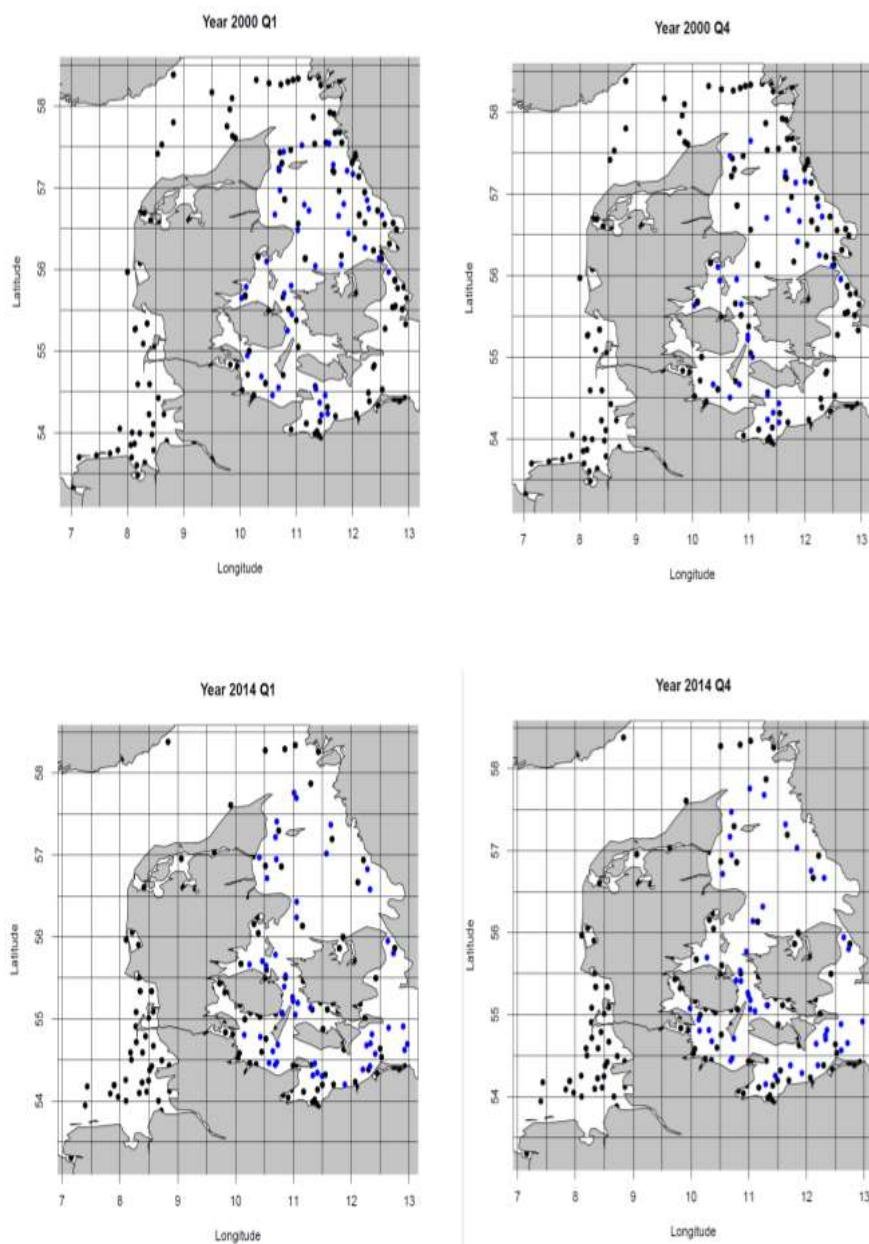
Med sådanne komplekse sammenhænge mellem næringsstofindholdet og fiskebestandene, er det vanskeligt at påvise direkte sammenhænge mellem disse indenfor rammerne af dette projekt.

For at undersøge forholdet mellem overflade kvælstofindhold og tendenser i udviklingen af enkelte nøglefiskearter, som fx sild, torsk og rødspætte, er der, som nævnt i nærværende studie, gennemført en simpel regressionsanalyse baseret på de tilgængelige data. Vi antager, at det primært er de demersale (bundlevende) arter der bliver negativt påvirket af eutrofiering, pga. deres tætte tilknytning til bundøkosystemet. Forventningen er, at der med øget kvælstofbelastning vil blive færre demersale arter og flere pelagiske arter (fx sild) målt som biomasse.

Vi har valgt rødspætte, som et eksempel på en bundlevende art, der er afhængig af bunddyr, mens torsk er et eksempel på en art der er benthopelagisk, og opportunistisk i sin fødeadfærd. Vi anvendte et flerårig datasæt for at kunne gennemføre en korrelationsanalyse på kvælstof i forhold til tæthed af de tre fiskearter.



Figur 1 viser den geografiske placering af målestationer for de kvælstof- og fiskedata der indgår i analysen.



Figur 1 Fordeling af kvælstofstationerne (sort) og fiskedata (blå) i forårstogterne (2000, 2014 Q1) og efterårstogterne (2000, 2014 Q4). Datafordelingen for 2000 og 2014 er repræsentative for de tidserie data der findes for perioden 1995-2014. Kvælstofdata var antalsmæssigt begrænsede og der var samtidig et ringe spatialt overlap mellem fiske- og kvælstofdata.

Den uafhængige parameter er kvælstof, som forventes at have indflydelse på primærproduktionen. Fiskedata er fra årene 1994-2014 samt øvrig data er hentet fra ICES hjemmeside. Ligeledes er kvælstofdata taget fra ICES databasen, hvor vinterkvælstofkoncentrationen over tre måneder er anvendt. Stationsdækningen for kvælstofdata fra denne kilde er, som det fremgår af kortet i figur 1, meget begrænset.

Der er gennemført to slags analyser per fiskeart: Den ene type analyse er et sæt Generelle Lineære Modeller (GLM)<sup>6</sup> for hvert år og sæson for at se på korttidstendenser. Den anden type analyse er en statistisk relation over årene for at se på generelle tendenser over tid for hver fiskeart.

Analysen viste, at de tilgængelige data ikke i tilstrækkelig grad er i en rumlig og tidsmæssig opløsning, til at give pålidelige resultater der beskriver forholdet mellem fisketætheder og kvælstofindhold i vandet. Selv om både omfanget af vådområde- og udtagningsindsatsen, samt de to indsatsers relative bidrag til den samlede forventede kvælstofreduktion kendes, så er der, med de foreliggende data for kvælstof i kystvande og fiskebestande, på dette grundlag ikke muligt at kvantificere den forventede effekt af vandmiljøindsatsen på fiskebestandene i kystvandene. Dette skyldes, som beskrevet ovenfor, manglende rumlige sammenhænge i datagrundlaget, samt de beskrevne regime-skift som gør det kompliceret at modellere sammenhængene. Det er derfor væsentligt at bemærke, at manglen på signifikante og entydige resultater vedrørende sammenhængen mellem ændringer i kvælstoftilførsel og ændringer i fiskebestande ikke betyder, at der ikke er nogen sammenhæng. Det eksisterende datagrundlag er utilstrækkeligt til at vise eller afvise denne type korrelation.

#### 5.7.6 Sammenhænge mellem vandløbsindsatsen og fiskebestande

Naturstyrelsen har i oktober 2015 oplyst, at miljøtilstanden i 3.762 km vandløb forventes at blive forbedret i forbindelse med indsatsen i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e). Formålet er opfyldelse af målet om god økologisk tilstand i vandløb, hvor bl.a. fisk, herunder ørred og laks, anvendes som kvalitetselement.

Ørreden findes i alle landsdele i de vandløb, hvor der naturligt er et vist fald med gydestryg. Arten er afhængig af et relativt naturligt vandløbsmiljø, og der er udviklet et særligt dansk miljøindikatorindeks det såkaldte "Ørredindeks", DFFVø, der er beskrevet i Kristensen et al. (2014b) og medtaget i bekendtgørelse nr. 1071 af 09/09/2015

(<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=174140>). DFFVø er baseret på den naturlige forekomst af ørred/lakseyngel fra gydning i vandløb.

I de vestjyske vandløb, hvor laks forekommer og der er planlagt en vandløbsindsats, forventes en tilsvarende effekt på laks, som for den her beskrevne på ørred. Den samlede effekt på ørred og laks i disse vandløb vil formentlig blive større end for én af arterne alene, da yngel og ungfisk af laks og ørred ikke har 100 % habitatoverlap. Kennedy (1980) observerede således, at biomassen af ungfisk af ørred og laks i et vandløb var 45 % højere, når begge arter var til stede, end når alene ørred var til stede.

DTU Aqua har undersøgt de danske ørredvandløb gennem årtier og har et indgående kendskab til de danske ørredbestande. Her beskrives:

- den forventede fremgang for ørredbestandene efter en vandløbsindsats, samt
- hvor mange havørreder, der årligt forventes fanget ved rekreativt fiskeri nu og i 2021.

<sup>6</sup> GLM er en procedure der beskriver den statistiske relation mellem en eller flere prædiktorer og en kontinuert respons variabel.

Disse data kan herefter anvendes til at beregne de samfunds- og sektorøkonomiske konsekvenser af forbedringerne i vandløb, set i forhold til ørred og laks, samt mulighederne for fangst ved rekreativt fiskeri, turisme m.m.

### Forudsætninger for analyse af forventet effekt

En opgørelse fra Naturstyrelsen har vist, at ud af de 3.762 km vandløb, hvor der forventes at ske en vandkvalitetsforbedring som følge af vandløbsindsatsen, var 2.197 km af vandløbene udpeget som gydevandløb for ørred i de tidligere amters regionplaner (tabel 4).

Tabel 4 Opgørelse fra Naturstyrelsen over 2.197 km vandløb,

Typologi	Bredde	Målsætning som gydeområde for ørreder i de tidligere amters regionplaner (km)				
		A	B1	B1(F)	B1/B2	I alt km
1	Under 2 m	151	1.040	36	69	1.296
2	2-10 m	61	700	26	107	894
3	Over 10 m	3			4	7

Tabel 4 viser hvor der er, eller naturligt har været, ørreder, og hvor der forventes gennemført en vandløbsindsats i perioden 2016-2021. Målsætningerne A, B1 og B1/B2 betegner vandløb, hvor der naturligt er, eller har været, mulighed for gydning af ørred (Miljøstyrelsen, 1983).

Grænseværdierne for god økologisk tilstand i vandløb i forhold til DFFVØ er afhængige af vandløbets bredde (tabel 5).

Tabel 5 Grænseværdier for opnåelse af god økologisk tilstand i forhold til DFFVØ (Naturstyrelsen, 2015b).

Typologi	Minimum antal årsyngel af ørred/laks om efteråret
Typologi 1	80 stk. pr. 100 m <sup>2</sup> vandløbsbund
Typologi 2 og 3	150 stk. pr. 100 m vandløb, dvs. målt pr. løbende meter vandløb

Det samlede antal naturligt producerede årsyngel af ørred og laks indgår i indekset i tabel 5, idet arterne stort set stiller samme krav til vandløbets tilstand.

DTU Aqua har et fast stationsnet på ca. 5.000 stationer fordelt i alle landets ørredvandløb, hvor fiskebestanden jævnlige bliver undersøgt. Den naturlige forekomst af ørreder fra gydning bliver årligt undersøgt på ca. 500 af disse stationer, således at alle stationer i gennemsnit undersøges ca. én gang for hvert 10. år. DTU Aquas data for perioden 2008-2012 var det primære udpegningsgrundlag ved Naturstyrelsens udpegnings af de vandløb, hvor der skal gennemføres en vandløbsindsats. Det er disse data for perioden 2008-2012, der anvendes som udgangspunkt for analysen af den effekt, som en vandkvalitetsforbedring i de 2.197 km vandløb, kan forventes at have i forhold til ørredbestanden. Der er her regnet med:

- at den naturlige ørredbestand i de 2.197 km vandløb *ikke* kan leve op til kravene i DFFVØ i dag.
- at ørredbestanden *som minimum* vil opnå en størrelse i 2021, svarende til god økologisk tilstand i forhold til DFFVØ.

Det skal nævnes, at der også forventes gennemført en vandløbsindsats i yderligere 1.565 km vandløb, der ikke er udpeget som gydeområde for laksefisk. Disse vandløb vil ofte fungere som levesteder for laksefisk der stammer fra

gydning i gydevandløbene, og kan dermed øge ørredbestandene via indvandring af ørreder fra gydevandløbene. Men denne positive effekt på bestandene, er ikke indregnet i DTU Aquas beregninger over effekten af vandløbsindsatsen i 2.197 km gydevandløb, som dermed må betragtes som et minimums estimat.

En vigtig forudsætning for bedømmelsen af den forventede effekt af vandløbsindsatsen er:

- at vandløbets miljøtilstand bliver så god, at ørreden kan gyde og leve i vandløbet (rent vand, gydemuligheder, skjul etc.).
- at ørreden har fri op- og nedstrømspassegemulighed på sine vandringer i vandløbene. Dvs. at der ikke må ske tab af vandrefisk ved menneskeskabte opstemninger, kunstige vådområder etc.

Hvis disse forudsætninger ikke opfyldes, vil det reducere den beregnede positive effekt af vandløbsindsatsen, idet antallet af gydende og fangbare havørreder vil blive reduceret tilsvarende.

### Analyse af konsekvenser for fiskebestande (fra Nielsen og Koed 2016)

#### *Nuværende smoltproduktion*

Af de 3.081 strækninger af danske ørredvandløb, som DTU Aqua har undersøgt i perioden 2008-2012, lever 881 strækninger op til kravene om god økologisk tilstand i forhold til DFFVø (tabel 6); det svarer til 29 %. I disse vandløb er der som gennemsnit 2½ gange så meget ørredyngel, som der kræves for at opnå god økologisk tilstand i forhold til DFFVø.

Tabel 6 Den naturlige tæthed af årsyngel af ørred om efteråret 2008-2012 i ørredvandløb, hvor ørredbestanden levede op til kravene om god økologisk tilstand i forhold til DFFVø.

881 strækninger med målopfyldelse ift. DFFVø	Antal steder undersøgt	Gns. bredde	Gns. antal Årsyngel	Beregnet antal smolt
Typologi 1	505	1,3 m	204 pr. 100 m <sup>2</sup>	40,8 pr. 100 m <sup>2</sup>
Typologi 2 og 3	376	3,1 m	413 pr. 100 m	82,6 pr. 100 m

Det forventede antal smolt af en årgang, er i tabellen beregnet som 20 % af antal årsyngel om efteråret.

Omvendt lever ørredbestanden ikke op til kravene i DFFVø på ca. 71 % af de undersøgte strækninger (tabel 7).

Tabel 7 Den naturlige tæthed af årsyngel af ørred om efteråret 2008-2012 i ørredvandløb, der ikke lever op til kravene om god økologisk tilstand i forhold til DFFVø. Det forventede antal smolt af en årgang, er i tabellen beregnet som 20 % af antal årsyngel om efteråret.

2.200 strækninger uden målopfyldelse ift. DFFVø	Antal steder undersøgt	Gns. bredde	Gns. antal årsyngel	Beregnet antal smolt
Typologi 1	1.378	1,2 m	12,9 pr. 100 m <sup>2</sup>	2,6 pr. 100 m <sup>2</sup>
Typologi 2 og 3	822	3,2 m	33,1 pr. 100 m	6,6 pr. 100 m

Det samlede potentielle skønnede produktionsareal for ørred i vandløb, hvor der forventes gennemført en vandløbsindsats, er herefter beregnet ud fra data i tabel 4 og 7 og angivet i tabel 8.

Tabel 8 Beregnede produktionsområder for ørred i 2.197 km gydevandløb, hvor der forventes gennemført en vandløbsindsats.

Vandløb med forventet vandmiljøindsats	Antal km vandløb	Gns.Bredde	Samlet produktionsområde for ørred iht. DFFVø
Typologi 1	1.296	1,2 m	1.591.334 m <sup>2</sup>
Typologi 2 og 3	901	-	901.000 m

Ved DFFVø i typologi 1-vandløb beregnes produktionsområdet som antal m<sup>2</sup> mens der regnes med antal m vandløb ved typologi 2 og 3 vandløb.

### Forventet udvikling i smoltproduktionen

Ud fra data vedrørende den nuværende smoltproduktion, er den samlede bestand af årsyngel og det resulterende antal havørredsmolt beregnet for de 2.197 km vandløb, hvor der forventes gennemført en vandløbsindsats (tabel 9).

Udover en beregning af den nuværende havørredsmoltproduktion, er der beregnet to scenarier for den fremtidige smoltproduktion efter en vandløbsindsats:

- Scenarie 1, smoltproduktion, hvis miljømålene ift. DFFVø netop indfries (jf. tabel 5). Dette er et minimumsskøn.
- Scenarie 2, smoltproduktion, hvis vandløbsindsatsen skaber lige så store ørredbestande som i de vandløb, hvor miljømålet ift. DFFVø i dag allerede er opfyldt (jf. tabel 6). Dette er et maksimumsskøn.

Tabel 9 Det nuværende beregnede antal smolt af en årgang, før og efter en vandløbsindsats i de 2.197 km vandløb.

Typologi	Antal km forbedres	Nuværende Smoltproduktion	Fremtidige skønnede smoltproduktion 2021	
			Scenarie 1	Scenarie 2
Typologi 1	1.296	40.926	254.613	685.205
Typologi 2 og 3	901	59.569	270.300	744.696
Alle vandløb	2.197	100.495	524.913	1.429.900

Scenarie 1, hvor en vandløbsindsats netop sikrer opfyldelsen af miljømålene, vil således resultere i en femdobling af det nuværende antal smolt i de 2.197 km vandløb.

Scenarie 2, hvor en vandløbsindsats sikrer bestandstætheder på niveau med de 29 % af ørredvandløbene, der i dag allerede opfylder miljømålene, vil cirka øge antallet af smolt med en faktor 14 i forhold til i dag. Men det er ikke realistisk, at alle vandløb vil få så store ørredbestande.

Der er dog grund til at formode, at en vandløbsindsats vil skabe naturlige ørredbestande, der er større end ved scenarie 1. Dels er bestandene ofte noget større end miljømålenes krav, dels kan andre strækninger end de 2.197 km vandløb få øget deres ørredbestande som følge af, at ørrederne vandrer en del rundt.

Derfor er det realistisk, at effekten af en vandløbsindsats i de 2.197 km vandløb vil resultere i en smoltproduktion, der ligger mellem de beregnede antal ved scenarie 1 og 2, dvs. ca. 1 mio. smolt, svarende til en ca. 10 gange så høj smoltproduktion som i dag.

På denne baggrund vurderes det, at produktionen af ørredsmolt fra de 2.197 km vandløb efter en vandløbsindsats

- som minimum, vil være fem gange højere end i dag,
- som maksimum, vil være ca. 14 gange højere end i dag,
- realistisk set, vil være ca.10 gange højere end i dag.

#### **Fangst af havørreder**

Undersøgelser har vist, at man generelt kan forvente, at ca. 32 % af en årgang smolt senere dør pga. fiskeridødelighed ved fiskeri efter havørred. Man kan derfor ud fra tabel 10 beregne, at vandløbsindsatsen i de 2.197 km vandløb vil øge smoltproduktionen og den efterfølgende fangst af havørred meget betydeligt (tabel 10):

Tabel 10 Det beregnede antal fangne og hjembragte havørreder af en årgang, før og efter en vandløbsindsats i de 2.197 km vandløb.

2015	2021	2021
Inden vandløbsindsats	Scenarie 1	Scenarie 2
32.000 havørreder/år	170.000 havørreder /år	463.000 havørreder /år
Øgning:	138.000	431.000

Som beskrevet i afsnittet om den nuværende smoltproduktion, vurderes det derfor, at antallet af fangne og hjembragte havørreder, der stammer fra gydning i de 2.197 km vandløb

- som minimum, vil blive fem gange højere end i dag,
- som maksimum, vil være ca. 14 gange højere end i dag,
- realistisk set, vil blive ca. 10 gange højere end i dag.

#### **Effekt på andre arter**

Den forventede effekt på ørredbestanden er beskrevet foran, men vandløbsindsatsen vil også have en stor positiv effekt på andre arter, fx laks, der stort set stiller de samme krav til vandløbene som ørreden. Den gyder ligesom ørreden på vandløbenes stryg, og ynglen lever i vandløbet 1-2 år, inden den udvandrer til havet som smolt.

I dag findes der kun naturlige bestande af laks i vestjyske vandløb, hvor bestandene har været tæt på at uddø, som det skete i Gudenåen. Efter en række miljøforbedrende indsatser, er laksebestandene på vej frem og er nu så store, at et vist fiskeri er tilladt i vandløbene. Det har betydet, at laksefiskeriet i Skjern Å i dag skaber en årlig omsætning i samfundet på knap 15 mio. kr. (Jordal-Jørgensen et al., 2014).

Ud over laks, gyder en del andre arter også på stryg i vandløb, fx stalling, helt, snæbel, havlampret, flodlampret, bæklampret og ferskvandsulk.

Det kan også nævnes, at strygene fx er vigtige habitater for:

- den sjældne tykskallede malermusling, der findes enkelte steder i landet,
- en lang række arter af smådyr, der kræver iltrigt vand,
- mange arter vandplanter, samt
- pattedyr som odderen og visse fugle, der søger føde på strygene.

Opsamlende forventes en betydelig positiv effekt på fiskebestandene i de 2.197 km vandløb, hvis der, som forventet, udføres en vandløbsindsats.

Ud over en forbedret naturtilstand af vandløbene, kan man forvente, at den årlige fangst af hjemtagne havørreder, der er naturligt produceret fra gydning i de 2.197 km vandløb, vil blive tidoblet fra ca. 32.000 til ca. 320.000 havørreder.

Ser man dette i relation til, at der i perioden 2010 – 2012 blev hjemtaget ca. 241.000 havørreder pr. år via rekreativt fiskeri (Sparrevohn et al., 2011; Sparrevohn & Storr-Paulsen, 2012; Olesen & Storr-Paulsen, 2015), vil vandløbsindsatsen stort set medføre, at antallet af hjembragte havørreder fra det rekreative fiskeri i Danmark bliver fordoblet. Fiskene stammer fra gydning i vandløb, men 85-94 % af havørrederne bliver fanget langs kysterne efter udvandringen til saltvand.

I forhold til erhvervsmæssigt fiskeri, forventes der ikke nogen nævneværdi effekt af den øgede ørredbestand. Dette skyldes, at denne type fiskeri er beskedent og fangst af ørred betragtes som bifangst. Hvis der tages hensyn til fiskenes særlige krav til vandløbene, kan ørredbestanden blive meget stor, ofte betydeligt større end de miljømål, der er fastsat i henhold til DFFVØ. I den forbindelse kan vi henvise til DTU Aquas hjemmeside [www.fiskepleje.dk](http://www.fiskepleje.dk), hvor man bl.a. kan finde vejledninger i vandløbsrestaurering. Her beskriver vi specifikt laksefiskenes krav til passageløsninger, gyde- og opvækstområder m.m. (Nielsen & Sivebæk 2013, 2015).

### 5.7.7 Vådområder og genslyngnings påvirkning af vandløbsfisk

Man kan reducere vandløbenes indhold af næringsstoffer på flere måder, og valget af løsning kan være afgørende for de bestande af vildfisk, der naturligt hører hjemme i et vandsystem. Det vurderes, at de vilde ørredbestande i vandsystemerne Aarhus Å og Egå er kraftigt på retur og på vej til at forsvinde som følge af, at der for ca. 10 år siden blev anlagt vådområder som søer direkte i vandløbene. Omvendt har et vådområdeprojekt, hvor Omme Å er blevet genslynget, haft stor positiv betydning for bestandene af fiskebestandene, smådyr og vandplanter. Endelig har to vådområdeprojekter i Vejle Ådal, der er anlagt som søer ved siden af Vejle Å og med et relativt begrænset vandindtag fra åen, ikke haft nogen negativ betydning for fiskebestanden i Vejle Å-systemet.

Tabel 11 sammenfatter, hvordan tre typer af vådområder kan påvirke vandløbene og deres fiskebestand:

Tabel 11 Oversigt over mulige påvirkninger af vådområder på vandløbene og deres fiskebestande. Se mere på [www.fiskepleje.dk](http://www.fiskepleje.dk).

Genslyngede vandløb	Vådområder anlagt som søer direkte i vandløb	Vådområder anlagt som søer ved siden af vandløb
Med "naturlige" gydestryg og periodvist oversvømmede ådale.	Med hele vandløbets vandføring ledt igennem en sø.	Med lille vandindtag fra vandløb og uden væsentlig opstuvning af vandløb.
Generelt godt for vandløbsfiskene: - Ubetydeligt tab af vandrefisk - Flere gydeområder - Mere yngel - Flere levesteder - Mere naturligt plante- og dyreliv	Generelt stor negativ påvirkning af vandløbets fisk: - Tab af vandrefisk, fx smolt - Evt. tab af gydeområder - Tab af levesteder - Unaturlig vandtemperatur - Unaturlige iltforhold - Unaturligt plante- og dyreliv - Uklart vand nedstrøms sø (alger)	Begrænset påvirkning af vandløbets: - Vandrefisk, fx smolt - Gydeområder - Levesteder - Plante- og dyreliv - Temperatur- og iltforhold - Vandkvalitet nedstrøms sø (alger)
I sjældne tilfælde fiskedød pga. øget vandtemperatur, iltsvind mv.		

## 5.8 Sammenfatning af effekter af de tre virkemidler

I de nedenstående tabeller 12-14 sammenfattes de beskrevne effekter af de tre virkemidler med hensyn til, om der er en formodet positivt eller negativ effekt, og om det er muligt at kvantificere effekten på foreliggende grundlag.

Tabel 12 indeholder oversigt over de forventelige effekter af den planlagte vådområdeindsats.

Tabel 12 Effekter af vådområdeindsatsen.

Effekt	Positiv/negativ	Omfang og kvantificerbarhed
Ændret udledning af næringsstoffer, vandkvalitet	Positiv	Reduktion i udledningen af kvælstof til kystvandene er kvantificeret til 1.150 ton kvælstof (N) i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e)
Ændringer i arealanvendelse	Landbrugsareal reduceres	8.850 ha
Fiskebestande	Formodes at have positiv effekt i forhold til bestande af saltvandsfisk i kystvande, men denne kan ikke verificeres med foreliggende data. Vådområdeindsatsen kan have negativ effekt på bestandene af havørred og laks, der gyder i vandløb. Vådområder med dannelse af søer i vandløb har negativ effekt på vandrefisk, såsom havørred og laks. Dannelse af søer ved siden af vandløb formodes generelt at have relativt lille negativ eller neutral effekt, mens genslyngning af vandløb formodes overvejende at have positive effekter.	For enkelte vandløb er effekterne kvantificeret: I Knabberup Sø og Kongens kær (begge søer ved siden af vandløb) er der ikke fundet effekter på havørredsmolt, men havørredsmoltproduktionen blev reduceret med 74 % i Egå Eng sø og 51-72 % i Årslev Eng sø (begge er søer i direkte forbindelse med). En genslyngning i Omme Å øgede den naturlige ørredbestand.
Ændret emission af drivhusgasser, klima	Positiv effekt idet udledningen af drivhusgasser reduceres.	Samlet reduktion estimeret til 93.400 tons CO <sub>2</sub> -ækv/år. Resultat meget følsomt overfor ændringer i antaget jordtypefordeling.
Klimasikring/-tilpasning	Potentiel positiv effekt.	Ikke kvantitative data.
Natur og biodiversitet (ekskl. fiskebestande)	Primært positiv effekt; dog potentiel negativ effekt i forhold til følsomme naturtyper ift. eutrofiering	Ikke kvantitative data generelt, men kan være geografisk specifik viden.
Rekreation	Primært positiv effekt jf. skabelsen af nye naturområder.	Kvantificerbar i forhold til antal hektar nye naturområder. Den potentielle rekreative anvendelse af disse kan kvantificeres på baggrund af DØRS (2014) og MVFM's Nøgletalskatalog, men vidensgrundlaget er beskedent.
Turisme	Formentlig positiv effekt som følge af forbedret vandkvalitet ved kysterne, men kan være negativ, hvis betydelig negativ påvirkning af fiskebestande i vandløb	Formodes korreleret med rekreation. Turisters besøgsfrekvens af vådområder er ikke kendt.

Tabel 13 indeholder oversigt over de forventelige effekter af den planlagte udtagningsindsats.

Tabel 13 Effekter forbundet med udtagning.

Effekt	Positiv/negativ	Omfang og kvantificerbarhed
Ændret udledning af næringsstoffer, vandkvalitet	Positiv.	Kvantificeret til en reduktion i udledningen af kvælstof til kystvandene på 150 ton kvælstof (N) (jf. Udkast til Vandområdeplan, Naturstyrelsen, 2014b,c,d,d.)
Ændringer i arealanvendelse	Landbrugsareal reduceres	I alt udtages 5.400 ha
Fiskebestande	Formodes at have positiv effekt i forhold til fiskebestande i kystvande, men den kan ikke verificeres med foreliggende data.	Eksisterende data ikke tilstrækkeligt til kvantificering for kystvande.
Ændret emission af drivhusgasser, klima	Positiv effekt idet udledningen af drivhusgasser reduceres.	Samlet reduktion estimeret til 168.300 ton CO <sub>2</sub> -ækv/år. Resultat meget følsomt overfor ændringer i antaget jordtypefordeling.
Klimasikring/-tilpasning	Potentiel positiv effekt, formodes dog ikke at være særlig stor.	Ikke kvantitative data.
Natur og biodiversitet (ekskl. fiskebestande)	Forventet positiv effekt.	Ikke kvantitative data.
Rekreation	Positiv effekt jf. skabelsen af nye naturområder.	Kvantificerbar i forhold til antal hektar. Hvis forventet ændring i besøg kan bestemmes kan mere detaljeret opgørelse laves.
Turisme	Formentlig positiv effekt	Formodes korreleret med rekreation. Turisters besøgsfrekvens er ikke kendt.



Tabel 14 indeholder oversigt over de forventelige effekter af den planlagte vandløbsindsats.

Tabel 14 Effekter forbundet med vandløbsindsatsen.

Effekt	Positiv/negativ	Omfang og kvantificerbarhed
Ændret udledning af næringsstoffer, vandkvalitet	Positiv	Vandløbskvalitetsforbedringer er omregnet til forbedrede vilkår for fiskebestande. Der vil også være en positiv effekt på bl.a. smådyr, vandplanter m.m., men dette er ikke medtaget i analysen.
Ændringer i arealanvendelse	Potentielt positiv effekt jf. fjernelse af spærringer, samt etablering af sandfang. Potentielle negative effekter af genslyngning og åbning af rørslagte strækninger.	Vanskelig at kvantificere, og kræver som minimum at placering af tiltag er kendt
Fiskebestande	Positiv effekt i forhold til fiskebestande i vandløb	Effekt på havørred og fiskebestande kvantificeret. Effekten er ikke kvantificeret for andre arter. Antallet af fangne og hjemtagne havørreder fra det rekreative fiskeri i Danmark forventes fordoblet fra ca. 241.000 havørreder årligt til ca. 500.000 havørreder.
Ændret emission af drivhusgasser, klima	Neutral effekt	
Klimasikring/-tilpasning	Potentielt både negative og positive effekter.	Ikke kvantificeret
Natur og biodiversitet (ekskl. fiskebestande)	Der forventes en generel positiv effekt.	Ikke kvantitative data
Rekreation	Positiv effekt, primært jf. øget kvalitet af eksisterende natur. Potentielt negativ effekt i forhold til kulturarv i forb. m. fjernelse af spærringer	Effekt af ørredbestand kvantificerbart for rekreativt fiskeri (ca. 90 % af fangsterne går til rekreative fiskere).
Turisme	Potentielt positiv effekt jf. forbedrede fiskemuligheder.	Som for rekreation, men svært at skelne imellem turisme/rekreation.

Sammenfattende konkluderes, at det kvantitative grundlag for at bestemme effekterne af vandløbsindsatsen er til stede for nogle af de beskrevne effekter, men langt fra på alle. Hvis placeringen af virkemidlerne var kendt, ville det i højere grad være muligt at kvantificere effekterne, og også bestemme de effekter der nu er gennemsnitlig opgjort med større præcision.

## 6 Vidensgrundlaget for at opgøre de samfundsøkonomiske værdier af virkemidlerne under 'vandmiljøindsatsen' i LDP og EHFF

I dette kapitel præsenteres og diskuteres forudsætninger og muligheder for at opgøre den samfundsøkonomiske værdi af den planlagte vådområde- og udtagningsindsats i Landdisktriktsprogrammet (LDP) og vandløbsindsatsen i Fiskeriprogrammet (EHFF). Kapitlets indhold danner grundlag for at bedømme vidensgrundlaget for at fastsætte værdier af de ændringer, der er præsenteret i kapitel 5.

Først beskrives vidensgrundlaget for at opgøre gevinsterne ved effekterne af de tre indsats, og gevinsterne opgøres hvor det er muligt. Derefter beskrives og opgøres de samfundsøkonomiske omkostninger. De samlede samfundsøkonomiske konsekvenser beskrives og opgøres i det omfang det er muligt, ved at beskrive og opgøre omkostninger og gevinster ved de tre virkemidler.

Som påpeget i kapitel 5, er effekterne, og dermed også gevinsterne, påvirket af hvor virkemidlerne implementeres. Geografiske forskelle spiller ind ift. værdien – herunder om fx omfanget af øvrige rekreative muligheder har betydning for værdien af forbedret vandkvalitet for rekreationen. Disse begrænsninger og usikkerheder ved analysen diskuteres, men usikkerheden opgøres ikke.

Kvalitative vurderinger indgår i beskrivelsen i det omfang der ikke er muligt at kvantificere effekterne. Grundlaget for de anvendte prisforudsætninger beskrives som nævnt som en del af opgaven, idet der anvendes skyggepriser, som beskrevet for de specifikke effekter.

Der er opstillet tabeller med de tilhørende effekter og potentielle gevinster, og de nævnte usikkerheder beskrives.

### 6.1 Opgørelse af gevinster

Gevinsterne opgøres for disse effekter, som er gennemgået i kapitel 5:

- i) Effekt på udledning af kvælstof, der har effekt på vandkvaliteten
- ii) Ændringer i arealanvendelsen
- iii) Effekt på fiskebestande i det omfang disse kan beregnes
- iv) Effekt på drivhusgasemissioner/kulstofbinding
- v) Effekt på klimasikring/klimatilpasning
- vi) Effekt på natur og biodiversitet
- vii) Effekt på rekreative forhold (som følge af udtagningen, naturforbedringen og også som følge af øget vandklarhed)
- viii) Effekt på turismedestinationer/efterspørgsel

Effekterne kan være både positive og negative.

I forhold til værdisætningen af effekterne, anvendes, i henhold til projektbeskrivelsen (kommissoriet) for projektet, så vidt muligt tal fra Miljø og Fødevarerministeriets Nøgletalskatalog. Der er herudover foretaget et review af eksisterende studier med henblik på at afsøge alternative muligheder for at beregne værdien af de relevante effekter. Fokus har været på danske studier, men udenlandske studier, primært nordiske, er inddraget i et vist omfang.

Skyggepriser anvendes til fastsættelsen af de samfundsøkonomiske værdier af nogle af effekterne forbundet med implementeringen af virkemidlerne. Skyggepriser beregnes som alternativomkostningen forbundet med at nå en given målsætning. Anvendelsen af skyggepriser forudsætter således, at der er fastsat en målsætning, fx for reduktion af kvælstof- eller drivhusgasudledning.

Når en indsats giver anledning til flere effekter, og den samlede værdi af indsatsen søges opgjort ved addition af separate estimater af værdien af de enkelte effekter, opstår der en risiko for dobbelttælling. Det kan være svært at afgøre, hvorvidt der i en given situation reelt er tale om dobbelttælling, men i tilfælde, hvor der vurderes at være risiko for dobbelttælling vil dette blive diskuteret.

## **6.2 Metodegrundlag og økonomiske beregningsforudsætninger**

Metoden bygger på vejledninger i samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter (Miljøministeriet, 2010) og der anvendes forudsætninger fra Energistyrelsens klimaplan (Energistyrelsen, 2013), Virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2014), den seneste Energi- og klimafremskrivning (Energistyrelsen 2015), Miljø og Fødevarerministeriets Nøgletalskatalog, senest opdateret i 2016 (Miljøministeriet, 2014; Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016) samt litteratur vedr. gevinsterne.

Beregningerne foretages i velfærdsøkonomiske priser, idet disse – i modsætning til faktorpriser – afspejler den reelle samfundsmæssige værdi af goder. Omregningen fra faktorpriser til velfærdsøkonomiske priser sker ved at forhøje faktorpriserne med en nettoafgiftsfaktor (NAF), som er bestemt ud fra det gennemsnitlige afgiftstryk på forbrugsgoder. Som anbefalet af Finansministeriet (2013) og som i Eriksen et al.(2014) og Klimaplanen (Energistyrelsen, 2013) mv., anvendes der i nærværende studie en NAF på 1,325.

I forhold til valg af diskonteringsrate og levetid, så er det af konsistenshensyn valgt at anvende samme forudsætninger som anvendt i forbindelse med udarbejdelsen af Virkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2014). Det betyder, at beregningerne er baseret på en diskonteringsrate på 4 %, som anvendes i hele investeringens levetid, samt at levetiden antages uendelig for alle indsatser. Rimeligheden af antagelsen om uendelig levetid begrundes med, at det ikke vurderes sandsynligt, at man fx efter en given periode, vil genopdyrke vådområder eller rekonstruere spærringer i vandløb. I forhold til diskonteringsraten bemærkes det, at den her valgte tilgang afviger fra Finansministeriets anbefalinger (Finansministeriet, 2013). Finansministeriet anbefaler således, at samfundsøkonomiske analyser baseres på en diskonteringsrate, der aftrappes over tid. For de første 35 år af en investerings levetid, anbefales en diskonteringsrate på 4 % (svarende til den i nærværende analyse anvendte diskonteringsrate), og denne rate anbefales nedsat til 3 % i årene 2036-70, hvorefter den nedsættes yderligere til 2 % i resten af investeringens levetid. Anvendelsen af en konstant diskonteringsrate på 4 % fremfor en aftagende diskonteringsrate betyder, at omkostninger og gevinster, der falder langt ude i fremtiden (efter

35 år) tillægges mindre vægt. Forskellen vurderes dog ikke at have væsentlig betydning i forhold til resultaterne af nærværende analyse, og det er vurderet som væsentligt at sikre konsistens i forhold til tidligere gennemførte analyser på vandområdet (fx Eriksen et al., 2014; Jacobsen, 2015).

I lighed med tilgangen i Eriksen et al. (2014) inddrages skatteforvridningstab og dødvægtstab ikke i beregningerne. For alle tre indsatser gælder, at EU yder tilskud til implementering og fastholdelse. Dette tilskud påvirker selvsagt størrelsen af de budgetøkonomiske omkostninger; hvorvidt de skal inddrages i den velfærdsøkonomiske analyse afhænger imidlertid af, hvilken afgrænsning der anvendes for analysen. Gængs praksis indenfor velfærdsøkonomisk analyse er, at anvende en national afgrænsning (Miljøministeriet, 2010), hvilket betyder, at nationalt finansierede tilskud kan udelades af analysen, idet de blot repræsenterer en omfordeling af ressourcer. Hvis tilskuddene finansieres af en kilde udenfor den valgte afgrænsning, så forholder det sig anderledes, idet tilskuddene i dette tilfælde påvirker den samlede mængde af ressourcer i samfundet (vel og mærke, det afgrænsede samfund). I nærværende sammenhæng, hvor tilskuddene ydes af EU fremfor den danske stat, er det relevant at justere for tilskuddene i beregningen af de velfærdsøkonomiske omkostninger. I forlængelse heraf, er det dog relevant at bemærke, at fuld justering af omkostningerne for EU tilskud forudsætter, at det ydede tilskud hverken påvirker størrelsen af Danmarks samlede betaling til EU eller udbetalingen af andre tilskud. Til trods for, at justering for EU-medfinansiering vurderes at være det mest retvisende i nærværende sammenhæng, vil de velfærdsøkonomiske omkostninger uden hensyntagen til EU tilskud, imidlertid også blive beregnet. Dette vurderes relevant, idet disse omkostninger afspejler de velfærdsøkonomiske omkostninger, som indsatserne giver anledning til, hvis analysens afgrænsning ændres fra det nationale niveau til EU-niveau.

### **6.3 Værdien af reducerede N-udledninger og effekter på vandkvaliteten**

De reducerede N-udledninger, som følge af virkemidlerne, påvirker vandkvaliteten langs kysterne. Værdien af at forbedre vandkvaliteten i kystområderne kan opgøres ved erklærede præferencemetoder, hvor man udfører en undersøgelse af betalingsviljen hos et repræsentativt udvalg af befolkningen, eller man kan anvende rejseomkostningsdata og husprisindekser med henblik på at opstille de såkaldt afslørede præferencer, ved at undersøge effekten på et markedsgode der formodes at være påvirket af forbedringen. Endelig kan skyggepriser for omkostningerne ved at opnå god vandkvalitet anvendes.

Der findes undersøgelser af rejseomkostninger, som er koblet til rekreative værdier ved kysterne (DØRS, 2014), men disse er ikke analyseret med hensyn til hvordan, værdien af kysterne som rekreative områder påvirkes af vandkvalitetsændringer. Der er projekter i gang der udforsker dette (Termansen et al., under udarbejdelse; Aslam et al. under udarbejdelse), men der er endnu ikke publicerede resultater.

Husprisanalyser er heller ikke udført, men der er i Nøgletalskataloget beskrevet, hvordan overførsel af udenlandske husprisstudier kan anvendes sammen med data fra det danske husmarked som proxier for værdien af vandkvalitet for husejere i kystzonen. Vi vurderer, at det vil være et groft underkantsskøn at basere opgørelse af værdien af vandkvalitetsforbedringer på husprisstudier i kystzonen, da forbedret vandkvalitet antages at medføre værdier for en større del af befolkningen.

Der findes også danske erklærede preferencestudier der belyser værdien af at opnå god økologisk tilstand i vandløb, søer og kystområder. Projektet Aquamoney etablerede et metodisk grundlag for at værdisatte god økologisk tilstand, ved både betinget værdisætning og valgekspirerimenter, og der er beregnet værdier af god økologisk tilstand i tre caseområder med denne metode (Odense, Roskilde og Suså-Karrebækssminde fjordområdet) (se fx Jørgensen et al., 2013; Hasler et al., 2010) samt ved benefit-transfer af resultater fra Odense til hele landet (Jensen et al., 2013). Studierne har beregnet værdien af forbedring fra dårlig tilstand til moderat, god og meget god tilstand, og data kan anvendes til at udlede funktioner for betalingsviljen som følge af ændringer i vandkvalitet. Værdien er opgjort per husstand; resultaterne er ikke anvendt til at beregne værdi af at reducere et kg N, da denne værdi varierer meget mellem områder, og da der skal en forskellig reduktionsindsats til for at forbedre vandkvaliteten. Endvidere er resultaterne beregnet for de nævnte caseområder, og selv om der er foretaget test af overførsel mellem caseområderne der viser små overførselsfejl (benefit transfer), er resultaterne ikke testet for anvendelse på nationalt niveau. Der foreligger derfor ikke et grundlag for at anvende resultaterne til at værdisætte ændringer i vandkvaliteten som følge af vandmiljøindsatsen med LDP og EHHP.

Værdien af de direkte effekter på vandkvaliteten er derfor beregnet ved skyggepris-tilgangen, idet vi med denne tilgang, kan beregne værdien af at ændre udledningen af kvælstof til vandområderne. Opgørelsen af værdien for vandkvaliteten er derfor baseret på en opgørelse af, hvor mange tons der reduceres til kystområderne, og den beregnede skyggepris for disse udledningsreduktioner.

Effekten af vådområder og udtagning er i kapitel 5 estimeret til 1.150 tons N for vådområder og 150 tons N for udtagning, hvor effekten er beregnet til kysten, i alt 1.300 tons N.

Der foreligger ikke en beregnet skyggepris for Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e). Det er derfor besluttet at anvende en skyggepris beregnet for kvælstofudvaskningen fra rodzonen for opfyldelse af vandmiljøplanerne og den første vandplan (2009-2015), nærmere betegnet 53 kr. pr. kg N fra rodzonen. Valg af skyggeprisen på 53 kr./kg N er baseret på personlig kommunikation med Brian Jacobsen (Seniorforsker, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet; 23.02.2016), og er anvendt i tidligere projektevalueringer, bl.a. Dubgaard et al. 2013. Denne skyggepris er beregnet for rodzonetabet. Til anvendelse i sammenhæng med indsatsbehovet til kysten, er det nødvendigt at korrigere prisen ift. retentionen. Den gennemsnitlige retention kan på landsplan opgøres til ca. 71 pct. (Højbjerg et al., 2015).

Med udgangspunkt i en skyggepris på 53 kr./kg N for rodzonen og en retention på 71 %, fås skyggeprisen for reduktioner i udledningen af N til kystvande til 183 kr./kg N, idet reduktion af 1 kg N ved kysten kræver at N-udledningen til rodzonen reduceres med 3,45 kg.

Da der med Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) er tale om yderligere reduktioner, må man dog regne med, at skyggeprisen på kvælstofudvaskning vil blive højere, end den her anvendte skyggepris, der således må betragtes som et underskøn. Det er dog væsentligt at bemærke, at den udledte skyggepris er baseret på en generel tilgang til regulering, hvor der i placeringen af tiltag ikke er taget hensyn til omkostnings-

effektivitet. Hvis omkostningseffektivitetshensyn inddrages i placeringen af tiltag, formodes det, at skyggeprisen kan reduceres, hvilket betyder, at skyggeprisen på 183 kr./kg N ikke nødvendigvis repræsenterer et underkantskøn. Til sammenligning, har Hasler et al. (2015) således beregnet en skyggepris for reduktion af N-udledningen til kysten, hvor der tages udgangspunkt i en optimeret (dvs. omkostningseffektiv) placering af reduktionstiltagene. I studiet, der fokuserer på Limfjorden, beregnes en marginalomkostning på 91 kr./kg N til kysten for opfyldelse af indsatsbehovet i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 for Limfjorden. Forskellen mellem de to beregninger (183 kr./kg N og 91 kr./kg N) skyldes til dels, at Limfjorden ikke svarer til landsgennemsnittet, men den væsentligste forskel vurderes at kunne tilskrives forskellen mellem generel og optimeret placering af indsatsen. Hasler et al. (2015) studiet illustrerer således, at der kan være et væsentligt potentiale forbundet med overgang fra generel til målrettet, optimeret regulering. I det følgende, vil skyggepriserne på hhv. 183 kr./kg N og 91 kr./kg N blive anvendt til beregning af et interval for den forventede værdi af de planlagte reduktioner i N-udledningen, som følge af implementering af vådområde og udtagningsindsatserne.

Ved anvendelse af de 183 kr./kg N som skyggepris for reduktioner i N-udledningen til kystvande, kan værdien af den N-reduktion på 1.150 ton/år, som implementering af vådområdeindsatsen forventes at resultere i, opgøres til 210,5 mio. kr./år. Anvendes de 91 kr./kg N fra Hasler et al. (2015), fås en samlet værdi af forbedret vandkvalitet for vådområder på 104,7 mio. kr./år.

Værdien af N-reduktionen på 150 tons/år, som følge af implementering af udtagningsindsatsen på lavbundsgrunde, kan tilsvarende beregnes til 27,5 mio. kr./år for skyggeprisen på 183 kr./kg N. Anvendes de 91 kr./kg N som beregnet af Hasler et al. (2015), fås en værdi på 13,7 mio. kr./år.

Den samlede årlige værdi af de to indsats i forhold til reduktion af N-udledningen til kystvandene bliver hermed 238 mio. kr. med anvendelse af skyggeprisen på 183 kr./kg N, og tilsvarende 109 mio. kr./år for skyggeprisen på 91 kr./kg N.

Sammenfattende er det således muligt at værdisætte værdien af forbedret vandkvalitet i form af værdien af reducerede N-udledninger, som følge af de tre indsats på det foreliggende grundlag. Dette opsummeres i tabel 15.

Tabel 15 Opsamling af beregnet værdi af forbedret vandkvalitet.

	Vådområde-indsats, tons N/år	Udtagning, tons/år	Værdi af vådområdeindsats, mio. kr./år	Værdi af udtagning, mio. kr./år	Samlet værdi af vandindsats, mio. kr./år
Vandkvalitet					
Skyggepris 183 kr./kg N	1150	150	210,5	27,5	238
Vandkvalitet					
Skyggepris 91 kr./kg N	1150	150	104,7	13,7	118,4

### 6.3.1 Værdien af ændringer i arealanvendelse

Værdien af ændringer i arealanvendelsen omfatter ændringer i anvendelsen af arealerne fra produktion indenfor omdrift, til en anvendelse der ikke er produktiv. Værdien beregnes derfor som de tabte jordrenter fra disse arealer. Som i Eriksen et al. (2014) og Dubgaard et al. (2013), er jordrentetabet beregnet ud fra tabet i dækningsbidrag 2 (SEGES budgetkalkuler). I det følgende vil beregningstilgangen blive beskrevet, og de beregnede enhedsværdier vil blive præsenteret. Den samlede værdi af de direkte ændringer i arealanvendelsen

vil imidlertid ikke blive beregnet. Dette skyldes, at værdien af den ændrede arealanvendelse, som er negativ, idet der er tale om et tab i dækningsbidrag, er inkluderet i opgørelsen af omkostningerne forbundet med implementering af vandmiljøindsatserne. Værdien af den ændrede arealanvendelse er således indregnet i de totale omkostninger, som fremgår i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e).

Den økonomiske værdi af ændringer i arealanvendelsen beregnes som forskellen i dækningsbidrag mellem arealanvendelsen inden virkemidlet implementeres og efter. Værdien af ændringer i arealanvendelsen fra arealer indenfor omdrift til udtagne lavbundsarealer eller vådområder bør ideelt beregnes baseret på rumlige data for hvor udtagningen finder sted, således at tabet kan differentieres for jordbundsforhold, da udbyttet fra de fleste afgrøder varierer med jordtypen. Omkostningerne vil også variere afhængig af, hvilke afgrøder, der er blevet dyrket på de berørte arealer, samt af bedriftstype. Desuden vil der være variation over år, idet udbytte og pris varierer over årene. I beregningerne, der ligger til grund for estimaterne i Eriksen et al. (2014), er det vurderet, at det ikke er muligt at inddrage alle disse forhold i beregningen af omkostninger, og Eriksen et al. (2014) har derfor beregnet omkostningerne som et 3 til 5 årigt gennemsnit af dækningsbidragene for standardsædskifter for bedrifter på hhv. sand- og lerjord. Disse gennemsnitsberegninger er beskrevet udførligt i Eriksen et al. (2014, Bilag 2).

De gennemsnitlige budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger forbundet med udtagning af landbrugsjord fra nuværende drift beregnes til hhv. 3.448 kr./ha og 4.569 kr./ha (Eriksen et al., 2014), ved en antagelse om at der udtages ligeså meget sand som lerjord, dvs. et simpelt gennemsnit. Det er disse tal for omkostningerne ved ændringer i arealanvendelsen, der ligger til grund for omkostningsberegningerne i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e). Den endelige værdi af den ændrede arealanvendelse kan beregnes ved at lægge evt. dækningsbidrag fra den nye anvendelse til det tabte dækningsbidrag fra landbrugsdrift).

Hvis der på sigt ønskes at opgøres mere lokalitetsspecifikke omkostninger i forhold til ændringer i arealanvendelsen, kan dækningsbidragsdata fra SEGES anvendes sammen med afgrøde- og jordtypefordelingen for hele landet, som findes kortlagt i Basemap (Levin et al., 2012), hvor afgrøderne er grupperet i 42 afgrødetyper.

Ændringer i arealanvendelsen har også konsekvenser for husdyrholdet, og økonomisk værdisætning af ændringer i arealanvendelsen bør ideelt set omfatte værdien af ændringer i husdyrholdet, hvis dette er en konsekvens. Der findes data for hvor harmonikravet (forholdet mellem arealtilliggende og husdyrhold) er overholdt, og hvor der er fri-harmoniareal. Disse data kan anvendes til at kortlægge arealer, hvor der er risiko for reduktioner i husdyrhold ved udtagning. Kortlægningen af husdyrproduktionen kan foretages med anvendelse af data fra det Centrale Husdyrbrugsregister. Data for husdyrproduktionen fordelt på husdyr kategorier (svinekød, oksekød, lam, fjerkræ, mælk og æg) forefindes i Danmarks Statistiks opgørelser "Økonomien i landbrugets produktionsgrene" og "Regnskabsstatistik for jordbrug", samt i budgetkalkuler fra SEGES (tidligere Videnscenter for Landbrug). Inddragelse af aspekter relateret til ændringer i husdyrhold er dog ikke meningsfyldt på det landsgennemsnitlige niveau. Følgelig vil konsekvenser i forhold til husdyrhold ikke blive inddraget i analysen.

### 6.3.2 Værdien af ændringer i fiskebestande – rekreativt- og lystfiskeri

Som for de øvrige effekter, kan værdien af ændringer i fiskebestande opgøres på basis af en vurdering af de kvantitative ændringer og den beregnede værdi for forbedringen. I det følgende redegøres for grundlaget til at værdisætte disse ændringer.

I forhold til ændringer i fiskebestande, som følge af de i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) planlagte indsatser, så er der, jf. kapitel 5, kun viden til at kvantificere effekterne af vandløbsindsatsen for havørreder. Implementeringen af vådområder og udtagningen af lavbundsarealer, som har en reducerende effekt i forhold til udledningen af kvælstof til kystvandene, formodes også at have en effekt på fiskebestandene i kystvandene, men på grund af manglende viden om det komplekse samspil mellem næringsstoffer og forskellige fiskearter, kan de potentielle effekter ikke kvantificeres (se redegørelse i afsnit 5.8).

Fokus i dette afsnit vil derfor være, at vurdere mulighederne for at opgøre værdien af den forøgelse i bestanden af havørred, som kan forventes på baggrund af den planlagte vandløbsindsats.

Værdien af fiskeri efter havørreder er primært indenfor det rekreative fiskeri. Det rekreative fiskeri står for omkring 90 % af havørredfangsten i Danmark; det er således kun omkring 10 % af de fangne havørreder, der bliver fanget af erhvervsfiskere. Stigningen i bestanden af havørred, som følge af vandløbsindsatsen, forventes ikke at ændre fangstfordelingen af havørred mellem hhv. lyst- og erhvervsfiskeri. Fokus i det følgende vil derfor være på værdien af den øgede ørredbestand i forhold til lystfiskeriet.

Der er gennemført flere værdisætningsstudier relateret til lystfiskeri i en dansk kontekst. Studierne omfatter både havørred og laks, og i det følgende vil deres resultater kort blive præsenteret; endvidere vil deres potentielle anvendelighed i forhold til værdisætning af den forventede stigning i havørredbestanden blive vurderet.

#### Værdi af laksefiskeriet i Skjern å

Jordal-Jørgensen et al. (2014) opgør den lokaløkonomiske værdi af det nuværende laksefiskeri i Skjern Å, og undersøger samtidig, hvordan denne værdi vil ændre sig, hvis lakseopgangen fordobles fremover. Undersøgelsen er baseret på en spørgeskemaundersøgelse med deltagelse af 753 personer, der alle har fisket i Skjern Å i løbet af 2013. Den lokaløkonomiske værdi, der opgøres i studiet, udgør kun en delmængde af den samlede værdi af laksefiskeriet ved Skjern Å, idet fokus udelukkende er på det faktiske forbrug som lystfiskeriet skaber. I 2013 blev Skjern Å besøgt af i alt 3.716 lystfiskere, som gennemsnitligt havde syv fiskedage pr. år og et gennemsnitligt forbrug på Skjern Å-fiskeriet på 7.345 kr. per år. Laksefiskeriet i Skjern Å i sin nuværende form estimeres til at give anledning til et lokaløkonomisk forbrug på 14,6 mio. kr. om året, en årlig lokal værditilvækst på 6,8 mio. kr. og 6,2 arbejdspladser. I den nuværende situation, er den årlige opgang af laks ca. 4.000, og hvis denne antages øget til 8.000 laks pr. år, estimeres det, at den lokale værditilvækst vil stige til 12,4 mio. kr. pr. år, samt at fiskeriet vil generere 11,3 arbejdspladser. Disse estimater er baseret på antagelser om uændrede priser for fiskeriet, at antallet af fiskere øges med 50 % samt at antallet af årlige fiskedage pr. fisker øges med 1,5.



I undersøgelsen blev respondenterne bedt om at forholde sig til forskellige ændringer i forvaltningen af laksefiskeriet i Skjern Å. Mere specifikt, så blev de bedt om at forholde sig til mulige fremtidige priser på fiskekort sammenholdt med ændringer i opgangen af laks. Resultaterne her viser, at omkring halvdelen af respondenterne – under forudsætning af at antallet af lystfiskere ikke stiger – er villige til at betale en højere pris for fiskekort, hvis opgangen af fisk stiger. Hvis antallet af lystfiskere fordobles, så falder andelen af respondenter, der er villige til at betale mere for øget opgang af laks imidlertid til ca. 30 %. For dagskortfiskere varierer den estimerede betalingsvilje mellem 93 og 169 kr., afhængig af om der er tale om 50 eller 100 % stigning i opgangen af laks, og om der samtidig sker en stigning i antallet af lystfiskere eller ej. For årskortfiskere varierer de estimerede betalingsviljer mellem 437 og 859 kr. Undersøgelsen indikerer således, at den rekreative værdi af lystfiskeri i høj grad afhænger af, hvor mange andre fiskere, der er i fiskeområdet.

Undersøgelsen i Jordal-Jørgensen et al. (2014) tager udgangspunkt i, at den gældende regulering af laksefiskeriet og de strækninger, hvor der kan fiskes laks, holdes konstant. Det diskuteres imidlertid, at en evt. fremtidig stigning i opgangen af laks kan gøre det muligt at øge antallet af strækninger med laksefiskeri, samt danne grundlag for ændringer i reguleringen af fiskeriet, fx i form af øgede kvoter eller forlænget fiskesæson. Forudsat målrettet forvaltning, vurderes der således at være væsentligt potentiale for at øge den lokaløkonomiske værdi af laksefiskeriet i Skjern Å. Undersøgelsen fokuserer udelukkende på Skjern Å, men det bemærkes i studiet, at resultaterne formodes at kunne overføres til øvrige væsentlige vestjyske laksevandløb.

Resultaterne i Jordal-Jørgensen et al. (2014) giver en klar indikation af, at forbedringer i laksefiskeri har betydelig værdi – både lokaløkonomisk og for den enkelte lystfisker. Som nævnt i kapitel 2 og afsnit 5.8., kan det forventes, at den planlagte vandløbsindsats vil have en stor positiv effekt på mange andre arter end havørred, fx laks. Effekten af vandløbsindsatsen på laksebestandene i de danske vandløb kunne imidlertid ikke kvantificeres, og derfor kan resultaterne fra Jordal-Jørgensen et al. (2014) ikke umiddelbart anvendes til at opgøre værdien af ændringer i laksebestandene, som følge af implementeringen af de planlagte vandløbstiltag. I forhold til de forventede ændringer i ørredbestandene, som er kvantificerede, kan værdiestimatoren ikke anvendes direkte, men resultaterne giver en klar indikation på en værdi af forøgelsen af ørredbestanden. I enkelte udenlandske studier ser det ud til at ørredfiskeriet faktisk har en højere værdi end laksefiskeri, men i Danmark er laksefiskeri generelt mere attraktivt end ørredfiskeri.

Opsummerende konkluderes det, at Jordal-Jørgensen et al. (2014)-studiet ikke kan anvendes direkte til reel værdisætning af effekter i forhold til andre fiskebestande end laks; men studiet underbygger formodningen om, at initiativerne kan have betydelig værdi i forhold til lystfiskeri, men også at et øget fiskeri i form af flere lystfiskere, reducerer værdien af det enkelte besøg.

### **Den samfundsøkonomiske værdi af lystfiskeri i Danmark**

I forbindelse med projektet "Samfundsøkonomisk betydning af lystfiskeri i Danmark", som blev igangsat af Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, blev der udarbejdet en rapport med titlen "Analyse af adfærd, motiver og præferencer blandt danske lystfiskere" (Fødevareministeriet, 2010). Rapporten bygger på resultaterne af to spørgeskemaundersøgelser, der havde til formål at: 1) analysere lystfiskeriets udøvelse, 2) udarbejde segmentanalyse af lystfiskere, og 3) estimere lystfiskernes betalingsvillighed for forskellige ele-

menter af lystfiskeriet. 20.000 respondenter svarede på et spørgeskema, der havde til formål at opgøre antallet af lystfiskere, og 1.522 lystfiskere svarede på et andet og mere detaljeret spørgeskema, der bl.a. indeholdt et værdisætningsstudie.

I forhold til udbredelsen af lystfiskeri som en fritidsaktivitet, viser undersøgelsen at 18 % af befolkningen mellem 18 og 65 år har fisket mindst én gang indenfor det seneste år, og at det gennemsnitlige antal fiskedage per lystfisker er 10 dage per år. I forhold til udøvelsen af forskellige typer lystfiskeri viser undersøgelsen, at kystfiskeri udgør 37 % af alt lystfiskeri og at resten fordeler sig med 19 %, 25 % og 16 % på hhv. hav-, sø- og åfiskeri, samt 5 % der blev kategoriseret som "andet". Populationen af lystfiskere deles op i fem forskellige typer, der adskiller sig i forhold til motivet for at fiske, forbrug på fiskeri, type fiskeri og hyppighed af fisketure; lystfiskere er således ikke en homogen gruppe, men nærmere en samle betegnelse for en række forskellige grupper. Den fiskeplads, som hyppigst besøges, karakteriseres som en plads, der: 1) er relativt nemt tilgængelig, 2) er uden for mange andre fiskere, 3) har en blanding af større og mindre fisk, 4) byder på gode naturoplevelser og 5) byder på god vandkvalitet. Lystfiskernes forbrug på fiskeaktiviteter opgøres også i undersøgelsen, og det gennemsnitlige forbrug per lystfisker indenfor det sidste år estimeres til 4.051 kr.

Resultaterne af det gennemførte værdisætningsstudie (valgekspériment, CE) viser at:

- Jo mere man fisker, jo mere vil man betale,
- Naturoplevelsen er den væsentligste parameter,
- Næst væsentligste parameter er vandets kvalitet,
- Gode fangstmuligheder og muligheden for at fange store fisk vurderes positivt, men betalingsviljen for store fisk er begrænset for de fleste typer af fiskere,
- Adgangsforhold vurderes meget forskelligt – meget aktive fiskere har ingen positiv betalingsvilje for nem adgang, de mere inaktive fiskere har derimod høj betalingsvilje for nem adgang.

Betalingsviljerne for de forskellige attributter inkluderet i CE-studiet varierede over de forskellige lystfiskertyper i følgende intervaller:

- Vanskelig adgang (-349 - 0 DKK),
- Store fisk (0 - 515 DKK),
- Stor naturoplevelse (437 - 1.145 DKK),
- God fiskevandskvalitet (284 - 726 DKK),
- Gode fangstmuligheder (249 - 716 DKK) og
- Mange andre lystfiskere (-313 - 0 DKK).

Ligesom Jordahl Jørgensen et al. (2014), viser dette studie således, at værdien af et besøg aftager, når der er mange andre fiskere. Begge studier antyder, at vandkvaliteten/fiskevandskvaliteten har positiv betydning for værdien af fiskeoplevelsen.

Spørgeskemaet inkluderede også et betalingsviljespørgsmål med henblik på estimering af den samlede værdi af det rekreative fiskeri i Danmark. Det gennemsnitlige forbrugsoverskud beregnes til 736 kr./år per lystfisker, hvilket aggregeret over de 616.000 danske lystfiskere svarer til en samlet værdi på 453 mio. kr./år. Det bemærkes i rapporten, at CVM-studiet ikke har overholdt alle

de metodiske krav, der er til sådanne undersøgelser, og det fremhæves derfor, at resultatet må betragtes som temmelig usikkert. Sammenlignet med andre studier, menes estimatet dog at være af en rimelig størrelsesorden. Desuden fremhæves det, at estimatet udelukkende afspejler brugsværdier.

Værdiestimaterne i Fødevareministeriet (2010) er ikke direkte relateret til specifikke kvantitative ændringer i kvaliteten eller omfanget af lystfiskeri, og det er ikke muligt at opgøre separate værdier for de forskellige typer fisk. Resultaterne indikerer imidlertid, at lystfiskeri er forbundet med væsentlig rekreativ værdi, og ændringer i mulighederne for at udøve rekreativt fiskeri må derfor forventes at give anledning til betydelige ændringer i lystfiskeriets rekreative værdi. Fordelingen af lystfiskeri på de forskellige typer fiskeri viser, at fiskeri i vandløb/å er den mindst udbredte type fiskeri, hvorimod kystfiskeri er den mest udbredte type fiskeri. Dette resultat kan tolkes som at ændringer i fiskemulighederne i kystvandene, må formodes at have større værdi end ændringer i mulighederne for fiskeri i vandløb/å. Hvorvidt denne fortolkning holder, afhænger imidlertid af den relative værdi af de to typer fiskeri – og hvis fiskeri i vandløb generelt er forbundet med højere værdi (og pris) end kystfiskeri, så holder slutningen ikke. Tolkningen forudsætter ligeledes, at den relative værdi af de to typer fiskeri forbliver konstant, hvilket ikke nødvendigvis kan forventes at holde stik, særligt ikke hvis der sker markante ændringer i størrelsen af de forskellige fiskebestande.

#### **Værdi af havørred i det rekreative fiskeri**

På baggrund af en række kilder, beregner Havørred Fyn (2010) værdien af en fanget (og hjemtagen) havørred til ca. 4.300 kr., hvilket med udgangspunkt i en gennemsnitsvægt pr. fisk på 1,7 kg svarer til en værdi på godt 2.500 kr./kg. Dette tal ville i teorien kunne bruges til at beregne værdien af de forventede ændringer i havørredbestandene. Tallet vil dog ikke blive brugt i de videre analyser, idet beregningen bygger på opgørelse af danske og udenlandske fiskeres samlede udgifter relateret til lystfiskeri (Jacobsen, 2010), og dermed vurderes at resultere i en overestimation af den velfærdsøkonomiske værdi, som hjemtagne fisk repræsenterer.

#### **Undersøgelse af tyske lystfiskeres præferencer for lystfiskeri i Danmark**

I Jensen et al. (2010) afrapporteres resultaterne af en undersøgelse omhandlende tyske lystfiskerturister. Formålet med undersøgelsen er at vurdere Danmark som lystfiskedestination i forhold til andre lande, samt at analysere udenlandske turisternes betalingsvilje for forskellige faktorer som har betydning for lystfiskeriet i Danmark. Analysen er baseret på en internetbaseret spørgeskemaundersøgelse med 1.006 tyskere, som indenfor de seneste 12 måneder har været på lystfiskerferie udenfor Tyskland; 426 ud af de 1.006 respondenter har været på lystfiskerferie i DK i 2008-9. Lystfiskeraktiviteten vurderes generelt højt blandt de tyske lystfiskerturister; 85 % af de tyske turister, der tager på lystfiskerferie i Danmark, anser således fiskeaktivitet for at være "vigtig" eller "meget vigtig" på ferien. I forhold til typen af fiskeri, så er fiskeri ved vandløb mest populært (nævnes af 60 %), dernæst fiskeri ved sø (nævnes af 45-50 %) og til sidst kommer fiskeri ved kyst (nævnes af 28-32 %). I undersøgelsen bliver respondenterne bedt om at angive hvilke fiskearter, de har fisket efter; i Danmark synes havørredfiskeri at være det mest udbredte. Undersøgelsen inkluderer et værdisætningsstudie baseret på valgekspérimentmetoden; i dette afdækkes respondenternes betalingsvilje for ændringer i en række attributter relateret til kvaliteten af lystfiskeri. Resultaterne af værdisætningsstudiet viser, at de tyske lystfiskere generelt har positiv betalingsvilje for forbedrede fangstmuligheder, mulighed for at fange store fisk, store na-

turoplevelser og forbedrede vandkvaliteter, hvorimod betalingsviljen for øget transportafstand og antallet af andre fiskere (trængsel) er negativ. Undersøgelsen kan ikke umiddelbart bruges til at sætte en værdi på de ændrede muligheder for lystfisketurisme, som potentielt kan være en konsekvens af implementeringen af tiltagene i vandområdeplanerne. Resultaterne kan således ikke linkes til specifikke ændringer i mulighederne for fiskeri, fx i forhold til fiskearter og typer fiskeri. Hertil kommer, at de tyske lystfiskeres betalingsvilje ikke bør tælles med i en samfundsøkonomisk analyse der er afgrænset til Danmark. Resultaterne kan derimod bruges til at underbygge formodningen om, at ændringer i mulighederne for lystfiskeri kan repræsentere betydelige værdier.

### **Udenlandske studier**

Udenlandske studier har forsøgt at sætte værdi på ørred- og laksefiskeri. Det svenske Naturvårdsverk har på sin hjemmeside samlet en oversigt over værdisætningsstudier, hvor der også indgår studier af værdien af fritidsfiskeri. Fiskerverket beskriver også disse værdier (Fiskeriverket, 2008). Blandt andet er der udført studier der har undersøgt betalingsviljen blandt rekreative fiskere for at fange en ekstra ørred eller laks. I et studie, er der beregnet den samme værdi for de to fiskearter, baseret på en undersøgelse i området Storsjö-Kapell, som er beliggende i Härjedalen. Betalingsviljen er i gennemsnit 41 SEK for mellemstore fisk, og for store fisk 69 SEK (2007 priser). Paulrud & Laitila (2004) har beregnet, at betalingsviljen i Bohuslän er 8 SEK per ekstra fisk for "almindeligt fiskeri", mens det er 531 SEK per fisk for fiskeri i floder.

Sveriges Jordbruksverk (2013) har beregnet værdien af, hvad de definerer som 'fritidsfiskeri' i ferskvand ud fra udgifterne til redskaber, fiskeredskaber, rejser mv., og denne beregning resulterer i en værdi på 144 SEK/kg fisk. Denne beregning omfatter bl.a. ørredfiskeri, og det gælder flere af de svenske studier, at de omhandler ørred, men også andre fisk. Men de svenske resultater spænder vidt. Bohuslän er områdemæssigt sammenlignelig med Danmark. De 531 kr./fisk kan være et godt bud - også for Danmark, mens værdien af "almindeligt fiskeri" i Bohuslän på 8 SEK per ekstra fisk virker som et underkantsskøn.

Radford et al. (1991) evaluerede laksefiskeri i Storbritannien, og vurderede, på baggrund af en analyse af de udgifter fiskeren havde i tilknytning til fiskeriet, at hver laks er værd £3,600. Elliot (1989) undersøgte fiskeri efter vilde ørreder og kom frem til, at havørred har en værdi af £500 per fisk, og desuden, at værdien af at forbedre et fiskevandløb, fra at være uden fisk til at have et godt fiskeripotential, havde en værdi på £6.20 per fisk/dag for laks, og £7.92 fisker/dag for ørred; i dette tilfælde altså en højere værdi for ørred.

### **Sammenfattende vurdering af værdien af forbedret rekreativt fiskeri**

Selv om det i denne rapport er vurderet, at effekten af den planlagte vandløbsindsats vil medføre en fordobling af det antal havørreder, der årligt fanges og hjembringes i det rekreative fiskeri i Danmark, kan værdien af det forbedrede rekreative fiskeri ikke specificeres på dette grundlag. De eksisterende danske og udenlandske undersøgelser giver alle meget forskellige resultater for værdien af forbedrede forhold for det rekreative fiskeri. Vi vurderer, at det ikke er muligt at anvende nogen af studierne til bestemmelsen af værdien af ekstra ørredfangster, og konklusionen er, at der, for at bestemme værdien af de forbedrede betingelser for ørredfiskeriet, bør udføres en særskilt undersøgelse blandt rekreative fiskere med fokus på at kunne beregne værdien af ekstra hjemtagne fisk som følge af vandløbsforbedringerne.

Tabel 16 samler op på den beskrevne viden om kvantificerbare effekter og værdi af ændringer i fiskeriet som følge af de tre virkemidler.

Tabel 16 Opsamling af beregnet værdi for fiskeri.

	Vandløbsindsats	Vådømrådeindsats og udtagning	Værdi af ekstra hjemtaget	Værdi af indsats	Samlet værdi af effekt på lystfiskeri
Værdi af rekreativt fiskeri efter havørred i vandløb og i havet, herunder langs kysterne	Forbedring af 2.197 km vandløb antages at øge antal hjemtagne havørreder fra disse vandløb fra 32.000 til 320.000	Ikke vidensgrundlag til at kvantificere værdi	Ikke vidensgrundlag til at kvantificere værdi	Der er værdi af øget fiskeri og af bedre vandkvalitet, men øget antal fiskere kan medføre reduceret værdi for den enkelte fisker/per besøg.	Ikke mulig at kvantificere på foreliggende grundlag, men vidensgrundlag godt på fysisk kvantificering af effekt.
Kystfiskeri (ikke havørred)		Effekt på N-udledning kan kvantificeres men effekt på fiskeri kan ikke opgøres	Effekt på N-udledning kan kvantificeres men effekt på fiskeri kan ikke opgøres	Effekt vurderes at være positiv	Ikke mulig at kvantificere. Vidensgrundlag vedr. fysisk kvantificering af effekt ikke tilstrækkeligt.

### 6.3.3 Værdien af reduktion af drivhusgasemissioner og binding af kulstof i jorden

Ved udtagning af lavbundslande og etablering af vådområder, ophobes/bindes kulddioxid ved, at de permanent våde områder skaber iltfattige forhold i jorden, og dermed nedbrydes kulstof meget langsomt. Som følge heraf ophobes kulstof og udslip af kulddioxid mindskes. Potentialet for kulstofbinding, og dermed også effekten af indsatserne, vil variere geografisk pga. variationen i det eksisterende kulstofindhold i jord og biomasse (og dermed det uudnyttede potentiale).

Mens værdien af kulstofbindingen er uafhængig af hvor bindingen foretages, er effekten og omkostningen forbundet med at opnå større kulstofbinding afhængig af lokalitet. Valg af metode i forbindelse med værdisætning af klima-effekter har været meget omdiskuteret (se fx Stern review (Stern, 2007)). Der skelnes overordnet mellem tre metoder til værdisætning af ændringer i drivhusgasemissioner:

- Beregning af de samfundsøkonomiske omkostninger (Social Cost of Carbon),
- Skyggeprismetoden og
- Kvotepriisen.

Den mest korrekte metode, teoretisk set, er Social Cost of Carbon (SCC)-tilgangen, hvor den velfærdsøkonomiske værdi – samfundets omkostning ved kulstofudledning (social cost of carbon) - baseres på beregning af omkostningerne forbundet med udledningen af drivhusgasser. Denne værdi repræsenterer nutidsværdien af de klimaændringer (over en specificeret tidsperiode), som udledning af et ekstra ton kulstof til atmosfæren i dag giver anledning til, og denne værdi er en globalt gældende skadesomkostning. For Danmark er samfundets skadesomkostninger ved egne kulstofudledninger forsvindende små, og det er derfor kun på det globale plan, at det giver mening at opgøre de marginale skadesomkostninger ved drivhusgasudledninger. Ifølge SCC-tilgangen, bestemmes det optimale udledningsomfang som det, hvor de marginale globale skadesomkostninger er lig de marginale globale reduktionsomkostninger. De nuværende nationale reduktionsmålsætninger er ikke bestemt ud fra dette globale optimeringsprincip. Dvs. at det nationale reduktionsomfang ikke er bestemt som den reduktion, hvor de marginale *nationale* redukti-

onsomkostninger er lig med de *globale* marginale skadesomkostninger ved (drivhusgas)udledninger (se fx Perman et al., 2011). Ifølge skyggepristilgangen, bestemmes værdien af ændringer i drivhusgasudledningen på baggrund af den marginale omkostning ved at reducere emissionerne til de politisk bestemte målsætninger ved den billigste tilgængelige teknologi. Dermed vil de marginale omkostninger ved drivhusgasreduktion være stigende i takt med, at mere omkostningsfulde teknologier skal benyttes. Estimer for omkostninger ved at opnå reduktioner i drivhusgasemissioner i Danmark kan findes i Klima-, Energi og Bygningsministeriet, 2013a (Regeringens Klimaplan). Den tredje mulighed er, at anvende kvoteprisen på CO<sub>2</sub>-emissioner som udgangspunkt for fastlæggelse af værdien af ændringer i drivhusgasemissioner. Denne tilgang er principielt kun relevant for det kvoteomfattende område, men i praksis anvendes den også ofte i forbindelse med den ikke-kvoteomfattede sektor.

Ved udarbejdelsen af regeringens klimaplan, blev skyggeprismetoden anvendt. På grundlag af beregninger af omkostninger og reduktionspotentiale for omkring 50 klimatiltag, blev der udarbejdet en MAC-kurve der illustrerer de samfundsøkonomiske omkostninger (CO<sub>2</sub>-skyggepriser) forbundet med forskellige reduktionsomfang. Med udgangspunkt i den daværende danske målsætning om 40 % reduktion af udledningen af drivhusgasser, kunne skyggeprisen for CO<sub>2</sub>-reduktioner aflæses til at være omkring 900 kr./tons CO<sub>2</sub>-ækv. (Klima-, Energi- og Bygningsministeriet, 2013b). Denne MAC-kurve dannede grundlag for værdisætningen af CO<sub>2</sub>-reduktioner i Dubgaard et al. (2015).

Siden Dubgaard et al. (2015)-studiet, har regeringen varslet justering af CO<sub>2</sub>-reduktionsmålsætningen fra 40 % til formentlig 37 %. Energistyrelsen anvender ikke længere den førnævnte MAC-kurve som udgangspunkt for værdisætning af CO<sub>2</sub>-reduktioner (Personlig meddelelse, Lisbeth Strandmark, Specialkonsulent i Energistyrelsen, 2016). Der er således ikke en officiel rigtig pris på emissioner fra den ikke-kvoteomfattede sektor, men det forventes dog, at der vil være omkostninger forbundet med at nå et mål i 2030. Da vi ikke kender disse omkostninger, foreslår Energistyrelsen (Personlig meddelelse, Lisbeth Strandmark, Specialkonsulent i Energistyrelsen, 2016) at der tages udgangspunkt i kvoteprisen, men at der anvendes flere priser som kan danne et spænd for de samfundsøkonomiske beregninger. Mere specifikt så foreslås det, at anvende et lavt skøn der udgøres af kvoteprisen (omkostningerne i den ikke-kvoteomfattede sektor vil jo næppe ligge under kvoteprisen), et mellem-skøn på 500 kr./ton og et højt skøn på 1000 kr./ton. Det indikerer samtidigt, at der er stor usikkerhed om prisen (både de runde tal og spændvidden).

CO<sub>2</sub>-kvoteprisen fra Energistyrelessens Basisfremskrivning (Energistyrelsen, 2015) anvendes derfor som det lave skøn.

I Basisfremskrivningen arbejdes der med tre forskellige forløb for udviklingen i kvoteprisen (Energistyrelsen, 2015):

- **Forløb A:** Kvoteprisen forbliver på dagens niveau på ca. 55 kr./ton.
- **Forløb B:** Baseret på udviklingen i IEA's World Energy Outlook 2015; kvoteprisen stiger fra nuværende niveau til ca. 100 kr./ton i 2020, og ca. 170 kr./ton i 2025.
- **Forløb FM:** Baseret på skøn fra Finansministeriet; kvoteprisen stiger fra nuværende niveau til ca. 65 kr./ton i 2020, og ca. 85 kr./ton i 2025.

Som det fremgår af de tre forskellige forløb, er der også indenfor den kvoteomfattede sektor en del usikkerhed, både omkring størrelsen af og udviklingen i kvoteprisen fremover. På baggrund af dette, samt på anbefaling fra Lisbeth Strandmark (Personlig meddelelse, 2016), vælges det her at gennemføre beregningerne for alle tre forskellige kvoteprisforløb.

I tabel 17 er værdien af de reduktioner i udledningen af drivhusgasser, som hhv. vådområde- og udtagningsindsatsen forventes at resultere i, beregnet for hver af de tre kvoteprisforløb. Værdien af de forventede reduktioner er ligeledes beregnet med udgangspunkt i mellemskønnet på 500 kr./ton og det høje skøn på 1.000 kr./ton. I alle tilfælde er beregningerne baseret på antagelse om en uendelig tidshorisont.

Tabel 17 Værdien af reduktioner i udledningen i klimagasser.

	Vådområdeindsats (estimeret reduktion: 93.400 ton CO <sub>2</sub> -ækv. ) mio. kr./år	Udtagningsindsats (estimeret reduktion: 168.300 ton CO <sub>2</sub> -ækv. ) mio. kr./år
Værdi af CO <sub>2</sub> -reduktioner – Forløb A	5,1	9,3
Værdi af CO <sub>2</sub> -reduktioner – Forløb B	13,3	24,0
Værdi af CO <sub>2</sub> -reduktioner – Forløb FM	7,2	13,1
Værdi af CO <sub>2</sub> -reduktioner – 500 kr./ton	46,7	84,2
Værdi af CO <sub>2</sub> -reduktioner – 1.000 kr./ton	93,4	168,3

Sammenfattende er det muligt at værdisætte værdien af reduktioner i udledningen af drivhusgasser som følge af de tre indsats, men det angivne spænd på grundlag af forudsætningerne er meget stort. Det højeste niveau svarer til et lidt højere niveau end værdien af CO<sub>2</sub>-reduktioner aflæst på den tidligere anvendte MAC-kurve. Det er desværre ikke muligt at konkretisere yderligere, hvilken værdi der repræsenterer det realistiske niveau, men der kan konstateres, at der er behov for at udrede dette yderligere, således at der opnås et fælles grundlag for opgørelsen af værdien i samfundsøkonomiske opgørelser. En sådan udredning ligger udenfor rammerne af nærværende projekt.

### 6.3.4 Værdien af klimasikring/klimatilpasning

Klimasikring ved udtagning, vådområder og vandløbsvirkemidler kan defineres som økosystemtjenester som udnytter den regulerende funktion som naturlige, semi-naturlige og dyrkede økosystemer kan have, i forhold til forskellige typer af oversvømmelser (Termansen et al., 2015). Oversvømmelser kan skade afgrøder, anden produktion, huse, veje og anden kapital.

Som nævnt, er der udviklet modeller til at beregne de effekter som forskellige arealanvendelser, fx våde enge i ådalene, har, på risikoen for oversvømmelser i de byer, som åerne løber igennem (Højbjerg et al., 2012). Hermed har vådområdet en værdi (økosystemtjeneste) hvis muligheden for at oversvømme lave, lavproduktive jorder udnyttes, og således forhindre oversvømmelse fra åerne i de typisk tætbebyggede kystbyer.

De konkrete økonomiske tab som oversvømmelser kan medføre opgøres af forskellige kilder. For så vidt stormflod og oversvømmelser fra vandløb m.m., opgør Stormrådet skaderne fra disse med mellemrum (fx Stormrådet, 2009, 2014) - herunder de skadesomkostninger som der kompenseres for. Tilsvarende, har forsikringsbranchen samlet data over skadesbegivenheder, herunder i forbindelse med stormregn, og de er i nogen grad gjort tilgængelige for forskning (se fx Zhou et al., 2013a). Miljø- og Fødevareministeriets Nøgletalskatalog (Miljø- og Fødevareministeriet, 2014, dokumentation – med senere opdateringer) over beregningspriser for miljøprojekter, opgør disse skadesomkost-

ninger på baggrund af forsikringsudbetalinger i forbindelse med skybrud i perioden 2006-2012. Skadesomkostningerne opgøres særskilt for erhvervs- og beboelsesejendomme. For beboelsesejendomme er skadesomkostningerne opgjort i markedspriser estimeret til 509 kr<sub>2014</sub> pr. m<sup>2</sup> kælderetage og 1.107 kr<sub>2014</sub> pr. m<sup>2</sup> stueetage. For erhvervsjendomme er skadesomkostningerne opgjort i faktorpriser opgjort til 278.250 kr<sub>2014</sub> pr. oversvømmelseshændelse. Afslutningsvist kan det nævnes, at Naturstyrelsen stiller et beregningsværktøj til rådighed (PLASK), som kan bruges i forbindelse med samfundsøkonomiske analyser af klimatilpasningsprojekter, herunder bl.a. vådområder. Anvendelse af værktøjet er imidlertid målrettet specifikke projekter og indsatsprogrammer, og det kan derfor ikke anvendes til at værdisætte klimatiltag i nærværende generelle kontekst.

Sammenfattende er det ikke på foreliggende grundlag muligt at værdisætte effekterne af klimatilpasningseffekterne af vandløbsindsats, vådområder og udtagning, men for vådområder vil dette være muligt, når den specifikke placering er kendt.

### **6.3.5 Værdi af natur og biodiversitet**

Som nævnt er der foretaget en kortlægning af den rumlige variation i biodiversiteten i Ejrnæs et al. (2014), men denne kortlægning giver imidlertid ikke information om den absolutte økonomiske værdi af biodiversiteten i specifikke områder, og det giver heller ikke information om, hvilke ændringer i biodiversitet, der følger eventuelle ændringer i arealanvendelse. Det kan imidlertid give en indikation af, hvor implementeringen af tiltag potentielt vil kunne have den største effekt – positiv såvel som negativ – i forhold til natur og biodiversitet.

Med hensyn til værdisætningen, er der gennemført flere værdisætningsstudier som forsøger at opgøre forskellige aspekter relateret til biodiversitet, men der foreligger ikke et samlet grundlag for at værdisætte ændringer i biodiversitet. Eksempler er Hasler et al. (2007), hvor beskyttelsen af biodiversitet i vandmiljøet værdisættes i forbindelse med værdisætning af rent drikkevand, Lundhede et al. (2013), hvor biologisk mangfoldighed værdisættes som en attribut forbundet med et specifikt naturgenopretningsprojekt, og Jacobsen et al. (2012), hvor værdien af beskyttelse af dyreliv undersøges. Fælles for studierne er, at de finder en væsentlig betalingsvilje for biodiversitet. Resultaterne fra eksisterende studier kan imidlertid ikke umiddelbart overføres til nærværende kontekst og anvendes til værdisætning af de ændringer i natur og biodiversitet, som den planlagte vandmiljøindsats forventes at give anledning til. På et mere overordnet plan, kan resultaterne fra de forskellige studier dog samlet tolkes som en indikation af, at forbedringer i natur og biodiversitet er forbundet med væsentlige værdier. Værdien af forbedringer i forhold til biodiversitet og natur må dog forventes at variere betydeligt på tværs af områder, afhængig af adskillige faktorer, så som tilstanden af de omkringliggende arealer, arealets størrelse og hvilken type natur, der etableres i området.

Sammenfattende er det ikke muligt at værdisætte værdien af biodiversitet som følge af de tre indsats på det foreliggende grundlag

### **6.3.6 Værdien af ændringer i rekreative forhold**

DØRS (2014), nærmere beskrevet i Bjørner et al. (2014), har udført et studie der kortlægger rekreationsaktiviteter på landskabsniveau, som inkluderer alle de forskellige økosystemer der er relevante for rekreation, inklusive udyrkede



arealer i landbrugslandet. I forbindelse med studiet blev der udviklet en rekreationsmodel. Denne model bygger på kort over den geografiske fordeling af befolkningen, digitalt vejnet der anvendes til at beregne transportafstanden mellem bopæl og de forskellige rekreationsområder samt spørgeskemadata for hvor folk tager hen. Rejseomkostningsmetoden anvendes, i denne sammenhæng, til at analysere befolkningens rekreationsvalg og baserer sig på data for observerede rekreationsaktiviteter, der giver oplysninger om den geografiske lokalitet for aktivitetens start og mål. Dette muliggør analyse af den afvejning mellem omkostninger (transportudgifter og forbrug af tid) og gevinster (områdernes rekreative kvaliteter), som folk gør, når de beslutter sig for destinationen for deres rekreative aktiviteter. Denne afvejning mellem omkostninger og gevinster danner udgangspunktet for den økonomiske værdisætning. Idet datagrundlaget for modellen inkluderer information om samtlige rekreative områder, kan modellen bruges til at analysere hvilke faktorer, der har betydning i forhold til folks valg, og den bruges til at belyse den substitution mellem områder, der potentielt kan ske, hvis udbuddet af rekreative områder ændres enten kvalitativt eller kvantitativt. I nærværende sammenhæng, er der ikke grundlag for at vurdere omfanget af en evt. fortrængningseffekt, men modellen omfatter både omkostninger ved at opsøge et rekreativt areal og substitutterne, og modellerer på dette grundlag sandsynligheden for at en person tager på tur til forskellige områder. Denne tilgang kan også anvendes til at beregne værdien af nye naturområder, som fx udtagne lavbundsarealer og vådområder, samt restaurerede vandløb. For at kunne anvende modellen, er det nødvendigt at kende den geografiske lokalisering af de udtagne arealer.

Bjørner et al. (2014)-studiet er anvendt som grundlag for Miljø og Fødevarerministeriets Nøgletalskatalog (Miljøministeriet, 2014). Nøgletallene for den rekreative værdi af naturområder er i nøgletalskataloget opgjort til 26 kr<sub>2014</sub> per besøg og 8.260 kr<sub>2014</sub> per ha per år. Begge tal repræsenterer nationale gennemsnitstal beregnet på tværs af naturtyper. Studiet viser imidlertid, at der er stor variation i den rekreative værdi af natur. Den opgjorte værdi per ha for naturområder (ekskl. parker) spænder således fra 240 kr./ha til 724.950 kr. (Bjørner et al., 2014). I forhold til hvilke faktorer der er bestemmende for et givent områdes rekreative værdi, så viser studiet, at det er et områdes geografiske placering fremfor dets naturkarakteristika der er afgørende for områdets værdi. Områdets placering i forhold til befolkning og andre naturområder er således vigtigere end eksempelvis naturtype. I tabel 18 nedenfor er resultaterne fra Nøgletalskataloget gengivet.

Tabel 18 Rekreative værdier på kommuneniveau.

Område	Kr./ha pr. år (2014)
Københavns omegn 1	159.687
Københavns omegn 2	67.717
Københavns omegn 3	24.846
Øvrige Sjælland + Lolland-Falster	8.819
Region Syddanmark	6.134
Odense	28.089
Region Nordjylland	3.709
Ålborg	18.830
Region Midtjylland	3.079
Århus	26.505

Hvis den rekreative værdi af den planlagte vandmiljøindsats beregnes på baggrund af gennemsnitsværdien på 8.260 kr. fra Nøgletalskataloget, så fås værdien til 44,6 mio. kr. per år for udtagningsindsatsen, og 73,1 mio. kr. for vådområdeindsatsen, i alt 117,7 mio. kr. per år.

Som det fremgår af tabel 18, er de estimerede rekreativsværdier signifikant højere for områder nær større byer end for regionerne som sådan. Idet størstedelen af indsatsen forventes placeret i vanddistrikt Jylland og Fyn<sup>7</sup>, kan det være rimeligt at basere opgørelsen af rekreativsværdi på tal udledt for Jylland og Fyn, i stedet for på gennemsnittet. Idet det antages, at indsatserne overvejende placeres i landområder, vurderer vi, at værdiestimatet for Region Nordjylland på 3709 kr. per ha repræsenterer et fornuftigt bud på den rekreative værdi af nye naturområder.

Med udgangspunkt i denne værdi, kan den rekreative værdi af vådområde- og udtagningsindsatsen beregnes til hhv. 33 og 20 mio. kr. per år. Anvendes i stedet den laveste hektarværdi fra Bjørner et al (2014) på 240 kr. per ha, fås en årlig rekreativ værdi på 1,3 mio. kr. for udtagningsindsatsen og 2,1 mio. kr. for vådområdeindsatsen (i alt ca. 3,4 mio. kr. per år), hvilket må betegnes som et meget lavt og konservativt bud. I den videre analyse arbejdes der videre med et spænd for den rekreative værdi fastlagt ud fra hektarværdierne på hhv. 240 kr. og 8.260 kr., idet det formodes, at den reelle værdi for de fleste af de berørte arealer vil befinde sig et sted i dette interval.

Termansen et al. (2016) demonstrerer hvordan specifik rumlig placering af udtagning medfører forskellig rekreativ værdi af udtagningen - således spiller bl.a. afstand til større byer en stor rolle (potentielt besøgende).

Sammenfattende er det muligt at værdisætte værdien af rekreation som følge af de tre indsats på det foreliggende grundlag, men værdisætningen er usikker. Tabel 19 opsummerer værdien af rekreation som følge af vådområder og udtagning med anvendelse af de beskrevne forudsætninger for de rekreative værdier.

Tabel 19 Værdi af effekt af vandmiljøindsats for rekreation.

	Hektar vådområder	Hektar udtagning	Værdi vådområ- der mio. kr./år	Værdi udtagning, mio. kr./år	Samlet værdi
Gennemsnitsværdi 8260 kr./ha	8.850	5.400	73,1	44,6	117,7
Værdi region Nordjylland 3709 kr./ha	8.850	5.400	33	20	53
Laveste værdi 240 kr./ha	8.850	5.400	2,1	1,3	3,4

Værdien af vandløbsindsatsen for rekreation er ikke beskrevet her, men rekreativt fiskeri antages at være en væsentlig effekt. Hertil kan komme værdi af rekreative besøg langs vandløbene. I forhold til opgørelse af den rekreative værdi af vandløb refereres der til Hasler et al. (2010), hvor der præsenteres resultater for værdisætningsstudier omhandlende blandt andet den rekreative

<sup>7</sup> Jf. tabel 2 forventes 8.700 ha af de planlagte vådområder implementeret i vandområdedistrikt Jylland og Fyn. Jf. afsnit 4, er den planlagte udtagningsindsats ikke fordelt udover vandområdedistrikter, men det må formodes at en ikke uvæsentlig del placeres i Jylland og Fyn distriktet.

værdi af vandløb. Resultaterne i Hasler et al. (2010) er ikke tilstrækkelige til at danne grundlag for en egentlig værdisætning af ændringerne i de rekreative muligheder som følge af implementering af vandløbsindsatsen, men de indikerer at der kan være tale om væsentlige værdier.

Det fremgår af beskrivelsen foran og opsummeringen i tabel 19, at det har stor betydning for de rekreative værdier, hvor vådområdeindsatsen og udtagningen finder sted. Anvendelsen af det forholdsvis lave og konservative interval er begrundet i, at mange af de berørte områder forventes at ligge i landområder med en relativt lav befolkningstæthed. Med mindre adgangsforholdene tilrettelægges, vil mange af områderne formentlig være relativt svært tilgængelige. Ved anvendelse af den landsgennemsnitlige værdi, opnås der, som tabel 19 viser, en betragtelig større værdi end hvis det laveste estimat anvendes.

### 6.3.7 Værdien af ændringer i turisme

Turisme kan betragtes som en delmængde af rekreation og omfatter både indenlandsk som udenlandsk turisme. Turisme defineres ofte ved, at der indgår en overnatning uden for hjemmet i aktiviteten (Termansen et al., 2015). Der ved adskiller den sig fra de daglige rekreative aktiviteter.

Der eksisterer flere kilder til viden om turisterne i Danmark. Danmarks Statistik opgør en række data i relation til overnatninger som kan beskrives både i forhold til fx formen (camping, hotel mm.), den geografiske fordeling i landet (fx kommuner) og turisternes nationalitet<sup>8</sup>. Danmarks Statistik har også data om den geografiske fordeling af feriehuse i landet. VisitDenmark opgør en række forskellige besøgsdata, forbrugsundersøgelser og attraktionsstatistikker indenfor turismeområdet, og har særligt hovedsigte på den udenlandske turisme i Danmark (VisitDenmark, 2010; 2011a,b; 2012a,b; 2014). Center for Regional og Turisemeforskning (CRT) har også sammenstillet en række data fra disse og andre kilder i forbindelse med analyser af blandt andet kystturismens omfang og økonomiske betydning (CRT, 2012) (se evt. Termansen et al., 2015).

VisitDenmarks jævnlige undersøgelser viser, at 7-8 ud af 10 turister, danske såvel som udenlandske, angiver naturen som den væsentligste baggrund for at vælge Danmark som destination. En væsentlig udfordring ved at opgøre miljøkvalitetens betydning for turismen er, at det er flere forhold end miljøet der er af betydning for turisternes valg af destination, og her kender vi ikke den relative betydning af natur/miljø i forhold til andre motiver for destinationsvalg. Desuden mangler der viden om den relative betydning af forskellige miljøfaktorer/naturtyper, samt om hvordan efterspørgslen vil ændre sig som konsekvens af ændringer i natur- og miljøfaktorer, så som vandkvalitet og fiskebestande.

Der er gjort ganske beskedne forsøg på at relatere turistaktiviteterne til naturarealerne i de forskellige dele af landet på en stringent vis. CRT (2012) forsøger sig med en grafisk sammenligning af forskellige mål for turisme (overnatninger mm) med relativt grove mål for andelen af natur i de forskellige kommuner. Iht. Termansen et al. (2015) bør der være et potentiale for at anvende teknikker svarende til dem anvendt i forbindelse med DØRS's miljøøkonomiske rapport 2014 (Bjørner et al., 2014), til indsamling af viden om turisternes anvendelse (tid, transportafstande mm) af naturområder, herunder natur i tilknytning til vandløb, vådområder og udtagne lavbundsarealer.

<sup>8</sup> <http://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1440>

## Kystturisme

Kystdanmark er Danmark udenfor de fire største byer. Kystdanmark står for 62 % af Danmarks samlede turismeforbrug (VisitDenmark, 2014). Det estimeres desuden, at turismen står bag 3,5 % af al værditilvækst og 4,4 % af alle job i Kystdanmark (VisitDenmark, 2014). Der er imidlertid mange forskellige motiver for kystturismen, og det er derfor kun en del af den samlede værdi, der kan tilskrives aktiviteter relateret til vandmiljøet. En undersøgelse lavet af VisitDenmark<sup>9</sup> viser, at de to mest betydningsfulde rejsemotiver er "Naturoplevelser" efterfulgt af "Strand, kyst og hav", hvorimod "Mulighed for fiskeri" befinder sig blandt de fem lavest rangerede rejsemotiver. Uanset den specifikke rangering af rejsemotiver, må det forventes, at kystturismen i en vis udstrækning afhænger af vandkvaliteten, og at ændringer i vandkvaliteten (og deraf afledte effekter) kan have betydning i forhold til kystturismen. På baggrund af eksisterende data, er det imidlertid ikke muligt at opgøre, hvilken værdi ændret vandkvalitet vil have i forhold til kystturismen. Der mangler således viden om, hvilken andel af værditilvæksten og jobskabelsen i kystturismesektoren, der er relateret til deciderede vandrelaterede aktiviteter, så som fx badning og fiskeri, ligesom der mangler viden om sammenhængen mellem vandkvalitet og efterspørgslen efter forskellige aktiviteter.

Sammenfattende konkluderes, at det ikke er muligt at værdisætte værdien af turisme, som følge af de tre indsats på det foreliggende grundlag.

### 6.3.8 Opsamling af værdien af de tre virkemidler til vandmiljøindsatsen i LDP og EHFF

Beskrivelsen af det foreliggende grundlag for at kunne værdisætte vandløbs- og vådområdeindsatsen samt udtagning af lavbundsområder er sammenfattet i tabel 20.

Tabel 20 Sammenfatning af mulighed for at beregne samfundsøkonomiske værdier af vandmiljøindsatser i LDP og EHFF.

Ændret N udledning	Værdi af reduceret N udledning kan kvantificeres og værdisættes, men skyggeprisberegning bør opdateres
Fiskeri	Effekt på ørreder kan kvantificeres, men værdi ikke tilstrækkeligt belyst. Vandkvalitets effekt på kystfiskeri kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag
Turisme	Effekt af vandkvalitet og de tre tiltag kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag
Ændret emission af drivhusgasser	Effekt på drivhusgasser kan kvantificeres. Værdisætning med forskellige antagelser giver meget stort spænd. Skyggeprisberegning bør opdateres.
Klimatilpasning	Effekt af tiltag kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag, men ved kendt placering af vådområder kan værdi beregnes med nyt værktøj fra NST (PLASK).
Rekreation	Effekt kan kvantificeres (hektarværdi) men værdi afhænger af lokalisering og er derfor usikker.
Natur og Biodiversitet	Effekt og værdi kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag

<sup>9</sup> <http://www.kystognaturturisme.dk/media/1051/fakta-dansk-kystturisme.pdf>

## 7 Opgørelse af omkostninger for den planlagte indsats i LDP og EHFF

I de følgende afsnit beregnes omkostningerne forbundet med implementering af de planlagte vandmiljøindsatser i Landdistriktsprogrammet (LDP) og Fiskeriprogrammet (EHFF). Omkostningerne beregnes både med og uden hensyntagen til medfinansieringen fra EU. Det understreges at det er den velfærdsøkonomiske omkostning med EU-medfinansieringen, der skal anvendes i en samfundsøkonomisk analyse. I nærværende analyse, hvor baggrunden er at kunne bedømme de samfundsøkonomiske gevinster ved tilskuddene, er det dog fundet hensigtsmæssigt at beskrive begge omkostningsestimater.

### 7.1 De samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med udtagning af lavbundslande

De samlede omkostninger forbundet med udtagning af de 5.400 ha lavbundsarealer er angivet til 390 mio. kr. i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e), hvor omkostningerne er opgjort i faktorpriser (en budgetøkonomisk opgørelse). Opgørelsen svarer til en gennemsnitlig budgetøkonomisk omkostning pr. ha på godt 72.000 kr.

For at omregne de budgetøkonomiske omkostninger, skal de justeres med nettoafgiftsfaktoren på 1,325 for at få et udtryk for de reelle samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med indsatsen. Derudover skal der imidlertid også justeres for det tilskud, som EU yder til implementering af indsatsen. For udtagning af lavbundsarealer, yder EU et tilskud på 100 % af udgifterne til forundersøgelse, og 75 % af udgifterne til etablering og fastholdelse. På baggrund af tal fra NaturErhvervstyrelsen vedrørende perioden 2016-2020, er det beregnet, at forundersøgelseromkostningerne udgør 13,2 % af de samlede omkostninger, hvorimod de resterende 86,8 % udgøres af omkostninger forbundet med realisering, fastholdelse og engangskompensation som alle medfinansieres af EU med 75 %<sup>10</sup>. Med udgangspunkt i denne omkostningsfordeling, kan 51,5 mio. kr. af de 390 mio. kr. henføres til forundersøgelseromkostninger, hvor EU-medfinansieringen er 100 %, og de resterende 338,5 mio. kr. kan henføres til realiserings- og fastholdelsesomkostninger, for hvilke EU-medfinansieringen er 75 %. Samlet set kan det herefter beregnes at EU-medfinansieringen reducerer de nationale budgetøkonomiske omkostninger forbundet med den samlede indsats med 305,4 mio. kr. til 84,6 mio. kr.

De samlede velfærdsøkonomiske omkostninger er på grundlag heraf beregnet til 112,1 mio. kr., hvilket med udgangspunkt i en diskonteringsrate på 4 % og en uendelig tidshorizont svarer til en årlig omkostning på ca. 4,5 mio. kr. Den gennemsnitlige årlige velfærdsøkonomiske omkostning per ha for indsatsen er ca. 830 kr.

Til sammenligning kan det beregnes, at de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger - uden hensyntagen til EU-medfinansieringen - er på 517 mio. kr., hvilket med udgangspunkt i en diskonteringsrate på 4 % og en uendelig tidshorizont svarer til en samlet årlig omkostning på ca. 20,7 mio. kr. og en omkostning per ha på ca. 3.800 kr. De beregnede omkostninger er sammenfattet i tabel 21.

<sup>10</sup> Det bemærkes, at tallene på baggrund af hvilke, omkostningsfordelingen er beregnet, samlet summer til 325 mio. kr.

Tabel 21 Sammenfatning samfundsøkonomiske omkostninger, lavbund.

	Hektar ha	Totalomk. Budget mio. kr.	Totalomk. Velfærd mio. kr.	EU tilskud mio. kr.	Velfærd kr./ha
Lavbund	5.400	390 totalt/ 84,6 med EU- medfinansiering (tilskud)	517 totalt/ 112,1 med EU- medfinansiering (tilskud)	305,4	3.800 totalt/ 830 med tilskud/EU- medfinansiering

## 7.2 De samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med vådområder

De samlede omkostninger forbundet med implementeringen af de 8.850 ha vådområder, er i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) angivet til 1.128 mio. kr. Ligesom for udtagning, er omkostningerne opgjort budgetøkonomisk. Det vil sige, at omkostningerne fra Vandområdeplanerne skal ganges med nettoafgiftsfaktoren, for at få et udtryk for de reelle samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med indsatsen. Derudover skal der justeres for det tilskud som EU yder til implementering af indsatsen. I perioden 2014-2015 var medfinansieringen fra EU på 75 % for alle omkostningstyper, hvorimod det fremadrettet er på 100 % for forundersøgelsesomkostninger og 75 % for realiserings- og fastholdelsesomkostninger samt engangskompensationer. På baggrund af tal fra NaturErhvervstyrelsen vedrørende perioden 2016-2020<sup>11</sup>, er det beregnet, at forundersøgelsesomkostningerne udgør 7,7 % af de samlede omkostninger, hvorimod de resterende 92,3 % udgøres af omkostninger forbundet med realisering, fastholdelse og engangskompensation som alle medfinansieres af EU med 75 %<sup>12</sup>. Med udgangspunkt i fordeling af omkostninger antages det, at 86,9 mio. kr. ud af de i alt 1.128 mio. kr. udgøres af forundersøgelsesomkostninger, hvor EU-tilskuddet er 100 %, hvorimod de resterende 1.041,1 mio. kr. repræsenterer realiserings- og fastholdelsesomkostninger, hvortil EU-tilskuddet er 75 %. På baggrund af dette, kan de samlede nationale budgetøkonomiske omkostninger beregnes til 260,3 mio. kr. Efter justering med nettoafgiftsfaktoren bliver de totale velfærdsøkonomiske omkostninger hermed 344,9 mio. kr., hvilket svarer til en årlig omkostning på ca. 13,8 mio. kr., når der anvendes en diskonteringsrate på 4 % og tidshorizonten antages uendelig. Den gennemsnitlige årlige velfærdsøkonomiske omkostning per ha for vådområdeindsatsen er ca. 1.559 kr.

Til sammenligning kan de velfærdsøkonomiske omkostninger også opgøres uden hensyntagen til medfinansieringen fra EU. Justeringen med nettoafgiftsfaktoren bevirker, at de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger forbundet med indsatsen bliver på 1.495 mio. kr., hvilket svarer til en årlig omkostning på ca. 59,8 mio. kr., når der anvendes en diskonteringsrate på 4 % og tidshorizonten antages uendelig. Den gennemsnitlige årlige velfærdsøkonomiske omkostning per ha for vådområdeindsatsen uden hensyntagen til tilskud fra EU bliver dermed ca. 6.755 kr. Beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger er sammenfattet i tabel 22.

Tabel 22 Sammenfatning samfundsøkonomiske omkostninger, vådområder.

	Hektar ha	Totalomk. Budget mio. kr.	Totalomk. Velfærd mio. kr.	EU tilskud mio. kr.	Velfærd kr./ha
Vådområder	8.850	1.128 totalt/ 260 med EU-medfinansiering (tilskud)	1495 totalt/ 345 med EU-medfinansiering (tilskud)	867,7	6.755 totalt/ 1.559 med til- skud/EU- medfinansiering

<sup>11</sup> Tal fra perioden 2014-2015 er ikke medtaget, idet der for disse år ikke er skelnet mellem omkostningstyper i opgørelsen.

<sup>12</sup> Det bemærkes, at tallene på baggrund af hvilke, omkostningsfordelingen er beregnet, samlet beløber sig 325 mio. kr.

### 7.3 De samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med vandløbsindsatsen

De totale budgetøkonomiske omkostninger forbundet med implementering af vandløbsindsatsen er i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) angivet til 696 mio. kr., og de fordeler sig udover følgende fire vandområdedistrikter:

- Jylland og Fyn 571 mio. kr. (Naturstyrelsen, 2014b),
- Sjælland 101 mio. kr. (Naturstyrelsen, 2014c),
- Bornholm 2 mio. kr. (Naturstyrelsen, 2014d) og
- Internationalt 22 mio. kr. (Naturstyrelsen, 2014e).

Som nævnt tidligere, vil den planlagte indsats berøre ca. 1.800 km vandløb, og den forventes at give anledning til forbedring af vandkvaliteten i i alt ca. 3.700 km vandløb. De gennemsnitlige omkostninger per km indsatsområde er således ca. 385.000 kr., og den gennemsnitlige omkostning per km forbedret vandløb er ca. 188.000 kr. per km. Disse gennemsnitsomkostninger dækker imidlertid over et bredt spænd af enhedsomkostninger, hvilket fremgår af tabel 23, hvor det ses, at omkostningerne varierer betydeligt på tværs af tiltag og afhængig af vandløbstype. Opdeling af de totale omkostninger på hhv. type tiltag og type vandløb er ikke mulig, idet vi ikke ved, hvordan den planlagte implementering af de forskellige tiltag fordeler sig over vandløbstyper. Med reference til kolonnen til højre i tabel 23, hvor det samlede implementeringsomfang for hvert tiltag er listet, ses det imidlertid at de hyppigst anvendte tiltag hører til i den lave ende af omkostningsskalaen.

Tabel 23 Gennemsnitlige budgetøkonomiske omkostninger forbundet med implementering af vandløbstiltag i hhv. vandløbstype 1, 2 og 3. Omkostninger i kr./km for restaureringstiltag og tiltag vedr. åbning af vandløb. Omkostninger pr. stk. for enhedsvirkemidler (jf. Naturstyrelsen 2014a).

Virkemiddel	Type 1 vandløb	Type 2 vandløb	Type 3 vandløb	Implementerings Omfang (nationalt)
<b>Mindre restaureringer (kr./km)</b>				
2.6a Udlægning af groft materiale	103.000	311.000	630.000	715
2.6b Udlægning af groft materiale + træplantning	182.000	398.000	725.000	105
2.8 Hævning af vandløbsbunden	354.000	597.000	1.729.000	76
2.15 Etablering af træer	65.000	65.000	65.000	320
<b>Større restaureringer (kr./km)</b>				
2.4 Genslyngning	471.000	693.000	2.377.000	190
2.5 Genslyngning komb. m. afv.	1.623.000	1.939.000	5.537.000	2
2.7 Udskiftning af bundmateriale	80.000	145.000	432.000	310
2.13 Etablering af mini-ådale med genslyngning	1.866.000	2.866.000	-	15
2.14 Dobbeltprofil	1.192.000	1.625.000	-	10,4
2.19 Restaurering af hele ådale	1.070.000	1.914.000	2.445.000	30
<b>Åbning af rørlagte strækninger (kr./km)</b>				
2.9 Åbning af rørlagte strækninger A (med efterfølgende hævning af bunden og/eller genslyngning)	943.000	7.062.000	7.062.000	17
2.10 Åbning af rørlagte strækninger B (uden efterfølgende hævning eller genslyngning men med små restaureringer)	943.000	7.062.000	7.062.000	9,075
2.11 Åbning af rørlagte strækninger C (med efterfølgende etablering af miniådale med genslyngning)	2.766.000	9.928.000	9.928.000	0,5
<b>Enhedsvirkemidler (kr./stk)</b>				
2.12 Fjernelse af fysiske spærringer	286.000	1.099.000	5.249.000	228
2.18 Sandfang	23.000	80.000	-	264
19 Okkerrensning	1.226.000	2.910.000	2.910.000	43

Omkostningerne beregnet i forbindelse med Udkast til Vandområdeplan 2015-2021, er ifølge Naturstyrelsen (2014b:62) opgjort på baggrund af Virkemiddelkataloget, der indeholder vejledende gennemsnitspriser for de forskellige tiltag (Naturstyrelsen, 2014a). Som det fremgår af tabel 23, varierer implementeringsomkostningerne for de enkelte tiltag over vandløbstyper. Da omkostningerne i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen

2014b,c,d,e) som nævnt er opgjort budgetøkonomisk, justeres disse med nettoafgiftsfaktoren på 1,325, for at kunne indgå i en samfundsøkonomisk analyse, og der justeres for de tilskud til implementering af indsatsen, som der ydes fra EU. I perioden 2016-2021 er den gennemsnitlige EU-medfinansiering på VP2 opgjort til 29,7 % (NaturErhvervstyrelsen, 2016a,b). Justeringen for EU-medfinansieringen reducerer dermed de samlede nationale budgetøkonomiske omkostninger med 207 mio. kr. til 489 mio. kr., som efterfølgende skal justeres med nettoafgiftsfaktoren. De samlede samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med vandløbsindsatsen bliver hermed 648 mio. kr., hvilket fordelt ud over en uendelig tidshorisont med en rente på 4 % svarer til en årlig omkostning på 25,9 mio. kr.

Den samlede velfærdsøkonomiske omkostning for den planlagte indsats på 648 mio. kr. svarer til en gennemsnitlig velfærdsøkonomisk omkostning per km indsatsstrækning på 360.000 kr. og en gennemsnitlig omkostning på 175.000 kr. per km forbedret vandløb. Med udgangspunkt i en uendelig tidshorisont og en rente på 4 %, svarer dette til årlige velfærdsøkonomiske omkostninger på 14.400 km indsatsstrækning og 7.000 kr./km forbedret vandløb<sup>13</sup>.

<sup>13</sup>Hvis der ikke tages højde for EU-medfinansieringen i beregningen af omkostningerne, kan de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger til sammenligning opgøres til 922 mio. kr., hvilket, fordelt ud over en uendelig tidshorisont med en rente på 4 %, svarer til en årlig omkostning på 36,9 mio. kr. Denne samlede omkostning på 922 mio. kr. svarer til en gennemsnitlig velfærdsøkonomisk omkostning per km indsatsstrækning på 512.000 kr. og en gennemsnitlig omkostning på 250.000 kr. per km forbedret vandløb. Med udgangspunkt i en uendelig tidshorisont og en rente på 4 %, svarer dette til årlige velfærdsøkonomiske omkostninger på hhv. 20.500 kr. per km indsatsstrækning og 10.000 kr./km forbedret vandløbstrækning.



## 8 Samfundsøkonomiske resultater

Dette kapitel beskriver de samfundsøkonomiske resultater vi kan kvantificere med udgangspunkt i de foregående kapitler: effekterne af de tre vandmiljøindsatser (dvs. virkemidler) beskrevet i kapitel 2, beskrivelserne og kvantificeringen af effekternes omfang i kapitel 3 og analyserne i kapitel 4, 5 og 6. Vi beskriver først de samlede resultater og derefter diskuteres resultaterne for hver af de tre indsatser (vådområder, udtagning af lavbundsområder og vandløbsindsatsen).

### 8.1 Samlet beskrivelse af de samfundsøkonomiske resultater

Hvorvidt indsatserne set fra et samfundsøkonomisk perspektiv er attraktive, afhænger af forholdet mellem omkostninger og gevinster. Hvis værdien af gevinsterne overstiger værdien af omkostningerne, vil indsatserne alt andet lige være gavnlige for samfundet, idet de vil bidrage til at øge den samlede nytte i samfundet.

For alle tre indsatser gælder det, at manglende viden om den faktiske placering af indsatsen, kombineret med ufyldstgørende viden om omfanget og værdien af alle effekter, gør det umuligt at gennemføre en komplet samfundsøkonomisk analyse. Analysen giver imidlertid et indblik i dette relative forhold mellem omkostninger og gevinster forbundet med indsatsen.

De samlede samfundsøkonomiske omkostninger og de kvantificerbare gevinster fremgår af tabel 24. De potentielle, ikke- kvantificerbare gevinster er oplyst nederst i tabellen.

Tabel 24 Samlet samfundsøkonomisk analyse.

	Vådområder		Lavbund		Vandløb		Samlet	
	<b>Gevinster, mio. kr./år</b>							
	Øvre*	Nedre**	Øvre*	Nedre**	Øvre*	Nedre**	Øvre*	Nedre**
Værdi af kvælstofreduktion	210,5	104,7	27,5	13,7	n.a	n.a	238	118
Værdi af drivhusgasreduktion og kulstofbinding	93,4	5,1	168,3	9,3	n.a.	n.a	262	14
Rekreation	73,1	2,1	44,6	1,3	n.a	n.a	118	3
Sum	377	111,9	240,4	24,3	n.a	n.a	617	136
EU tilskud mio. kr./år***								
	46,2	46,2	16,5	16,5	11	11	69,1	69,1
	<b>Omkostninger, mio. kr./år</b>							
Ekskl. EU tilskud	60	60	21	21	37	37	118	118
Inkl. EU tilskud	13,8	13,8	4,5	4,5	26	26	48,9	49
	<b>Ikke kvantificerbare effekter og/eller effekter, der ikke kan værdisættes på foreliggende grundlag****</b>							
Fiskeri	+/-	+/-	+	+	+	+	+	+
Turisme	?	?	?	?	+	+	?	?
Klimatilpasning	+	+	?	?	?	?	?	?
Natur- og biodiversitet	+/-	+/-	+	+	+	+	+	+
	<b>Samlet samfundsøkonomisk overskud, vurdering*****</b>							
	+	+	+	+	+	+	+	+

\*Øvre: værdien af de samfundsmæssige gevinster under de forudsætninger der giver de højeste værdier.

\*\*Nedre: værdien under de forudsætninger der giver de laveste værdier.

\*\*\* Værdi opgjort i velfærdsøkonomiske priser.

n.a.: ikke opgjort

\*\*\*\* +: angiver at effekten formodes at være positiv, men at den ikke kan kvantificeres på foreliggende grundlag. -: angiver at effekten formodes at være negativ, men at den ikke kan kvantificeres på foreliggende grundlag. ?: angiver at der ikke er grundlag for at vurdere om der kan forventes en betydelig effekt, og om en eventuel effekt vil være positiv eller negativ.

\*\*\*\*\* + angiver at indsatsen samlet set forventes at give positivt samfundsøkonomisk overskud.

Som det fremgår af tabel 24, er der et samfundsøkonomisk overskud af vådområde- og lavbundsindsatsen, også med de laveste estimater for værdierne af effekterne. Værdien af N-reduktionen, beregnet med skyggepriserne, medfører, at der er et samfundsøkonomisk overskud - også når de laveste estimater anvendes.

For vandløb, er det ikke muligt at kvantificere værdien af de forøgede ørredpopulationer og potentielle hjemtagne ørreder, men det er beregnet, at antal hjemtagne havørreder fra de restaurerede vandløb vil forøges fra 32.000 til 320.000, dvs. en tidobling. Dette er under forudsætning af, at der ikke introduceres øgede dødeligheder for vandrende ungfisk af havørreder i nyetablerede vådområder, hvilket kan forventes, hvis der anlægges vådområder som søer direkte i vandløb. En tidobling medfører, at en værdi af ca. 115 kr. per hjemtaget fisk vil give en nettogevinst af vandløbsindsatsen. Denne værdi omfatter foruden værdien af selve fisken, også oplevelsesværdien. Ud over værdien af hjemtagne ørreder, vil der være positive værdier af vandløbsindsatsen for andre rekreative anvendelser, men disse har det ikke være muligt at opgøre.

I forlængelse af denne oversigt, bør det bemærkes, at en indsats, der kan vise sig at give anledning til en positiv samfundsøkonomisk nettoværdi, ikke nødvendigvis skal implementeres. Beslutningen om hvorvidt en indsats bør implementeres eller ej, afhænger således også af en lang række andre hensyn så som fordelingsmæssige hensyn, budgetøkonomiske hensyn, juridiske hensyn og andre natur- og miljørelaterede hensyn. Resultatet af den samfundsøko-

nomiske analyse giver således blot et billede af, hvorvidt en indsats bidrager positivt til samfundsøkonomien eller ej.

De følgende afsnit giver en mere fyldestgørende gennemgang af hver af indsatserne, idet der samles op på analyserne i de foregående kapitler. Det er således tale om nogle gentagelser af information fra disse kapitler som opsamling på analyserne.

## **8.2 Samfundsøkonomisk analyse af vådområdeindsatsen**

### **8.2.1 Diskussion af de samlede samfundsøkonomiske omkostninger**

De samlede samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med etablering af de 8.850 ha vådområder, som udgør den planlagte vådområdeindsats, blev i afsnit 7.1 opgjort til 345 mio. kr., hvilket, under antagelse af en uendelig tidshorisont og en rente på 4 %, svarer til en årlig omkostning på 13,8 mio. kr. Det bemærkes, at der i beregningen af disse omkostninger er justeret for EU-medfinansieringen. Uden hensyntagen til EU-tilskuddene til indsatsen ville de tilsvarende omkostninger være 1.495 mio. kr., svarende til 59,8 mio. kr. per år. De beregnede omkostninger skal holdes op mod værdien af de direkte og indirekte effekter, som indsatsen giver anledning til, for at få et billede af den samfundsøkonomiske værdi af indsatsen.

### **8.2.2 Diskussion af samlede samfundsøkonomiske gevinster**

Værdien af *forbedret vandkvalitet* i kystvande er estimeret til 210,5 mio. kr. årligt ved anvendelse af skyggeprisen på N-reduktioner i kystvande på 183 kr./kg N, og en årlig reduktion af kvælstofudledningen på 1.150 tons fra vådområder. Den lavere skyggepris på 91 kr./kg N medfører en gevinst på 104,7 mio. kr./år.

En præferencebaseret opgørelse af værdien ville medføre langt højere værdier, men der findes endnu ikke rejseomkostningsstudier eller andre studier der opgør værdien af rekreation ved forbedringer af vandkvalitet. I MVFMs nøgletalskatalog refereres til et husprisstudie der er baseret på benefit transfer samt nyopførelsesprisen på huse. Studiet anvender ikke data fra observeret markedsadfærd for forholdet mellem huspriser og vandkvalitet i Danmark, og ved anvendelse af husprismetoden opgøres værdien kun for husejere. Tilgangen vurderes derfor for at give et begrænset billede af værdien af forbedret vandkvalitet. Vi fastholder derfor skyggeprisen for kvælstof som et mål for værdien af effekten på vandkvaliteten af vandmiljøindsatsen, selv om dette må anses at være et underkantsskøn.

Den reduktion i udledningen af kvælstof til kystvande som vådområdeindsatsen giver anledning til, formodes, som beskrevet i afsnit 5.8, at have en effekt i forhold til *saltoandsfiskebestanden* i de danske kystvande, men den kan ikke kvantificeres. Effekten af vådområder i forhold til fiskebestande i vandløb er som nævnt ikke entydig; afhængig af vådområdets placering i forhold til vandløb, kan effekten således være enten positiv, negativ eller neutral. I forhold til udmøntningen af den planlagte indsats er det derfor vigtigt at have fokus på vådområdernes placering i vandsystemet, således at væsentlige negative effekter undgås.

Etablering af vådområder giver anledning til en reduktion i *udledningen af drivhusgasser*, og det bidrager positivt til den samlede samfundsøkonomiske værdi af indsatsen. Hvis der tages udgangspunkt i en kvote pris på 55 kr./ton, svarende til Forløb A i Energistyrelsens Basisfremskrivning (Energistyrelsen,

2015), kan den årlige værdi af den estimerede reduktion på 93.400 tons CO<sub>2</sub>-ækv per år beregnes til ca. 5,1 mio. kr. Hvis der i stedet tages udgangspunkt i de to andre kvotepris forløb i Energistyrelsen (2015), fås den årlige værdi af klimaeffekten til hhv. 13,3 mio. kr./år (Forløb B) og 7,2 mio. kr./år (Forløb FM). Anvendelse af middelskønnet på 500 kr./ton resulterer i en årlig værdi på 46,7 mio. kr., mens anvendelse af maksimum skønnet på 1.000 kr./ton resulterer i en samlet værdi på 93,4 mio. kr./år. Hvorvidt værdien af reduktionerne i udledningen af klimagasser i sig selv er tilstrækkelig til at opveje implementeringsomkostningerne afhænger af, hvilken værdi reduktionerne tillægges, samt om der tages udgangspunkt i omkostninger beregnet med eller uden hensyntagen til EU-tilskuddet.

Som beskrevet i afsnit 5.4.1 kan etableringen af vådområder give anledning til såvel positive som negative effekter i forhold til *klimasikring/tilpasning*. Idet det antages, at potentielle negative effekter imødegås i projekteringsfasen, således at projekter der giver anledning til negative effekter enten modificeres eller opgives, vurderes det imidlertid rimeligt at antage, at der i praksis primært vil blive tale om neutrale eller positive effekter. Som beskrevet i afsnit 6.3.4, er det muligt at sætte tal på værdien af undgåede oversvømmelser af bolig- og erhvervsjendomme. Anvendelse af disse tal kræver imidlertid, at det er muligt at opgøre omfanget af afværgede oversvømmelser, men det er ikke muligt på baggrund af eksisterende data, bl.a. fordi placeringen af vådområderne ikke er besluttet. Tallene indikerer imidlertid, at der kan være betydelige samfundsmæssige klimatilpasningsgevinster forbundet med etablering af vådområder, hvis de placeres hensigtsmæssigt i forhold til områder, hvor både bygningstætheden og oversvømmelsesrisikoen er høj.

I forhold til *natur og biodiversitet* kan vådområder også give anledning til såvel positive som negative effekter, men i langt de fleste tilfælde formodes der at være tale om positive effekter. Hvorvidt der i praksis vil være tale om positive, negative eller neutrale effekter afhænger af vådområdets placering i vand-systemet. De potentielle negative effekter omfatter eutrofiering af næringsfattig natur samt forringelser af forholdene i vandløb for naturligt forekommende arter af planter, dyr og fisk, herunder vandrende fisk og smolt. Sidstnævnte effekter er kvantificeret i nærværende rapport, mens der er mangel på viden omkring værdien af ændringer i biodiversitet og natur i øvrigt.

Den planlagte vådområdeindsats betyder, at der skabes 8.850 ha nye naturområder, som potentielt kan have *rekreativ værdi*, især hvis områderne lægges i nærheden af anden natur, således at der opnås større sammenhængende naturområder. Med mindre områderne har en vis størrelse, er tilgængelige og er placeret i områder med en relativ høj befolkningstæthed men uden alt for mange substitutter, så har vådområderne sandsynligvis en relativ lav rekreativ værdi. Som det fremgik i kapitel 6, svinger den rekreative værdi af naturområder, som estimeret af Bjørner et al. (2014), betragteligt, nærmere betegnet fra 240 kr./ha til 724.950 kr./ha. Med reference til afsnit 6.2.7, vurderes den relevante værdi i nærværende sammenhæng at ligge i den lave ende af dette interval, og det er valgt at operere med et interval for den rekreative værdi af de ny skabte naturarealer på 240 – 8.260 kr. per ha. På baggrund af dette, kan den rekreative værdi af de planlagte vådområder beregnes til et sted mellem 2 og 73 mio. kr./år. Dette er et meget bredt interval, men det vurderes fint at afspejle de forskelle i rekreativ værdi, som der kan forventes at være på tværs af områder, som følge af fx forskelle i adgangsforhold, befolkningstæthed og substitutter. I tillæg til den rekreative værdi estimeret på baggrund af Bjørner et al. (2014)-studiet, kan vådområdeetablering også påvirke værdien forbun-

det med rekreativt fiskeri. Denne effekt der opstår som konsekvens af at vådområdeetablering, kan påvirke fiskebestande i enten positiv, negativ eller neutral retning. Værdien af eventuelle ændringer i mulighederne for rekreativt fiskeri kan ikke kvantificeres på baggrund af eksisterende data.

Som det fremgår af kapitel 5 kan etableringen af vådområder have en betydning i forhold til *turisme* på to måder:

- 1) øget udbud af naturområder, og
- 2) forbedringer i vandkvalitet.

Reelt vurderes effekten relateret til det øgede udbud af naturområder dog til at være minimal, så en eventuel effekt vil primært være relateret til forbedringerne i vandkvalitet. Her kan de potentielle effekter af vådområdeetablering i forhold til fiskebestandene i vandløb også spille en rolle qua deres påvirkning af mulighederne for rekreativt fiskeri. Det rekreative fiskeri har således stor betydning for turismen, og forringelser i vilkårene for fiskebestande i vandløb kan dermed have en negativ betydning for turisme sektoren, hvorimod forbedrede vilkår for fiskebestande kan skabe positiv værdi i turismesektoren. Samlet set må det dog konkluderes, at der på baggrund af eksisterende data ikke er tilstrækkeligt grundlag for at opgøre værdien af den potentielle effekt i forhold til turisme.

Tabel 25 Samlet oversigt over omkostninger og gevinster ved vådområdeindsatsen.

Beskrivelse	Mio. kr. per år
Omkostninger	13,8 (EU-tilskud indregnet) / 60 (EU-tilskud ikke indregnet)
Gvinster	
Vandkvalitet(reduceret N-udledning)	105-211
Fiskeri	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag
Turisme	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag
Klima/drivhusgasser	5,1 (Kvoteprisforløb A, 55 kr./ton) 46,7 (Middelskøn, 500 kr./ton) 93,4 (Maksimum skøn, 1.000 kr./ton)
Klimatilpasning	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag
Rekreation	2-73
Natur og Biodiversitet	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag

Samlet set viser resultaterne af analysen, at vådområdeindsatsen kan forventes at give anledning til et samfundsøkonomisk overskud som følge af ændringerne i vandkvalitet ved kysten, effekten på klimaemissioner og rekreation. Og dette gælder uanset om der tages højde for medfinansieringen fra EU eller ej. Sammenlagt overstiger den estimerede værdi af de effekter, der kan kvantificeres og værdisættes således de estimerede omkostninger. Som nævnt, er de anvendte forudsætninger for værdierne konservative skøn, og det er derfor ingen grund til at formode at gevinstestimatene er overdrevne.

## 8.3 Samfundsøkonomisk analyse af udtagningsindsatsen

### 8.3.1 Samlede samfundsøkonomiske omkostninger af udtagning

I afsnit 7.1. blev de samlede samfundsøkonomiske omkostninger, forbundet med den planlagte udtagningsindsats, opgjort til ca. 112 mio. kr., hvilket fordelt ud over en uendelig tidshorisont og med en rente på 4 %, svarer til en årlig omkostning på ca. 4,5 mio. kr. I de beregnede omkostninger er der taget højde for det dækningsbidragstab, der er forbundet med den ændrede arealanvendelse, og der er ligeledes justeret for medfinansieringen fra EU. Hvis tilskuddet fra EU ikke indregnes, stiger de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger til ca. 517 mio. kr., svarende til en årlig omkostning på 20,7 mio. kr.

### 8.3.2 Samlede gevinster ved udtagning

Som for vådområder formodes den reduktion i udledningen af kvælstof til kystvande, som udtagningsindsatsen giver anledning, at have en positiv effekt på *vandkvaliteten i de danske kystvande*. Ved anvendelse af skyggepris på N på 183 kr./kg N (53 kr./kg N ved rodzonen, justeret for 71 % gennemsnitlig retention) og en reduktionsindsats på 150 tons N til kysten, kan den årlige værdi af reduktionen i N-udledning som følge af indsatsen, beregnes til 27,5 mio. kr. Med den lavere skyggepris på 91 kr./kg N, fås en gevinst på 13,7 mio. kr./år.

Effekten af reducerede N-udledninger kan med det tilgængelige datagrundlag ikke kvantificeres for *saltvandsfisk*.

Værdien af reduktioner i *drivhusgasemissionerne* er beregnet med kvoteprisen som proxy for værdien. I kapitel 5 blev den forventelige reduktion i emissionen af drivhusgasser som følge af udtagningen af de 5.400 ha, estimeret til 168.300 ton CO<sub>2</sub>-ækv per år. Med udgangspunkt i kvoteprisforløbene, defineret i Energistyrelsens Basisfremskrivning (Energistyrelsen, 2015), kan den årlige værdi af reduktionen beregnes til hhv. 9,3 mio. kr. (Forløb A), 24 mio. kr. (Forløb B) og 13,1 mio. kr. (Forløb FM). Holdt op mod de beregnede omkostninger under hensyntagen til tilskuddet fra EU, indikerer dette, at værdien af reduktionen i drivhusgasudledningen i sig selv er tilstrækkelig til at gøre indsatsen rentabel. Hvis tilskuddet fra EU ikke indregnes, er det imidlertid kun Forløb B der resulterer i en værdi, der overstiger implementeringsomkostningerne. Hvis beregning i stedet baseres på middelskønnet for værdien af drivhusgasreduktioner på 500 kr./ton eller maksimum skønnet på 1.000 kr./ton, fås den samlede årlige værdi af klimaeffekten til hhv. 84,2 og 168,3 mio. kr. I begge tilfælde overstiger værdien isoleret set, og uden indregning af andre effekter, langt omkostningerne forbundet med implementering af indsatsen, og det uanset om der tages højde for tilskuddet fra EU eller ej.

Som det fremgik af kapitel 5, forventes udtagningseffekten kun at have meget begrænsede effekter i forhold til *klimasikring/tilpasning*, og derfor formodes denne effekt i praksis ikke at bidrage hverken positivt eller negativt til den samfundsøkonomiske værdi af indsatsen.

Udtagningsindsatsen forventes at have væsentlige positive effekter i forhold til *biodiversitet og natur*. Den positive biodiversitets effekt gør sig gældende både i forhold til planter, fugle, pattedyr og leddyr. Effekten vil imidlertid variere fra lokalitet til lokalitet, og derfor er det ikke muligt at kvantificere den samlede effekt forbundet med indsatsen. Mangelende viden om den monetære værdi af forbedringer i natur og biodiversitet betyder desuden, at det ikke er muligt at opgøre eller anslå værdien af potentielle effekter. Det vurderes dog, at der kan være tale om ganske betydelige værdier.

Den planlagte udtagningsindsats betyder, at der skaber 5.400 ha nye naturområder, som kan repræsentere *rekreativ værdi*. Som for vådområder, vurderes den rekreative værdi af disse nye naturområder at ligge i den lave ende af det værdiinterval som Bjørner et al. (2014) har estimeret. Med udgangspunkt i intervallet for rekreativ værdi på 240-8.260 kr./ha, kan den årlige rekreative værdi af udtagningsindsatsen, som nævnt i afsnit 6.2.7, beregnes til 1-45 mio. kr. Dette er et meget bredt interval, men det vurderes ikke muligt at snævre det yderligere ind, så længe den faktiske placering af indsatsen ikke kendes.

Udtagningsindsatsen kan have betydning i forhold til turisme på to måder:

- 1) øget udbud af naturområder, og
- 2) forbedringer i vandkvalitet.

Som for vådområder, vurderes effekten relateret til rekreativeværdien for turister at være minimal, så en eventuel effekt vil primært være relateret til forbedringerne i vandkvalitet. Denne effekt er ikke værdisat.

Tabel 26 Samlet oversigt over omkostninger og gevinster ved udtagning af lavbund.

Beskrivelse	Mio. kr. per år
Omkostninger	4,5 (EU-tilskud indregnet) / 21 (EU-tilskud ikke indregnet)
Gevinster	
Vandkvalitet (reduceret N-udledning)	13,7-27,5
Fiskeri	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag
Turisme	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag
Klima/drivhusgasser	9,3 (Kvoteprisforløb A, 55 kr./ton) / 84,2 (Middelskøn, 500 kr./ton) / 168,3 (Maksimum skøn, 1.000 kr./ton)
Klimatilpasning	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag
Rekreation	1-45
Natur og Biodiversitet	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag

Samlet set indikerer analysen, at udtagningsindsatsen er samfundsøkonomisk rentabel - selv hvis der tages udgangspunkt i omkostningerne beregnet uden hensyntagen til EU-tilskud, den laveste værdi af CO<sub>2</sub>-reduktionerne, den laveste skyggepris for N-reduktion og en lav værdi af rekreation. Natur- og biodiversitetseffekterne, som ikke er kvantificerede, kan også være forbundet med store værdier.

## 8.4 Samfundsøkonomisk analyse af vandløbsindsatsen

### 8.4.1 Samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved vandløbsindsatsen

Med reference til afsnit 7.3, kan de samlede samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med implementering af den planlagte vandløbsindsats opgøres til 648 mio. kr., hvilket, fordelt ud over en uendelig tidshorizont med en rente på 4 %, svarer til en årlig omkostning på 25,9 mio. kr. Disse tal er baseret på beregninger, hvor der justeres for EU-medfinansieringen. Hvis EU-tilskuddene ikke inddrages i analysen, kan de samlede omkostninger beregnes til 922 mio. kr., svarende til en årlig omkostning på 36,9 mio. kr.

### 8.4.2 Samlede gevinster ved vandløbsindsatsen

Som beskrevet i kapitel 5, forventes den planlagte vandløbsindsats at have markante positive effekter i forhold til *fiskebestandene* i vandløb. I den gennemførte analyses fokuseres der på havørred, og det konkluderes, at havørredfangsterne, som følge af indsatsen, kan forventes at stige fra de nuværende ca. 32.000 fisk per år til et sted mellem 170.000 og 463.000 fisk per år; dvs. ændringerne ligger mellem 138.000 og 430.000 per år.

Ca. 90 % af de havørreder der fanges og hjembringes, fanges af lystfiskere. Det er realistisk, at der efter en gennemført og succesfuld vandløbsindsats, årligt vil blive fanget og hjemtaget knap 300.000 flere vilde havørreder end i dag, hvilket vil svare til en tidobling. Hvis det er udbuddet af fisk der er begrænsende for lystfiskeriet, vil en tidobling medføre en stor forøgelse af værdien af lystfiskeriet.

Der er ikke gennemført detaljerede analyser for andre fiskearter, men det vurderes, at indsatsen også vil have væsentlig positiv effekt i forhold til andre

arter. Det vurderes at effekterne primært vil påvirke mulighederne for rekreativt fiskeri. Der eksisterer værdisætningsstudier, der har fokuseret på at opgøre værdien af det rekreative fiskeri, men ingen af de gennemførte studier vurderes egnede til at værdisætte ændringerne i det rekreative fiskeri som følge af vandløbsindsatsen. Resultaterne af studierne kan dog bruges til at underbygge formodningen om, at ændringerne i fiskebestande repræsenterer væsentlig værdi i forhold til det rekreative fiskeri. En reel opgørelse af værdien af den forventede stigning i antallet af hjemtagne fisk, som følge af vandløbsindsatsen, vil imidlertid kræve, at der gennemføres nye undersøgelser specifikt fokuseret på denne problemstilling.

Den samlede velfærdsøkonomiske omkostning for vandløbsindsatsen, under hensyntagen til medfinansieringen fra EU på 648 mio. kr., kan omregnes til en årlig omkostning på hhv. 14.400 kr. pr. km indsatsstrækning og 7.000 kr. pr. km vandløb, hvor vandkvaliteten forbedres. Disse tal kan sættes i relation til det øgede antal havørreder der forventes produceret ekstra efter implementering af den planlagte vandløbsindsats.

Baseret på beregningerne om det øgede antal havørreder, der årligt forventes fanget og hjembragt i det rekreative fiskeri som følge af vandløbsindsats, kan det beregnes, at vandløbsindsatsen vil medføre en stigning i antallet af årligt fangne og hjembragte havørreder på ca. 131 havørreder pr. km gydevandløb for havørred. Set i relation til beregningerne af de årlige omkostninger forbundet med implementering af vandløbsindsatsen, som er anført i foregående afsnit, svarer det til, at hver fanget og hjemtaget havørred har givet anledning til en samfundsøkonomisk omkostning på et sted mellem 53 og 110 kr. De tilsvarende tal beregnet uden hensyntagen til medfinansieringen fra EU er hhv. 76 og 156 kr. Som det fremgik af afsnit 6.2.3, eksisterer der ingen studier af værdien af rekreativt fiskeri, som direkte kan anvendes i nærværende kontekst. Værdien pr havørred er forsøgt beregnet af Havørred Fyn (2010) til 4.300 kr., hvilket er 27-56 gange mere end den omkostning, der her blev beregnet. Denne værdi er, som nævnt i afsnit 6.2.3, vurderet til at repræsentere et overestimat af den reelle værdi. I tillæg til værdien af fiskeriet, kommer de ikke-kvantificerede effekter i forhold til natur- og biodiversitet, hvor så godt som alle tiltagene, inkluderet i den planlagte vandløbsindsats, forventes at have positive effekter. Effekterne vil formentlig variere fra sted til sted afhængig af lokalitetens karakteristika, samt af hvilket tiltag der er tale om, og det er derfor ikke muligt at opgøre den samlede forventede effekt af indsatsen. Desuden eksisterer der ikke generelle tal, der kan bruges til at opgøre værdien af ændringer i natur og biodiversitet i monetære termer.

Som nævnt i afsnit 5.7.3, vurderes det, at en eventuel effekt af vandløbsindsatsen i forhold til turisme primært vil være relateret til de forventede forbedringer i forhold til rekreativt fiskeri. På baggrund af eksisterende viden, er det imidlertid ikke muligt at kvantificere effekten og værdien heraf. En undersøgelse gennemført af VisitDenmark<sup>14</sup> viser, at fiskeri rangerer lavt som rejsemotiv, hvilket indikerer at det ikke er sandsynligt, at de ændrede fiskemuligheder i sig selv vil kunne tiltrække turister i større omfang. Som nævnt, er der dog forskelle på tværs af forskellige turistsegmenter; tyske turister efterspørger således i højere grad rekreativt fiskeri og naturoplevelser end fx norske og svenske turister, hvilket formentlig hænger sammen med mulighederne for rekreativt fiskeri i deres respektive hjemlande. Det kan således ikke afvises, at de forbedrede fiskemuligheder kan have en effekt i forhold til turisme inden-

<sup>14</sup> <http://www.kystognaturturisme.dk/media/1051/fakta-dansk-kystturisme.pdf>



for nogle segmenter. Samlet set formodes vandløbsindsatsen således ikke at have en stor effekt i forhold til turisme, men det konkluderes samtidig, at hvis der er en effekt, så vil den være positiv.

I forhold til emissionen af drivhusgasser, samt klimasikring og -tilpasning, forventes vandløbsindsatsen ikke at have nogen nævneværdig hverken positiv eller negativ effekt, og i forhold til arealanvendelse forventes indsatsen ligeledes kun at have minimal effekt. Inddragelse af landbrugsarealer forventes således kun at komme på tale i et meget begrænset omfang i forbindelse med åbning af rørlagte strækninger og genslyngninger, og det samlede omfang af arealer, hvor vandstanden påvirkes i enten positiv eller negativ retning, forventes ligeledes at være begrænset. Effekter i form af ændrede arronderingsforhold (jf. åbning af rørlagte strækninger) samt reduceret påvirkning i forbindelse med oprensning af vandløb (i forbindelse med sandfang) vurderes også som minimale.

Som det fremgår af ovenstående, er der reelt ingen af de forventede sideeffekter af den planlagte vandløbsindsats, som kan kvantificeres og værdisættes. De væsentligste effekter af vandløbsindsatsen formodes således at være effekterne i forhold til natur og biodiversitet samt fiskebestande/lystfiskeri, og begge effekter vurderes til at være betragtelige.

## 9 Sektorøkonomisk analyse

Dette kapitel omfatter analyser af vandmiljøindsatsernes positive og negative betydning for den økonomiske aktivitet på sektorniveau. Indkomsteffekterne af udtagning af landbrugsjord indgår i de samfundsøkonomiske beregninger ovenfor i form af omkostnings- og jordrenteberegninger – baseret Eriksen et al., (2014). Kompensationen fra EU er også beskrevet og opgjort som del af den samfundsøkonomiske analyse. De sektorøkonomiske analyser fokuserer derfor på beskæftigelseseffekterne af de forskellige tiltag, herunder udtagning af landbrugsjord og virkemidlerne til vandløbsrestaurering.

Det skal nævnes, at indsatser i Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 (Naturstyrelsen 2014b,c,d,e) ikke har som formål at påvirke beskæftigelse og vækst. Beskæftigelsesanalyserne bygger heller ikke på en antagelse om, at opretholdelse eller forøgelse af landbrugets eller andre specifikke erhvervs arbejdsstyrke repræsenterer en særlig værdi i et overordnet samfundsøkonomisk perspektiv. Udviklingen i den danske økonomi har vist, at der er opstået alternative beskæftigelsesmuligheder for den arbejdskraft, der i tidens løb er blevet frigjort i landbruget og andre sektorer. Der er dog ingen garanti for, at den almindelige økonomiske udvikling vil sikre, at tab af arbejdspladser i landbruget vil blive erstattet af alternative beskæftigelsesmuligheder i landdistrikterne. Analyserne af beskæftigelseseffekterne ved udtagning af landbrugsjord, vådområder og vandløbsrestaurering skal derfor ses på baggrund af en antagelse om, at samfundet ønsker at begrænse affolkningen af landdistrikter og udkantsområder. Dette formål tillægges således væsentlig betydning i Landdistriktsprogrammet samt i Fiskeriprogrammet.

### 9.1 Databegrænsninger og sektorafgrænsning

Den sektorøkonomiske analyse baseres på de samme grundlæggende forudsætninger om indsatserne i forbindelse med Vandområdeplanerne, som i den samfundsøkonomiske analyse. Beskæftigelseseffekterne for landbrugets primærsektor og de afledte vækst- og beskæftigelseseffekter i sektorer uden for landbruget, beregnes ved anvendelse af den tidligere beskrevne input-output-model for det landbrugsindustrielle sektorkompleks, jf. definitionen herpå i introduktionen til rapporten. Aktivitetsvirkningerne af vandløbsrestaurering beregnes ved anvendelse af beskæftigelsesmultiplikatoren for sektoren Anlægsvirksomhed i Danmarks Statistiks input-output-model.

Økonomiske beregninger for erhvervsfiskeriet kræver estimer af øgede fangstmuligheder som følge af forbedret vandmiljøkvalitet samt økonomiske data, der viser omsætningsstigningen i fiskeriet som resultat af øget fangst. Regnskabsstatistikken for dansk fiskeri giver mulighed for at beregne beskæftigelseseffekter af øgede fangster. Af kapitel 5 fremgår det imidlertid, at datagrundlaget for opgørelse af effekter på fiskebestandene er så usikkert, at det ikke er muligt at foretage totalestimer. Det vurderes på den baggrund, at det ikke er realistisk at gennemføre sektorøkonomiske beregninger for erhvervsfiskeriet. Heller ikke i forhold til turisme relaterede aktiviteter, vurderes der at være tilstrækkeligt datagrundlag for at beregne aktivitetseffekter af bedre vandmiljøkvalitet, jf. de foregående kapitler.

## 9.2 Input-output-tabeller og multiplikatorer

Som nævnt baseres de ovenfor skitserede beskæftigelsesberegninger på input-output-modeller. Det kvantitative grundlag for opstilling af en input-output-model, er en input-output-tabel. Input-output-tabellen viser økonomiens produktionsstruktur og anvendelsen af varer og tjenester (en nærmere beskrivelse kan findes i Danmarks Statistik (2002)). Tabellen viser sammenhænge mellem økonomiens produktionssektorer i form af indbyrdes leverancerne af varer og tjenester. Ligeledes fremgår det af input-output-systemet, i hvilket omfang de enkelte sektorer anvender primære input i form af bl.a. importerede varer og tjenester samt arbejds- og kapitalydelse.

Ved anvendelse af en input-output-model, kan man beregne både de direkte og de indirekte effekter på produktion og beskæftigelse mv. af ændringer i den endelige efterspørgsel af varer og tjenester til forbrug, investeringer og eksport. Denne sammenhæng kan udtrykkes med en enhed, der kaldes en multiplikator (op.cit). I analyserne i denne rapport, anvendes såkaldte beskæftigelsesmultiplikatorer<sup>15</sup> der viser, hvor meget den samlede beskæftigelse i økonomien ændrer sig, når en given sektors leverancer til endelig anvendelse ændres med en enhed. Beskæftigelseseffekten af en leverance af fx investeringsgoder fra en given sektor fås således ved at gange beskæftigelsesmultiplikatoren med værdien af den forudsatte leverance.

## 9.3 De sektorøkonomiske konsekvenser af arealudtagning til vådområder og ekstensivering

Som tidligere beskrevet, forventes der for hele landet en udtagning på 8.850 ha landbrugsarealer til vådområder samt udtagning af 5.400 hektar lavbundsarealer (i omdrift) til ekstensivering/natur - i alt 14.250 ha. Udtagning af landbrugsarealer (i omdrift) vil medføre en produktions- og beskæftigelsesnedgang i landbruget. Størrelsen af beskæftigelsesnedgangen er stærkt afhængig af, om både planteavl og husdyrproduktion påvirkes, eller om det primært er planteavl, der reduceres.

## 9.4 Direkte og indirekte beskæftigelseseffekter af nedgang i landbrugsproduktionen

For landbrugsproduktionen er beskæftigelsesberegningerne baseret på IFROs input-output-model for det landbrugsindustrielle sektorkompleks (Jacobsen, 2014).

Tabel 27 viser den samlede beregnede beskæftigelse i det landbrugsindustrielle sektorkompleks i 2012. Det drejer sig om ca. 100.000 årsværk i alt, hvoraf godt 43.000 var beskæftiget i primærsektoren, 28.000 i forarbejdningssektorerne og godt 35.000 på forsyningsiden. Det kan tilføjes, at ca. 80 % af den afledte beskæftigelse på forsyningsiden skabes i servicesektorer. Set i forhold til landbrugsarealet udgjorde den samlede beskæftigelse 38 årsværk pr. 1.000 ha landbrugsjord, heraf 22 årsværk i afledt beskæftigelse i form af forsynings- og forarbejdningsaktiviteter.

I Tabel 27 er der foretaget en tilsvarende opgørelse af beskæftigelsen for planteproduktionen alene (salgsafgrøder og grovfoder). I primærsektoren tegner planteproduktionen sig for knap halvdelen af den samlede beskæftigelse i de

<sup>15</sup> "Viser de direkte og indirekte beskæftigelsevirkninger her i landet (målt i antal personer uanset om de er heltids- eller deltidsbeskæftigede) pr. mio. kr. endelig efterspørgsel efter erhvervets produktionsværdi i basispriser" (Danmarks Statistik, 2002, s. 48).

primære landbrug. Derimod udgør planteproduktionens afledte beskæftigelseseffekter kun omkring en femtedel af den samlede afledte beskæftigelse i det landbrugsindustrielle sektorkompleks. Det skyldes især en meget lille aktivitetsskabelse på forarbejdningssiden. Samlet tegner planteproduktionen sig for 12 årsværk pr. 1.000 ha mod 38 årsværks for det samlede landbrugsindustrielle sektorkompleks.

Tabel 27 Beskæftigelse i det landbrugsindustrielle sektorkompleks 2012, antal årsværk<sup>1</sup>.

	Landbrugskompleks i alt		Planteproduktion	
	Beskæftigelse i alt	Beskæftigelse pr. 1.000 ha	Beskæftigelse i alt	Beskæftigelse pr. 1.000 ha
Primærsektor	43.316	16	19.855	8
Forarbejdningssektorer	21.799	8	622	0
Forsyningssektorer	35.292	14	12.040	4
Sektorkompleks i alt	100.407	38	32.517	12
Heraf afledt beskæft.	57.091	22	12.662	4
Samlet dyrket areal, ha	2.644.125	-	2.644.125	-

1. Et årsværk er defineret som 1.665 arbejdstimer (Danmarks Statistik, 2013, s.96).  
Kilde: Jacobsen (2014).

#### 9.4.1 Beskæftigelseeffekt i landbrug og følgeerhverv ved arealudtagning til vådområder og ekstensiv drift

Som nævnt forudsættes det, at der udtages i alt 14.250 ha til vådområder og ekstensiv drift/naturpleje. Effekten på beskæftigelsen afhænger af, om både planteavl og husdyrproduktion påvirkes, eller om det alene er planteavl, der reduceres. Om husdyrproduktionen påvirkes, afhænger af husdyrtætheden i de områder, hvor der tages arealer ud af drift samt af de udtagne arealers andel af det samlede harmoniareal til udbringning af husdyrgødning. Placeringen af de udtagne arealer inden for vandoplande er ikke kendt, og der er følgelig ikke viden om, hvilke marker og afgrøder der omlægges til vådområder mv.

I tabel 28 ses resultatet af to konsekvensberegninger for udtagning af 14.250 ha under alternative antagelser om effekten på husdyrproduktionen. I venstre kolonne er beskæftigelsesreduktionen beregnet under antagelse om, at produktionen i alle driftsgrene reduceres i samme omfang som planteproduktionen. Højre kolonne viser beskæftigelseeffekten under antagelse om, at reduktionen i landbrugsarealet alene påvirker planteproduktionen. Som det fremgår af tabellen, viser beregningerne, at udtagning af 14.250 ha vil reducere beskæftigelsen i landbruget og dets følgeerhverv med 542 årsværk, såfremt den animalske produktion reduceres i samme relative omfang som planteproduktionen. Hvis husdyrproduktionen derimod er upåvirket af udtagningen af de 14.250 ha, vil beskæftigelsen kun blive reduceret med 174 årsværk.

Hvilket af de to yderpunkter der er mest sandsynligt, kan ikke fastslås med sikkerhed, men da der kun er tale om udtagning af en halv procent af landbrugsarealet, er der næppe grund til at forvente, at det vil have væsentlig negativ effekt på husdyrproduktionen. Det virker derfor mest rimeligt at antage, at beskæftigelsesreduktionen vil ligge tæt på underkantskønnet på 174 årsværk.

Tabel 28 Beskæftigelseseffekt af udtagning af 14.250 ha landbrugsareal, antal årsværk<sup>1</sup>.

	Forholdsmæssig reduktion i alle driftsgrene	Kun planteavlen reduceres
Primærsektor	228	114
Forarbejdningssektorer	114	3
Forsyningssektorer	200	57
Sektorkompleks i alt	542	174
Heraf afledt beskæftigelse	314	60

1. Et årsværk er defineret som 1.665 arbejdstimer (Danmarks Statistik, 2013, s.96).  
Kilde: Egne beregninger.

#### 9.4.2 Beskæftigelseseffekt som følge af anlægsomkostninger ved arealudtagning til vådområder

Ifølge Eriksen et al. (2014, s. 205), er der anlægsomkostning på 34.938 kr./ha ved etablering af vådområder. De samlede anlægsomkostninger ved udtagning af 8.850 ha til vådområder vil således udgøre 309 mio. kr.

Anlægsaktiviteterne vil have en engangseffekt på beskæftigelsen. Denne effekt udregnes ved anvendelse af beskæftigelsesmultiplikatoren for sektoren Anlægsvirksomhed i Danmarks Statistiks input-output-system (fremgangsmåden er nærmere beskrevet nedenfor i afsnit 9.5.1. Beskæftigelsesmultiplikatoren for sektoren Anlægsvirksomhed er opgjort til 1,10. Den samlede beskæftigelseseffekt af anlægsomkostningerne på 309 mio. kr. ved etablering af vådområder, kan dermed beregnes til 340 beskæftigede i et år, heraf 186 i sektoren Anlægsvirksomhed. Der er ikke grundlag for at vurdere, hvordan den beregnede beskæftigelsesforøgelse vil være fordelt over tid.

### 9.5 De sektorøkonomiske konsekvenser af vandløbsrestaureringstiltag

Beregningerne i dette afsnit omfatter beskæftigelseseffekterne ved gennemførelse af foranstaltninger til forbedring af de fysiske forhold i ca. 1.800 km vandløb på landsplan. De forskellige restaureringstiltag og deres omfang er beskrevet ovenfor i Tabel 23 i afsnit 6.3.3. De totale samfundsøkonomiske omkostninger ved implementering af vandløbsindsatsen er opgjort til 696 mio. kr.

#### 9.5.1 Beregning af beskæftigelseseffekt af vandløbsrestaureringstiltag

Virkemidlerne til vandløbsrestaurering kan opdeles i fem overordnede kategorier, der omfatter (NST, 2014a):

- Mindre restaureringer
- Større restaureringer
- Åbning af rørlægninger
- Fjernelse af spærringer
- Etablering af okkerrensaneanlæg

Det modelmæssige grundlag for beskæftigelsesberegningerne er Danmarks Statistiks input-output-model, nærmere betegnet beskæftigelsesmultiplikatoren for sektoren Anlægsvirksomhed, der antages at være den mest repræsentative, hvad angår de aktiviteter, som vandløbsrestaurering omfatter. Som tidligere omtalt, beregnes beskæftigelseseffekten af en leverance fra en given sektor ved at gange beskæftigelsesmultiplikatoren med værdien af den forudsatte leverance. For vandløbsrestaurering viser beregningen, hvordan arbejdskraftforbruget i sektoren Anlægsvirksomhed og økonomiens *øvrige sektorer* påvirkes af den aktivitet, som udgifterne til restaurering giver anledning til. Det

benyttede udgiftsskøn bør derfor alene omfatte anlægsomkostninger. Erstatninger til lodsejere for afgivelse af jord mv. bør derimod ikke indgå i beregningerne, da disse udgifter ikke afspejler et forbrug af arbejdskraft.

Datagrundlaget giver ikke umiddelbart mulighed for at rense det samlede udgiftsskøn for erstatningsbeløb, men en gennemgang af omkostningsundersøgelserne i Kristensen (2014a) viser, at arealkompensationer typisk udgør omkring 20 % af de samlede udgifter for de større indgreb. Ved fjernelse af fysiske spærringer i type 2-vandløb vurderes erstatningsbeløbene dog at komme op på mere end 50 % af de samlede udgifter, mens der for type 1-vandløb ikke har været behov for arealkompensationer. For mindre indgribende tiltag – som fx udlægning af groft materiale og hævnning af vandløbsbund uden genslyngning – er der ikke konstateret udbetaling af erstatninger. På baggrund af de nævnte oplysninger, antages arealkompensationer skønsmæssigt at udgøre 25 % af de totale omkostninger på 696 mio. kr. ved implementering af vandløbsindsatsen. De beskæftigelsesgenererende anlægsomkostninger skønnes dermed at udgøre 522 mio. kr.

Beskæftigelsesmultiplikatoren for sektoren Anlægsvirksomhed er beregnet til 1,10 i 2011, som er det senest tilgængelige år (personlig meddelelse, specialkonsulent Peter Rørmose Jensen, Danmarks Statistik). Den samlede beskæftigelseseffekt af vandløbsrestaureringsindsatsen kan dermed beregnes til 574 beskæftigede i et år, heraf 327 i sektoren Anlægsvirksomhed. Der er ikke grundlag for at vurdere, hvordan den beregnede beskæftigelsesforøgelse vil være fordelt over tid. Udover engangseffekten af investeringerne i vandløbsrestaurering, vil der være tilbagevendende aktiviteter i forbindelse med vedligeholdelse. Beskæftigelsesvirkningerne heraf vurderes at være små.

## 9.6 Opsamling på den sektorøkonomiske analyse

Den sektorøkonomiske analyse omfatter beskæftigelseseffekterne af de forskellige vandløbsindsatser i form af udtagning af landbrugsjord og diverse virkemidler til vandløbsrestaurering. De beregnede beskæftigelsesændringer omfatter landbruget og entreprenørbranchen såvel som de afledte beskæftigelseseffekter i andre sektorer som følge af de analyserede vandmiljøindsatser. Resultaterne af beskæftigelsesberegningerne ses i tabel 29.

For landbruget reduceres beskæftigelsen som følge af udtagning af i alt 14.250 ha landbrugsjord til vådområder og ekstensivering/natur. Effekten på beskæftigelsen afhænger af, om både planteavl og husdyrproduktion påvirkes, eller om det alene er planteavl, der reduceres. Er det alene planteproduktionen der påvirkes, viser beregningerne, at beskæftigelsen i landbruget og tilknyttede erhverv vil blive reduceret med 174 fuldtidsarbejdspladser i alt. Hvis den animalske produktion reduceres i samme relative omfang som planteproduktionen, vil det reducere beskæftigelsen svarende til 542 fuldtidsarbejdspladser. Da der er tale om udtagning af en lille del af det samlede landbrugsareal, virker det mest sandsynligt, at beskæftigelses-reduktionen vil ligge tæt på underkantskønnet på 174 fuldtidsarbejdspladser.

Beskæftigelsen som følge af anlægsaktiviteterne ved etablering af 8.850 ha vådområder, er beregnet til 340 årsværk i alt. Der er tale om en engangseffekt.

For vandløbstiltagens vedkommende, omfatter beregningerne beskæftigelseseffekter ved forbedring af de fysiske forhold i ca. 1.800 km vandløb. Forbedringsforanstaltningerne omfatter forskellige vandløbsrestaureringstiltag: åbning af rørlagte strækninger, fjernelse af spærringer og etablering af okker-

rensningsanlæg. Den samlede effekt af vandløbsrestaureringen er beregnet til en midlertidig engangsforøgelse af beskæftigelsen på 574 årsværk, heraf 327 i sektoren Anlægsvirksomhed. Udover engangseffekten, vil der være tilbageværende aktiviteter i forbindelse med vedligeholdelse. Beskæftigelsesvirkningerne heraf vurderes at være små.

Tabel 29 De samlede beskæftigelseseffekter ved udtagning af landbrugsarealer samt vandløbsrestaurering, antal årsværk<sup>1</sup>.

Beskæftigelsesreduktion i landbrugssektorkomplekset:	Primærsektor	Afledt effekt	Samlet effekt
Forholdsmæssig reduktion i alle driftsgrene	228	314	542
Kun planteavl reduceres	114	60	174
Beskæftigelsesforøgelse, engangseffekt af anlægsomk.: Anlægsvirksomhed			
Etablering af vådområder	186	154	340
Vandløbsrestaureringstiltag	327	247	574
Samlet engangseffekt	513	401	914

1. Et årsværk er defineret som 1.665 arbejdstimer (Danmarks Statistik, 2013, s.96).

Kilde: Egne beregninger.

## 10 Diskussion og Konklusion

Rapporten beskriver samfunds- og sektorøkonomiske analyser af værdier og omkostninger, arealudtagning og etablering af vådområder under Landdistriktsprogrammet (LDP) samt vandløbsindsatsen under den Europæiske Hav og Fiskeri Fond (EHFF). Datagrundlaget er i nogle tilfælde for spinkelt til at foretage kvantitative opgørelser, og da der ikke er viden om, hvor indsatsen finder sted, er analyserne baseret på gennemsnitlige værdier, hvilket indebærer betydelig usikkerhed i analyserne. Opgørelsen af værdien af kvælstofreduktioner er baseret på skyggepriser, som er udledt for specifikke reduktionsmålsætninger, og værdierne vil derfor ændres, hvis disse målsætninger ændres. Dette gælder også for de anvendte priser for CO<sub>2</sub> reduktioner. Fælles for alle tre indsatser er, at lokaliseringen af indsatsen har stor betydning for hvilke effekter, der kan forventes, og målrettet lokalisering af indsatsen vil derfor kunne bidrage til at øge værdien af de fleste af effekterne.

### 10.1 Samfundsøkonomiske analyser

I forhold til de samfundsøkonomiske gevinster ved implementering af de tre indsatser fokuseres der i rapporten på følgende otte effekter:

- reduceret udledning af kvælstof med effekt på vandkvaliteten,
- arealanvendelse,
- fiskebestande,
- turisme,
- emissioner af drivhusgasser med effekt på klima,
- klimasikring/klimatilpasning,
- rekreation og
- natur/biodiversitet,

For hver af indsatserne vådområdeetablering, arealudtagning og vandløbsindsats, er de beskrevne effekter søgt kvantificeret og værdisat, og hvis dette ikke er muligt så beskrevet kvalitativt. De samfundsøkonomiske implementeringsomkostninger opgøres ligeledes for hver af de tre indsatser.

Tabel 30 opsummerer resultaterne af de gennemførte samfundsøkonomiske analyser.



Tabel 30 Samlet oversigt over samfundsøkonomiske omkostninger og -gevinster ved vådområder, udtagning af lavbundsarealer og vandløbsindsatsen.

Beskrivelse	Vådområder, mio. kr./år	Lavbund, mio. kr./år	Vandløb, mio. kr./år
Omkostninger	13,8 (EU tilskud indregnet) / 60 (EU tilskud ikke indregnet)	4,5 (EU tilskud indregnet) / 21 (EU tilskud ikke indregnet)	26 (EU tilskud indregnet) / 37 (EU tilskud ikke indregnet)
<b>Gevinster</b>			
Vandkvalitet (værdi af reduktion i kvælstof udledningen)	104,7-210,5	13,7-27,5	Der forventes ingen effekt i forhold til kvælstofudledning
Arealanvendelse	Omkostninger er kvantificerede i vandområdeplaner	Omkostninger er kvantificerede i vandområdeplaner	Omkostninger ved vandstandsstigning, ikke kvantificerede
Fiskeri	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag	Positiv; kan til dels kvantificeres, men ikke værdisættes. Eksisterende studier indikerer at værdien kan være betydelig
Turisme	Kan ikke kvantificeres og værdisættes på foreliggende grundlag	Kan ikke kvantificeres og værdisættes på foreliggende grundlag	Kan ikke kvantificeres og værdisættes på foreliggende grundlag
Klima/drivhusgasser	5,1 (Kvoteprisforløb A, 55 kr./ton) / 46,7 (Middelskøn, 500 kr./ton) / 93,4 (Maksimum skøn, 1.000 kr./ton)	9,3 (Kvoteprisforløb A, 55 kr./ton) / 84,2 (Middelskøn, 500 kr./ton) / 168,3 (Maksimum skøn, 1.000 kr./ton)	Effekt ikke kvantificeret
Klimatilpasning	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag, men værdisætning er muligt.	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag, men værdisætning er muligt.	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag, men værdisætning er muligt.
Rekreation	2,1-73,1	1,3-44,6	Positiv
Natur og Biodiversitet	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag, og værdisætning er kompliceret.	Kan ikke kvantificeres på foreliggende grundlag og værdisætning er kompliceret.	Positiv

Med udgangspunkt i tabel 30, gennemgås i det følgende de mere specifikke konklusioner i forhold til de tre virkemidler.

### 10.1.1 Vådområder

Som det fremgår af tabel 30, er de årlige samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med implementeringen af vådområdeindsatsen opgjort til hhv. 13,8 og 60 mio. kr., alt afhængig af om der i beregningen justeres for den del af omkostningerne, der dækkes af medfinansiering fra EU (tilskud). Det fremgår ligeledes af tabel 30, at det ikke er muligt at gennemføre en komplet samfundsøkonomisk analyse af vådområdeimplementering; det ses således, at det udelukkende er i forhold til effekterne reduceret N-udledning, reduceret emission af drivhusgasser og rekreation, hvor det har været muligt både at kvantificere og værdisætte effekterne.

Til trods for de begrænsede muligheder for at opgøre værdien af de analyse-rede effekter, så vurderes analysen at give tilstrækkeligt grundlag for at konkludere, at vådområdeindsatsen giver anledning til et samfundsøkonomisk overskud. Hvis der tages udgangspunkt i en skyggepris på 183 kr./kg N, viser de estimerede resultater at alene værdien af den forventede reduktion i N-udledningen til kystvandene er 3,5 til 15 gange højere end de beregnede omkostninger, alt afhængig af, om der tages højde for medfinansieringen fra EU eller ej. Hvis der i stedet tages udgangspunkt i den lavere skyggepris på 91 kr./kg N, så estimeres værdien af reduktionerne at være mellem 1,7 og 7,6 gange højere end omkostningerne, afhængig af om EU-tilskuddet indregnes eller ej. Det faktum, at værdien af N-reduktionen estimeres til at være højere end omkostningerne, også når der anvendes den lave skyggepris på N-reduktioner, gør, at konklusionen om at indsatsen giver samfundsøkonomisk overskud, vurderes som værende robust. Et aspekt der dog bør fremhæves er,

at skyggeprisen er udledt på baggrund af en politisk fastsat målsætning<sup>16</sup>, og at konklusionen om indsatsens samfundsøkonomiske fordelagtighed dermed bygger på en implicit antagelse om, at målsætningen er samfundsøkonomisk optimal. Sagt med andre ord, hvis målsætningen ændres, vil skyggeprisen, og dermed også den beregnede værdi af N-reduktioner, ændres.

Udover værdien af N-reduktioner, bidrager drivhusgasreduktioner og forbedringer i rekreative muligheder også positivt til den samfundsøkonomiske værdi af den planlagte vådområdeindsats. Som det fremgår af tabel 30, er der i nærværende studie identificeret et meget bredt interval for værdien af hver af disse to effekter. I forhold til værdien af drivhusgasreduktioner, er der to væsentlige ubekendte; den ene er værdien af reduktionerne, den anden er størrelsen af reduktionerne. Sidstnævnte er således i høj grad afhængig af, hvor indsatsen placeres, herunder om det er på hhv. organiske eller mineral-ske jorde. Det, i tabel 30, angivne spænd i værdien af drivhusgasreduktioner afspejler ikke denne usikkerhed omkring det faktiske reduktionsomfang; det reelle spænd kan således principielt være større end det angivet i tabellen. Det angivne spænd i værdien af drivhusgasreduktioner afspejler således udelukkende usikkerhed omkring værdien af reduktionerne. I forhold til det relative forhold mellem værdien af drivhusgasreduktioner og omkostninger, så ses det, at det svinger mellem 0,4 og 6,8 når der tages højde for EU-medfinansieringen og mellem 0,09 og 1,6 når der ikke justeres for EU-medfinansiering. Afhængig af forudsætningerne, kan værdien af drivhusgasreduktioner således i nogle tilfælde i sig selv være tilstrækkelige til at gøre indsatsen samfundsøkonomisk rentabel, hvorimod den i andre tilfælde kun vil kunne modsvare en forsvindende lille andel af omkostningerne. Det er dog væsentligt at bemærke, at værdien af drivhusgasreduktioner under alle omstændigheder bidrager positivt til den samfundsøkonomiske værdi af indsatsen.

I forhold til værdien af forbedrede rekreative forhold, så er spændet her også stort. Hvis der tages udgangspunkt i den øvre ende af det anvendte interval, så indikerer resultaterne, at de rekreative værdier i sig selv er tilstrækkelige til at opveje implementeringsomkostningerne, uanset om der justeres for EU-tilskuddet i beregningen af omkostninger eller ej. Hvis der i stedet tages udgangspunkt i den lave ende af intervallet for værdierne og i de beregnede omkostninger uden hensyntagen til EU-tilskud, så ser det imidlertid noget anderledes ud. I dette tilfælde estimeres den rekreative værdi således kun at kunne opveje ca. 3,5 % af omkostningerne. I forlængelse heraf, er det dog relevant at bemærke, at der i analysen er anvendt relativt konservative estimater som udgangspunkt for beregning af den nedre grænse for den rekreative værdi, og set i det lys, er det interessant at se, at resultaterne alligevel indikerer, at indsatsen repræsenterer betydelig rekreativ værdi. I den her estimerede

<sup>16</sup>Skyggeprisen for reduktioner i kvælstofudledningen er et udtryk for omkostningerne forbundet med at opnå en given reduktionsmålsætning, og med mindre de marginale reduktionsomkostninger er konstante (dvs. uafhængige af reduktionskravets størrelse) vil skyggeprisen derfor variere afhængig af hvilken reduktionsmålsætning, der fastlægges. Generelt antages de marginale reduktionsomkostninger at være stigende, og derfor forventes skærpede målsætninger derfor at lede til stigende marginale reduktionsomkostninger og omvendt for lempelse af målsætninger. Idet skyggeprisen er bestemt ud fra de marginale reduktionsomkostninger, vil skyggeprisen tilsvarende ændres som følge af ændringer i reduktionsmålsætninger. De reduktionsmålsætninger, der ligger til grund for udledningen af skyggepriser, er typisk politisk fastlagt. Skyggepriserne, derimod, er ikke politisk bestemte, men i stedet resultatet af tekniske og økonomiske analyser baseret på en række antagelser, heriblandt det politisk fastlagte reduktionsomfang.

rekreative værdi, indgår turisme ikke specifikt, men som beskrevet kan det øgede udbud af naturområder have en effekt i forhold til turisme; i praksis vurderes effekten dog at være begrænset.

I tillæg til de effekter, der kan sættes en værdi på, så forventes vådområdeindsatsen også i varierende grad at have effekter i forhold til fiskebestande, turisme, klimatilpasning samt natur og biodiversitet. Den reduktion i kvælstofudledningen til kystvande, som vådområdeetablering giver anledning til, formodes at have positive effekter på bestande af saltvandsfisk i kystzonen. Som nævnt flere gange i rapporten, kan vådområder også påvirke fiskebestandene i vandløb, idet måden hvorpå vådområderne konstrueres, kan påvirke levetilstandene for fisk enten i positiv, neutral eller negativ retning. Idet det ikke vides hvordan indsatsen bliver implementeret i praksis, er det ikke muligt at beregne effekten. Eventuelle effekter i forhold til fiskebestande kan påvirke mulighederne for rekreativt fiskeri (inkl. turisme) såvel som erhvervsfiskeri. Om det er tale om positive værdier, der bidrager til at øge den samfundsøkonomiske værdi af indsatsen, afhænger af implementeringsmetoden.

I forhold til natur og biodiversitet mere generelt, samt i forhold til klimasikring/-tilpasning, kan vådområder have både negative og positive konsekvenser. Om det bliver det ene eller det andet, afhænger i begge tilfælde af vådområdets placering i vandsystemet. Umiddelbart forventes det dog, at væsentlige negative effekter i forhold til såvel natur og biodiversitet som klimasikring/-tilpasning på baggrund af eksisterende viden, imødegås i projekteringsfasen, således at der primært bliver tale om positive eller neutrale effekter.

Samlet set vurderes det, at der ikke er nogen af de ikke-værdisatte effekter, der forventes at medføre betydelige samfundsøkonomiske omkostninger, og på den baggrund vurderes det rimeligt at konkludere, at indsatsen kan forventes at resultere i et samfundsøkonomisk overskud og at dette vil være betydeligt.

### 10.1.2 Udtagning

Med reference til tabel 30 er de årlige samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med implementeringen af udtagningsindsatsen opgjort til hhv. 4,5 og 21 mio. kr., alt afhængig af om der i beregningen justeres for den del af omkostningerne, der dækkes af medfinansiering fra EU (tilskud). Som for vådområder fremgår det ligeledes af tabellen, at det udelukkende er i forhold til reduceret N-udledning, klimagasser og rekreation, at det har været muligt både at kvantificere og værdisætte effekterne.

De estimerede værdier for hhv. reduceret N-udledning, reduceret drivhusgasudledning og forbedrede rekreativmuligheder, overstiger samlet de beregnede omkostninger, hvilket indikerer at indsatsen giver samfundsøkonomisk overskud. Det er ikke sandsynligt at de ikke-værdisatte effekter repræsenterer betydelige samfundsøkonomiske omkostninger. Hverken i forhold til turisme eller klimatilpasning/-sikring, forventes der således at være betydelige effekter, hverken positive eller negative. I modsætning hertil, forventes der en betydelig effekt i forhold til natur og biodiversitet, men den kan hverken kvantificeres eller værdisættes på det eksisterende datagrundlag. Den forventede effekt er imidlertid positiv, så den vil udelukkende kun bidrage til at øge den samfundsøkonomiske værdi af den planlagte udtagningsindsats. I forhold til fiskebestande, forventes der ingen betydelig effekt i forhold til fiskebestande i vandløb. I forhold til fiskebestande i kystvande formodes der derimod at være en effekt, men denne har ikke kunnet kvantificeres, og den kan

derfor ikke inddrages særskilt i analysen. Som nævnt i det tidligere afsnit om vådområder, så må værdien af reduktionen i N-udledningen til kystvandene dog også formodes til dels at afspejle potentielle positive effekter i forhold til fisk i kystvandene.

I forhold til størrelsen af de værdier der kan opgøres, så ses det, at værdien af reduktionen i udledningen af kvælstof til kystvandene i sig selv er tilstrækkelig til at gøre indsatsen samfundsøkonomisk rentabel, forudsat at der tages udgangspunkt i skyggeprisen på 183 kr./kg N. Værdien på 27,5 mio. kr. årligt overstiger således omkostningerne, uanset om der tages højde for medfinansieringen fra EU eller ej. Hvis der i stedet tages udgangspunkt i skyggeprisen på 91 kr./kg N, så er værdien af N-reduktionerne i sig selv kun tilstrækkelige til at gøre indsatsen samfundsøkonomisk rentabel, hvis der i sammenligningen tages højde for tilskuddet fra EU. I forhold til robustheden af disse resultater, så gælder forbeholdet nævnt i foregående afsnit også her. Konklusionen er således baseret på den implicite antagelse, at den målsætning som ligger til grund for udledningen af skyggeprisen er samfundsøkonomisk optimal.

For værdien af drivhusgasreduktioner og forbedringer i de rekreative muligheder, er det derimod ikke tilsvarende muligt at drage entydige konklusioner. Hvorvidt værdien af disse i sig selv er tilstrækkelig til at opveje omkostningerne, afhænger således af, hvilke antagelser der lægges til grund i forhold til beregningen af omkostninger og værdien af effekterne. For reduktionen i drivhusgasser, vil værdien af denne effekt i sig selv overstige omkostningerne, uanset hvilken af de anvendte værdier for reduktioner der anvendes, så længe omkostningerne justeres for medfinansieringen fra EU. Omvendt vil værdien af reduktionerne kun modsvare knap halvdelen af omkostningerne, hvis der ikke tages højde for medfinansieringen i beregningen af omkostninger. Medfinansieringen har således stor betydning for den samfundsøkonomiske værdi. Det er dog væsentligt at bemærke, at værdien af de forventede drivhusgasreduktioner under alle omstændigheder forventes at udgøre et væsentligt bidrag i forhold til at gøre indsatsen samfundsøkonomisk rentabel. For god ordens skyld bør det selvfølgelig også bemærkes, at opgørelsen af den forventede effekt er forbundet med en vis grad af usikkerhed, idet den er baseret på en række antagelser om, hvor indsatsen ventes placeret. Idet reduktionen varierer betydeligt, afhængig af jordtype, den tidligere anvendelse af det udtagne areal samt udtagningsformen, så kan omfanget af effekten ændres betydeligt, hvis den faktiske implementering af indsatsen kommer til at afvige betydeligt fra de her anvendte antagelser. De her fremkomne resultater og konklusioner er således udelukkende gyldige så længe der ikke sker ændringer i de bagvedliggende forudsætninger.

Den årlige værdi af forbedrede rekreative muligheder er her opgjort til at variere mellem 1 og 45 mio. kr., hvilket må siges at være et betydeligt spænd. Hvis der tages udgangspunkt i de 45 mio. kr. årligt, så vil værdien af de forbedrede rekreative muligheder i sig selv langt overstige implementeringsomkostningerne, uanset om medfinansieringen fra EU medregnes eller ej. Omvendt modsvarer værdien kun mellem ca. 5 og 20 % af omkostningerne, hvis der tages udgangspunkt i den lave værdi på 1 mio. kr. årligt. Uden kendskab til placeringen af indsatsen, er det svært at sige noget om, hvor i intervallet den faktiske værdi kommer til at ligge; det er dog væsentligt at bemærke, at størrelsen af den rekreative værdi i en vis udstrækning kan fremmes, forudsat at der gøres en særlig indsats for at realisere områdets rekreative potentiale.

Sammenfattende vurderes det, at udtagningsindsatsen kan forventes at give anledning til samfundsøkonomisk overskud. Samlet set overstiger værdien af de effekter der kan estimeres, således implementeringsomkostningerne, og der er ingen af de ikke værdisatte effekter som forventes at medføre betydelige omkostninger.

### 10.1.3 Vandløbsindsatsen

Med reference til tabel 30, er de årlige omkostninger forbundet med implementering af den planlagte vandløbsindsats, opgjort til hhv. 26 og 37 mio. kr. afhængig af om der justeres for medfinansiering fra EU (tilskud). Hvorvidt indsatsen er samfundsøkonomisk rentabel eller ej kan ikke afgøres på baggrund af den gennemførte analyse, idet det, som det fremgår af tabel 30, ikke har været muligt både at værdisætte og kvantificere nogen af effekterne forbundet med implementering af vandløbsindsatsen. I denne sammenhæng er det dog væsentligt at pointere, at manglen på opgjorte værdier ingenlunde bør tolkes som et udtryk for, at de forventede effekter ikke har en samfundsmæssig værdi. Det er således udelukkende et udtryk for, at det ikke på baggrund af eksisterende data, har været muligt at kvantificere og/eller sætte en værdi på effekterne.

I modsætning til vådområder og udtagning, er den vandkvalitetsforbedrende effekt af vandløbsindsatsen ikke relateret til en reduktion i udledningen af kvælstof, men derimod til forbedringer i de fysiske forhold i vandløbene. Dette betyder, at skyggeprisen på kvælstof ikke kan anvendes til opgørelse af værdien af den vandkvalitetsforbedring, som vandløbsindsatsen forventes at medføre. Der er udført værdisætningsundersøgelser af forbedret vandkvalitet i vandløb (Odense Å). Undersøgelserne er baseret på anvendelse af den betingede værdisætningsmetode, og tests indikerer, at resultaterne fra caseområdet kan overføres til andre områder indenfor en relativt lille fejlmargen. Resultaterne er imidlertid case-specifikke, og måden de er opgjort på (betalingsvilje per husstand) gør, at de ikke umiddelbart kan omregnes til en værdi per km vandløbsstrækning. Det har derfor ikke været muligt, at anvende resultaterne fra værdisætningsstudierne, til at opgøre værdien af den forventede forbedring i vandkvaliteten til god økologisk tilstand.

Vandløbsindsatsen, og den deraf følgende forbedring til god økologisk tilstand i vandløbene, forventes at have betydelige positive effekter i forhold til natur og biodiversitet - både generelt og mere specifikt i forhold til fiskebestandene i vandløbene. Det har ikke været muligt, at kvantificere de samlede effekter i forhold til natur og biodiversitet, men den mere specifikke effekt i forhold til de vilde ørredbestande i vandløbene, og de deraf afledte effekter i forhold til det rekreative fiskeri, er analyseret og kvantificeret. Analysen viser, at den planlagte indsats kan forventes at resultere i en betragtelig vækst i antallet af havørredfangster indenfor det rekreative fiskeri. Analysen fokuserer udelukkende på vilde havørreder, men det vurderes, at der også vil være positive effekter i forhold til andre fiskearter. Idet der ikke eksisterer estimater af værdien af havørredfangster, der umiddelbart kan overføres til nærværende kontekst, er det ikke muligt at opgøre den samfundsøkonomiske værdi af ændringen, men det er beregnet, at en værdi på 115 kr./kg hjemtagen fisk vil opveje omkostningerne ved vandløbsindsatsen. Med udgangspunkt i ændringens størrelse, samt værdiestimater fra andre studier relateret til værdien af fangster indenfor det rekreative fiskeri, vurderes det rimeligt at konkludere, at ændringen repræsenterer en betydelig samfundsøkonomisk værdi. Vandløbsindsatsen kan også have effekter i forhold til rekreation og turisme, hovedsageligt som følge af forbedrede muligheder for rekreativt fiskeri, men også til

dels som følge af forbedret naturkvalitet af vandløbsnære områder. Disse effekter kan imidlertid hverken kvantificeres eller værdisættes, og de kan derfor ikke umiddelbart inddrages i den udførte samfundsøkonomiske analyse med den nuværende vidensgrundlag. Det vurderes dog, at effekterne vil bidrage positivt til den samfundsøkonomiske værdi af indsatsen, men på baggrund af den gennemførte analyse og det nuværende vidensgrundlag, er det ikke muligt at beregne den samfundsøkonomiske værdi af den planlagte vandløbsindsats.

#### **10.1.4 Samlet samfundsøkonomisk værdi af de tre indsatser**

Til trods for det begrænsede datagrundlag, som betyder at det ikke er muligt at gennemføre fuldstændige samfundsøkonomiske analyser af de tre indsatser, så vurderes det som nævnt ovenfor, at analyserne danner tilstrækkeligt grundlag for at konkludere at både vådområdeindsatsen og udtagningsindsatsen giver samfundsøkonomisk overskud. Der er derimod ikke tilstrækkeligt grundlag til at afgøre, hvor stort et overskud der kan forventes eller hvilken af indsatserne, der er giver det største overskud. Som nævnt i forordet til rapporten, var den oprindelige tanke bag igangsættelsen af projektet, at opnå viden om den relative fordelagtighed af de forskellige indsatser, men en forudsætning for at kunne vurdere den relative fordelagtighed af indsatserne, er, at alle effekter kunne kvantificeres og værdisættes.

Et gennemgående tema i rapporten har været den lokalitetsspecifikke karakter af de fleste af effekterne for vådområde- og udtagningsindsatserne. Effekterne og værdierne af disse (på nær værdien af CO<sub>2</sub>-reduktioner), forventes således at variere, og ofte i betydelig grad, afhængigt af, hvor tiltagene implementeres. Udover at dette komplicerer både kvantificering og værdisætning af effekterne af den samlede planlagte indsats, så indikerer det imidlertid også, at der er rig mulighed for, gennem planlægning af indsatsen, at påvirke den samfundsøkonomiske værdi af indsatsen. Hvis indsatserne placeres, under hensyntagen til hvordan faktorer såsom jordbund, befolkningstæthed, sammenhæng med andre naturområder og placering i vandsystem påvirker omfanget af effekter, vil det således i vid udstrækning være muligt at undgå potentielle negative effekter samt maksimere de positive effekter, og dermed realisere så høj en samfundsøkonomisk værdi som muligt. I forlængelse heraf bemærkes det, at Termansen et al. (2015) og Termansen et al. (under udarbejdelse med udgivelse i 2016) kortlægger og værdisætter effekter af udtagning og præsenterer et metodisk grundlag for at kunne afveje hvilke bestemte lokaliseringer af virkemidlet har på de forskellige effekter.

#### **10.1.5 Rangordning af indsatserne**

Som nævnt i forordet, var den oprindelige tanke bag igangsættelsen af projektet at opnå viden om den relative fordelagtighed af de forskellige indsatser - det vil sige, at få belyst omkostningseffektiviteten af de forskellige tiltag. Det vurderes, at der ikke er tilstrækkeligt grundlag til at afgøre, hvilken af indsatserne der giver det største overskud, da der kan være værdier forbundet med de ikke-kvantificerbare effekter som ville forrykke rangordningen mellem indsatserne. En forudsætning for, at der kunne konkluderes i forhold til den relative fordelagtighed af indsatserne, er således at alle effekter kunne kvantificeres og værdisættes.

### **10.2 De sektorøkonomiske resultater**

De sektorøkonomiske beregninger, der viser beskæftigelseseffekterne ved gennemførelse af de forskellige indsatser, er foretaget ved anvendelse af en

input-output-model for det landbrugsindustrielle sektorkompleks, der igen er baseret på input-output-tabeller fra Danmarks Statistik. Ifølge beregningerne, har udtagningen af landbrugsarealer til vådområder og ekstensivering forholdsvis små effekter på beskæftigelsen.

For det primære landbrug og de tilknyttede sektorer, viser beregningerne en beskæftigelsesreduktion i intervallet 174-542 fuldtidsarbejdspladser, hvor den reelle effekt sandsynligvis vil ligge tæt på underkantskønnet.

For vandløbsindsatsen vurderes effekten i anlægssektoren og tilknyttede erhverv, at være en engangsforøgelse af beskæftigelsen svarende til 574 årsværk. Anlægsaktiviteter i forbindelse med etablering af vådområder vil ifølge beregningerne have en engangseffekt på beskæftigelsen svarende til 340 mandår.

Den lokalitetsspecifikke karakter af de fleste af effekterne har som nævnt betydning for de samfundsøkonomiske konsekvenser. Lokaliseringen betyder mindre for størrelsen af de sektorøkonomiske effekter i form af beskæftigelsesændringer, men selv om disse effekter er små, er det klart, at en øget eller reduceret beskæftigelse har størst betydning i områder med få alternative beskæftigelsesmuligheder.

### **10.3 Behovet for forbedret vidensgrundlag**

For alle tre virkemidler har det vist sig, at det ikke muligt at opgøre værdien af halvdelen af effekterne på grund af begrænset vidensgrundlag. Hermed er det som nævnt ikke muligt at rangordne virkemidlerne/indsatserne, men det manglende datagrundlag påvirker også mulighederne for at udføre en udfyldende sektorøkonomisk analyse.

Generelt set viser resultaterne af både den samfunds- og den sektorøkonomiske analyse således, at der er et stort behov for at forbedre vidensgrundlaget i forhold til både kvantificering og værdisætning af de betragtede effekter. Der er især behov for mere viden om både samfunds- og sektorøkonomiske effekter af turismen, effekterne på fiskebestandene i kystzonen, der har betydning for kyst-fiskeriet (lystfiskeri og erhvervsfiskeri), samt hvordan værdien af lystfiskeriet afhænger af muligheden for fiskefangster. Kystturismen er en betydningsfuld sektor for beskæftigelsen og for værditilvæksten, og kystturismen har nu en større økonomisk betydning end fiskeriet.

Et forbedret vidensgrundlag om turismens samfundsøkonomiske betydning og hvordan den påvirkes af indsatser i Landdistrikts- og Fiskeriprogrammet kan evt. opnås ved spørgeskemaundersøgelser til turister, evt. udført i forbindelse med eksisterende surveys af turisternes efterspørgsel. Rejseomkostningsdata kan anvendes, men der skal i tillæg være data tilgængelige som kan anvendes til at belyse hvordan miljøforhold, herunder nærhed til de naturtyper som udtagne arealer, vådområder og vandløb repræsenterer, påvirker turisternes præferencer for feriemål. Det må også anses som centralt at få mere viden om hvordan vandkvaliteten ved kysterne påvirker denne efterspørgsel, og dette findes der særdeles lidt viden om, også internationalt.

Vedrørende fiskeri, er det afgørende at opnå viden om forholdet mellem udviklingen i vandkvalitet som følge af reducerede udledninger af kvælstof og påvirkningen af forskellige fiskearter over tid. Der er forskning på dette område internationalt, bl.a. i Østersøregionen, men mange usikre faktorer med-

virker til, at det er problematisk at udlede entydige sammenhænge. Der er derfor brug for yderligere forskning og udredning af disse problemstillinger.

Som nævnt, kræves der estimater af øgede fangstmuligheder som følge af forbedret vandmiljøkvalitet for at udføre økonomiske beregninger for erhvervsfiskeriet samt økonomiske data, der viser omsætningsstigningen i fiskeriet som resultat af øget fangst. Hvis disse oplysninger var tilgængelige, ville det være muligt, på basis af regnskabsstatistikken for dansk fiskeri, at beregne beskæftigelseseffekter af øgede fangster. Ligeledes mangler der viden om hvordan turismen påvirkes af ændringer i vandkvaliteten og af de analyserede indsats, og det er derfor ikke muligt at beregne effekterne på beskæftigelsen. Dette er naturligvis væsentlige mangler ved vidensgrundlaget, da vurderinger af beskæftigelseseffekterne er centrale for både Landdistriktsprogrammet og Fiskeriprogrammet.

Endelig medfører de manglende muligheder for at fastsætte en pris på den samlede oplevelsesværdi, der skyldes muligheden for at hjemtage flere fisk for rekreative fiskere, en begrænsning for både den samfunds- og den sektorøkonomiske analyse. Måltrettede analyser af dette spørgsmål bør udføres på en måde, så de designes til at kunne give svar på værdien af det rekreative fiskeri i sammenhæng med de data der er tilgængelige for effekterne af vandløbsindsatsen, fx væksten i sandsynligheden for at hjemtage/fange fisk.

Det er i rapporten påpeget, at effekterne af de undersøgte indsats i høj grad er lokalitetsspecifikke, hvilket betyder, at både sektor- og samfundsøkonomiske værdier vil afvige fra de beregnede konsekvenser, når placeringen af udtagningen og vådområderne er kendt. Kvantificering såvel som værdisætning af mange af effekterne forbundet med de samlede indsats, kræver således principielt, at der laves lokalitetsspecifikke opgørelser, som så efterfølgende kan aggregeres.



## 11 Litteratur

Aarestrup, K., Koed, A. & Olesen, T.M., 2006a: Opstemninger – forarmelse af vandløbene. *Fisk & Hav*, s. 38-43.

Aarestrup, K., Koed, A. & Olesen, T.M., 2006b: Opstrøms vandring og opstemninger. *Fisk & Hav*, s. 44-53.

Aarestrup, K., Koed, A. & Olesen, T.M., 2006c: Nedstrøms vandring og opstemninger. *Fisk & Hav*, s. 54-62.

Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Hyytiäinen, K., Meyerhoff, J., Smart, J., Söderqvist, T. & Zimmer, K., 2013: Public preferences regarding use and condition of the Baltic Sea – an international comparison informing marine policy. *Marine Policy*, vol. 42, no. 5, 5, s. 20-30., 10.1016/j.marpol.2013.01.011

Aslam, U., Termansen, M. & Zandersen, M., 2016: Valuing coastal recreation in Denmark using a Random Utility Modelling framework. Presentation til De Miljøøkonomiske Råds Konference, Skodsborg, 2016. Abstract: [http://www.dors.dk/files/media/konferencer/konference\\_2016/LOUISESALEN/01\\_uzma\\_aslam\\_valuing\\_coastal\\_recreation\\_in\\_denmark.pdf](http://www.dors.dk/files/media/konferencer/konference_2016/LOUISESALEN/01_uzma_aslam_valuing_coastal_recreation_in_denmark.pdf)

Bangsgaard, L., Cording, R., Kjeldsen, J.H. & Paludan, C., 2012: Flere ørreder i de fynske vandløb. *Vand & Jord* 19(4), s. 128-131.

Bjørner, T.B., Jensen, C.U. & Termansen, M., 2014: Den rekreative værdi af naturområder i Danmark. De Økonomiske Råd, Arbejdsrapport 2014:1.

Carl, H. & Møller, P.R. (red.) 2012: Atlas over danske ferskvandsfisk. Statens Naturhistoriske Museum, 700 s.

Christiansen, J.R., Vesterdal, L. & Gundersen, P., 2012a: Nitrous oxide and methane fluxes in two small temperate forest catchments – upscaling based on hydrological gradients. *Biogeochemistry* 107: 437-454

Christiansen, J.R., Gundersen, P., Frederiksen, P. & Vesterdal, L., 2012b: Influence of hydromorphic soil conditions on greenhouse gas emissions and soil carbon in a Danish temperate forest. *Forest Ecology and Management* 284: 185195.

CRT, 2012: Kystturismen i Danmark. Center for Regional- og Turismeforskning & Videnscenter for Kystturisme, 81 pp.

Danmarks Statistik, 2002: Input-output tabeller og analyser 2000. Import, beskæftigelse og miljø, Danmarks Statistik.

Danmarks Statistik, 2013: Regnskabsstatistik for jordbrug 2012, november 2013. Tilgængelig fra: [www.dst.dk/Publ/RegnSkabJordbrug](http://www.dst.dk/Publ/RegnSkabJordbrug)

[Danmarks Statistik, 2016: Statistikbanken, Tabel LYST1. Tilgået: 10. november 2016. http://www.statistikbanken.dk/LYST1](http://www.statistikbanken.dk/LYST1)

[Dansk Erhverv, 2013: Fakta om dansk kystturisme. Tilgængelig på: http://www.visitdenmark.dk/sites/default/files/vdk\\_images/PDF-and-other-files/Analyser/2013/14470\\_kystturisme\\_09\\_01\\_2013\\_endelig\\_version\\_2.pdf](http://www.visitdenmark.dk/sites/default/files/vdk_images/PDF-and-other-files/Analyser/2013/14470_kystturisme_09_01_2013_endelig_version_2.pdf)

Danboat, 2010: 57.000 lystbåde og 250.000 lystsejlere i Danmark. Pressemiddelse Danboat. Tilgængelig på: <http://www.sailing-aarhus.dk/blog/2010/03/04/57-000-lystbade-og-250-000-lystsejlere-i-danmark/>

Dubgaard, A., Tjørning, M.L.H. & Ståhl, E.E., 2015: Økologiens samfundsøkonomiske værdi. IFRO Udredning, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Dubgaard, A., Laugesen, F.G.M., Ståhl, E.E., Bang, J.R., Schou, E., Jacobsen, B.H., Ørum, J.E. & Jensen, J.D., 2013: Analyse af omkostningseffektiviteten ved drivhusgasreducerende tiltag i relation til landbruget, IFRO Rapport 221. DØRS, 2014. Økonomi og Miljø 2014. Vismandsrapport. De Økonomiske Råd. Tilgængelig fra: <http://www.dors.dk/files/media/rapporter/2014/m14/m14.pdf>

Ejrnæs, R., Petersen, A.H., Bladt, J., Bruun, H.H., Moeslund, J.E., Wiberg-Larsen, P. & Rahbek, C., 2014: Biodiversitetskort for Danmark. Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 96 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 112. Tilgængelig fra: <http://dce2.au.dk/pub/SR112.pdf>

Elliott, J.M., 1989: Wild brown trout *Salmo trutta*; an important national and international resource. *Freshwater Biology* 21, 1-5.

Energistyrelsen, 2015: Danmarks energi- og klimafremskrivning 2015. Energistyrelsen.

Energistyrelsen, 2014: Tilskud til udtagning af lavbundslande. Faktaark, Juni 2014. Energistyrelsen, Klima- Energi- og Bygningsministeriet.

Energistyrelsen, 2013: Beregningsmetode til samfundsøkonomiske omkostninger ved virkemidler i klimaplan. Tilgængelig fra: [http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/klima-co2/klimaplan-2012/samfundsoek\\_metode\\_klimaplan\\_14\\_aug\\_2013.pdf](http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/klima-co2/klimaplan-2012/samfundsoek_metode_klimaplan_14_aug_2013.pdf)

Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H., Thomsen, I.K., Schelde, K., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Hansen, E.M., Jørgensen, U., Andersen, H.E., Hoffman, C.C., Borgesen, C., Baatrup-Petersen, A., Rasmussen, J., Olesen, J.E., Kjærgaard, C., Sørensen, P., Hasler, B., Eberhardt, J.M., Rubæk, G.H., Strandberg, M.T., Kudsk, P., Jørgensen, L.N., Petersen, S.O., Munkholm L.J., Elsgaard, L., Martinsen, L., Møller, F., Bruhn, A., Iversen, B.V., Timmermann, K., Fossing, H., Boelt, B. & Gislum, R., 2014: Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA Rapport nr. 052, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.

Finansministeriet, 2013: Ny og lavere diskonteringsrente, 31.maj 2013. Faktaark.

Fiskeriverket, 2008: Fritidsfiske och fritidsfiskeribaserat verksamhet. Tilgængelig fra:  
<https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb2800018881/1348912825732/fritidsfiske-web.pdf>

Friluftsrådet, 2013: Fakta om friluftslivet. Tilgængelig fra:  
[http://www.friluftsradet.dk/media/519949/fakta\\_om\\_friluftslivet\\_endelig\\_version\\_1.0.pdf](http://www.friluftsradet.dk/media/519949/fakta_om_friluftslivet_endelig_version_1.0.pdf)

Fødevareministeriet, 2010: Analyse af adfærd, motiver og præferencer blandt danske lystfiskere. Fødevareministeriet.

Gyldenkerne, S., Greve, M.H. 2015: For bestemmelse af drivhusgasudledning ved udtagning/ekstensivering af landbrugsjorder på kulstofrige lavbundsjorder. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 56. Tilgængelig fra: <http://dce2.au.dk/pub/TR56.pdf>

Hasler, B, Hansen, LB, Andersen, HE & Konrad, M., 2015: Modellering af omkostningseffektive reduktioner af kvælstoftilførslerne til Limfjorden: Dokumentation af model og resultater. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Hasler, B., Brodersen, S.L., Christensen, L.P., Christensen, T., Dubgaard, A., Hansen, H.E., Kataria, M., Martinsen, L., Nissen, C.J. & Wulff, A.F., 2009: Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status under the EU Water Framework Directive. Testing practical guidelines in Odense River basin. Case study report, Aquamoney. Tilgængelig fra:  
[http://www.ivm.vu.nl/en/Images/D40\\_Case\\_study\\_report\\_Odense\\_Denmark\\_tcm234-188873.pdf](http://www.ivm.vu.nl/en/Images/D40_Case_study_report_Odense_Denmark_tcm234-188873.pdf)

Hasler, B., Lundhede, T.H. & Martinsen, L., 2007: Protection versus purification - assessing the benefits of drinking water quality. Hydrology Research, 38(4):373-386

Havørred Fyn, 2010: Den økonomiske værdi af havørreden i det rekreative fiskeri. Tilgængelig fra:  
[http://portal.svendborg.dk/dagsordener/Milj%C3%B8-,%20Klima-%20og%20Trafikudvalget%20\(%C3%85ben\)/2014/02-04-2014/Referat%20\(%C3%85ben\)/MKT-02-04-2014-%20Bilag%2013.01%20Vedr%20Dokumentation%20for%20oms%C3%A6tning%20pr%20kg%20hav%C3%B8rred%20-%20%C3%98%E2%80%A6.pdf](http://portal.svendborg.dk/dagsordener/Milj%C3%B8-,%20Klima-%20og%20Trafikudvalget%20(%C3%85ben)/2014/02-04-2014/Referat%20(%C3%85ben)/MKT-02-04-2014-%20Bilag%2013.01%20Vedr%20Dokumentation%20for%20oms%C3%A6tning%20pr%20kg%20hav%C3%B8rred%20-%20%C3%98%E2%80%A6.pdf)

Henriksen, H.J., Troldborg, L., Nyegaard, P., Sonnenborg, T.O., Refsgaard, J.C. & Madsen, B., 2003: Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark. Journal of Hydrology, 280(1-4): 52-71.

Henriksen, H.J., Højberg, A.L., Olsen, M., Seaby, L.P., van der Keur, P., Stisen, S., Troldbor, L., Sonnenborg, T.O. & Refsgaard, J.C., 2012: Klima-effekter på hydrologi og grundvand - Klimagrundvandskort. Tilgængelig fra:  
[www.klimatilpasning.dk](http://www.klimatilpasning.dk)

Højbjerg, A.L., Olsen, M. & Henriksen, H.J., 2012: Simulering af ekstremvandføringer og grundvandsbetinget oversvømmelse - Analyse af mulighed for

optimering af DK-model (Horsens Fjord opland). KFT, Aarhus Universitet, 101 s.

Højberg, A.L, Windolf, J., Børgesen, C.D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H. & Ernstsen, V., 2015: National kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metode rapport. GEUS og AU. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland.

Jacobsen, B.H., 2015: Specifikation af opgørelsesprincipper ved opgørelse af indkomsttab i relation til ordninger under landdistriktsprogrammet, 5 s., mar. 17, 2014. IFRO Udredning, nr. 2015/23.

Jacobsen, B.H., 2014: Analyse af omkostningerne ved scenarier for en yderligere reduktion af N-tabet fra landbruget i relation til Vandplan 2.0, 33 s., dec. 01, 2014. IFRO Udredning, nr. 2014/21.

Jacobsen, Brian, 2016: Personlig meddelelse, Seniorforsker, KU.

Jacobsen, L.-B., 2010: Lystfiskernes bidrag til dansk økonomi. Rapport nr. 206, Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet.

Jacobsen, L.-B., 2014: Det landbrugs- og fiskeriindustrielle kompleks 2009-2012, IFRO Udredning 2014 /16. Tilgængelig fra:  
[http://curis.ku.dk/ws/files/125004311/IFRO\\_Udredning\\_2014\\_16.pdf](http://curis.ku.dk/ws/files/125004311/IFRO_Udredning_2014_16.pdf)

Jacobsen, J.B., Lundhede, T. & Thorsen, B.J., 2012: Valuation of wildlife populations above survival. *Biodiversity and Conservation*, 21(2):543-56.

Jensen, C.L., Jacobsen, B.H., Olsen, S.B., Dubgaard, A. & Hasler, B., 2013: A practical CBA-based screening procedure for identification of river basins where the costs of fulfilling the WFD requirements may be disproportionate – applied to the case of Denmark. *Journal of Environmental Economics and Policy*, vol 2, nr. 2, s. 164-200. Tilgængelig fra:  
<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/21606544.2013.785676>

Jensen, C.L., Nissen, C.J.V., Olsen, S.B. & Boesen, M.V., 2010: Analyse af tyske lystfiskerturisters valg af ferieland - med fokus på Danmark. Rapport nr. 203. Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet. Tilgængelig fra:  
[http://forskning.ku.dk/find-en-forsker/?pure=files%2F44693294%2FFOI\\_rapport\\_203.pdf](http://forskning.ku.dk/find-en-forsker/?pure=files%2F44693294%2FFOI_rapport_203.pdf)

Jensen, Peter Rørnøse, 2016: Personlig meddelelse. Specialkonsulent, Danmarks Statistik.

Jordal-Jørgensen, J., Rønnest, A.K., Ladenburg, J., Aarestrup, K., Skov, C. & Koed, A., 2014: Den lokaløkonomiske værdi af laksefiskeri til Skjern Å. DTU Aqua-rapport nr. 287-2014.

Jørgensen, Henrik Leth, 2016: Personlig meddelelse, Naturstyrelsen.

Jørgensen, S.L., Olsen, S.B., Ladenburg, J., Martinsen, L., Svenningsen, S.R. & Hasler, B., 2013: Spatially induced disparities in users' and non-users' WTP for water quality improvements: Testing the effect of multiple substitutes and dis-

tance decay. *Ecological Economics*, vol 92, nr. 8, 8, s. 55-66. Tilgængelig fra: [10.1016/j.ecolecon.2012.07.015](http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.015)

Kennedy, G.J.A., 1980: Population changes after two years of salmon (*Salmo salar* L.) stocking in upland trout (*Salmo trutta* L.) streams. *Journal of Fish Biology* 17, 577-586.

Klima-, Energi og Bygningsministeriet, 2013a: Regeringens klimaplan. På vej mod et samfund uden drivhusgasser. August 2013, Klima-, Energi og Bygningsministeriet.

Klima-, Energi- og Bygningsministeriet, 2013b: Fakta: MAC-kurven - den marginal samfundsøkonomiske omkostningskurve for klimatiltag. Tilgængelig på: [http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/klima-co2/klimaplan-2012/faktaark\\_6\\_potentialekurven.pdf](http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/klima-co2/klimaplan-2012/faktaark_6_potentialekurven.pdf)

Kaarup, P., 1998: Effekter af miljøvenlig vandløbsvedligeholdelse. Århus Amt, Natur & Miljø, 10 s.

Kristensen, E.A., Jepsen, N., Nielsen, J. & Koed, A., 2014a: Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 62 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 86.

Kristensen, E.A., Jepsen, N., Nielsen, J., Pedersen, S. & Koed, A., 2014b: Dansk Fiskeindeks For Vandløb (DFFV). Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 95.

Larsen, K., 1987a: Havørredopgangen i danske vandløb 1900-1960. I. Øerne øst for Storebælt. Meddelelser fra Ferskvandsfiskerilaboratoriet 1/84, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Silkeborg, 65 s.

Larsen, K., 1987b: Havørredopgangen i danske vandløb 1900-1960. II. Fyn samt Østjylland fra grænsen til og med Randers Fjord. Meddelelser fra Ferskvandsfiskerilaboratoriet 1/87, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Silkeborg, 69 s.

Larsen, K., 1987c: Havørredopgangen i danske vandløb 1900-1960. III. Nordjylland samt vandløb til Limfjorden. Meddelelser fra Ferskvandsfiskerilaboratoriet 1/91, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Silkeborg, 58 s.

Levin, G., Jepsen, M.R. & Blemmer, M.K., 2012: Basemap: Technical documentation of a model for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, (Technical Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy, No. 11), 47 pp. Tilgængelig fra: <http://www2.dmu.dk/pub/tr11.pdf>

Levin, G., Blemmer, M.K., Gyldenkerne, S., Johannsen, V.K., Caspersen, O.H., Petersen, H.S., Karlsson, N.P., Becker, T., Bruun, H.G., Fuglsang, M., Münier, B., Bastrup-Birk, A. & Nord-Larsen, T., 2014: Estimating land use/land cover changes in Denmark from 1990 - 2012: Technical documentation for the assessment of land use/land cover changes for estimation of carbon dioxide fixation in soil. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and

- Energy, 2014. 34 p. (Technical Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy; No. 38).
- Lundhede, T.H., Bille, T. & Hasler, B., 2013: Exploring preferences and non-use values for hidden archaeological artefacts: a case from Denmark. *International Journal of Cultural Policy*, 19(4):501-530.
- Madsen, B.L.; 1995: Vandløbene - ti år med den nye vandløbslov. *Miljønyt* nr. 13, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen, 1983: Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del 1, vandløb og søer.
- Miljøministeriet, 2010: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Miljøministeriet.
- Miljøministeriet, 2014: Nøgletalskatalog. Baggrundsdokumentation. December 2014. Miljøministeriet.
- Miljøministeriet, 2015: Bekendtgørelse om kriterier for vurdering af kommunale projekter vedrørende vandløbsrestaurering. Bek. Nr. 370 af 08/04/2015.
- Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016: Miljøøkonomisk nøgletalskatalog. Nøgletal til brug for samfundsøkonomiske beregninger på miljø- og naturområdet, Version 2, 05.01.2016. Tilgængelig fra: <http://mfvm.dk/miljoe/miljoeoekonomiske-noegletal/>
- Mortensen, A.K., Koed, A. & Nielsen, J., 2011: Evaluering af effekten af vandløbsrestaureringsprojekter, der gennemføres med tilskud fra EFF. Rapport fra DTU Aqua til FødevarerErhverv.
- NaturErhvervstyrelsen, 2016a: Landdistriktsprogrammet 2014-2020. Tilgængelig fra: <http://naturerhverv.dk/tvaergaende/eu-reformer/landbrugsreformen-2014-2020/landdistriktsprogrammet-2014-2020/>
- NaturErhvervstyrelsen, 2016b: EU-medfinansiering vådområder og lavbund 2014-2020; regneark.
- NaturErhvervstyrelsen, 2015: Lavbundsordningen. Vejledning om tilskud til naturprojekter på kulstofrige lavbundsjord - 2015. NaturErhvervstyrelsen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Naturstyrelsen, 2011: Virkemiddelkatalog til brug for vandplanernes indsatsprogrammer for: Overfladevand, Grundvand, Sø- og vandløbsrestaurering, Spildevand, Regnvand, Dambrug.
- Naturstyrelsen, 2014a: Virkemiddelkatalog - Vandløb. Notat. Naturstyrelsen, Miljøministeriet. Tilgængelig fra: <http://naturstyrelsen.dk/media/nst/8437103/virkemiddelkatalog.pdf>
- Naturstyrelsen, 2014b: Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn. Naturstyrelsen, Miljøministeriet. Tilgængelig fra: <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vandplaner/vandomraadeplaner-2015-2021/forslag-til-vandomraadeplaner/>

Naturstyrelsen, 2014c: Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Sjælland. Naturstyrelsen, Miljøministeriet. Tilgængelig fra: <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vandplaner/vandomraadeplaner-2015-2021/forslag-til-vandomraadeplaner/>

Naturstyrelsen, 2014d: Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Bornholm. Naturstyrelsen, Miljøministeriet. Tilgængelig fra: <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vandplaner/vandomraadeplaner-2015-2021/forslag-til-vandomraadeplaner/>

Naturstyrelsen, 2014e: Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 for Internationalt Vandområdedistrikt. Naturstyrelsen, Miljøministeriet. Tilgængelig fra: <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vandplaner/vandomraadeplaner-2015-2021/forslag-til-vandomraadeplaner/>

Naturstyrelsen, 2014f: Miljøvurdering af vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn. Naturstyrelsen, Miljøministeriet.

Naturstyrelsen, 2015a: Sådan virker vandplanerne. Beskrivelse på Naturstyrelsens hjemmeside.

Naturstyrelsen, 2015b: Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder. Bekendtgørelse nr. 1071 af 9. september 2015.

Naturstyrelsen, 2016: Udtagning af lavbundsjord. Naturstyrelsen. Tilgået 21. januar 2016. Tilgængelig fra: <http://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/tilskudsordninger/nye-vandprojekter/udtagning-af-lavbundsjord/>

Nielsen, J., 1995: Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold. Miljøprojekt nr. 293, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Nielsen, J., 1997: Ørreden som miljøindikator. Miljønyt nr. 24 fra Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, 53 sider.

Nielsen, J. & Koed, A., 2016: Fiskeribiologisk vurdering af effekterne på ørredbestandene og havørredfiskeriet ved en forventet vandløbsindsats og etablering af vådområder. DTU Aqua-rapport nr. 310-2016. ISBN-nummer 978-87-7481-221-0.

Nielsen, J. & Sivebæk, F., 2013: ABC i vandløbsrestaurering. Vejledning fra DTU Aqua. Side 4-28 i Miljø & Vandpleje, temanummer nr. 37 om Vandløbsrestaurering og værdien af fisk.

Nielsen, J. & Sivebæk, F., 2015: Sådan laver man gydebanker for laksefisk – genskabelse af naturlige stryg med et varieret dyre- og planteliv. Vejledning fra DTU Aqua, 28 sider.

Nielsen, E. & Richardson, K., 1996: Can changes in the fisheries yield in the Kattegat (1950- 1992) be linked to changes in primary production? ICES Journal of Marine Science, 53.

Nielsen, O.K., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkerne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Bastrup-Birk, A., Vesterdal, L., Stupak, I., Rasmussen, E., Arfaoul, K., Baunbæk, L. & Hansen, M.G., 2012: Denmark's national inventory report 2012: emission inventories 1990-2010 - submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy; No. 19. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 2012. 1168 p. Tilgængelig fra: <http://www2.dmu.dk/Pub/SR19.pdf>

Olesen & Storr-Paulsen, M. 2015: [Eel, cod and sea trout harvest in Danish recreational fishing during 2012](#). Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. DTU Aqua Report, no. 293-2015.

Orbicon, 2014: Klimarobuste virkemidler i vandplanerne. Teknisk rapport. Rekvirent Naturstyrelsen.

Paulrud A. & Laitila, 2004: Valuation of management policies for sport fishing on Sweden's Kaitum River Journal of Environmental Planning and Management 47(6):863-879.

Perman, R., Y. Ma, M. Common, D. Maddison & J. McGilvray, 2011: Natural Resource and Environmental Economics, Pearson Education Limited, 4th edition.

Radford, A.F., Hatcher, A.C. & Whitmarsh, D.J., 1991: An economic evaluation of salmon fisheries in Great Britain. Report prepared for the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Centre for Marine Resource Economics, Portsmouth Polytechnic.

Rasmussen, G.H., 2012: Ørred *Salmo trutta* Linnaeus, 1758. Side 449-468 i: Carl, H. & P.R. Møller (red. 2012): Atlas over danske ferskvandsfisk. Statens Naturhistoriske Museum, 700 s.

Refsgaard, J.C., Stisen, S., Højberg, A.L., Olsen, M., Henriksen, H.J., Børgesen, C.D., Vejen, F., Kern-Hansen, C. & Blicher-Mathiesen, G., 2011: Vejledning i opgørelse af vandbalancen ud fra hydrologiske data for perioden 1990-2010. GEUS rapport 2011/77.

Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J.W., Jakobsen, H., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Markager, S., Stæhr, P.A., Timmermann, K., Windolf, J. & Andersen, J.H., 2016: 'Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach' *Estuaries and Coasts*, vol 39, nr. 1, s. 82-97. Tilgængelig fra: [10.1007/s12237-015-9980-0](https://doi.org/10.1007/s12237-015-9980-0)

Riemann, B. (red.), Carstensen, J., Markager, S., Olsen, B.E., Dahl, K., Hansen, J.W., Hasler, B., Zandersen, M., Nielsen, H.Ø., Gislason, H. & Støttrup, J., 2015: Status og muligheder for det danske hav. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus.

Skovgaard, H., Moeslund, B., Blicher, A.-S., Larsen, H. & Jacobsen, J. 2014: Klimarobuste virkemidler i vandplanerne. Teknisk Rapport. Orbicon A/S for Naturstyrelsen.



- Sparrevik, E., 2008: Ekonomisk värdering av biologisk mångfald och fiske – betydelse för vattenkraftproduktion? Vattenfall. Tilgængelig fra: [https://corporate.vattenfall.se/globalassets/sverige/om-ener-gi/vattenkraft/bilaga\\_6\\_ekonomisk\\_vardering\\_av\\_biologisk\\_mangfald\\_och\\_fiske.pdf](https://corporate.vattenfall.se/globalassets/sverige/om-ener-gi/vattenkraft/bilaga_6_ekonomisk_vardering_av_biologisk_mangfald_och_fiske.pdf)
- Sparrevohn, C.R., Storr-Paulsen, M. & Nielsen, J., 2011: Eel, seatrout and cod catches in Danish recreational fishing. Survey design and 2010 catches in the Danish waters. DTU Aqua Report No 240- 2011. National Institute of Aquatic Resources, Technical University of Denmark. 21 s.
- Sparrevohn, C.R. og Storr-Paulsen, M., 2012: Eel, cod and seatrout harvest in Danish recreational fishing during 2011 DTU Aqua report no. 253-2012.
- Stern, N., 2007: The Economics of Climate Change: The Stern Review, Part I: Climate Change – Our Approach.
- Stormrådet, 2009: Skadestatistik for stormflod 1991-2008. 47 s.
- Stormrådet, 2014: Beskrivelse af Stormrådets virksomhed. Beretning 2013. 14 s.
- Strandmark, Lisbeth, 2016: Personlig meddelelse, Specialkonsulent i Energi-styrelsen.
- Stål J., Paulsen, S., Pihl, L., Rönnbäck, P., Söderqvist, T. & Wennhage, H., 2008: Coastal habitat support to fish and fisheries in Sweden: Integrating ecosystem functions into fisheries management. *Ocean & Coastal Management* 51 (2008) 594-600.
- Sveriges Jordbruksverk, 2013: Fritidsfiskeriet i Sverige 2013. Tilgængelig fra: <http://www.jordbruksverket.se/download/18.7581129114a347f5f061f70e/1418233160751/officiell-statistik-JO57SM1401.pdf>
- Termansen, M., Levin., G., Hasler, B., Jacobsen, J., Lundhede, T. & Thorsen, B.J., 2015: Status for kortlægning af økosystemer, økosystemtjenester og deres værdi i Danmark. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 147. Tilgængelig fra: <http://dce2.au.dk/pub/SR147.pdf>
- Termansen, M., Levin., G., Hasler, B., Jacobsen, J., Lundhede, T. & Thorsen, B.J., 2016: (under udarbejdelse) Kortlægning af økosystemtjenester og deres værdi i Danmark (arbejdstitel). *Udkommer i 2016*.
- Tomczak, M.T., Heymans, J.J., Yletyinen, J., Niiranen, S., Otto, S.A., Blenckner, T., 2013: Ecological Network Indicators of Ecosystem Status and Change in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 8(10): e75439. Tilgængelig fra: [doi:10.1371/journal.pone.0075439](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075439)
- Vesterinen, J., Pouta, E., Huhtala, A. & Neuvonen, M., 2010: Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland. *Journal of Environmental Management*, 81(4), pp 984-94. Tilgængelig fra: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479709004022>
- VisitDenmark, 2010: Attraktionsliste 2010.

VisitDenmark, 2011a: Turisternes ferieønsker. En analyse af Danmarks position som ferieland.

VisitDenmark, 2011b: Turisternes tilfredshed med det danske turistprodukt - har vi en udfordring?

VisitDenmark, 2012a: Oplæg til klyngeanalyse af kystferieturismen i Danmark.

VisitDenmark, 2012b: Turismens økonomiske betydning 2010.

VisitDenmark 2014. Kyst- og naturturisme - Turismens økonomiske betydning i Kystdanmark 2012. VisitDenmark.

Zhou, Q., Panduro, T.E., Thorsen, B.J. & Arnbjerg-Nielsen, K., 2013a: Verification of flood damage modelling using insurance data. *Water Science and Technology*, 68: 425-432.

*[Tom side]*

## SAMFUNDS- OG SEKTORØKONOMISK ANALYSE AF VANDMILJØINDSATSEN I LANDDISTRIKTS- PROGRAMMET (LDP) OG FISKERIPROGRAMMET (EHFF)

Analyse af mulighederne for at opgøre de økonomiske  
effekter baseret på det eksisterende vidensgrundlag

Rapporten opgør, i det omfang vidensgrundlaget er til stede, de samfunds- og sektorøkonomiske effekter af vandløbsindsatsen, etableringen af vådområder og udtagning af landbrugsjord. Det konkluderes at de udførte analyser indikerer et samfundsøkonomisk overskud af etablering af vådområder og lavbund, men at værdien af vandløbsindsatsen ikke kan kvantificeres. Grundlaget for opgørelsen af effekterne er eksisterende viden. Det er endnu ikke kendt hvor vandløbsindsatsen samt udtagningen af vådområder og lavbundslande finder sted, og beskrivelsen og opgørelsen af omkostninger og gevinster er derfor baseret på gennemsnitsantagelser. For de effekter af disse virkemidler, der ikke er kvantificerbare eller hvor der ikke findes værdi-opgørelser, er der foretaget kvalitative beskrivelser.