



SAMFUNDSØKONOMISKE GEVINSTER VED FORBEDRET VANDKVALITET

Udvikling og anvendelse af metaanalysefunktion til benefit transfer

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 486

2022



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

SAMFUNDSØKONOMISKE GEVINSTER VED FORBEDRET VANDKVALITET

Udvikling og anvendelse af metaanalysefunktion til benefit transfer

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 486

2022

Marianne Zandersen¹

Søren B. Olsen²

Louise Martinsen¹

Toke Emil Panduro¹

Kahsay H. Zemo²

Berit Hasler¹

¹Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

²Københavns Universitet, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 486
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Samfundsøkonomiske gevinster ved forbedret vandkvalitet
Undertitel:	Udvikling og anvendelse af metaanalysefunktion til benefit transfer
Forfattere:	Marianne Zandersen ¹ , Søren B. Olsen ² , Louise Martinsen ¹ , Toke Emil Panduro ¹ , Kahsay H. Zemo ² , Berit Hasler ¹
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab ² Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Marts 2022
Redaktion afsluttet:	Februar 2022
Faglig kommentering:	Jette Bredahl Jacobsen IFRO, KU, Mikael Skou Andersen, ENVS, AU.
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Ann-Katrine Holme Christoffersen, ENVS, AU
Ekstern kommentering:	http://dce2.au.dk/pub/komm/SR486_komm.pdf
Finansiell støtte:	Ydelsesaftale "Ressource- og samfundsøkonomi" for Miljøministeriet samt Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
Bedes citeret:	Zandersen, M., Olsen, S.B., Martinsen, L., Panduro, T.E., Zemo, K.H. & Hasler B. 2022. Samfundsøkonomiske gevinster ved forbedret vandkvalitet. Udvikling og anvendelse af metaanalysefunktion til benefit transfer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 63 s. - Videnskabelig rapport nr. 486 http://dce2.au.dk/pub/SR486.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport præsenterer et nyt og forbedret grundlag for samfundsøkonomisk værdisætning af de velfærdsmæssige gevinster ved at forbedre vandkvaliteten i danske åer, søer, fjorde og kystvande. Det udviklede værktøj, en metaregressionsfunktion, er udviklet på baggrund af resultater fra nordiske studier, og viser en tilfredsstillende grad af præcision. Funktionen kan bruges til overførsel af værdisætningsestimater til områder og projekter hvor der ikke er eksisterende viden om værdien af vandkvalitetsforbedringer i Danmark og de nordiske lande. Rapporten er ledsaget af et Excel-baseret værktøj hvor brugere selv kan anvende metafunktionen til overførsel. Rapporten indeholder også et eksempel på beregning af betalingsviljen for at opnå god økologisk status i de kystvande der ikke endnu har opnået dette miljømål i henhold til vandplanerne
Emneord:	Samfundsøkonomi, metaanalyse, benefit transfer, betalingsvilje, værdisætning, vandkvalitet, ferskvand, marine vande, EU's Vandrammedirektiv, betinget værdisætning, valgekspertiment
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen
Foto forside:	COLOURBOX13452857
ISBN:	978-87-7156-668-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	63
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR486.pdf
	Redskab til beregning af samfundsøkonomiske gevinster ved vandkvalitetsforbedringer - en metaanalysefunktions benefit transfer - kan findes her: http://dce2.au.dk/pub/SR486_VandkvalitetsBenefitTransferRedskab.xlsx

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
Summary	8
1 Introduktion og baggrund	9
1.1 Formål med studiet	9
1.2 Baggrund	9
1.3 Metode og datagrundlaget i projektet	10
2 Metode	12
3 Dataindsamling	16
3.1 Udvalgelse af studier til metaregressionsanalyse	16
3.2 Sammenstilling af metadatasættet	18
3.3 Procedure for indtastning af data	20
4 Regressioner og resultater	22
4.1 Betalingsvilje for forbedring af vandkvalitet	22
4.2 Vandkvalitetsvariable	23
4.3 Områdespecifikke variable	24
4.4 Sociodemografiske variable	26
4.5 Metodespecifikke variable	27
4.6 Validering af modellen med henblik på benefit transfer	29
5 Eksempel på anvendelse i VRD	33
5.1 Scenarie	33
5.2 Beregning af WTP per husstand for målopfyldelse i fjord- og havområder ved hjælp af metaanalysefunktionen	34
5.3 Opskalering til national WTP	37
5.4 Eksempelberegning for Odense Fjord kystvand opland	39
6 Konklusioner og diskussion	42
Referencer	46
Appendiks A - Deskriptiv statistik over indsamlede data	53
Appendiks B – Eksempelberegning af samfundsøkonomiske gevinster ved målopfyldelse i alle hav- og fjordområder (2018 priser)	61

Forord

Dette studie er udført som et projekt under ydelsesaftalen ”Ressource- og samfundsøkonomi”, mellem Københavns Universitet/IFRO og Miljøministeriet samt Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Københavns Universitet/IFRO og Aarhus Universitet/DCE udfører projekter under denne ydelsesaftale i et konsortium.

Rapporten er udarbejdet med henblik på at præsentere metode og resultater fra projektet ”Gevinster ved forbedret vandkvalitet, beregnet med metaregressions-analyse” under aftalens arbejdsprogram for 2019 og projektet ”Videreudvikling af værdisætning af gevinster eller sideeffekter ved gennemførelsen af vandområdeplanerne 2021-2027” under arbejdsprogrammet for 2020.

IFRO og DCE har med projektet udviklet en funktion som på basis af 32 eksisterende primære værdisætningsstudier i de nordiske lande, kan værdisætte vandkvalitetsforbedringer i Danmark, samt Norge, Sverige og Finland. I rapporten gives eksempler på beregnede værdier for at opnå God Økologisk Tilstand i 108 danske kystvandområder ud fra forskellen mellem den nuværende vandkvalitet og god vandkvalitet jf. Vandrammedirektivet.

Som indledning til projektet, afholdt IFRO i efteråret 2018 et seminar omkring mulighederne for udvikling og brug af metaregressionsanalyse i forbindelse med værdisætning af vandkvalitetsforbedringer i Danmark. På seminaret var der inspirationsoplæg fra Robert J. Johnston, Professor ved Clarke University, USA, og Kevin J. Boyle, Professor ved Virginia Tech, USA, som begge igennem en længere årrække har været involveret i modeludvikling og efterfølgende anvendelse af metaregressionsanalyser til værdisætning af vandkvalitetsforbedringer i USA. I USA har man igennem de seneste ti år anvendt disse metoder som standard i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger af nye politikker og tiltag, som påvirker vandkvalitet. Særligt i projektets opstarts-fase har der løbende været erfaringsudveksling med de amerikanske eksperter.

DCE og IFRO har præsenteret resultater fra modeludviklingen og anvendelsen på en række nationale og internationale konferencer og seminarer, herunder Faglig Reference Gruppe for vandplanlægning i hhv. oktober 2019, januar 2020 og januar 2022, samt DØRS-konference i august 2021, IFRO-seminar i september 2021, EAERE-konference i juni 2021, SWELL-seminar i maj 2021, INI-konference i juni 2021 samt SBCEAC-konference i oktober 2021.

Der er afholdt møder med en følgegruppe fra Miljøministeriet, hvor projektbeskrivelse, metode og resultater er præsenteret og diskuteret. Følgegruppen har bestået af Henriette Hossy fra Miljøstyrelsen Vand, Jens Helt Vestergaard, Cecilia Andreasson og Henrik Leth Jørgensen fra Miljøministeriets Department, samt i 2020-2021 også Anne Ohm og Toke Radmer Lillethorup fra det tidligere Miljø- og Fødevareministeriets Departement. Møderne har omhandlet redegørelser for metode, indsamling af data til modelopsætningen, samt diskussion af anvendelsen af resultaterne til værdisætning af gevinsterne ved opfyldelse af Vandrammedirektivets målsætninger om opnåelse af God Økologisk Tilstand i kystvandområderne. [Udkast til rapporten er kommenteret af følgegruppens medlemmer.](#)

Forfatterne har ansvaret for udarbejdelsen af rapporten og alle rapportens dele.

Sammenfatning

Rapporten præsenterer et nyt og forbedret grundlag for samfundsøkonomisk værdisætning af de velfærdsmæssige gevinster ved at forbedre vandkvaliteten i de danske åer, søer, fjorde og kystvande. I projektet er der gennemført en metaregressionsanalyse, som bygger på en lang række eksisterende primære værdisætningsstudier fra de nordiske lande. Alle de inkluderede originale værdisætningsstudier har det til fælles, at de opgør betalingsvilje for forbedringer af vandkvalitet. Rapporten beskriver den gennemførte metaanalyse, og hvordan den udledte metaanalysefunktion kan anvendes i praksis i forbindelse med værdisætning af forbedringer af den økologiske tilstand for vandområder i Danmark, der er karakteriseret ift. vandrammedirektivets kvalitetsklasser høj, god, moderat, ringe og dårlig økologisk tilstand.

Metoden er udviklet med henblik på at kunne beregne betalingsvilje for vandkvalitetsforbedringer. Datagrundlaget består af originale studier udført i de nordiske lande i løbet af de seneste 25 år. Data er anvendt til en estimering af en økonometrisk metaanalysefunktion, som kan bruges til værdisætning af tilsvarende vandkvalitetsforbedringer på lokaliteter, hvor der ikke er udført original, primær værdisætning. Da funktionen indeholder en række demografiske og geografiske variable, som kan forklare variation i betalingsviljen, kan den ved efterfølgende praktisk anvendelse til værdisætning af vandkvalitetsforbedringer i specifikke vandområder tage højde for forskelle i demografi og geografi på tværs af relevante vandoplande eller lokalområder. Funktionen er udledt efter en omfattende modeludviklings- og kvalitetssikringsproces. Resultaterne viser, at anvendelse af funktionen medfører et niveau af overførselsfejl, der typisk ligger inden for det interval, der generelt anses for acceptabelt for denne type af gevinstoverførsler. Den gennemsnitlige overførselsfejl er på 13,7 %, medianen af overførselsfejl er på 0,7 %, og i næsten tre ud af fire tilfælde vil overførselsfejlen maksimalt være på 50 %.

Metaanalysefunktionen er anvendt som eksemplificering på i praksis at beregne betalingsviljer for opnåelse af god økologisk tilstand i 2027 i de danske kystvande, som endnu ikke har opfyldt målsætningen jævnfør Vandrammedirektivet. Resultaterne viser stor variation i den gennemsnitlige husstands betalingsvilje på tværs af kystvandoplandene. Dette skyldes dels geografiske og demografiske forskelle i kystvandoplandene, og dels forskelle i eksisterende vandkvalitet i kystvandene. Variationen i de totale betalingsviljer for at opnå god økologisk tilstand i hvert af kystvandene øges yderligere, da der er betydelige forskelle i antallet af husstande i de forskellige kystvandoplande. Metaanalysefunktionen kan også anvendes til værdisætning af forbedringer i søer og vandløb, men i eksemplet indgår disse ikke. I en samlet cost-benefit analyse af opnåelse af god økologisk tilstand vil det være relevant at inddrage både kystvande, søer og vandløb, samt grundvand.

Metaanalysefunktionen vil være nyttig i forbindelse med fremtidige beregninger og opgørelser af gevinsterne forbundet med forbedringer af vandkvaliteten i de danske søer, åer, fjorde og kystvande som følge af implementering af Vandrammedirektivet.

Summary

The report presents an improved basis for assessment of the benefits associated with water quality improvements. The developed meta-regression function serves to transfer results from original, primary valuation studies to a Water Framework Directive (WFD) context, where it can be used to assess the benefits of fulfilling WFD requirements. The meta-analysis is based on original studies related to water quality conducted in the Nordic countries. The report describes the meta-analysis method, and how it has been tailored for valuation of improvements in the ecological status of Danish water bodies, which are characterized according to the WFD quality classes of high, good, moderate, poor and bad state.

The method has been developed to enable the estimation of willingness to pay for water quality improvements, and it includes variables which serve to explain variations in willingness to pay, e.g. demographic, geographic and methodology related variables. The underlying dataset encompasses original studies conducted in the Nordic countries during the past 25 years. Data is used to construct an econometric meta-analysis function, which can be used to estimate the value of similar water quality improvements at locations where no primary valuation studies have been conducted. The function has been tested, and results show that the transfer-errors are within the bounds of what is considered acceptable for this type of benefit transfer. The average transfer error is 13.7 % with a median of 0.7 %, and in almost three out of four cases the transfer error will at most be 50 %.

Results show significant variations across catchments; accordingly, willingness to pay for good water quality varies across households, as there are differences across catchments in terms of how large improvements are required to reach good status. Variations in aggregate willingness to pay across catchments can also be attributed to the fact that the number of households varies across catchments.

The meta-analysis function is applied as an example of how to calculate willingness to pay for obtaining good ecological status by 2027 for those catchments that have not yet achieved the targets under the EU WFD. The results shows a large variation in the average household willingness to pay across catchments. This is partly due to geographic and demographic differences in the catchments. The variation in the total willingness to pay to obtain good ecological status in each of the catchments is further explained by the significant differences in number of households in the different catchments. The meta-analysis function is also applicable for valuing water quality improvements in lakes and streams. This is, however, not included in the example in this report. It would be relevant to include both lakes, rivers, coastal waters and groundwater in a full cost-benefit analysis of improving water quality to good ecological status.

The meta-analysis function will be useful in relation to future calculations and assessments of the benefits associated with improvements in the quality of Danish coastal waters following implementation of the WFD. The use of the function is demonstrated in the report by applying it in the estimation of the benefits associated with meeting the WFD target of 'good ecological status' by 2027 in 108 coastal catchments, which drain into 109 coastal areas.

1 Introduktion og baggrund

1.1 Formål med studiet

Formålet med denne rapport er at etablere et forbedret grundlag for værdisætning af gevinster ved forbedret vandkvalitet i Danmark, som kan indgå i Miljøministeriets nøgletalskatalog, og som kan anvendes i konkrete samfundsøkonomiske opgørelser af værdien af forbedret vandkvalitet, fx analyser i forbindelse med implementeringen af vandrammedirektivet. Det specifikke formål med rapporten er således at udvikle en benefit transfer funktion ved anvendelse af metaregressionsanalyse, hvor eksisterende værdisætningsstudier anvendes som basis for at udlede en funktion, der kan estimere værdien af vandkvalitetsforbedringer.

I henhold til Vandrammedirektivet (VRD) er målet, at der skal opnås god økologisk tilstand i overfladevand og grundvand i 2027. Udgangspunktet for beregningen af gevinsterne er vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand i kystvandoplande. I rapporten indgår en eksemplificering af anvendelsen af metaanalysefunktionen til værdisætning af forbedringer af vandkvaliteten svarende til målopfyldelse jf. VRD for de danske kystvandoplande.

For at sikre det bedste udgangspunkt for udførelse af metastudiet, har arbejdet været præsenteret og diskuteret på en række nationale og internationale konferencer og seminarer, og forfatterne har i opstarten af projektet været i kontakt med to amerikanske eksperter inden for metaanalyse og værdisætning af vandkvalitetsforbedringer, hhv. Robert J. Johnston, Professor ved Clarke University, USA, og Kevin J. Boyle, Professor ved Virginia Tech, USA.

1.2 Baggrund

Miljøministeriets miljøøkonomiske nøgletalskatalog (seneste version er beskrevet i COWI (2014), dateret 19.12.14) anvendes til brug for samfundsøkonomiske beregninger på miljø- og naturområdet i Danmark. Kataloget indeholder nøgletal og beregningsforudsætninger med fokus på skadesomkostninger (vand, luft, jord og klimatilpasning) og rekreative værdier (natur, vand). Baggrundsinformationer til nøgletalskataloget forefindes i COWI (2014), mens selve kataloget er et regneark. Der foretages løbende opdateringer af nøgletalskataloget, og senest er nøgletal for rekreative værdier opdateret (Zandersen og Termansen, 2020). I Zandersen et al. (2018) findes en samlet beskrivelse og opgørelse af den forskningsmæssige baggrund for opdatering af nøgletal for de forskellige områder (vandkvalitet, biodiversitet, rekreation etc.), baseret på litteraturstudier. Her konkluderes det, at der er basis for at gennemføre en metaregressionsanalyse på vandkvalitetsområdet, som kan anvendes som nøgletal, eller snarere nøgletalsfunktion, for den samfundsøkonomiske værdi af forbedringer i vandkvalitet i overfladevand.

I nærværende studie anvendes derfor eksisterende danske og nordiske estimater af værdien af vandkvalitetsforbedringer som datainput til en avanceret form for benefit transfer, en såkaldt metaregressionsbaseret værdifunktionsoverførsel. Analysen udføres for at identificere en værdifunktion, som fremover vil kunne anvendes til at estimere værdien af specifikke ændringer i vandkvalitet og hermed udgøre nye nøgletal for disse værdier.

Metaregressionsanalysen som tilgang til værdioverførsel er valgt, da metaregressionsanalyse anses for at generere mere robuste og troværdige estimater for værdien af ikke-markedsomsatte goder og tjenester end mere simple tilgange til benefit transfer som fx. direkte anvendelse af faste enhedsværdier/nøgletal (Rolfe et al., 2015).

Benefit transfer som metode, er hyppigt anvendt i andre landes vandmiljøforvaltning, fx. i Sverige og USA, og er beskrevet i Zandersen et al. (2018), samt i Bateman og Jones (2003), Bergstrom og Taylor (2006), Nelson og Kennedy (2009), Johnston og Rosenberger (2010), Bateman et al. (2011), og Kaul et al. (2013). Benefit transfer tilgangen baseret på metaregressionsanalyse er især udbredt i USA, hvor metoden i dag anvendes som standard af bl.a. den amerikanske miljøstyrelse (US EPA) i forbindelse med den amerikanske lovkravsmæssige evaluering af politikker og projekter, som har indflydelse på vandmiljøet (Newbold et al., 2018).

Der er tidligere udført metaregressionsanalysestudier inden for værdisætning af vandkvalitet, som potentielt kunne anvendes i en dansk kontekst (Ahtiainen og Vanhatalo, 2012; Brander et al., 2013; Brouwer et al., 1999). Disse studier medtager dog ikke danske studier, og de omfatter studier, som ikke relaterer sig til VRD-målsætningerne. Det er derfor konkluderet, at de ikke er egnede til anvendelse i en dansk kontekst.

1.3 Metode og datagrundlaget i projektet

Udgangspunktet for værdisætningen er den metode, der er beskrevet i Bauer og Johnston (2017) og Johnston og Bauer (2020) vedrørende udviklingen af en metaanalysefunktion for værdisætning af vandkvalitet. I rapporten beskrives metoden trinvist, og det undersøges, om der med anvendelse af erfaringer og data fra danske og øvrige nordiske studier kan udledes en ensartet fysisk beskrivelse/opgørelse af vandkvaliteten for hvert værdisætningsstudie, som indgår i datagrundlaget. Et sådant indikatorsystem er udviklet for VRDs fem klasser for høj, god, moderat, ringe og dårlig økologisk tilstand. For stærkt modificerede og kunstige vandområder, er der opstillet et indikatorsystem for økologisk potentiale: maksimalt, godt, moderat, dårlig og ringe økologisk potentiale. Ved værdisætning af ændringer i vandkvalitet til god økologisk tilstand, vil brugen af de fem klasser kunne betyde, at der i nogle vandområder blot kræves en lille ændring i vandmiljøet for at skifte vandkvalitetsstatus, mens der i andre områder vil kræves en langt større ændring for at opnå det samme skifte. Værdisætningen gennem metaregressionsfunktionen afspejler ikke desto mindre det, som folk har værdisat, uafhængigt af hvor langt et givet vandområde er fra at kunne opnå en bedre kategori.

Det vandkvalitetsindeks (WQI), der anvendes i tilsvarende amerikanske studier (fx Johnston og Bauer 2020), er udviklet af det amerikanske EPA til at evaluere udviklingen i vandkvalitet på tværs af stater. Med sin pointskala fra 0-100 point kan WQI umiddelbart synes i højere grad at repræsentere en kardinal skala end det umiddelbart er tilfældet for de mere ordinale kvalitetsklasser i VRD. Begge klassifikationssystemer er dog grundlæggende baseret på en lang række underliggende biofysiske og kemiske målbare indikatorer, og begge tjener samme formål, nemlig at muliggøre sammenligning af vandkvalitet på tværs af vandområder og over tid. Kvalitetsindikatorerne i VRD kunne dog principielt tildeles pointværdier fra 1-5 og således betragtes som en kardinal pointskala, hvor WQI til sammenligning blot er væsentligt mere fininddelt. I givet fald kunne man reskalere pointskalaen til en 100-points

WQI skala, eksempelvis tilsvarende den lineære skalering af en 10-points vandkvalitetsklassifikation til 100-points WQI beskrevet i Johnston et al. (2017). Givet at langt størstedelen af de europæiske værdisætningsstudier forholder sig til VRDs fem vandkvalitetsklasser, og dermed reelt ikke muliggør en finere inddeling, er det mest nærliggende at anvende dette klassifikations-system direkte. Dermed er det også muligt at anvende resultaterne direkte i forbindelse med VRD-implementeringen i Danmark. Figur 6 i afsnit 5.1 viser inddelingen af kystvandene i VRD-klassificeringen.

Data fra de primære værdisætningsstudier anvendes i regressionsanalysen for at estimere en funktionssammenhæng mellem betalingsvilje for vandkvalitetsændringer og en lang række af variable, som potentielt kan forklare variation i betalingsviljen på tværs af de primære studier. Disse variable er biologiske, geografiske, demografiske og metoderelaterede.

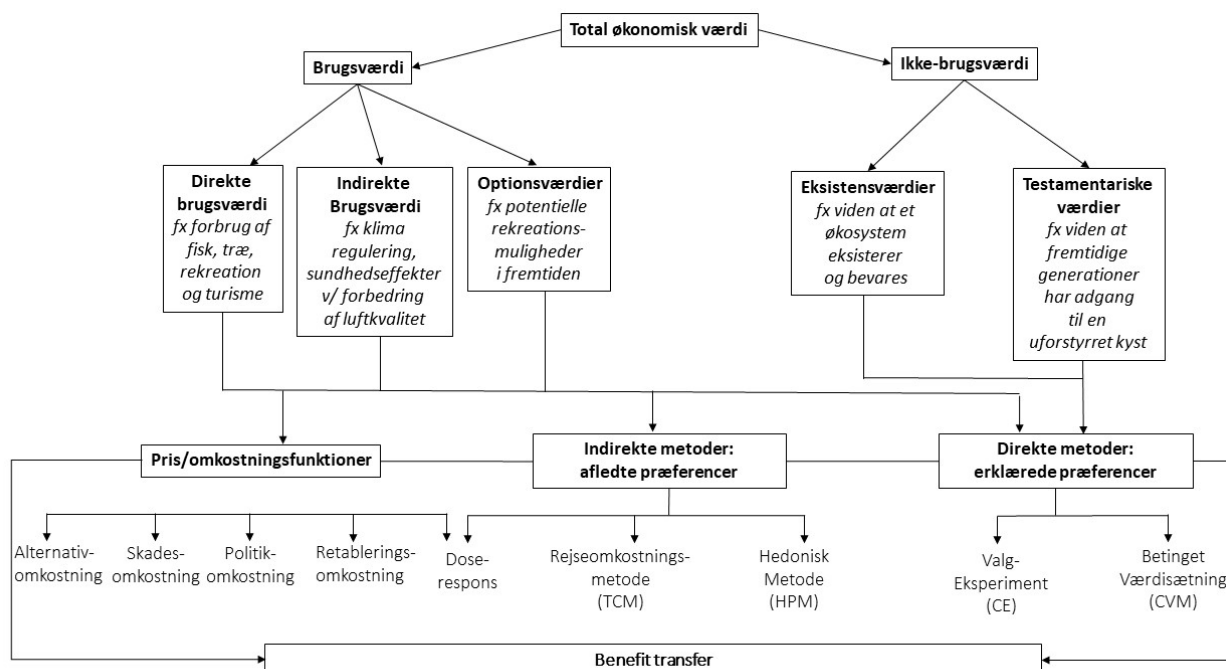
Rapporten omfatter således både beskrivelse af data- og metodegrundlaget for metaregressionsanalysen og udvikling af nøgletalsfunktionen, samt eksemplificering af anvendelsen af resultaterne som input til økonomiske analyser af VRD til sidst i rapporten.

2 Metode

Det er valgt at anvende metaregressionsanalyse som metode for etableringen af en ny nøgletalsfunktion, da denne form for analyse kan gøre brug af resultater fra det righoldige erfaringsgrundlag, der findes i form af allerede gennemførte danske og nordiske værdisætningsstudier relateret til opnåelse af god vandkvalitet.

Metodegrundlaget er velfærdsøkonomisk værdisætning af ikke-markedsom-satte goder og tjenester, dvs. goder og tjenester som ikke har en markedspris.

Figur 1 viser en skematisk oversigt over værdisætningsmetoder. De kan alle anvendes som grundlag for såkaldt benefit transfer, dvs. overførsel af værdisætningsestimater fra et studieområde til et policy-område. Policy-området er det nye område, hvor værdien af en ændring af vandkvaliteten ønskes undersøgt.

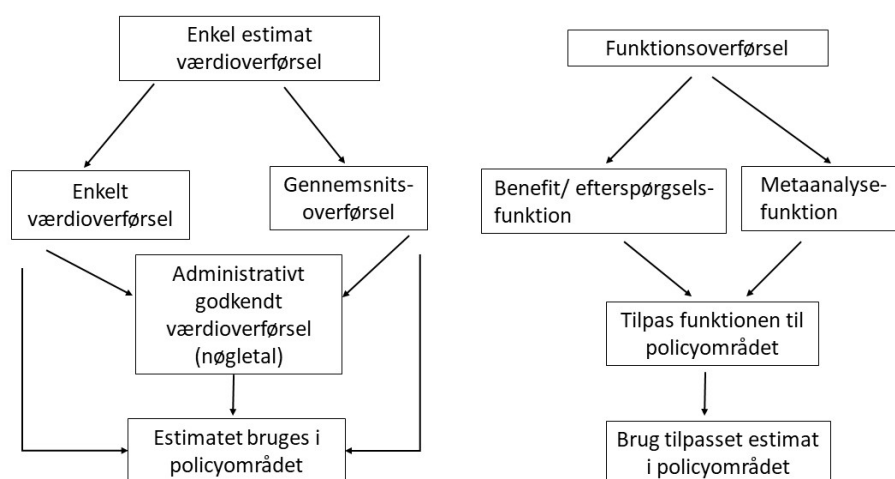


Figur 1 Total økonomisk værdi og værdisætningsmetoder. Kilde: Zandersen et al. (2018).

For beskrivelse af de enkelte værdisætningsmetoder og deres fordele og ulemper, henvises til Zandersen et al. (2018).

Benefit transfer kan udføres ved såkaldt *enkelt estimat overførsel* (svarende til anvendelsen af nøgletal i dag), som det ses til venstre i figur 2. Fordelen ved denne metode er, at den er relativt simpel at anvende, hvorfor den ofte omtales som simpel enhedsværdioverførsel. Ulempen er imidlertid, at metoden kan være forbundet med stor usikkerhed, hvis der fx. er biologiske, geografiske eller demografiske forskelle mellem det oprindelige studieområde og policy-område. Basalt set antager den simple tilgang, at sådanne forskelle ikke har indflydelse på værdien, hvorfor metoden også omtales som naiv værdioverførsel (Atkinson et al. 2018).

Dette kan være vigtigt ift. vandkvalitet, som ofte varierer med lokale forhold, og hvor det vil være en tvivlsom antagelse, at værdien af en given vandkvalitetsforbedring er den samme uanset hvor i landet den sker. I sådanne tilfælde kan benefit transfer gennemføres ved en såkaldt funktionsoverførsel. I stedet for at overføre den estimerede gennemsnitlige betalingsvilje som et udtryk for værdien af vandkvalitetsforbedring, overfører man her selve funktionen, som statistisk set forklarer værdiestimatet. Denne tilgang er mere kompliceret, men anses samtidig for at være væsentligt mere robust, da den giver mulighed for at tage højde for forskelle mellem studie- og policy-områder. Værdifunktionen kan med andre ord tilpasses den estimerede betalingsvilje til det specifikke policy-område man er interesseret i. Metaregressionsanalyse udgør en sådan metode, hvor der estimeres en værdifunktion på basis af en sammenstilling af alle relevante eksisterende studier.



Figur 2 Benefit transfer metoder. Kilde: Zandersen et al. (2018).

Metaregressionsanalysen anvender således data fra primære værdisætningsstudier, der estimerer betalingsvilje for vandkvalitetsforbedringer. Analysen kan omfatte både brugs- og ikke brugsværdier, jf. figur 1, og det er væsentligt at sikre, at de anvendte data er pålidelige. I tidligere udførte metaregressionsanalyser på vandkvalitetsforbedringer i USA anvendes studier, der estimerer samlede økonomiske værdier (dvs. både brugs- og ikke brugsværdier), og der inddrages studier, der er udført med generelt accepterede præference-baserede værdisætningsmetoder (Newbold et al., 2018).

Selve udførelsen af metaregressionsanalyse beskrives her baseret på et eksempel fra Johnston og Bauer (2020). I Johnston og Bauer (2020) er målet at opstille en metaanalysefunktion, som kan anvendes til at estimere økonomiske værdier af vandkvalitetsforbedringer. Som mål for den økonomiske værdi anvendes betalingsviljen for nye vandkvalitetsforbedringer i New Hampshires Great Bay. I det følgende anvendes forkortelsen WTP (Willingness To Pay) for betalingsviljen, da dette er den gængse betegnelse i faglitteraturen.

Det første trin i metaregressionsanalysen er at udføre en grundig litteraturgennemgang, hvorefter der sammenstilles et datasæt bestående af WTP-estimer for vandkvalitetsforbedringer fra de forskellige tilgængelige primære værdisætningsstudier. I Johnston og Bauer studiet fra 2020, blev der anvendt 141 WTP-estimer fra i alt 51 studier (ofte rapporterer et studie flere WTP-estimer), alle baseret på erklærede præferencer, og alle publiceret i perioden 1985-2013. Da vandkvalitet er beskrevet på forskellige måder i de originale

studier, og der endvidere er forskelle i hvilke specifikke ændringer i vandkvalitet, der er blevet værdisat, konverterede Johnston og Bauer alle vandkvalitetsbeskrivelser til en fælles og klart defineret vandkvalitetsskala (i dette tilfælde 100-points Water Quality Index, WQI). Dette sikrede, at de enkelte studier kunne sammenstilles i metaanalysefunktionen. Ud over WTP per husholdning, og den tilknyttede vandkvalitetsændring, består Johnston og Bauers meta-datasæt af en lang række beskrivende variable for hvert studie. Disse relaterer sig til 1) geografiske forhold for det specifikke vandområde, 2) den adspurgte stikprøve og målpopulationen, 3) mulige substitueringsmuligheder og relevante arealanvendelser, og 4) forskellige metodemæssige karakteristika for det enkelte studie.

I en metaregression kan man principielt inddrage alt, hvad der kan tænkes at påvirke WTP for vandkvalitetsændringer, dog med den praktiske begrænsning, at man typisk kun kan inkludere variable af rapporteret i de originale studier, eller variable som umiddelbart kan indsamles via sekundære data, fx. rumlige variable genereret i GIS. Metaanalysefunktionen estimeres typisk som en log-lineær model:

$$\ln(WTP_{in}) = \text{konstant} + \sum \text{koefficient}_j * \text{forklarende variabel}_{jin} + \varepsilon_{in} \quad [\text{Formel 1}]$$

hvor den naturlige logaritme af den observerede WTP ($i = 1, \dots, I$) i et værdisætningsstudie ($n = 1, \dots, N$) forklares ved hjælp af de forklarende variable ($j = 1, \dots, J$) samt en konstant og et modelfejl (ε). Oftest præsenteres kun de variable for hvilke, der estimeres en statistisk signifikant koefficient. Den log-lineære modelopstilling anvendes, da dette sikrer, at funktionen udelukkende estimerer WTP med et plausibelt fortegn. I modsætning hertil ville en lineær modelopstilling indebære en risiko for, at funktionen estimerer negativ WTP for en forbedring af vandkvalitet. Da der i metadatasæt ofte vil være flere observationer af WTP fra et enkelt studie, bør funktionen tage højde for, at observationer, som stammer fra samme studie, vil være korrelerede. Dette kan der tages højde for ved at specificere modellen som en såkaldt random effects model, hvor modelfejlet opdeles i to komponenter: $\varepsilon_{in} = \mu_n + \eta_{in}$. Her angiver μ_n et fejllid på studieniveau, som antages normalfordelt med middelværdi 0 og varians σ_μ^2 . Den anden komponent η_{in} angiver et standard iid modelfejl på observationsniveau med middelværdi 0 og varians σ_η^2 . De to random effect varianskomponenter estimeres i modellen.

I Johnston og Bauers-studiet, blev der således på baggrund af en log-lineær modelopstilling identificeret en metaanalysefunktion, hvori der indgår i alt 22 forskellige forklarende variable.

Den udledte metaanalysefunktion bruges efterfølgende til at estimere værdien af en forbedring af vandkvaliteten i et givent policy-område. Principielt overføres selve funktionen i form af de estimerede koefficienter, jf. formel 1, og gennemsnitsværdier for de forklarende variable i policy-området indsættes. Dette kræver, at man for policy-området kan indsamle viden om værdier for alle de forklarende variable, som indgår i metaanalysefunktionen, herunder beskrivelse af den forventede vandkvalitetsændring. Når dette er gjort, multipliceret hver af disse værdier for policy-området med den tilhørende estimerede koefficient fra metaanalysefunktionen, det hele summeres og den estimerede konstant fra funktionen lægges også til, jf. formel 1. Hermed har man bestemt den naturlige logaritme af den gennemsnitlige betalingsvilje per

husholdning (dvs. $\ln(WTP)$) for policy-området. Til sidst omregnes til gennemsnitlig betalingsvilje per husholdning. Dette gøres ved nedenstående udregning, hvor de to estimerede random effect varianskomponenter indgår:

$$WTP = \exp(\ln(WTP) + (\sigma_\mu^2 + \sigma_\eta^2)/2) \quad [\text{Formel 2}]$$

Den beregnede gennemsnitlige betalingsvilje per husstand kan herefter multipliceres med det relevante antal husstande i policy-området. Derved kan man opgøre den totale velfærdsøkonomiske gevinst af den forventede vandkvalitetsændring, og denne kan efterfølgende anvendes i fx. Cost-Benefit analyse.

Johnston og Bauer anvender således deres estimerede metaregressionsmodel til at værdisætte effekten af forskellige niveauer af vandkvalitetsforbedringer som følge af en række mulige nye tiltag for Great Bay.

Inspireret af tilgangen i Johnston og Bauer-studiet fra 2020, kan der opstilles en tilsvarende metaanalysefunktion med henblik på værdisætning af nye vandkvalitetsændringer i Danmark.

3 Dataindsamling

Datagrundlaget for metaregressionsanalysen stammer fra studier, som er publicerede i internationale videnskabelige artikler samt i enkelte rapporter og working papers, som ikke er fagfællebedømte (se tabel 1). Geografiske og socio-demografiske data er indsamlet efterfølgende til komplettering af datasættet. Dette kapitel indledes derfor med en beskrivelse af fremgangsmåden i forhold til indsamling og udvælgelse af data fra tilgængelig litteratur.

3.1 Udvalgelse af studier til metaregressionsanalysen

Der er udført relativt mange studier af forbedringer af vandløb, floder, søer og kystvande i de europæiske lande, og mange af disse studier er relaterede til vandkvalitetsmålsætningerne i VRD. Det indebærer, at mange af studierne er sammenlignelige med hensyn til det gode, der værdisættes. Som konkluderet af Zandersen et al. (2018), er der derfor grundlag for et metastudie af værdien af opnåelse af vandkvalitetsmålsætningerne i VRD.

3.1.1 Litteratursøgning

Med henblik på at identificere alle de potentielt relevante tidligere studier af WTP (betalingsvilje) for vandkvalitetsforbedringer er der gennemført systematiske søgninger i Scopus (764 studier) og Web of Science (121 studier) for fagfællebedømt litteratur, samt via Google Scholar advanced search (295 studier) og i Evri-databasen (312 studier) for rapporter, proceedings, working papers etc.

De anvendte søgealgoritmer og –termer var følgende:

- Web of Science: TS=("water"* AND "Water framework directive"* AND ("Contingent Valuation"* OR "Choice experiment " * OR "Travel cost"* OR "valuation"*))
- EVRI: Water general, Europe, Willingness to pay, Primary
- Google scholar advanced search: "Contingent valuation" OR "choice experiment" OR "travel cost" OR "Water framework directive" OR "Willingness to pay" OR "water quality"
- Scopus: TITLE-ABS-KEY ("Water quality*" OR "TITLE-ABS-KEY ("Water framework directive") AND ("Valuation" OR "Contingent valuation" OR "Choice experiment" OR "non-market benefits" OR "travel cost").

Søgeordene i databaserne har været anderledes for EVRI, da dette alene er en database for værdisætningsstudier, mens Web of Science og Google Scholar omfatter alle forskningsområder. Ud over denne systematiske litteratursøgning gjorde forskergruppen brug af egne netværk og kendskab til eksisterende studier foretaget i de nordiske lande, samt tidligere udenlandske metastudier på området.

3.1.2 Kriterier for udvælgelse

Følgende kriterier blev anvendt til at afgøre, om de umiddelbart identificerede potentielt relevante studier, var egnede til at indgå i meta-datasættet:

- Værdisætningen skal være baseret på et vandkvalitetsindeks svarende til det, der anvendes i VRD. Alternativt skal de anvendte vandkvalitetsbeskrivelser kunne indklassificeres heri på konsistent og entydig vis. Studier som blev udført før Vandrammedirektivets vedtagelse er derfor ikke umiddelbart udelukkede.
- Studiet skal være udført i mindst et af de nordiske lande.
- Studiet skal være baseret på præferencebaserede metoder, såvel direkte som indirekte, herunder betinget værdisætning, valghandlingseksperiment, rejseomkostningsmetode, hedonisk prissætning, eller andre beslægtede metoder (fx. betinget rangordning).
- Studiet skal indeholde værdisætning af vandkvalitet, dog undtaget studier som alene fokuserer på grundvand. Dvs. studierne omfatter værdisætning af overfladevand i form af søer, vandløb, fjorde, kystvande, åbent hav, og vandforsynings infrastruktur, hvis denne fokuserer på vandkvalitet. Det er et krav, at det er muligt at lokalisere både respondentområdet og størrelsen af miljøgodet.
- Studiet kan indeholde værdisætningsstudier, som fokuserer på endelige økosystemtjenester i forbindelse med flg. formål/presfaktorer: fiskeri, svømning, drikkevand, badning, andre friluftaktiviteter (gåture, fuglekig, sejllads), vandkraft, overrisling, vandrensning, landbrug; eller
- Værdisætningsstudier, som fokuserer på mellemliggende økosystemtjenester, herunder fx. eutrofiering eller sigtddybde; eller
- Værdisætningsstudier, som fokuserer på formål med vandkvalitetsforbedringer, herunder restaurering af vådområder, generel miljøbeskyttelse og beskyttelse af grundvand.

Af de studier, der blev identificerede som potentielt relevante, blev 32 studier vurderet til at leve op til kriterierne for inklusion i meta-datasættet. Iht. kriterierne er alle de udvalgte studier fra de nordiske lande. Studierne er gennemført inden for en relativt lang periode fra 1994 til 2020. En oversigt over de 32 inkluderede studier findes i tabel 1. Der er ingen studier fra Island. Jævnfør gængs praksis i tilsvarende metaregressionsanalyser inkluderes både fagfællebedømte publikationer og ikke-fagfællebedømte publikationer for at undgå en potentiel skævvridning, som kan føre til en 'non-random sample' af empirisk evidens grundet mulig publikationsbias (Johnston et al. 2015, Boyle og Wooldridge 2018).

De fleste studier er gennemført for mere end 10 år siden, og et flertal af studierne anvender CVM¹ som metode, mens lidt færre anvender CE metoden. Der er ingen tilgængelige rejseomkostningsstudier eller hedoniske studier, som overholder ovenstående kriterier. I alt 19 af studierne omhandler kystvand-områder, inkl. fjorde. Med hensyn til økosystemtjenester, fokuserer 13 af studierne på mellemliggende økosystemtjenester, mens 18 studier fokuserer på endelige økosystemtjenester, og et enkelt studie fokuserer på begge.

Flere af studierne bidrager med mere end én opgørelse af WTP for bedre vandkvalitet. Enkelte studier afrapporterer kun et enkelt WTP-estimat, mens andre rapporterer helt op til 12 forskellige WTP-estimer. Således rapporterer flere af studierne fx. WTP for både en lille og en stor forbedring af vandkvaliteten. Andre studier rapporterer WTP for flere forskellige vandområder eller -oplande. Der indgår derfor i alt 124 observationer af WTP for forbedring af vandkvalitet i det endelige meta-datasæt. Samlet set indgår omkring 30.000

¹ Forkortelserne CVM, CE mv. fremgår af Figur 1.

svarpersoner i det bagvedliggende datagrundlag for metaregressionsanalysen.

Tabel 1 Oversigt over inkluderede primære værdisætningsstudier.

Reference	Studieår	Land	Metode	Vandområde-type	Respondenter #	WTP obs #
<i>Ahtiainen et al. (2014)</i> ¹	2011	Danmark, Finland, Sverige	CVM	Kyst	3195	3
<i>Atkins og Burdon (2006)</i> ¹	2003	Danmark	CVM	Kyst	158	1
<i>Atkins et al. (2007)</i> ¹	2003	Danmark	CVM	Kyst	207	1
<i>Barton et al. (2010)</i> ²	2008	Norge	CVM, CE	Sø	2130	8
<i>Bonnichsen og Olsen (2016)</i> ¹	2008	Danmark	CVM	Vandløb	555	1
<i>Ek og Persson (2016)</i> ²	2014	Sverige	CE	Vandløb	502	1
<i>Gren et al. (1997)</i> ¹	1995	Sverige	CVM	Kyst	630	3
<i>Hasler et al. (2005)</i> ²	2005	Danmark	CE	Vandløb, sø	584	2
<i>Hasler et al. (2009)</i> ²	2008	Danmark	CVM	Vandløb	2768	4
<i>Jensen et al. (2019)</i> ¹	2015	Danmark	CE	Kyst	3607	12
<i>Jorgensen et al. (2013)</i> ¹	2008	Danmark	CVM	Vandløb, kyst	659	2
<i>Kataria (2009)</i> ¹	2006	Sverige	CE	Vandløb	568	2
<i>Kataria et al. (2012)</i> ¹	2008	Danmark	CE	Vandløb	754	4
<i>Kosenius (2010)</i> ¹	2006	Finland	CE	Kyst	726	2
<i>Kosenius (2013)</i> ¹	2006	Finland	CE	Kyst	307	1
<i>Kosenius & Ollikainen (2015)</i> ¹	2011	Finland, Sverige	CE	Kyst	1508	4
<i>Källström et al. (2010)</i> ²	2009	Danmark	CVM	Kyst	1659	8
<i>Larsen et al. (2020)</i> ¹	2020	Danmark, Sverige	CE	Fjord, Sø	768	8
<i>Lehtoranta et al. (2017)</i> ¹	2012	Finland	CVM	Vandløb, sø	253	2
<i>Magnussen et al. (1995)</i> ²	1994	Norge	CVM	Sø	447	4
<i>Magnussen et al. (1998)</i> ¹	1997	Norge	CVM	Vandløb, sø	572	8
<i>Navrud (2002)</i> ¹	1996	Norge	CVM	Vandløb, sø	1009	2
<i>Navrud et al. (2017)</i> ¹	2013	Norge	CVM	Kyst	883	8
<i>Nieminen et al. (2019)</i> ¹	2017	Finland	CVM	Kyst	806	2
<i>Noring et al. (2016)</i> ¹	2012	Sverige	CVM	Kyst	433	1
<i>Risen et al. (2017)</i> ¹	2015	Sverige	CVM	Kyst	222	4
<i>Sarvilinna et al. (2018)</i> ¹	2011	Finland	CVM	Vandløb	227	1
<i>Söderberg og Barton (2014)</i> ¹	2008	Norge	CVM	Sø	1141	2
<i>Söderqvist og Scharin (2000)</i> ²	1998	Sverige	CVM	Kyst	1537	1
<i>Uggeldahl og Olsen (2019)</i> ¹	2016	Danmark	CE	Kyst, fjord, sø, vandløb	1314	10
<i>Östberg et al. (2012)</i> ¹	2009	Sverige	CVM	Kyst	1305	4
<i>Östberg et al. (2013)</i> ¹	2009	Sverige	CE	Kyst	1270	8

Note: ¹fagfællebedømt; ²ikke fagfællebedømt.

3.2 Sammenstilling af metadatasættet

3.2.1 Variable til datasættet

Til sammenstillingen af det egentlige metadatasæt for de identificerede 32 relevante studier, blev der indledningsvis udfærdiget en udførlig liste over variable, som skulle indgå i datasættet. Denne liste var baseret på hvilke variable, som forventeligt kunne have indflydelse på betalingsviljen for vandkvalitetsændringer. Disse forventninger var dels baseret på betydende variable rapporteret i tidligere lignende metaanalyser (fx. Brander et al. 2013; Johnston

og Bauer 2020), og dels baseret på (adfærds-)økonomisk teori, samt tidligere metodestudier i værdisætningslitteraturen. Ud over en variabel for den observerede estimerede WTP, indeholder datasættet derfor en række vandkvalitetsvariable, en række områdespecifikke variable, en række sociodemografiske variable, og endelig en række metodespecifikke variable. I alt blev næsten 100 forskellige variable tastet ind for hver observation af WTP for forbedret vandkvalitet. Appendiks A indeholder en oversigt over alle indtastede variable i datasættet, samt afledte variable og beskrivende statistik for hver enkelt variabel.

Variablene gennemgås i kapitel 4.

3.2.2 Geografiske data

For at sikre retvisende anvendelse af datagrundlaget fra litteraturen er det nødvendigt at tage højde for en række faktorer, som forventes at kunne have væsentlig indflydelse på værdien af ændringer i vandkvalitet. Det drejer sig bl.a. om arealanvendelsen i området, miljøgodet eller vandområdets beskaffenhed (fx størrelse, udstrækning) og vandområdets beliggenhed.

Inddragelsen af disse forhold er gennemført ved GIS analyser, og der er foretaget en analyse af, hvilke GIS variabler det er væsentligt og muligt at medtage på basis af de originale studier.

Geografiske data er således identificeret og tilføjet for, at der kan tages højde for den betydelige geografiske variation mellem studierne, der indgår i meta-regressionsanalysen. Geografiske data er blevet tilføjet for alle værdisætningsstudierne i datasættet og beskriver det værdisatte miljøgode i studierne, samt oplandet for miljøgodet og sampleområdet. For hver af de vandforekomster, der findes værdisætningsestimater for, er arealet og kystlængden beregnet. Arealer og længder er således målt for en eller flere søer, for et eller flere vandløb, fjorde, kyster, samt dele af eller hele Østersøen, afhængig af hvad studierne har værdisat. Information om arealanvendelsen i de oplande, hvor de værdisatte miljøgoder er beliggende, er ligeledes tilføjet. I de tilfælde, hvor miljøgodet er dele af et havområde, er de vandoplande, der ligger i tilknytning til miljøgodet og som indgår i sampleområdet, anvendt som udgangspunkt for opgørelse af arealanvendelsen. Sampleområderne er håndteret på samme måde som oplandsberegningerne, og information om arealanvendelse er tilføjet.

De geografiske data er beregnet på baggrund af grunddata fra det Europæiske Miljøagentur.

Data for vandoplande er baseret på "European river catchments" data fra det Europæiske Miljøagentur (EEA, 2020d). Vandoplandene har en opløsning på 100 m². Værdisætningsstudier fra Danmark anvender Miljøministeriets vandoplandsdata i stedet for "European river catchments".

Data for arealanvendelsen er opgjort baseret på CORINE landcover data fra 2018 (EEA, 2020a) CORINE data dækker hele Europa og er baseret på satellit data. CORINE data har en relativ grov opløsning med 25 ha som mindste arealenhed og 100 m² i nøjagtighed. Der findes nationale geografiske dataset for de nordiske lande, men disse datasæt varierer i kvalitet. CORINE datasættet er valgt, fordi det sikrer en ensartet beskrivelse af arealanvendelsen på tværs af lande.

Data for vandløb og søer er baseret på ”EU-Hydro – River Network Database, Version 1.3”, udarbejdet af det europæiske miljøagentur (EEA, 2020c). Disse data har en opløsning på 1 ha og en nøjagtighed på 2,5 m². Endelig er beregningerne, der beskriver kyster og fjordsystemer, baseret på data fra Europe Coastline (EEA, 2020b). Data for kysterne er udarbejdet af det Europæiske Miljøagentur. Europe Coastline har en nøjagtighed på 100 meter.

De geografiske variable er produceret i et R programmeringsmiljø med inddragelse af Rgdal, rgeos, sp og raster softwarepakkerne (R Core Team, 2020; Bivand et al. 2020; Pebesma og Bivand, 2005; Hijmans, 2020). Data er visualiseret og kortlagt med open source softwaret QGIS (QGIS Development Team, 2020).

Værdisætningsstudierne i analysen dækker områder i Danmark, Norge, Sverige og Finland. Det kræver betydelig computerkraft at håndtere GIS data, der dækker så stort et område. Alternativt kræver det meget præcis programmering, der mindsker, hvor meget hver enkelt GIS operation kræver af regnekraft. I beregninger af geografiske variable er begge strategier anvendt, så programmeringen af GIS operationerne er udført i en balance mellem præcision og computerkraft. Eksempelvis fylder CORINE datasættet 7.23 GB. I forbindelse med GIS beregninger er data klippet til i forhold til de nordiske lande, og samtidig er hver arealanvendelsespolygon lavet om til punkter - et punkt for hver polygon. Denne forsimpning af data betyder, at beregningerne for arealanvendelse per opland eller per undersøgelsesområde er reduceret fra gennemsnitligt 12 timer til gennemsnitligt 30 minutter, hvilket er meget fordelagtigt. Samtidig medfører det dog risiko for, at der opstår mindre fejl i opgørelsen af arealanvendelsen inden for de lokale områder. Punktet for en arealanvendelsespolygon vil både kunne ligge inden og uden for oplands-/sampleområdet, hvis arealanvendelsespolygonet også ligger inden og uden for oplands-/sampleområdet. På den måde vil arealanvendelse kunne blive talt med, når det ikke burde, og omvendt er der også en risiko for, at det ikke medregnes, selv om det burde medregnes. Efter grundig analyse af problematikken, er det imidlertid vurderet, at fejlkilden ikke ændrer den generelle beskrivelse af arealanvendelsesfordelingen, og dermed vurderedes det at være en fornuftig løsning i balancen mellem præcision og computerkraft.

I de tilfælde hvor værdisætningsstudierne beskriver konkrete miljøgoder - såsom en specifik sø, flod eller fjord - har det været nødvendigt at kortlægge miljøgodet manuelt. I den forbindelse har det været nødvendigt at foretage subjektive vurderinger af miljøgodets geografiske udbredelse, når studierne ikke præcist har beskrevet miljøgodet.

I enkelte tilfælde, afrapporterer de originale værdisætningsstudier den nødvendige geografiske information vedrørende miljøgodet. I disse tilfælde er de yderligere GIS-beregninger stadig gennemført og anvendt til at kvalitetssikre den oprindeligt afrapporterede geografiske information. Der var generelt god overensstemmelse mellem GIS-beregningerne og de geografiske informationer i de originale værdisætningsstudier.

3.3 Procedure for indtastning af data

For at minimere risikoen for indtastningsfejl i forbindelse med den manuelle dataindtastning, blev der til hvert enkelt studie tilknyttet to personer fra projektgruppen. Først og fremmest en indtaster, som stod for først at gennemlæse

studiet og indtaste data for alle variablene. Dernæst en kontrollant, som ligeledes gennemlæste studiet og efterfølgende gennemgik alle de indtastede variable for at sikre enighed og konsistens. Ved uenighed om værdien indtastet for en variabel, gik både indtaster og kontrollant tilbage til det originale studie for at vurdere rimeligheden af det indtastede. Ved fortsat uenighed, trådte en tredje deltager fra projektgruppen til som ekstra kontrollant, for også at give sin vurdering med.

Nogle variable har karakter af at være objektivt målbare, og de førte sjældent til uenighed, og eventuelle fejltastninger blev hurtigt identificeret og rettet. Værdien af andre variable beror i større eller mindre grad på subjektive vurderinger. For disse opstod der i enkelte tilfælde indledningsvis uenighed mellem indtaster og kontrollant, som krævede fælles diskussioner i projektgruppen for at nå frem til enighed omkring det indtastede. I disse situationer er det i metadatasættet (Excel-version) udførligt dokumenteret via indsatte kommentarer, hvilke overvejelser og argumenter, der ligger til grund for hver enkelt indtastet celle i datasættet. For at sikre konsistens, blev det desuden tilstræbt at anvende samme overvejelser og argumentation for subjektive vurderinger på tværs af studierne.

4 Regressioner og resultater

I tabel 2 gengives resultaterne af den parametriske model, som ved hjælp af en lang række beskrivende variable søger at forklare variationen i (den naturlige logaritme af) de observerede WTP'er. Dette er selve metaanalysefunktionen, som efterfølgende kan anvendes til benefit transfer.

Forskellige funktionelle former blev afprøvet i modeludviklingsfasen. Den log-lineære random effects specifikation beskrevet i afsnit 2 viste sig at give den bedst mulige beskrivelse af variationen i metadatasættet, hvorfor denne er valgt. Der anvendes ikke vægtning i modellen jf. anbefalinger i litteraturen (Bateman og Jones 2003; Johnston og Bauer 2020), hvorfor studier med flere WTP-observationer vil komme til at veje tungere i modelestimationen end studier med færre WTP-observationer. En bekymring i den henseende kunne være, at resultaterne så potentielt bliver drevet primært af enkelte studier med mange WTP-observationer. I modeludviklingsfasen blev det derfor undersøgt i hvor høj grad de to studier med flest WTP-observationer, henholdsvis Jensen et al. (2019) og Uggeldahl og Olsen (2019), skilte sig ud i forhold til benefit transfer-krydsvalideringstesten i afsnit 4.6. Transfer errors for WTP-observationerne fra disse to studier var dog ikke var markant lavere end for de resterende studier med færre WTP-observationer. Dette indikerer, at resultaterne ikke udelukkende er drevet af disse to studier, om end de har relativt højere vægt end de andre studier.

I modellen indgår variable knyttet til fire overordnede typer karakteristika ved de specifikke studier i datasættet:

1. vandkvalitet i form af nuværende status og den forventede ændring i status,
2. det geografiske område, herunder spatiale karakteristika for såvel vand som opland og sampleområde, dvs. området hvor respondenter er samplede fra,
3. sociodemografi i den relevante målpopulation, og
4. metodisk værdisætningstilgang i det originale studie.

I det følgende gennemgås de enkelte variable og deres betydning i modellen. Det skal her bemærkes, at i modeludviklingsarbejdet har en lang række af variable (se Appendiks A) været afprøvet i modellen, men langt fra alle disse indgår i den endelige model i tabel 2. Den endelige model består således primært af de variable, som viste sig at have statistisk signifikant indflydelse på WTP, og som samlet set resulterede i en model med højest mulig forklaringsgrad. Det er dog valgt at inkludere en enkelt variabel i modellen, som ikke havde signifikant statistisk betydning. Disse valg uddybes i det følgende.

4.1 Betalingsvilje for forbedring af vandkvalitet

Den væsentligste variabel i modellen er LN_WTP_CUR_DKK_HH_Y, da det er den afhængige variabel, som søges forklaret med alle de nedenfor nævnte beskrivende variable. Variablen er defineret som den naturlige logaritme til den observerede betalingsvilje i danske kroner (2018-priser) per husstand per år. På tværs af de 32 originale værdisætningsstudier, er der i varierende grad foretaget justeringer af de oprindeligt afrapporterede betalingsviljer for at sikre konsistens i forhold til definitionen af den afhængige variabel. For hvert

enkelt studie er følgende fem trin således gennemgået for at konstruere den afhængige variabel:

1. For studier, som angiver WTP per person, omregnes til WTP per husstand ved at multiplicere WTP per person med det gennemsnitlige antal personer per husstand i det givne studieområde i årstallet for dataindsamling².
2. For studier, som angiver WTP som en engangsbetaling, omregnes til WTP per år over en 10-årig periode ved 4 % kalkulationsrate. En tilsvarende tilgang til annuisering af engangsbetalinger over en 10-årig periode ved 4 % kalkulationsrate er anvendt i de amerikanske metaregressionsanalyser (fx Johnston og Bauer 2020). Ud over sammenlignelighed med de amerikanske studier, er et yderligere argument for at anvende 4%, at dette niveau omtrentligt afspejler de nationalt anbefalede kalkulationsrater for samfundsøkonomiske analyser i de nordiske lande gennem den tidsperiode, som studierne er gennemført i.
3. For studier, som angiver WTP per år for en kortere periode end 10 år, omregnes først til en tilsvarende engangsbetaling ved 4% kalkulationsrate, og herefter omregnes engangsbetalingen til WTP per år over en 10-årig periode jf. ovenstående.
4. For studier, som angiver WTP i andet end 2018-priser, omregnes til WTP i 2018-priser ved anvendelse af forbrugerprisindeks for de enkelte lande³.
5. For studier, som angiver WTP i en anden valuta end danske kroner, omregnes til danske kroner ved anvendelse af valutakurser for 2018 justeret for købekraftsparitet (Purchase Power Parity PPP)⁴.

4.2 Vandkvalitetsvariable

LN_WQ_CHANGE er en af de mest centrale variable for modellen, da den beskriver størrelsen af den ændring i vandkvalitet, som værdisættes. Variablen antager i udgangspunktet værdier fra 1 til 4, alt efter hvor mange ”trin” ændringen svarer til på den anvendte 5-trins vandkvalitetsskala. En ændring fra moderat til god økologisk tilstand vil således give en værdi på 1, mens en ændring fra moderat til høj økologisk tilstand vil give en værdi på 2. Af modelleringstekniske hensyn anvendes den naturlige logaritme af denne ændring i modellen, da dette tillader en ikke-lineær sammenhæng mellem størrelsen af forbedringen og WTP. Den klare teoretiske forventning er, at jo større en forbedring i den økologiske tilstand af et givent vandområde, jo højere vil WTP være. Resultatet underbygger denne forventning, da parameterestimatet er positivt og stærkt signifikant. I modeludviklingsfasen blev det endvidere bekræftet, at den logaritmiske specifikation af variabelen giver den bedste beskrivelse af variationen i datasættet. Dette indikerer, at WTP som forventet stiger, jo større forbedringen er, men at stigningsraten er aftagende.

I modeludviklingsfasen blev det afprøvet, hvorvidt der ud over størrelsen på vandkvalitetsforbedringen, var en yderligere indflydelse af selve udgangspunktet i vandkvalitet på betalingsviljen for vandkvalitetsforbedringer. Dette blev gjort ved at konstruere tre dummy-variable for henholdsvis ringe, dårlig og moderat økologisk tilstand, som beskrev den eksisterende vandkvalitet i det pågældende overfladevandområde inden en eventuel forbedring blev effektueret. Parametre for hver af disse blev efterfølgende estimeret i modellen relativt til god økologisk tilstand. Hvis den eksisterende status for eksempel

² Her er anvendt tilgængelige data fra henholdsvis www.statistikbanken.dk, www.statistikdatabasen.scb.se, www.ssb.no, og pxnet2.stat.fi.

³ Her er anvendt tilgængelige data fra www.ec.europa.eu (tabel: ”prc_hicp_ain”)

⁴ Her er anvendt tilgængelige data fra www.ec.europa.eu (tabel: ”prc_ppp_ind”)

var ringe økologisk tilstand, så ville dummy-variablen for denne være lig 1, mens de to andre dummy-variable vil være lig 0. Parameterestimerne for alle disse dummy-variable viste sig at være insignifikante i modellen, dvs. uden betydende indflydelse på betalingsviljen. Det indikerer, at det primært er størrelsen på vandkvalitetsændringen der påvirker betalingsviljen, hvorimod det ikke har den store betydning, hvilket udgangspunkt forbedringen sker fra. Lignende resultater er fundet i de tilsvarende amerikanske metaregressionsanalyser på betalingsvilje for vandkvalitetsforbedringer (fx Johnston og Bauer 2020).

4.3 Områdespecifikke variable

I modeludviklingsfasen indgik tre dummy-variable, som karakteriserede forskellige typer vandforekomster; variablene var LAKE, COASTAL og STREAM (sø, kyst og vandløb). Der var ikke nogen umiddelbar klar forventning til signifikans og fortegn af disse variable, men det blev vurderet relevant at undersøge, om WTP for vandkvalitetsforbedringer er betinget af, hvilken type vandområde forbedringen sker i. Af de tre variable, var det imidlertid kun den ene, nemlig LAKE, som var signifikant og derfor indgår i den endelige model. Parameterestimatet for LAKE er signifikant negativt, hvilket alt andet lige indebærer, at WTP generelt er lavere når vandkvalitetsforbedringen sker i søer, fremfor i vandløb eller kystområder.

Der var ingen umiddelbare forventninger til forskelle i PPP-justeret (PPP- købekraftsparitet) WTP på tværs af de fire nordiske lande, der indgår i metadatasættet. Det blev ikke desto mindre vurderet relevant at undersøge dette, da et væsentligt formål med metaanalysefunktionen netop er anvendelse til benefit transfer i en dansk kontekst. DENMARK og FINLAND er dummy-variable, der angiver, om et givent studie er gennemført i hhv. Danmark eller Finland. Her udgør Norge og Sverige basisniveauet, som parametrene for disse variable estimeres relativt til. Norge og Sverige modelleres her som en samlet enhed, da der i modeludviklingen ikke blev fundet signifikante forskelle i WTP-niveauet mellem dem. Både DENMARK og FINLAND viser sig at være signifikant negative, hvilket indikerer, at danske og finske værdisætningsstudier generelt finder lavere WTP for en given vandkvalitetsforbedring end tilsvarende studier gennemført i Norge eller Sverige.

Som udgangspunkt forventes det, at jo større geografisk udstrækning af det vandområde, for hvilket vandkvaliteten forbedres, jo højere WTP. Denne forventning udspringer dels af en standard forbrugsøkonomisk teoretisk antagelse om, at ”mere er bedre”, og dels af resultater fra tidligere værdisætningsstudier. Det er dog ikke åbenlyst, hvordan dette bedst inkorporeres i modellen. I modeludviklingsarbejdet blev der derfor afprøvet en række forskellige beskrivelser af geografisk udstrækning, hvoraf nogle baserede sig på arealmål, mens andre baserede sig på længdemål. Den bedst mulige beskrivelse i modellen viste sig at være ved inddragelse af variabelen SIZE_LENGTH_SCALED, som angiver længden (målt i 1000 km) af den samlede bred-strækning, hvorfra man vil kunne opleve den forbedrede vandkvalitet. Med andre ord er det længden langs hele vandkanten – hvor vand møder land – af det forbedrede vandområde. For kyster er det målt som længden af kyststrækningen, og for fjorde er det målt som længden af fjordbredden på begge sider af fjorden. For søer er det målt som længden af søbredden hele vejen rundt om søen, og for vandløber det målt som længden af brinken på begge sider af vandløbet, dvs. det dobbelte af vandløbets længde. Som beskrevet ovenfor, forventes det

umiddelbart, at jo større vandområdet er – og dermed jo længere den samlede bred-strækning, der forbedres, er – jo højere vil WTP være.

Parameterestimatet viser sig imidlertid at være signifikant negativt, hvilket alt andet lige umiddelbart indikerer det modsatte. Her er det dog vigtigt at bemærke, at `SIZE_LENGTH_SCALED` indgår i beskrivelsen af variabelen `LN_C_PROP_CHANGE_TOTAL`, som også indgår i modellen. Det negative fortegn kan således tilskrives den gensidige afhængighed mellem disse to variable. Parameterestimaterne for disse to variable må derfor ikke tolkes isoleret set, men skal altid ses i sammenhæng.

`LN_C_PROP_CHANGE_TOTAL` er defineret som den naturlige logaritme til andelen af total bred-strækning i det relevante vandopland, som forbedres. Denne andel udregnes ved at dividere `SIZE_LENGTH_SCALED` med den samlede bredstrækning (i 1000 km) for alle kyster, fjorde, søer og vandløb i vandoplandet. Parameterestimatet for `LN_C_PROP_CHANGE_TOTAL` er signifikant og positivt. Kombineret med det negative parameterestimat for `SIZE_LENGTH_SCALED`, betyder dette, at WTP stiger jo større andel (og dermed også jo længere strækning) af den samlede bred-strækning i vandoplandet, der forbedres, men stigningsraten er aftagende. Et forsimplet eksempel kan illustrere dette: Antag at der er i alt 1000 km bred-strækning langs alle kyster, fjorde, søer og vandløb i et givent vandopland. Modelparametrene indebærer, at en forbedring af vandkvaliteten langs en 100 km bred-strækning vil resultere i en positiv WTP. Hvis man i stedet forbedrer vandkvaliteten langs en dobbelt så lang bred-strækning, dvs. 200 km, så vil WTP godt nok være højere, men mindre end dobbelt så høj. Endvidere vil den yderligere stigning i WTP ved at gå fra 200 km til 300 km forbedret bredstrækning være mindre end stigningen i WTP ved at gå fra 100 km til 200 km. Alt i alt er dette ikke blot i tråd med den førnævnte økonomiske teori om ”mere er bedre”, men også med den centrale økonomiske teori om såkaldt aftagende marginalnytte. Rent adfærdsmæssigt kan denne aftagende stigning i WTP, dvs. faldende marginal WTP, forklares ved, at substitutionsmulighederne stiger. Jo længere bred-strækning og jo større andel af den totale bred-strækning i et vandopland, hvor vandet er i god økologisk tilstand, jo flere muligheder har man som enkeltindivid for relativt nemt at finde og besøge vandområder med god vandkvalitet. WTP for at forbedre yderligere vandområder vil derfor relativt set være lavere, da man allerede har mange eksisterende muligheder for at besøge vandområder med god økologisk tilstand.

WTP for vandkvalitetsforbedring i et givent vandområde påvirkes altså alt andet lige af mængden af eksisterende alternative vandområder med god vandkvalitet. For at afprøve om tilgængeligheden af andre typer naturområder også kan påvirke WTP, er der i modeludviklingsfasen opgjort og indarbejdet en lang række arealanvendelses-variable på baggrund af CORINE land cover databasen fra 2018. Den eneste af disse, som blev fundet signifikant er `LN_S_ARABLE_LAND_PROP`. Denne variabel angiver den naturlige logaritme til andelen af landbrugsjord i omdrift i forhold til det totale areal af det område, hvorfra der er samlet respondenter i de originale værdisætningsstudier. Arealet af landbrugsjord i omdrift er her defineret som kategorien ”2.1 Arable land” i CORINE land cover klassifikationen. Parameterestimatet er negativt og signifikant, hvilket indikerer, at jo større andelen af landbrugsjord er i et område, jo mindre vil WTP for vandkvalitetsforbedringer være for populationen i området. Tilsvarende resultater er fundet i amerikanske meta-analyser af WTP for vandkvalitetsforbedringer (Johnston et al. 2017). Den adfærdsmæssige forklaring skal formentlig findes i, at der er komplementaritet

mellem forbedret vandkvalitet og ”ikke-landbrugsmæssige” arealanvendelser som fx. bymæssig bebyggelse, skov, hede, vådområde, osv. Disse typer arealanvendelse er i sig selv forbundet med en række rekreative og andre brugsværdier, som potentielt forstærker WTP for vandkvalitetsforbedringer i nærliggende vandområder. Det samme gør sig ikke nødvendigvis gældende for landbrugsområder – derfor det negative fortegn. I et rent rekreativt perspektiv, kan en anden forklaring være, at i områder med relativt høj andel af bymæssig bebyggelse og lav andel af landbrugsjord, vil flere alt andet lige bo tættere på vandområder, og dermed vil den gennemsnitlige WTP være højere. Dette er et eksempel på den såkaldte distance-decay effekt, som er velkendt i litteraturen: Især brugsværdier vil have en tendens til at stige, jo tættere man bor på vandområdet, der forbedres (Olsen et al. 2020). En anden forklaring præsenteret i Johnston et al. (2017) er, at rekreative aktiviteter i og ved vandområder måske tillægges mindre værdi når de omgivende landområder er domineret af landbrugsdrift, end når omgivelserne i højere grad er ”uspolet”. En yderligere bidragende forklaring kan være, at respondenterne tillægger vandkvalitetsforbedringer i områder domineret af landbrugsdrift en relativt lav værdi, da landbrugsdriften fremadrettet udgør en risiko for at vandkvalitetsforbedringen kun er midlertidig.

4.4 Sociodemografiske variable

De sociodemografiske variable beskriver de stikprøver (samples) af respondenter, som indgår i de forskellige værdisætningsstudier. Hvis en stikprøve er repræsentativ, vil variablene afspejle den sociodemografiske fordeling af populationen i det område, som er vurderet relevant i forhold til vandkvalitetsforbedringen i et givent studie (også kaldet det geografisk afgrænsede ’marked’ for forbedringen). Med andre ord er der tale om beskrivende statistik for den befolkning, som i sidste ende indgår i beregningen af total samfundsmæssig værdi af en vandkvalitetsforbedring. Netop fordi der ofte er sociodemografiske forskelle på tværs af fx. lande, landsdele, regioner, kommuner, by og land, osv., er det yderst relevant at inddrage disse variable i modellen. Dette giver mulighed for at teste om forskelle i sociodemografi rent faktisk har betydning for WTP, hvormed der kan tages højde for sådanne forskelle når modellen efterfølgende anvendes til benefit transfer.

I modeludviklingsfasen blev flere forskellige sociodemografiske variable afprøvet, men kun to viste sig at have betydende indflydelse på WTP. Den ene er MEAN_AGE_ABOVE_45_POP. Dette er en dummy-variabel, som angiver hvorvidt gennemsnitsalderen i befolkningen i undersøgelsesområdet er over 45 år eller ej. Det positive fortegn indikerer, at i områder, hvor gennemsnitsalderen er over 45 år, vil WTP generelt være højere end i områder med lavere gennemsnitsalder.

Ifølge økonomisk teori, bør WTP alt andet lige være stigende med indkomsten, og det er derfor et standard validitetstjek i værdisætningsundersøgelser at teste for dette. Variablen LN_MEAN_HHINC_POP_DKKPPP angiver den naturlige logaritme til den gennemsnitlige bruttoindkomst i købekraftsparetsjusterede danske kroner (2018-niveau) for husstandene i undersøgelsesområdet. Som forventet er parameterestimatet signifikant og positivt, hvilket bekræfter, at WTP er højere, jo højere indkomsten er.

4.5 Metodespecifikke variable

I den metodeudviklingsorienterede del af værdisætningslitteraturen er der adskillige eksempler på, at forskellige aspekter af metodevalg kan påvirke svarpersonernes svar og dermed den estimerede WTP. Metoderne er kort beskrevet i kapitel 2, med reference til mere udførlig beskrivelse i Zandersen et al (2018). Betydningen af metodevalg diskuteres også i kapitel 6.

De metodespecifikke variable er ikke som sådan relevante i forhold til den efterfølgende anvendelse af metaregressionsmodellen til benefit transfer. Det er ikke desto mindre relevant at inddrage disse som kontrolvariable, dels for at belyse, i hvilken udstrækning metoderelaterede valg har betydning for estimationen af WTP, og dels for at sikre at modellen samlet set beskriver WTP-variationen i metadatasættet bedst muligt.

CVM er en dummy variabel, der angiver, at studiet anvender den betingede værdisætningsmetode (The Contingent Valuation Method). Basisniveauet, som denne parameter estimeres relativt til, er alle de studier, der i stedet anvender valghandlingseksperimenter (Choice Experiments – CE). Det signifikante og negative parameterestimat angiver, at der er en tendens til, at man generelt opnår lavere WTP-estimer, når man vælger at anvende CVM i stedet for CE.

DICH_CHOICE er en dummy variabel, som i et vist omfang er korreleret med CVM, da den angiver når et CVM-studie har anvendt det såkaldte Dichotomous Choice format. Basisniveauet er så de studier, hvor der er anvendt andre varianter af CVM (tilgange baseret på open ended eller payment card format). Da denne variabel netop kun er relevant for CVM-studierne, giver det ikke mening at tolke på den isoleret set. At parameterestimatet er signifikant og positivt indikerer imidlertid, at dichotomous choice formatet generelt fører til højere WTP end de alternative CVM-formater. Sammenholdes dette med det negative estimat for CVM-variablen, ser der ikke ud til at være den store forskel i WTP mellem CE og CVM, hvor man anvender dichotomous choice formatet. Dette er ikke overraskende, da dichotomous choice-formatet i langt højere grad end andre CVM-formater minder om CE.

FOCUS_USE er en dummy variabel, der angiver, at studiet i særlig grad fokuserer på brugsværdier. Brugsværdier refererer til aktiviteter ved kyst som rekreation, fiskeri, svømning. Basisniveauet er de resterende studier, som ikke fokuserer specifikt på brugsværdier, men derimod på den totale økonomiske værdi, dvs. både brugs- og ikke-brugsværdier. Forventningen var, at et snævert fokus kun på brugsværdier ville lede til lavere WTP, end når et studie fokuserer på den totale økonomiske værdi. Det signifikante negative parameterestimat bekræfter denne forventning.

EUTRO er en dummy variabel, som indikerer, at studiet specifikt har haft fokus på eutrofiering. Det signifikant positive parameterestimat indebærer, at disse studier generelt har fundet en højere WTP end studier, der ikke har fokuseret på eutrofiering. Dette kan muligvis skyldes, at eutrofiering påvirker alle værdikomponenter, der indgår i den totale økonomiske værdi af et miljøgode (jf. figur 1).

LUMP_SUM er en dummy variabel, som indikerer, at studiet har beskrevet WTP som en engangsbetaling. Basisniveauet er de resterende studier, som i stedet har anvendt en løbende årlig betaling, ofte specificeret for en given årække, som betalingsmiddel. For at øge graden af sammenlignelighed er alle

observationer af WTP baseret på engangsbetalinger i forbindelse med indtastningen af data omregnet til årlige betalinger som beskrevet i afsnit 4.1. Det signifikant negative parameterestimat for LUMP_SUM viser, at brug af engangsbetaling generelt fører til lavere årlig WTP, end hvis der i undersøgelsen er spurgt direkte til løbende årlig WTP.

Variablen PARAMETRIC er en dummy-variabel, som angiver om en given WT-observation er beregnet ud fra en parametrisk model. Basisniveauet er således WTP-observationer, som ikke er parametrisk modelleret, men som i stedet blot er beregnet som simple eller vægtede gennemsnit. Parameterestimatet er signifikant og negativt, hvilket indebærer, at WTP-observationer beregnet ved hjælp af parametriske modeller har en tendens til at være lavere end når der anvendes ikke-parametriske beregningstilgange.

STUDYAGE2 angiver alderen på det enkelte værdisætningsstudie set i forhold til år 2021. Variablen er dog konstrueret som studiets alder opløftet i anden potens, da dette gav modellen en bedre forklaringsgrad, end hvis alderen indgik direkte i modellen. Det signifikant positive parameterestimat indikerer, at WTP generelt er højere, jo ældre studiet er. Tilsvarende resultater er fundet i lignende metaregressionsanalyser, fx Johnston et al. (2017) og Brouwer og Neverre (2020). Denne tendens tilskrives ofte det fokus, der har været i den videnskabelige værdisætningslitteratur gennem de seneste 30 år, på at reducere en række velkendte fejlkilder, som ellers kan føre til overestimering af WTP (Johnston et al. 2005).

Tabel 2 Random Effects log-lineær metaanalysefunktion som forklarer variation i den naturlige logaritme til WTP per husholdning per år i 2018-kroner.

Forklarende variable	Parameter-estimat	Standardfejl
<i>Vandkvalitetsvariabel</i>		
LN_WQ_CHANGE	0,551***	0,106
<i>Områdespecifikke variable</i>		
LAKE	-0,378***	0,143
DENMARK	-0,949***	0,271
FINLAND	-0,558***	0,157
SIZE_LENGTH_scaled ^a	-0,005***	0,002
LN_C_prop_change_total ^a	0,121**	0,049
LN_S_Arable_land_prop	-0,072**	0,030
<i>Sociodemografiske variable</i>		
LN_MEAN_HHINC_POP_DKKPPP	1,453***	0,493
MEAN_AGE_ABOVE_45_POP	0,496***	0,168
<i>Metodespecifikke variable</i>		
CVM	-0,983***	0,110
DICH_CHOICE	1,003***	0,160
FOCUS_USE	-0,816***	0,159
EUTRO	0,502***	0,176
LUMP_SUM	-3,255***	0,185
PARAMETRIC	-0,186*	0,099
STUDYAGE2	0,001***	0,0004
Constant	5,483***	0,720
<i>Random effects</i>		
$\sigma_{\text{observationer}}$	0,098*** (41,8%)	0,028
σ_{studier}	0,136*** (58,2%)	0,033
<i>Model statistik</i>		
Antal observationer	124	
Antal studier	32	
R ²	0,897	
Justeret R ²	0,882	
F Statistic	237,54***	

Note: Den forklarede variabel er $\ln(\text{WTP_CUR_DKK_HH_Y})$. Statistiske signifikansniveauer er angivet med stjerner: * $p < 0,1$; ** $p < 0,05$; *** $p < 0,01$. Robuste standardfejl er estimerede med Huber-White Sandwich-estimatoren.

^a Disse to variable er indbyrdes afhængige, og deres parameterestimer skal derfor altid tolkes i sammenhæng

For enhver parametrisk estimeret model, er det relevant at forholde sig til modellens validitet og robusthed. I værdisætningssammenhæng kan en meta-analyse have forskellige formål. Et formål kan være at syntetisere den eksisterende litteratur på området og på denne baggrund uddrage ny viden om fx hvilke faktorer, der påvirker WTP. Et andet formål kan være at etablere en funktion, der ved benefit transfer kan estimere WTP for nye politikområder som alternativ til at gennemføre nye primære værdisætningsundersøgelser (Boyle og Wooldridge 2018). I denne rapport, er sidstnævnte hovedformålet, hvorfor det følgende afsnit vil evaluere modellens validitet i forhold til anvendelse i benefit transfer-sammenhæng. Der vil ikke blive gået dybere ind i modellens validitet i forhold til betydning og robusthed af de enkelte estimerede parametre i tabel 2.

4.6 Validering af modellen med henblik på benefit transfer

Den specificerede model beskriver omtrent 88 % af variationen i data, hvilket er en relativt høj forklaringsgrad sammenlignet med lignende meta-analyser (Nelson og Kennedy, 2009). En mulig bekymring i forhold til de relativt mange variable i metaanalysefunktionen i forhold til størrelsen af datasættet, er såkaldt potentiel overtilpasning af modellen til data. Dette kan medføre, at funktionen er god til at forklare variationen i WTP for de observationer, der er med i datasættet, men hvor funktionen ikke er god til at forklare nye obser-

vationer uden for datasættet. For at teste for dette og ydermere vurdere modellens præcision og dermed dens potentiale i forhold til praktisk anvendelse i benefit transfer, dvs. det egentlige formål med metaregressionsanalysen her, gennemføres en såkaldt krydsvalideringstest.

I hovedmodellen indgår i alt 124 observationer af WTP. I krydsvalideringstesten estimeres den samme model i alt 124 gange, men hver gang udelades én af observationerne på skift. Når den enkelte model er estimeret på de 123 inkluderede observationer, anvendes modelestimaterne efterfølgende til at prædiktere WTP for den udeladte observation. Dette svarer i princippet til at gennemføre benefit transfer ved hjælp af en metaanalysefunktion baseret på de 123 resterende WTP-observationer. Til forskel fra den typiske anvendelse i praktisk benefit transfer, er WTP for policy-området, dvs. den udeladte observation, her kendt. Dermed er det muligt at foretage en sammenligning af den prædikterede WTP med den faktisk observerede WTP. Ideelt set skulle de to være ens. Der vil dog i praksis stort set altid være forskelle mellem prædikteret og observeret WTP. Denne forskel udtrykkes som transfereringsfejlen, også kaldet Transfer Error (TE), der angiver, hvor mange procent man rammer ved siden af den faktisk observerede WTP ved at bruge benefit transfer:

$$TE = (WTP_{\text{prædikteret}} - WTP_{\text{observeret}}) / WTP_{\text{observeret}} * 100 \%$$

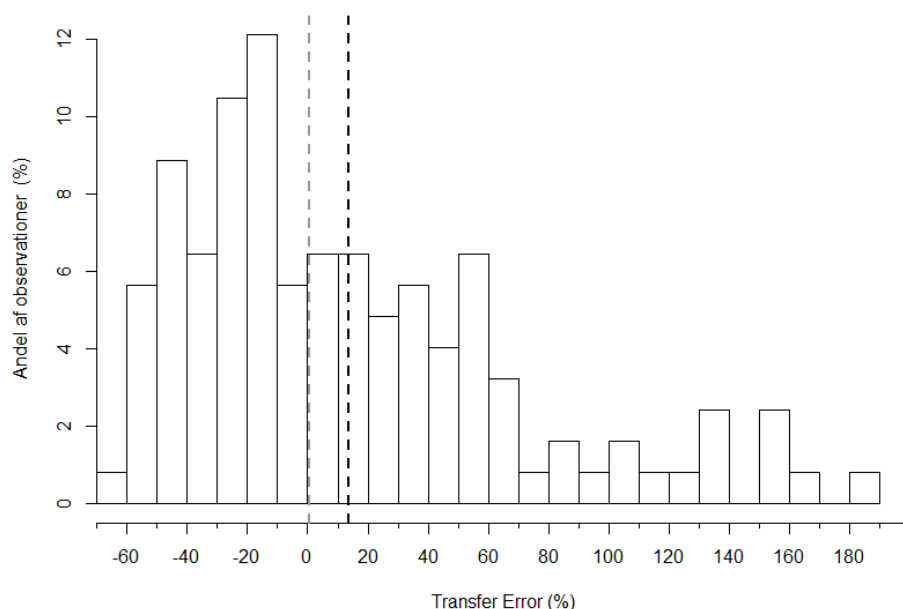
I krydsvalideringstesten gentages proceduren med modellering, benefit transfer og til sidst udregning af TE sekventielt indtil alle observationer har været udeladt én gang, og der således er beregnet en TE for alle 124 observationer.

Figur 3 gengiver fordelingen af de 124 TE beregnet i krydsvalideringstesten. Den gennemsnitlige TE er på 13,7 % set over de 124 transfereringer. Gennemsnittet er dog påvirket af enkelte meget høje TE på over 100 %. Medianen ligger således væsentligt lavere på ca. 0,7 %. At medianen er så tæt på 0 betyder, at modellen ikke umiddelbart har nogen ensidig tendens til enten at ramme over eller under den observerede WTP. Ved anvendelse af modellen i praksis må det således forventes, at man i ca. halvdelen af tilfældene rammer over den faktiske WTP, mens man i den anden halvdel rammer under.

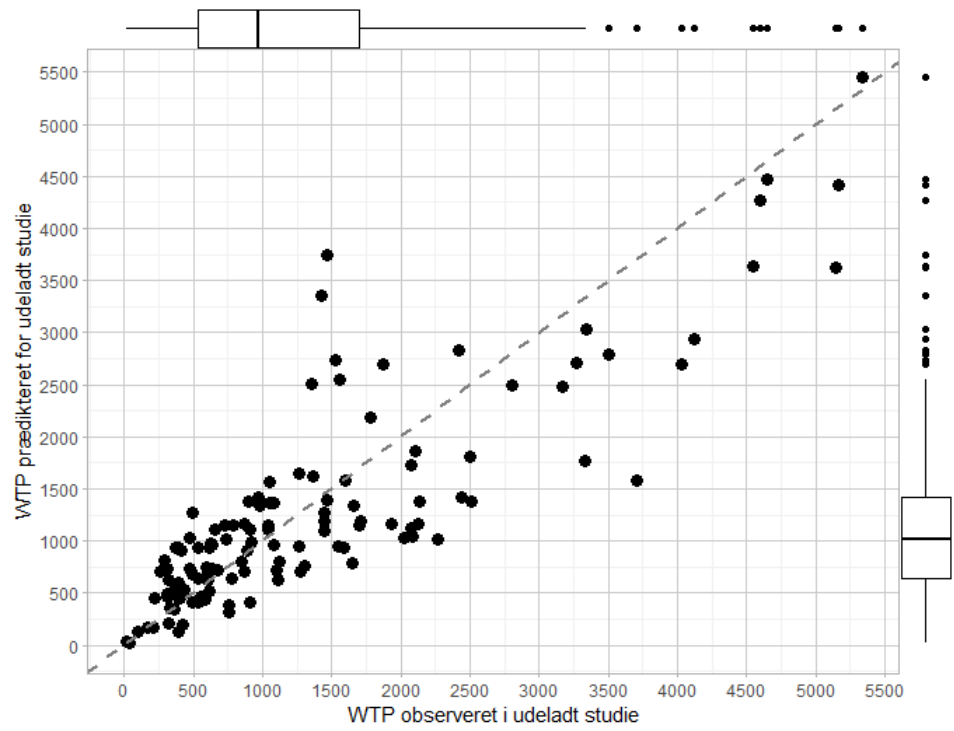
For yderligere at illustrere præcisionen af den estimerede metaanalysefunktion til benefit transfer, viser figur 4 et plot af de 124 observerede og prædikterede WTP'er. Den stiplede 45-graders linje angiver idealkurven, hvor prædikteret WTP er lig med observeret WTP. Denne illustration bekræfter, at der generelt er god overensstemmelse mellem prædikteret og observeret WTP. Med andre ord ser overtilpasning ikke ud til at være et reelt problem i funktionen. Figuren afslører dog også en tendens til, at funktionen underestimerer WTP ved observerede WTP'er over 2500 kr. De indsatte boxplots i figuren indikerer, at disse meget høje WTP'er rent statistisk kan betragtes som såkaldte "outliers" eller ekstreme observationer, som man kan vælge at se bort fra (angivet med prikker i boxplots). Her skal det dog bemærkes, at da WTP'erne udtrykker værdier for størrelsesmæssigt forskellige ændringer i vandkvalitet, er de ikke direkte sammenlignelige – og dermed kan man ikke entydigt definere de høje WTP'er som sådanne ekstreme observationer.

I den videnskabelige litteratur opgøres TE ofte i numeriske (absolutte) værdier. Ready og Navrud (2006) opsummerer en række studier af validitet af benefit transfer og finder, at den numeriske TE typisk ligger omkring 20-40 %.

I et nyere studie, som opsummerer 24 studier, der alle specifikt tester validitet af funktionsoverførselsbaseret benefit transfer, finder Rosenberger (2015) en gennemsnitlig numerisk TE på 65 % og en median på 36 %. Den gennemsnitlige numeriske TE i de 124 værdioverførsler i krydsvalideringstesten er på 42,9 % og medianen er på 33,1 %. Den estimerede metaregressionsmodel vurderes således at have et ganske tilfredsstillende præcisionsniveau sammenlignet med den internationale videnskabelige litteratur omhandlende validitet af benefit transfer. Til trods for, at modellen rammer markant skævt for enkelte observationer (TE større end 100 %), vil den i mere end 9 ud af 10 tilfælde ramme mindre end 100 % ved siden af, og i næsten tre ud af fire tilfælde vil den ramme maksimalt 50 % over eller under den observerede WTP. Hvorvidt dette niveau af præcision er acceptabelt i praksis vil selvfølgelig afhænge af den konkrete kontekst for anvendelsen. Givet den relativt høje grad af præcision i forhold til hvad der normalt kan forventes ved anvendelse af benefit transfer, vurderes den estimerede metaanalysefunktion dog umiddelbart at være acceptabel i langt de fleste sammenhænge, hvor værdien af vandkvalitetsforbedringer ønskes opgjort, og hvor der ikke er ressourcer til at gennemføre en primær værdisætningsundersøgelse.



Figur 3 Fordeling af Transfer Errors beregnet i krydsvalideringstesten. Stiplet sort linje angiver gennemsnitlig TE, og stiplet grå linje angiver median TE.



Figur 4 Observerede WTP'er plottet mod præsigerede WTP'er fra krydsvalideringstesten.
 Note: Stiplet linje angiver observeret WTP = præsigeret WTP. Box-plots over og til højre for graf angiver fordeling af hhv. observeret WTP og præsigeret WTP.

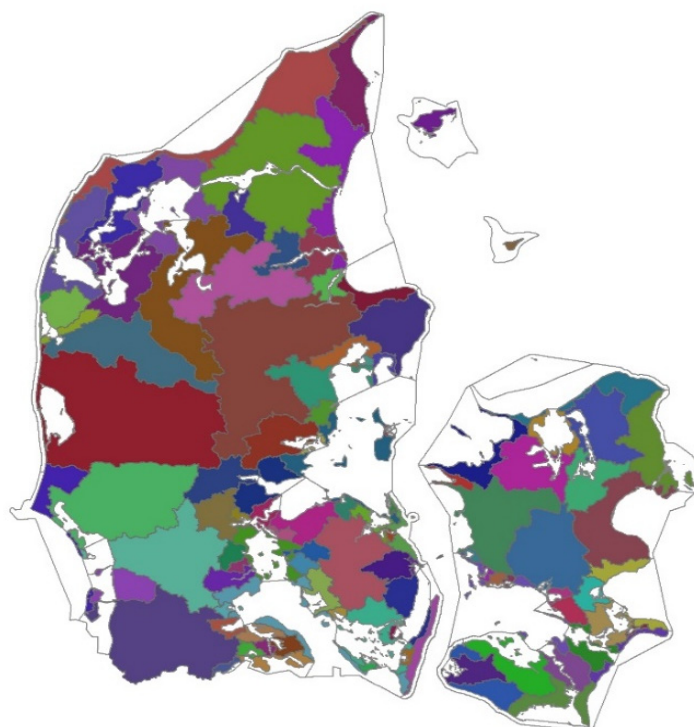
5 Eksempel på anvendelse i VRD

I dette afsnit beskrives hvordan den estimerede metaanalysefunktion kan anvendes i praksis til at estimere værdien af opnåelse af god økologisk tilstand i vandområderne, hvilket kan være brugbart fx. i arbejdet med vandplanerne. Til beregning af benefit transfer-værdier, er udviklet et Excel-regneark for metaanalysefunktions-benefit transfer af vandkvalitet, som kan anvendes som et redskab til at udføre andre scenarieanvendelser, fx værdisætning af vandkvalitetsforbedringer i søer og åer eller i andre nordiske lande. Excel-redskabet kan downloades herfra: http://dce2.au.dk/pub/SR486_VandkvalitetsBenefitTransferRedskab.xlsx

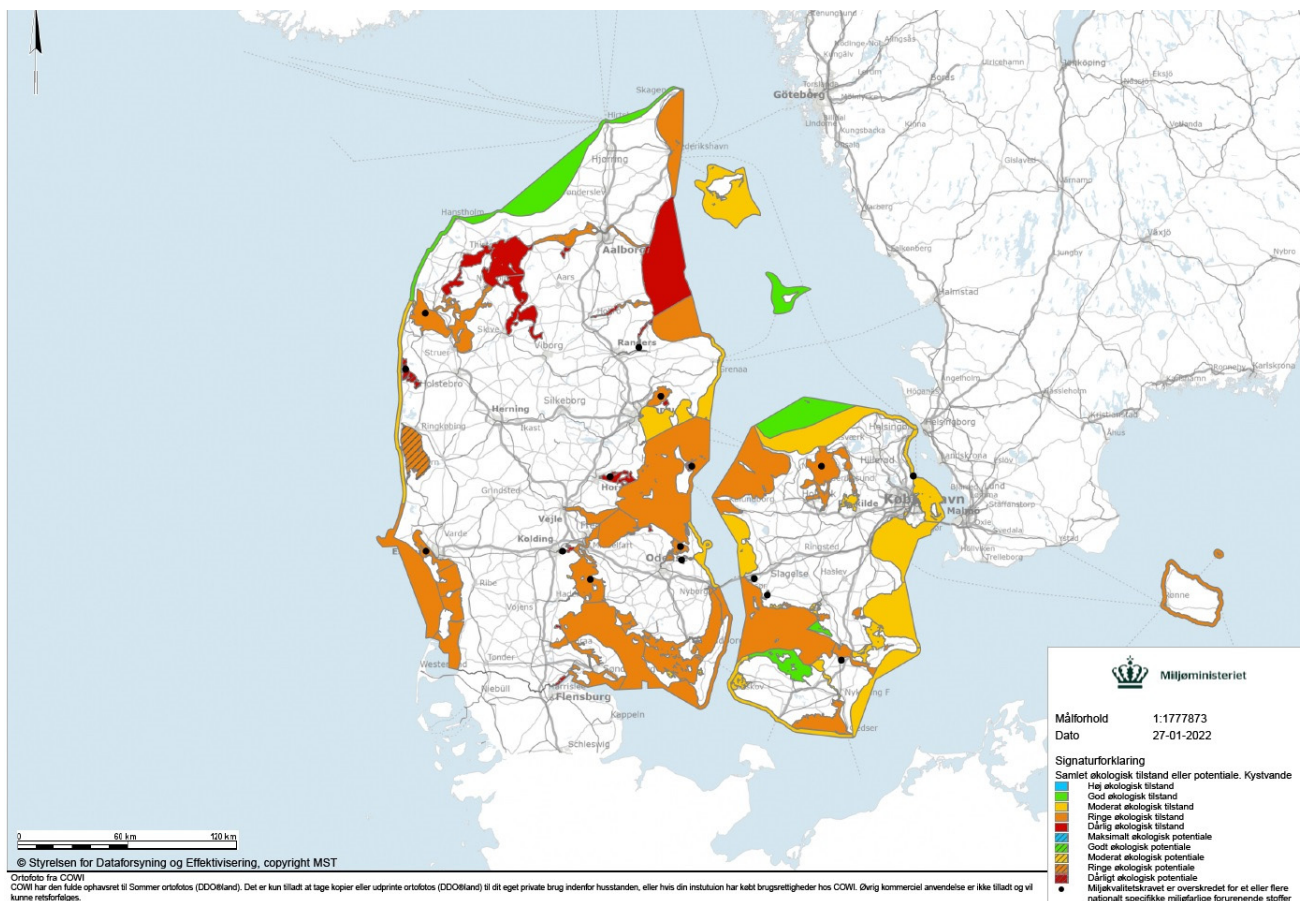
5.1 Scenarie

Metaanalysefunktionen anvendes i det efterfølgende for kyststrækninger langs fjorde og hav. Figur 5 viser kystvandoplande og vandområder i Danmark. Miljøministeriet har specifikt ønsket en scenarieberegning af WTP for at opnå god økologisk tilstand for kystvandområderne i 2027. Figur 6 viser den samlede økologiske tilstand i kystvandene. Fem kystvande har allerede opnået god økologisk tilstand, og disse værdisættes derfor ikke (markeret 'ikke relevant i figurerne').

Af hensyn til udarbejdelse og analyser af vandplanerne opgøres værdisætningen af VRD-målopfyldelse i kystvandoplandene i 2018 priser. WTP er opgjort som en årlig betaling per husstand for at opnå god økologisk tilstand. Både brugs- og ikke-brugsværdier indgår principielt i værdisætningen gennemført ved hjælp af metaanalysefunktionen.



Figur 5 Delvandoplande til de enkelte kystvandområder.



Figur 6 Samlet økologisk tilstand eller potentiale, Kystvande. Udtræk fra MiljøGIS, 27.01.2022.

5.2 Beregning af WTP per husstand for målopfyldelse i fjord- og havområder ved hjælp af metaanalysefunktionen

Med udgangspunkt i modellen præsenteret i kapitel 4, ser metaanalysefunktionen således ud:

$$\begin{aligned}
 \text{LN(WTP)} = & \text{LN(WQ_CHANGE)} * 0,551 + \text{LAKE} * -0,378 + \text{DENMARK} * -0,949 \\
 & + \text{FINLAND} * -0,558 + \text{SIZE_LENGTH_scaled} * -0,005 \\
 & + \text{LN(C_prop_change_total)} * 0,121 + \text{LN(S_Arable_land_prop)} * -0,072 \\
 & + \text{LN_MEAN_HHINC_POP_DKKPPP} * 1,453 \\
 & + \text{MEAN_AGE_ABOVE_45_POP} * 0,496 + \text{CVM} * -0,983 \\
 & + \text{DICH_CHOICE} * 1,003 + \text{FOCUS_USE} * -0,816 + \text{EUTRO} * 0,502 \\
 & + \text{LUMP_SUM} * -3,255 + \text{PARAMETRIC} * -0,186 + \text{STUDYAGE2} * 0,001 \\
 & + 5,483
 \end{aligned}$$

[Formel 3]

Denne model er opsat i Excel-redskabet for metaanalysefunktions-benefit transfer af vandkvalitet for alle 108 kystvandoplande.

For vandkvalitetsvariabelen (LN_WQ_CHANGE), anvendes den naturlige logaritme af værdien for forskellen mellem baseline og forventet målopfyldelse (god økologisk tilstand) i 2027.

Variabelen for sø (LAKE) er en dummy variabel og sættes til 1, hvis metaanalysefunktionen anvendes til søer. I dette anvendelseksempel sættes LAKE til 0 da scenariet vedrører kyststrækninger langs fjorde og hav.

Variablene DENMARK og FINLAND er dummy variable. I dette eksempel om værdien af vandkvalitetsforbedringer i danske fjorde og havkyster sættes DENMARK til 1 og FINLAND til 0.

De tre områdespecifikke variable SIZE_LENGTH_scaled, LN(C_prop_change_total), LN(S_Arable_land_prop), beskrevet i afsnit 4.3, er beregnet for alle kystvandoplande i Danmark. SIZE_LENGTH_SCALED er i anvendelseksemplet beregnet som kystlængde i km for fjord og hav i hvert af kystvandoplandene og skaleret til 1000 km. På tværs af de oplande som ikke endnu har opnået målopfyldelse, er kystlængden i gennemsnit 64,1 km rangerende fra 0,4 km i oplandet til Folckenhavn Fjord til 288,4 km i oplandet til Kås Bredning og Venø Bugt. Variablen divideres med 1000 km for at indgå i metaanalysefunktionen. Variablen LN_C_PROP_CHANGE_TOTAL, som angiver andelen af total bredstrækning i hvert opland, som forbedres, er beregnet som kystlinjen ved fjord og hav der forbedres for hvert kystvandopland og divideret med den samlede kystlinje per kystvandopland, dvs. inklusiv bredstrækning ved åer og søer (jf. forklaring afsnit 4.3.). I gennemsnit på tværs af kystvandoplandene, er andelen af kystlinjen ved fjord og hav 0,31 rangerende fra 0,001 i Holckenhavn Fjord til 1 på Anholt og Christiansø. Der tages den naturlige logaritme af variablen for at indgå i metaanalysefunktionen. LN(S_Arable_land_prop) angiver den naturlige logaritme af andelen af landbrugsjord i oplandet. Andelen af landbrugsjord varierer signifikant fra ingen landbrugsjord på Anholt og Christiansø til mere end 87 % i Femernbælt oplandet. I gennemsnit dækker landbrugsjorde 62 % af de 108 kystvandoplande.

Husstandsindkomst i kystvandoplandene (LN_MEAN_HHINC_POP_DKKPPP) er baseret på den gennemsnitlige husstandsindkomst i 2018 opgjort i et 1x1 km kvadratnet (Danmarks Statistik, 2019), som efterfølgende er tildelt de 108 kystvandoplande. Den gennemsnitlige husstandsindkomst for hele landet er 602.640 kr. med den laveste gennemsnitlige husstandsindkomst i kystvandoplandet 'Kattegat, Læsø', på 451.028 kr. og den højeste på 890.937 kr. i kystvandoplande 'det Nordlige Øresund'.

Gennemsnitsalder (MEAN_AGE_ABOVE_45_POP) er beregnet på basis af personer bosiddende i de enkelte kystvandoplande jf. 100x100 meter kvadratnet udtræk fra Danmarks statistik i 2018, hvor hver celle er tildelt det kystvandopland som det ligger indenfor. Celler som gennemskæres af flere kystvandoplande er tildelt det kystvandopland, som den største andel af cellen ligger indenfor. Variablen er en dummy variabel, hvor variablen får værdien 1 hvis gennemsnitsalderen i undersøgelsesområdet er over 45 år.

For de metodespecifikke variable (CVM, DICH_CHOICE, FOCUS_USE, EUTRO, LUMP_SUM, PARAMETRIC og STUDYAGE2) er det ikke umiddelbart åbenlyst hvilke værdier, der skal indsættes for variablene, da hele formålet med at anvende funktionen til benefit transfer er at undgå, at skulle udføre en ny primær værdisætningsanalyse – og dermed undgår man de metode-mæssige overvejelser, der ligger til grund for disse variable. Hverken økonomisk teori eller policy-områdets karakteristika foreskriver imidlertid hvilke værdier, der bør anvendes for de metodiske variable, så disse må principielt fastlægges ad hoc (Stapler og Johnston 2009). Den typiske tilgang i litteraturen er at anvende gennemsnitsværdier fra metadatasættet, dog evt. "best practice"-værdier for variable, hvor der er generel enighed i litteraturen om, hvad best practice er (Johnston og Bauer 2020). Baseret på en empirisk krydsvalide-

ringsanalyse konkluderer Stapler og Johnston (2009), at denne tilgang formentlig ikke medfører markant øget usikkerhed i forhold til praktisk anvendelse i benefit transfer. I tråd med praksis i faglitteraturen er det her valgt at indsætte gennemsnitlige værdier fra datasættet for de metodespecifikke variable (disse fremgår af Appendiks A), dog med enkelte undtagelser.

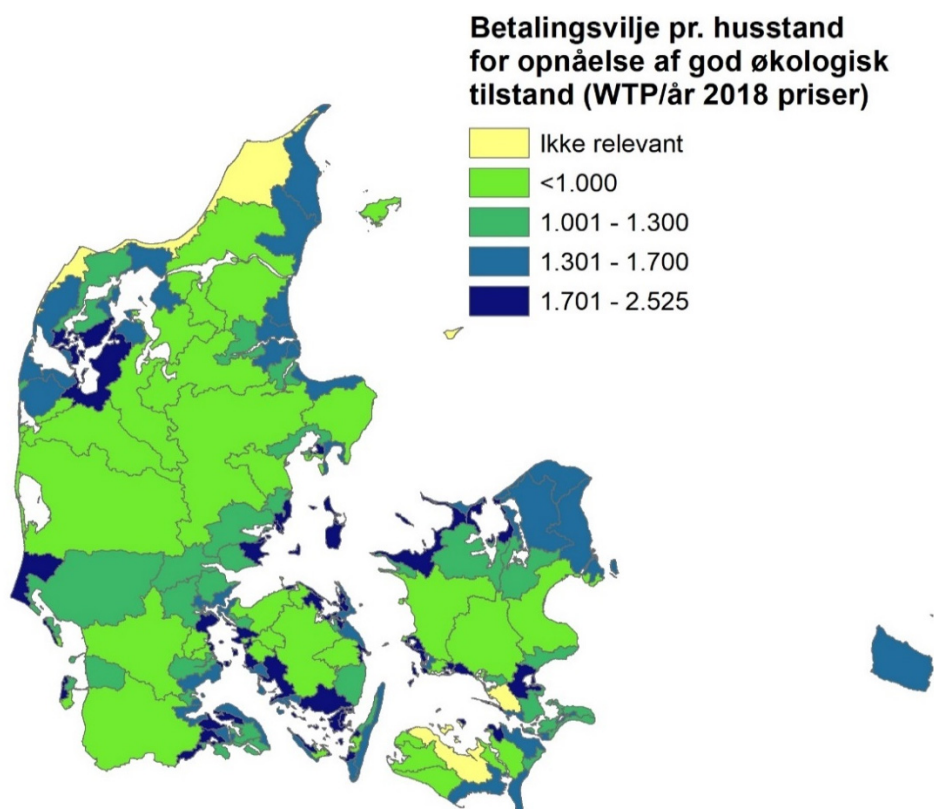
Scenariet er baseret på en årlig betaling, hvorfor LUMP_SUM er sat til 0. Derudover inkluderes både brugs- og ikke-brugsværdier, hvorfor FOCUS_USE er sat til 0. STUDYAGE2 er ligeledes sat til 1, da målet er at beregne en WTP, der er gældende her og nu.

WTP er i modellen angivet som den naturlige logaritme af WTP per husholdning per år ved at opnå god økologisk tilstand. For at beregne en gennemsnitlig WTP per husholdning foretages følgende eksponentielle transformation:

$$WTP_{\text{husholdning}} = \exp(\ln(WTP) + (\sigma_{\text{observationer}}^2 + \sigma_{\text{studier}}^2)/2) \quad [\text{Formel 4}]$$

hvor $\sigma_{\text{observationer}}^2$ og $\sigma_{\text{studier}}^2$ er de estimerede uobserverede varianskomponenter i metaanalysefunktionen (se tabel 2).

På denne baggrund, viser figur 7 betalingsvilje per husstand for at opnå god økologisk tilstand i hvert af kystvandoplandene beregnet ved hjælp af metaanalysefunktionen. Værdien er i 2018-priser. Den gennemsnitlige betalingsvilje per husstand er 1.313 kr. per år, svingende fra 523 kr. per år i Randers Fjord Indre til 2.522 kr. per år i Kerteminde Fjord. Medianværdien er 1.259 kr. per år. Forskellene i betalingsviljen er baseret på forskelle i vandkvalitet, socio-demografi og områdespecifikke karakteristika i de enkelte kystvandoplande, som metaanalysefunktionen tager hensyn til.



Figur 7 Kort over WTP per husstand for vandområder med opnåelse af målsætning i 2027 (2018 priser). Note: Ikke relevant betyder at vandområdet allerede har opnået god økologisk tilstand.

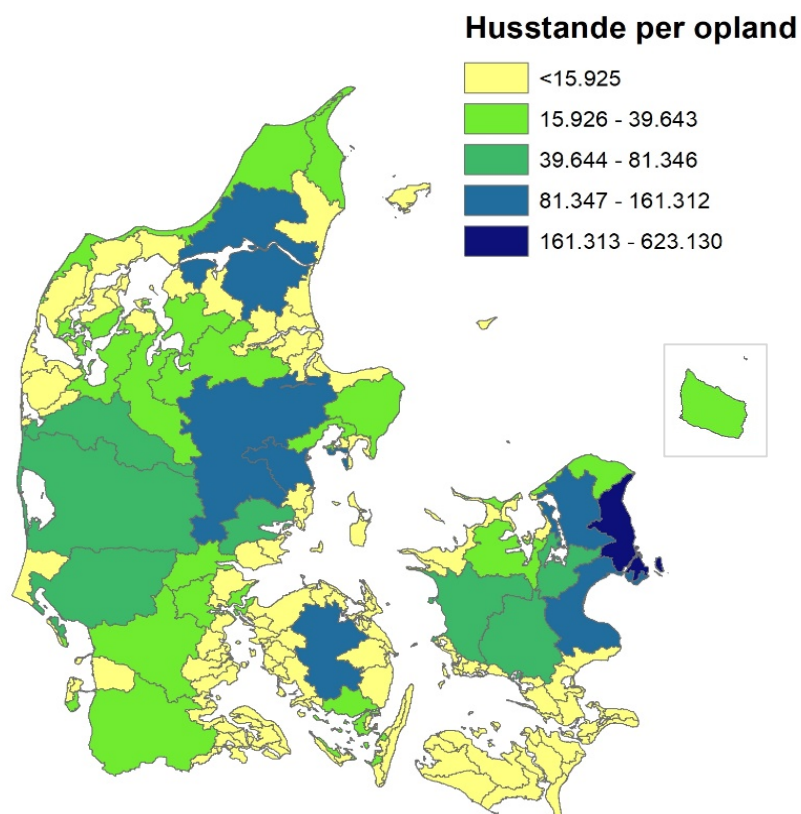
5.3 Opskalering til national WTP

Det antages i aggregeringen til populationsniveau, at det kun er befolkningen bosiddende i et givent vandopland, som tillægger det værdi, at vandkvaliteten i vandoplandet forbedres. Dette er en konservativ tilgang, da der i praksis selvfølgelig godt kan være folk bosiddende uden for vandoplandet, som tillægger vandkvalitetsforbedringen en værdi. Er dette tilfældet, vil den konservative tilgang her underestimere den totale værdi. I et dansk studie omhandlende vandkvalitetsforbedringer finder Jørgensen et al. (2013) dog, at betalingsviljen er kraftigt aftagende dels med stigende afstand mellem bopæl og vandområde, og dels med stigende antal substitutmuligheder, dvs. andre vandområder der forbedres. Givet at scenariet her indebærer en forbedring af vandkvaliteten i alle kystvandoplandene, synes det derfor ikke urimeligt at forvente, at folk gennemsnitligt set primært tillægger forbedringen i deres "eget" kystvandopland værdi. I metadatasættet indgår i alt 16 WTP observationer fra syv forskellige studier, hvor sampleområdet ikke overlapper med studieområdet, dvs. hvor svarpersoner bor relativt langt fra vandområdet, der forbedres. Jf. resultaterne i Jørgensen et al. (2013) kunne man forvente at finde generelt lavere WTP for disse observationer. I modeludviklingsfasen viste en dummy-variabel for disse observationer sig dog ikke at være signifikant.

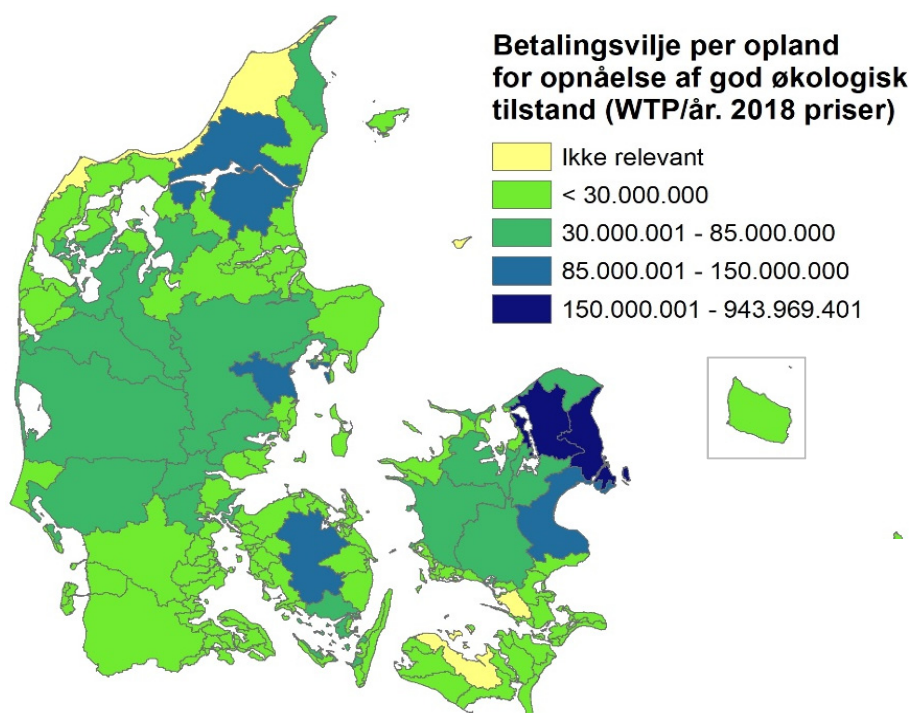
Den samlede årlige samfundsøkonomiske gevinst ved målopfyldelse i de enkelte kystvandoplande, WTP_k , beregnes ved at multiplicere WTP per husholdning per kystvandopland, $WTP_{h,k}$, med antal husholdninger per kystvandopland, k . Antal husholdninger per kystvandopland, er opgjort på et 1x1 km kvadratnet (Danmarks Statistik, 2019), som efterfølgende er tildelt de 108 oplande (se figur 8).

$$WTP_k = WTP_{h,k} * husholdninger_k \quad [\text{Formel 5}]$$

Resultaterne af benefit transfer vha. metaanalysefunktionen i forhold til opfyldelse af målsætning i alle hav- og fjordområder er præsenteret for alle kystvandoplande i Appendiks B og vist som kort i figur 9. For oplande til de fire kystvande, der er allerede i god økologisk tilstand (Skagerak, Anholt, Avnø Fjord og Smålandsfarvandet, syd), er beregningen ikke relevant.



Figur 8 Antal husstande per kystvandopland.



Figur 9 Betalingsvilje (WTP) per kystvandopland (figur 7 x figur 8) for kystvandoplande med opnåelse af målsætning i 2027, (2018 priser). Note: Ikke relevant betyder, at vandområdet allerede har opnået god økologisk tilstand.

Tabel 3 præsenterer resultater for alle vandområder under et. I gennemsnit er der ca. 25.000 husholdninger per kystvandopland, hvilket dækker over store forskelle fra 40 husstande på Christiansø, til 623.130 husstande i Nordlige Øresund. Samlet betalingsvilje for vandoplande med forventet målopfyldelse

i 2027 er i gennemsnit ca. 30 millioner kr. per år per vandopland varierende fra 37.469 kr. på Christiansø til over 940 millioner kr. i det nordlige Øresund. Den samlede betalingsvilje for at opnå god økologisk tilstand i alle 104 kystvande, der endnu ikke har opnået målet, er ca. 3,1 mia. kr. per år (2018-priser). Kortet i figur 8 viser de geografiske forskelle.

Modellen inkluderer sociodemografiske variable (husstandsindkomst, alder) samt områdespecifikke variable (andel landbrugsjord i omdrift i kystvandoplandet og mål for størrelsen af vandområder, som opnår god økologisk tilstand) samt vandkvalitetsvariable. Der er markante forskelle i beregnet WTP på tværs af kystvandoplande, illustreret i figur 6 og 8 samt opsummeret i tabel 3. Dette kunne tyde på, at anvendelsen af metaanalysefunktionen til benefit transfer er væsentligt mere fyldestgørende og retvisende end mere simple enkeltværdi-overførsler, som ikke på tilsvarende vis tager højde for forskelle i sociodemografiske, geografiske og vandkvalitetsvariable fra kystvandopland til kystvandopland.

Tabel 3 Deskriptiv statistik for kystvandoplande: antal husholdninger og WTP for kystvandoplande med forventet målopfyldelse i 2027 (2018 priser).

	Antal husholdninger	WTP per husholdning	WTP målopfyldelse 2027
Gennemsnit	25.052	1.314	30.014.687
Minimum	40	523	37.469
Maksimum	623.130	2.525	943.969.401
Median	7.305	1.260	9.639.800
Total	2.705.614		3.121.527.407

5.4 Eksempelberegning for Odense Fjord kystvandopland

Beregningerne for kystvandoplandene vist i forrige sektion er her eksemplificeret yderligere for Odense Fjord, Seden Strand (Kystvandsnummer 93). Beregningen af eksemplet for Odense Fjord kan ses i Excel-redskabet for metaanalysefunktions benefit transfer af vandkvalitet, som kan downloades her: http://dce2.au.dk/pub/SR486_VandkvalitetsBenefitTransferRedskab.xlsx Eksempelberegningen i redskabet kan anvendes til at foretage egne scenarier for kystvandoplande enkeltvis.

5.4.1 Vandkvalitetsrelaterede variable

Vandkvaliteten i Odense Fjord, Seden Strand er dårlig. Variablen LN_WQ_CHANGE er beregnet som forskellen fra status quo til målsætningen. Da der er to trin fra dårlig til god beregnes variablen som den naturlige logaritme af 2: $\ln(2)$ som giver 0,69.

5.4.2 Områdespecifikke variable

LAKE sættes til 0 eftersom beregningen er for fjord- og havstrækninger. DENMARK sættes til 1 og FINLAND sættes til 0, da policy-området ligger i Danmark. I variablen SIZE_LENGTH_scaled indsættes bred-strækningen for det forbedrede vandområde. I dette tilfælde er bred-strækningen beregnet til i alt 30,7 km ved hjælp af GIS. LN_C_prop_change_total variablen angiver den naturlige logaritme af andelen af bredstrækningen, hvor vandkvaliteten forbedres, relativt til den samlede bredstrækning i hele kystvandoplandet, dvs. alle søer, åer, fjorde og kyster. I dette eksempel er beregningen $\ln(30,7 / 1376,3) = -3,802$. LN_S_Arable_land_prop angiver den naturlige logaritme af andelen af landbrugsjord i omdrift relativt til det samlede areal i oplandet. I dette eksempel er beregningen $\ln(651 / 1029) = -0,458$.

5.4.3 Socio-demografiske variable

Gennemsnitsalderen af befolkningen i oplandet er under 45 år og dummy variabelen MEAN_AGE_ABOVE_45_POP sættes derfor til 0. Den gennemsnitlige husstandsindkomst i kystvandoplandet er 611.284 kr., og der indtastes derfor $\ln(611.284/100.000)=1,81$ ved LN_MEAN_HHINC_POP_DKKPPP.

5.4.4 Metodespecifikke variable

For en række metodespecifikke variable er indsat gennemsnit fra studierne i metaanalysen (EUTRO, CVM, DICH_CHOICE, og PARAMETRIC). Disse er 'låst' og angivet i Annex A.

Variablen LUMP_SUM er angivet med et 0, da årlig betaling anses for det mest relevante i forhold til at den gode økologiske tilstand vil kunne opleves år efter år. En forbedring i vandkvaliteten i Odense Fjord vurderes at generere både brugs- og ikke-brugs værdier, hvorfor FOCUS_USE er angivet med et 0 i beregningen. STUDYAGE2 er angivet med et 1 i beregningen, da målet er at beregne en WTP der er gældende her og nu. Vi vælger 1 år og ikke 0 år for at have en værdi, der er omfattet af datagrundlaget bag meta-regressionen. Her beregnes $1^2=1$.

5.4.5 Beregning af betalingsvilje ved opnåelse af god økologisk tilstand

Som vist i figur 10, multipliceres koefficienterne fra metaanalysefunktionen i kolonne A med de relevante variable for Odense Fjord indsat i kolonne B. Resultater heraf fremgår i kolonne C, som efterfølgende summeres jf. formel 3. Herefter beregnes betalingsviljen per husstand jf. formel 4.

I eksemplet her beregnes den årlige WTP således til i alt 845 kr. per husstand. Denne WTP per husstand multipliceres derefter med de 123.748 husstande beliggende i det pågældende kystvandopland. Den samlede værdi af at opnå god økologisk tilstand i Odense Fjord Seden Strand beregnes dermed til at være på ca. 104 millioner kr. per år (i 2018-priser).

Variable	(A)	(B)	(C)	Forklaring
	Model koefficienter	Udvalgte Værdier	(A) * (B)	
Vandkvalitetsvariable				
LN_WQ_CHANGE	0,5509567	0,693	0,382	Værdisætningen går fra nuværende dårlig niveau til god økologisk tilstand (HER: ln(2))
Områdespecifikke variable				
LAKE	-0,3779831	0	0,000	Dummy=1 hvis vandområdet er sø, ellers 0
DENMARK	-0,9491177	1	-0,949	Denne variabel er låst, da anvendelsen er for Danmark.
FINLAND	-0,5576398	0	0,000	Denne variabel er låst, da anvendelsen er for Danmark.
SIZE_LENGTH_scaled (i 1000km)	-0,0053511	0,031	-0,00016	Bred-strækning i km [NB - ved åer og fjorde skal begge breder medregnes] (HER: Odense Fjord, Seden Strand 30,7 km begge retninger divideret med 1000km)
LN_C_prop_change_total	0,1214362	-3,802	-0,462	Logaritmen af km af den forbedrede bred relativt til den totale bredstrækning i kystvandomlandet for alle søer, åer, fjorde og kyster.
LN_S_Arable_land_prop	-0,0720671	-0,458	0,033	Logaritmen af landbrugsjord i omdrift som andel af kystvandomland (km2)
Socio-demografiske variable				
MEAN_AGE_ABOVE_45_POP	0,4962592	0	0,000	Dummy=1 hvis gennemsnitsalderen i undersøgelsesområdet er over 45 år
LN_MEAN_HHINC_POP_DKKPPP	1,453226	1,81	2,631	Naturlig logaritme af gennemsnitlig husstandsindkomst i kystvandomland
Metodespecifikke variable				
EUTRO	0,5019242	0,468	0,235	Gennemsnit fra meta-analyse studierne. Disse variable er låst
CVM	-0,9830375	0,560	-0,551	
DICH_CHOICE	1,0029027	0,060	0,060	
PARAMETRIC	-0,1863266	0,740	-0,138	
STUDYAGE2	0,0010521	1	0,001	Scenarie: Studiet er 1 år gammelt. 1^2=1*
FOCUS_USE	-0,815921	0	0	Scenarie: fokus på både brugere og ikke brugeres præferencer**
LUMP_SUM	-3,2548349	0	0	Scenarie: årlig betaling**
Constant	5,4830916	1	5,483	
Beregning				
SUM			6,726	Sum af kolonne (C)
WTP/hush/år = exp(ln(WTP + ((σ studier ² + σ observationer ²)/2)))	σ studier	0,136	845,2	WTP per husholdning per år
	σ observationer	0,098		
Husholdninger	# husholdninger	123,748		Antal husholdninger i oplandet Odense Fjord, Seden Strand
Samlet WTP = WTP per husholdning * # husholdninger	Σ WTP		104.589.846	Samlet WTP per år ved opnåelse af god økologisk tilstand

Figur 10 Eksempelberegning af benefit transfer: betalingsvilje for at opnå god økologisk tilstand i Kystvandområdet Odense Fjord, Seden Strand. Kilde: http://dce2.au.dk/pub/SR486_VandkvalitetsBenefitTransferRedskab.xlsx

Note: *Vi vælger 1 år og ikke 0 år, for at have en værdi der er omfattet af datagrundlaget bag meta-regressionen. **Scenarie-værdierne er udvalgte således at i) det er en årlig betaling (LUMP_SUM=0), ii) vi er interesserede i værdien for brugere og ikke-brugere (FOCUS=0).

6 Konklusioner og diskussion

Denne rapport præsenterer en nyudviklet metaanalysefunktion på basis af nordiske værdisætningsstudier af vandkvalitetsforbedringer. Studierne er gennemført i løbet af de seneste 25 år og fundet egnede til at indgå i metaregressionsanalysen, da de alle anvender en sammenlignelig klassificering af vandkvaliteten, som kan anvendes ift. vandrammedirektivets vandkvalitetsklasser.

Et metadatasæt er konstrueret på baggrund af de identificerede studier, hvorefter en metaanalysefunktion er opstillet, som kan estimere betalingsvilje for vandkvalitetsforbedringer. I en validitetstest udviser funktionen en tilfredsstillende grad af præcision ved anvendelse i funktionsoverførselsbaseret benefit transfer, hvilket har været hovedformålet med undersøgelsen. Funktionens validitet i forhold til betydning og robusthed af de enkelte parameterestimer i modellen er ikke analyseret, da det kun har været et sekundært formål at undersøge hvilke variable, der påvirker betalingsviljen. Det skal dog nævnes, at det i modeludviklingsfasen var tydeligt, at flere af parameterestimaterne, formentlig grundet datasættets begrænsede størrelse, var relativt skrøbelige i forhold til forskellige modelantagelser og udeladelse eller tilføjelse af observationer i datasættet. Dette påvirkede imidlertid ikke i nævneværdig grad funktionens præcision ved benefit transfer.

Eksemplificeringen af den praktiske anvendelse af meta-regressionsfunktionen viser stor variation mellem vandområder. Variation i sociodemografiske, geografiske og vandkvalitetsmæssige karakteristika på tværs af kystvandomlandene resulterer i betragtelig variation i den beregnede gennemsnitlige husstands betalingsvilje for hvert af vandomlandene. Ydermere er der stor variation i antal husstande fra vandomland til vandomland. Den samlede værdi af at opnå god økologisk tilstand er derfor størst i vandområderne med de store byer København og Aarhus, og omvendt væsentligt mindre i mindre befolkede områder.

Fordelingsaspekter⁵ belyses ikke direkte, da formålet med metaanalysefunktionen er benefit transfer, dvs. at estimere en værdi, som ideelt set er lig med den værdi, man ville have fået, hvis man havde haft tid og råd til at gennemføre en primær værdisætningsundersøgelse. Her beregner man typisk ikke fordelingsmæssige konsekvenser, selv om man som et validitetstjek typisk tester om folk med højere indkomst har en tendens til at udtrykke højere betalingsvilje – hvilket de burde grundet aftagende marginalnytte af indkomst. I forhold til fordelingsaspekter kan man sige, at metaanalysefunktionen gør det synligt, hvor meget gennemsnitsindkomsten i et studie betyder for den estimerede betalingsvilje. I øvrigt på tilsvarende vis synliggøres betydningen af mængden af substitutter, som også kan være relevant i et fordelingsperspektiv.

Metaanalysefunktionen er baseret udelukkende på værdisætningsstudier, der anvender erklærede præference-metoder (stated preferences). Den tilgang, der anvendes i alle studierne i metadatasættet, er således en tilgang, hvor der

⁵ Fordelingsmæssige konsekvenser referer til hvilke effekter et givet offentligt tiltag kan have på indkomstfordelingen mellem husholdninger.

gennem interviews spørges mere eller mindre direkte til, hvor meget den enkelte interviewperson ville være villig til at betale for en beskrevet forbedring af vandkvalitet. En velkendt ulempe ved at anvende disse metoder er, at de potentielt overestimerer folks faktiske betalingsvilje, da interviewpersonerne kan have svært ved at forholde sig realistisk til de hypotetiske betalingsviljespørgsmål. Der kan være en række forskellige årsager til, at interviewpersoner potentielt overdriver deres faktiske betalingsvilje, hvilket man i faglitteraturen referer til med paraplybetegnelsen "hypotetisk bias". Dette har siden starten af 1990'erne været genstand for omfattende diskussion i forhold til anvendeligheden af betalingsviljeestimerne i praksis. På den ene side argumenterer modstandere af metoderne for, at betalingsviljeestimerne reelt intet siger om folks sande værdier, og at de derfor ikke bør anvendes (Hausman 2012). På den anden side argumenterer fortalere for, at betalingsviljeestimerne er teoretisk og empirisk velfunderede, og at det er muligt at reducere eventuel hypotetisk bias til et niveau af usikkerhed, der er acceptabelt sammenlignet med, hvad der ellers normalt accepteres for andre metoder (Carson 2012). Den grundlæggende udfordring er, at det typisk ikke er muligt at opgøre hypotetisk bias, da det vil kræve viden om den faktiske betalingsvilje. Netop for ikke-markedsomsatte goder som vandkvalitet er det manglen på viden om faktiske betalingsviljer, som i forhold til samfundsøkonomiske analyser fører til behovet for gennemførsel af værdisætningsundersøgelser.

Alternativt til de erklærede præferencemetoder, kan der anvendes afledte præferencemetoder (revealed preferences). Disse metoder baserer sig på, hvad folk rent faktisk har betalt for et markedsomt gode, der er påvirket af fx. vandkvaliteten. Det kan fx. være hvad de har betalt for en bolig i nærheden af rent vand (husprismetode) eller hvad de betaler for at transportere sig hen til rent vand (rejseomkostningsmetode). Da betalingsviljerne her opgøres ud fra faktiske betalinger, er disse metoder helt fri for problemerne med hypotetisk bias. I den indledende litteraturgennemgang i forbindelse med opstilling af metadatasættet, fandt vi imidlertid kun meget få potentielt relevante studier, som anvendte disse metoder, og ingen af disse levede op til kriterierne for at indgå i metadatasættet. Det har derfor ikke været muligt at inddrage denne type studier i analysen her. Hvis de var tilgængelige, kunne de inddrages, og metodevariablen kunne anvendes til at vurdere betydningen af metodisk tilgang, og herunder i et vist omfang hypotetisk bias, for betalingsviljeestimerne.

Årsagen til at meget få værdisætningsstudier af vandkvalitetsforbedringer anvender afledte præferencemetoder skal formentlig findes i at disse metoder er begrænsede til kun at kunne opgøre brugsværdier. Den samfundsøkonomiske værdi af ændringer i vandkvalitet forventes typisk at bestå af såvel brugsværdier som ikke-brugsværdier. Ønsker man at opgøre begge typer af værdier for ikke-markedsomsatte goder som vandkvalitet, er eneste mulighed at anvende de erklærede præferencemetoder, jf. figur 1.

Det må således forventes, at de 124 observerede betalingsviljeestimer i metadatasættet kan være overestimerede, da alle 32 bagvedliggende studier anvender erklærede præferencemetoder, som uundgåeligt indebærer en risiko for hypotetisk bias. Det er ikke muligt at opgøre, hvorvidt der rent faktisk er hypotetisk bias i studierne, og i givet fald hvor meget det påvirker betalingsviljeestimerne. Dermed må det også forventes, at anvendelse af metaanalysefunktionen til benefit transfer kan medføre overestimering i et uvist omfang, svarende til den gennemsnitlige mulige overestimering i de bagvedliggende studier. Det skal i den forbindelse bemærkes, at benefit transfer baseret

på metanalyse reducerer risikoen for en meget høj grad af overestimering sammenlignet med benefit transfer baseret på et enkelt studie (Carson 2012; Johnston et al. 2021).

Som konsekvens af den ovenfor omtalte uenighed i litteraturen om betydningen af hypotetisk bias, er der gennemført en omfattende metodeforskning og –udvikling inden for de erklærede præference-metoder siden begyndelsen af 1990'erne. Kling et al. (2012) konkluderer, at denne udvikling har gjort, at betalingsviljeestimerer opnået ved veludførte erklærede præference-metoder, som oftest ikke vil være mere udsat for hypotetisk bias, end at de er anvendelige i samfundsøkonomiske konsekvensanalyser. Vi finder, at betalingsviljeestimererne generelt er lavere jo nyere studiet er, hvilket, i tråd med Kling et al. (2012), kunne være et resultat af at man generelt over tid er blevet bedre til at gennemføre studierne på en måde, der undgår eller reducerer graden af hypotetisk bias. Med hensyn til anvendelighed af resultater fra erklærede præference-metoder i en dansk kontekst kan det her endvidere nævnes, at de generelt anbefalede danske nøgletal for bl.a. værdi af statistisk liv⁶ og værdi af rejsetid er baseret netop på erklærede præference-metoder.

Stillet over for udviklingen og gennemførelsen af nye foranstaltninger og politikker for at nå målene for EU's vandrammedirektiv inden 2027, har beslutningstagere og vandplanlægningsansvarlige i hele Europa brug for pålidelige værktøjer til vurdere de velfærdsmæssige og samfundsøkonomisk relevante værdier, som forbedringer i overfladevandskvaliteten medfører. I de nordiske lande er der indtil nu blevet anvendt simpel enhedsværdioverførsel baseret på et eller kun meget få studieområder til dette formål. Selvom det er ekstremt enkelt at anvende i praksis, er denne værdioverførselsmetode sandsynligvis tilbøjelig til at resultere i store overførselsfejl i forhold til mere komplekse værdioverførselsmetoder som funktionsoverførsler (figur 2), især når studie- og policy-områder er relativt forskellige.

Metaanalysefunktionen giver et mere robust og troværdigt værktøj til beslutningsstøtte. Ved at bygge på data fra 32 økonomiske værdisætningsundersøgelser, indeholdende i alt 124 betalingsviljeestimerer for forskellige vandkvalitetsforbedringer, har vi konstrueret et solidt funderet metadatasæt. Baseret på dette datasæt, har vi udviklet en metaanalysefunktion, som er i stand til med tilfredsstillende præcision at beregne betalingsvilje for en given vandkvalitetsforbedring. Desuden har vi eksemplificeret, hvordan denne metaanalysefunktion kan bruges i praksis til værdifunktionsoverførsel til at beregne specifikke betalingsviljer for at opnå god økologisk tilstand i de 104 danske kystvandoplande i 2027. Vi kommer frem til en samlet samfundsøkonomisk gevinst på 3,1 mia. kr. for opnåelse af målsætningen om god økologiske tilstand i alle kystvandoplande. Metaanalysefunktionen kan dog også anvendes til andre typer af samfundsøkonomiske beregninger af værdien af vandkvalitetsændringer end dem, der er relateret til Vandrammedirektivet. Det vil således være relevant at inddrage funktionen i Miljøministeriets nøgletalskatalog fremadrettet.

Mens vi har eksemplificeret brug af metaanalysefunktionen til benefit transfer i en dansk sammenhæng, er det værd at bemærke, at den principielt i lige så

⁶ Værdien af statistisk liv defineres i henhold til ændringer i risikoen for at mennesker dør for tidligt.

høj grad kan anvendes til benefit transfer i svensk, finsk og norsk sammenhæng.

Referencer

Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Huhtala, A., Meyerhoff, J., Smart, J.C.R., Söderqvist, T., Alemu, M.H., Angeli, D., Dahlbo, K., Fleming-Lehtinen, V., Hyytiäinen, K., Karlõševa, A., Khaleeva, Y., Maar, M., Martinsen, L., Nömmann, T., Pakalniete, K., Oskolokaite, I. and Semeniene, D., 2014: Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – a contingent valuation study in the nine coastal states. *J. Environ. Econ. Policy* 3, 278–305. doi:10.1080/21606544.2014.901923

Ahtiainen, H. and Vanhatalo, J., 2012: The value of reducing eutrophication in European marine areas — A Bayesian meta-analysis. *Ecol. Econ.* 83, 1–10. doi:10.1016/J.ECOLECON.2012.08.010

Artell, J. and Huhtala, A., 2016: What are the benefits of the Water Framework Directive? *Environmental and Resource Economics* 68(4) 847–873. doi:10.1007/s10640-016-0049-8

Atkins, J.P. and Burdon, D., 2006: An initial economic evaluation of water quality improvements in the Randers Fjord, Denmark. *Mar. Pollut. Bull.* 53, 195–204. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.09.024

Atkins, J.P., Burdon, D. and Allen, J.H., 2007: An application of contingent valuation and decision tree analysis to water quality improvements. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 591–602. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.09.018

Atkinson, G., Braathen, A., Groom, B. and Mourato, S., 2018. Cost-Benefit Analysis and the Environment Further Developments and policy use. OECD. Paris. doi:http://dx.doi.org/10.1787/9789264085169-en

Barton, D.N., Navrud, S., Bjørkeslett, H. and Lilleby, I., 2010: Economic benefits of large-scale remediation of contaminated marine sediments—a literature review and an application to the Grenland fjords in Norway. *J. Soils Sediments* 10, 186–201. doi:10.1007/s11368-009-0158-x

Bateman, I.J., Brouwer, R., Ferrini, S., Schaafsma, M., Barton, D.N., Dubgaard, A., Hasler, B., Hime, S., Liekens, I. and Navrud, S., 2011: Making Benefit Transfers Work: Deriving and Testing Principles for Value Transfers for Similar and Dissimilar Sites Using a Case Study of the Non-Market Benefits of Water Quality Improvements Across Europe. *Env. Resour. Econ* 50, 365–387. doi:10.1007/s10640-011-9476-8

Bateman, I.J. and Jones, A.P., 2003. Contrasting conventional with multi-level modelling approaches to meta-analysis: Expectation consistency in UK woodland recreation values. *Econom. Informing Nat. Resour. Manag. Sel. Empir. Anal.* 79, 281–315. doi:10.4337/9781845424657.00022

Bauer, D.M. and Johnston, R.J., 2017: Buffer options for the Bay: Economic valuation of water quality ecosystem services in New Hampshire's Great Bay Watershed. Tilgængelig via:
https://bufferoptionsnh.org/wp-content/uploads/2017/12/BOB_Economic_Assessment.docx.pdf

Bergstrom, J.C. and Taylor, L.O., 2006. Using meta-analysis for benefits transfer: Theory and practice. *Ecol. Econ.* 60, 351–360. doi:10.1016/J.ECOLECON.2006.06.015

Bivand R., Keitt, T. and Rowlingson, B., 2020: rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-10. Tilgængelig via: <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>

Bonnichsen, O. and Olsen, S.B., 2016: Correcting for non-response bias in contingent valuation surveys concerning environmental non-market goods: an empirical investigation using an online panel. *J. Environ. Plan. Manag.* 59, 245–262. doi:10.1080/09640568.2015.1008626

Boyle, K.J. and Wooldridge, J.M., 2018: Understanding Error Structures and Exploiting Panel Data in Meta-analytic Benefit Transfers. *Environ Resource Econ* 69, 609–635. doi:10.1007/s10640-017-0211-y

Brander, L.M., Brouwer, R. and Wagtendonk, A., 2013: Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: A meta-analysis. *Ecol. Eng.* 56, 89–96. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.12.104

Brouwer, R., Langford, I.H., Bateman, I.J. and Turner, R.K., 1999: A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. *Reg. Environ. Chang.* 1, 47–57. doi:10.1007/s101130050007

Brouwer, R. and Neverre, N., 2020: A global meta-analysis of groundwater quality valuation studies. *Eur. Rev. Ag. Econ.* 47, 893–932. doi: 10.1093/erae/jby043

Carson, R.T., 2012: Contingent Valuation: A Practical Alternative When Prices Aren't Available. *J. Econ. Perspect.* 26(4), 27–42. doi:10.1257/jep.26.4.27

COWI, 2014. Miljø- og Fødevareministeriets miljøøkonomiske nøgletalskatalog. Baggrundsinformation. København.

Danmarks Statistik, 2019. Særkørsel. Kvadratnet opgørelse af natbefolkning 2019 og husstandsindkomst 2018

Ek, K. and Persson, L., 2016: Priorities and Preferences in the Implementation of the European Water Framework Directive - A Case Study of the River Alsterån. CERE Working Paper, 2016-18. SSRN. doi:10.2139/ssrn.2887276

European Environment Agency (EEA) (2020a): Copernicus land ser-vice – Pan-European Component: CORINE land Cover. Tilgængelig via: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/lcc-2012-2018>

European Environment Agency (EEA) (2020b): Europe coastline shapefile. Tilgængelig via: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-coastline-for-analysis-1/gis-data/europe-coastline-shapefile>

European Environment Agency (EEA) (2020c): EU-Hydro – River Network Database, Version 1.3. Tilgængelig via: <https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-hydro/eu-hydro-river-network-database>

European Environment Agency (EEA) (2020d): European river catchments. Tilgængelig via: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/european-river-catchments-1>

Gren, I.M., Söderqvist, T. and Wulff, F., 1997: Nutrient reductions to the Baltic Sea: Ecology, costs and benefits. *J. Environ. Manage.* 51, 123–143. doi:10.1006/jema.1997.0137

Hasler, B., Brodersen, S.L., Christensen, L.P., Christensen, T., Dubgaard, A., Hansen, H.E., Kataria, M., Martinsen, L., Nissen, C.J. and 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.

Hasler, B., Lundhede, T., Martinsen, L., Neye, S. and Schou, J., 2005: Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by choice experiments and contingent valuation.

Hausman, J., 2012: Contingent Valuation: From Dubious to Hopeless. *J. Econ. Perspect.* 26(4), 43–56. doi:10.1257/jep.26.4.43

Hijmans, R.J., 2020: Raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.1-5. Tilgængelig via: <https://CRAN.R-project.org/package=raster>

Jensen, A.K., Johnston, R.J. and Olsen, S.B., 2019: Does One Size Really Fit All? Ecological Endpoint Heterogeneity in Stated Preference Welfare Analysis. *Land Econ.* 95, 307–332. doi:10.3368/le.95.3.307

Johnston, R.J. and Bauer D.M., 2020: Using Meta-Analysis for Large-Scale Ecosystem Service Valuation: Progress, Prospects, and Challenges. *Agricultural and Resource Economics Review.* 49 / 1, 23–63. doi:10.1017/age.2019.22

Johnston, R.J., Boyle, K.J., Loureiro, M.L., Navrud, S. and Rolfe, J., 2021: Guidance to Enhance the Validity and Credibility of Environmental Benefit Transfers. *Environ Resource Econ* 79, 575–624. doi:10.1007/s10640-021-00574-w

Johnston, R.J., Rolfe, J., Windle, J. and Benner, J., 2015: Benefit Transfer of Environmental and Resource Values. A Guide for Researchers and Practitioners. Ed. The Economics of Non-Market Goods and Resources Benefit Transfer of Environmental and Resource Values. Springer. doi:10.1007/978-94-017-9930-0

Johnston, R.J. and Rosenberger, R.S., 2010: Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *J. Econ. Surv.* 24, 479–510. doi:10.1111/j.1467-6419.2009.00592.x

Johnston, R.J., Besedin, E.Y. and Holland, B.M., 2019: Modeling Distance Decay Within Valuation Meta-Analysis, *Environmental and Resource Economics.* 72(3), pp. 657–690. doi: 10.1007/s10640-018-0218-z

Johnston, R.J. Besedin, E.Y. and Stapler, R., 2017: Enhanced Geospatial Validity for Meta-analysis and Environmental Benefit Transfer: An Application to Water Quality Improvements, *Environ Resource Econ*, 68, pp. 343–375. doi: 10.1007/s10640-016-0021-7

Johnston, R.J., Besedin, E.Y., Iovanna, R., Miller, C.J., Wardwell, R.F. and Ranson, M.H., 2005: Systematic Variation in Willingness to Pay for Aquatic Resource Improvements and Implications for Benefit Transfer: A Meta-Analysis. *Can. J. Ag. Econ.*, 53, 221-248. doi: 10.1111/j.1744-7976.2005.04018.x

Jørgensen, S.L., Olsen, S.B., Ladenburg, J., Martinsen, L., Svenningsen, S.R. and Hasler, B., 2013: Spatially induced disparities in users' and non-users' WTP for water quality improvements—Testing the effect of multiple substitutes and distance decay. *Ecol. Econ.* 92, 58–66.
doi:10.1016/J.ECOLECON.2012.07.015

Källström, M., Hasler, B., Olsen, S.B., Brodersen, S., Viuf, P. and Levin, G., 2010: Testing different approaches to Benefit Transfers between two sites in the same country, valuing the improvement of water quality. 11th ISEE Conf. Ger. 1–19.

Kataria, M., 2009: Willingness to pay for environmental improvements in hydropower regulated rivers. *Energy Econ.* 31, 69–76. doi:10.1016/j.eneco.2008.07.005

Kataria, M., Bateman, I., Christensen, T., Dubgaard, A., Hasler, B., Hime, S., Ladenburg, J., Levin, G., Martinsen, L. and Nissen, C., 2012: Scenario realism and welfare estimates in choice experiments – A non-market valuation study on the European water framework directive. *J. Environ. Manage.* 94, 25–33. doi:10.1016/J.JENVMAN.2011.08.010

Kaul, S., Boyle, K.J., Kuminoff, N.V., Parmeter, C.F. and Pope, J.C., 2013: What can we learn from benefit transfer errors? Evidence from 20 years of research on convergent validity. *J. Environ. Econ. Manage.* 66, 90–104.
doi:10.1016/J.JEEM.2013.03.001

Kling, C.L., Phaneuf, D.J. and Zhao, J., 2012: From Exxon to BP: Has Some Number Become Better Than No Number? *J. Econ. Perspect.* 26(4), 3-26. doi:10.1257/jep.26.4.3

Kosenius, A.K., 2010: Analysis Heterogeneous preferences for water quality attributes: The Case of eutrophication in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Ecol. Econ.* 69, 528–538. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.08.030

Kosenius, A.K., 2013: Preference discontinuity in choice experiment: Determinants and implications. *J. Socio. Econ.* 45, 138–145.
doi:10.1016/j.socsec.2013.05.004

Kosenius, A.K. and Ollikainen, M., 2015: Ecosystem benefits from coastal habitats-A three-country choice experiment. *Mar. Policy* 58, 15–27.
doi:10.1016/j.marpol.2015.03.032

Larsen, T. H., Lundhede, T. and Olsen, S. B., 2020: Assessing the value of surface water and groundwater quality improvements when time lags and outcome uncertainty exist: Results from a choice experiment survey across four different countries. Department of Food and Resource Economics, University of Copenhagen. IFRO Working Paper No. 2020/12

- Lehtoranta, V., Kosenius, A.K. and Seppälä, E., 2017: Watershed Management Benefits in a Hypothetical, Real Intention and Real Willingness to Pay Approach. *Water Resour. Manag.* 31, 4117–4132. doi:10.1007/s11269-017-1733-3
- Magnussen, K., Bergland, O. and Navrud, S., 1995: Overføring av nytte-estimer: Status i Norge og utprøving knyttet til vannkvalitet. Del II Utprøving knyttet til vannkvalitet.
- Magnussen, K., Rymoen, E., Bratli, J.-L. and Bergland, O., 1998: Eksempler på nyttevurderinger av å opprettholde eller forbedre miljøkvalitet i vannforekomster. *Vann* 3, 290–300.
- Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016. Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn 2016. København.
- Navrud, S., 2002: Linking Physical and Economic Indicators of Environmental Damages: Acidic Deposition in Norway, in: Spash, C.L., McNally, S. (Eds.), *Case Studies in Ecological and Environmental Economics*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA.
- Navrud, S., Lindhjem, H. and Magnussen, K., 2017: Valuing marine ecosystem services loss from oil spills for use in cost–benefit analysis of preventive measures. *Handb. Econ. Manag. Sustain. Ocean.* 124–137. doi:10.4337/9781786430724.00014
- Nelson, J.P. and Kennedy, P.E., 2009: The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and natural resource economics: An assessment. *Environ. Resour. Econ.* 42(3), 345–377. doi:10.1007/s10640-008-9253-5
- Newbold, S., David Simpson, R., Matthew Massey, D., Heberling, M.T., Wheeler, W., Corona, J. and Hewitt, J., 2018: Benefit Transfer Challenges: Perspectives from U.S. Practitioners. *Environ. Resour. Econ.* 69, 467–481. doi:10.1007/s10640-017-0207-7
- Nieminen, E., Ahtiainen, H., Lagerkvist, C.J. and Oinonen, S., 2019: The economic benefits of achieving Good Environmental Status in the Finnish marine waters of the Baltic Sea. *Mar. Policy* 99, 181–189. doi:10.1016/j.marpol.2018.10.014
- Noring, M., Håkansson, C. and Dahlgren, E., 2016: Valuation of ecotoxicological impacts from tributyltin based on a quantitative environmental assessment framework. *Ambio* 45, 120–129. doi:10.1007/s13280-015-0682-4
- Olsen, S.B., Jensen, C.U. and Panduro, T.E., 2020: Modelling Strategies for Discontinuous Distance Decay in Willingness to Pay for Ecosystem Services. *Env. Res. Econ.* 75(2), 351–386.
- Pebesma, E.J. and Bivand, R.S., 2005: Classes and methods for spatial data in R. *R News* 5 (2). Tilgjengelig via: <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>
- QGIS Development Team, 2020: QGIS Geographic Information System. QGIS Association. Tilgjengelig via: <https://www.qgis.org>
- Ready, R. and Navrud, S., 2006: International benefit transfer: methods and validity tests. *Ecol. Econ.* 60, 429–434.

Risén, E., Nordström, J., Malmström, M.E. and Gröndahl, F., 2017: Non-market values of algae beach-cast management – Study site Trelleborg, Sweden. *Ocean Coast. Manag.* 140, 59–67. doi:10.1016/j.ocecoaman.2017.02.009

R Core Team, 2020: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Tilgængelig via: <https://www.R-project.org/>

Rolfe, J., Windle, J. and Benner, J., 2015: The Economics of Non-Market Goods and Resources Benefit Transfer of Environmental and Resource Values. *Benefit Transf. Environ. Resour. Values* 583. doi:10.1007/978-94-017-9930-0

Rosenberger R.S., 2015: Benefit Transfer Validity and Reliability. In: Johnston R., Rolfe J., Rosenberger R., Brouwer R. (eds) *Benefit Transfer of Environmental and Resource Values. The Economics of Non-Market Goods and Resources*, vol 14. Springer, Dordrecht. Tilgængelig via: https://doi.org/10.1007/978-94-017-9930-0_14

Sarvilinna, A., Lehtoranta, V. and Hjerpe, T., 2018: Willingness to participate in the restoration of waters in an urban–rural setting: Local drivers and motivations behind environmental behavior. *Environ. Sci. Policy* 85, 11–18. doi:10.1016/j.envsci.2018.03.023

Stapler, R.W. and Johnston, R.J., 2009: Meta-Analysis, Benefit Transfer, and Methodological Covariates: Implications for Transfer Error. *Environ Resource Econ* 42, 227–246. doi: 10.1007/s10640-008-9230-z

Söderberg, M. and Barton, D.N., 2014: Marginal WTP and Distance Decay: The Role of ‘Protest’ and ‘True Zero’ Responses in the Economic Valuation of Recreational Water Quality. *Environ. Resour. Econ.* 59, 389–405. doi:10.1007/s10640-013-9735-y

Söderqvist, T. and Scharin, H., 2000: The regional willingness to pay for a reduced eutrophication in the Stockholm archipelago. *Discussion Papers* 128, Beijer Institute, Stockholm. 1–23.

Torgler, B., Valiñas, M.A.G. and Macintyre, A., 2008: Differences in preferences towards the environment: The impact of a gender, age and parental effect, *Nota di Lavoro*, No. 2008, 18, Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM), Milano.

Uggeldahl, K.C. and Olsen, S.B., 2019: Public preferences for co-benefits of riparian buffer strips in Denmark: An economic valuation study. *J. Environ. Manage.* 239, 342–351. doi:10.1016/j.jenvman.2019.03.078

Vesterinen, J., Pouta, E., Huhtala, A. and Neuvonen, M., 2010: Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland. *J. Environ. Manage.* 91, 984–994. doi: 10.1016/j.jenvman.2009.12.005

Zandersen, M., Abay, A.T. and Termansen, M. 2020: Forslag til forbedring af Miljø- og Fødevareministeriets nøgletal for den rekreative værdi af natur. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 38 s. - Videnskabelig rapport nr. 378. Tilgængelig via: <http://dce2.au.dk/pub/SR378.pdf>

Zandersen, M., Lundhede, T., Martinsen, L., Hasler, B. and Termansen, M., 2018: Nye nøgletal på natur- og miljøområdet - et litteraturstudie over muligheder og begrænsninger. SR276 - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Östberg, K., Håkansson, C., Hasselström, L. and Bostedt, G., 2013: Benefit transfer for environmental improvements in coastal areas: General versus best-fitting models. *Can. J. Agric. Econ.* 61, 239–258. doi:10.1111/cjag.12010

Östberg, K., Hasselström, L. and Håkansson, C., 2012: Non-market valuation of the coastal environment - Uniting political aims, ecological and economic knowledge. *J. Environ. Manage.* 110, 166–178. doi:10.1016/j.jenvman.2012.06.012

Appendiks A - Deskriptiv statistik over indsamlede data

Variabel	Antal obs.	Gennemsnit	St. afv.	Min	Median	Maks.
STUDY_ID	124	23,94	16,52	1	28	48
PUB_DATE	124	2011,86	6,94	1995	2013	2020
DOC_TYPE	124	2,08	1,51	1	1	6
NON_REVIEW	124	0,32	0,47	0	0	1
CTRY_ID	124	2,36	1,25	1	3	4
SPATIAL_SCALE	124	1,49	0,68	1	1	3
METHOD	124	1,48	0,5	1	1	2
ELIC_TYPE	124	3,94	1,32	1	4	5
CE_ATT	59	4,42	1,56	2	4	7
CE_LEVELS_SUM	59	15,83	4,21	9	15	23
CE_LEVELS_PROD	59	550,88	804,18	24	144	2.268,00
FOCUS_WQ	124	0,81	0,4	0	1	1
SURVEY_MODE	124	4,82	2,08	1	6	7
PAY_VEHICLE	124	1,49	0,92	1	1	7
EARMARKED_FUND	121	0,4	0,49	0	0	1
ESTIMATE_ID	124	2.382,69	1.667,49	101	2.803,50	4.808
MEAN	124	1,23	1,04	1	1	8
ORIGVALUNITS	124	5,08	1,53	2	5	8
LUMP_SUM	124	0,05	0,22	0	0	1
SHORT_TIME	107	0,03	0,17	0	0	1
ANNUAL_YEARS	37	16,51	9,34	1	20	40
PER_PERSON	124	0,13	0,34	0	0	1
WTP_ORIG	124	1.122,82	1.246,44	17	694,5	5.883
WTP_ORIG_HH	124	1.186,07	1.285,74	17	710,4	5.883
WTP_ORIG_HH_Y	124	1.170,98	1.285,12	2	708,3	5.883
WTP_CUR_DKK_HH_Y	124	1.358,22	1.195,39	17,78	970,42	5.332,72
WTP_CUR_EUR_HH_Y	124	182,47	160,59	2,39	130,37	716,42
STD_ERR	62	136,07	313,2	2,93	67,33	2.428,48
CONF_INT	124	0,31	0,47	0	0	1
PARAMETRIC	124	0,74	0,44	0	1	1
WTP_SPACE	124	0,24	0,43	0	0	1
ECONOMETRIC_MODEL	90	5,68	4,12	1	3	12
TARGET_AREA_SIZE	124	22.707,79	83.569,19	0,03	232,71	397.978,00
CATCHMENT_AREA	80	133.201,00	458.375,60	73,89	1.216,60	1.745.000,00
SAMPLE_AREA_SIZE	124	80.600,11	141.728,50	165,5	8.384,17	450.295,00
WATER_TYPE	124	5,1	2,77	1	6	8
ADMIN_TYPE	124	1,57	0,5	1	2	2
WATER_NUM	124	14,51	33,26	1	1	100
PART_WATER_BODY	124	0,28	0,45	0	0	1
RIV_LENGTH	35	20.014,01	49.569,48	13,21	100	173.210,80

Variabel	Antal obs.	Gennemsnit	St. afv.	Min	Median	Maks.
LAKE_AREA	42	928,57	3.691,89	1,49	36,94	17.222,07
LAKE_LENGTH	18	23,39	9,83	11,2	21,55	42,12
FJORD_LENGTH	14	37,04	20,14	13	40	63,13
SHORE_LENGTH	20	257,98	338,35	19,98	110,75	902,16
SIZE_LENGTH	124	17.708,67	68.077,66	21,52	289,84	412.603,40
ICON_SITE	124	0,07	0,26	0	0	1
BALTIC	124	0,27	0,44	0	0	1
BLACK	124	0	0	0	0	0
MEDIT	124	0	0	0	0	0
NORTHSEA	124	0,17	0,38	0	0	1
ATLANTIC	124	0	0	0	0	0
DEVELOP	121	0,85	0,53	0	1	2
WFD_LADDER	124	0,63	0,49	0	1	1
SQ_WQ	124	2,36	0,62	1	2	4
SQ_MIX	124	0,39	0,49	0	0	1
NEW_WQ	124	4,14	0,65	2	4	5
NEW_MIX	124	0,35	0,48	0	0	1
WQ_CHANGE	124	1,79	0,72	1	2	4
CHNG_SCALE	124	1,87	1,29	1	1	5
ECOSY_SERVICE	124	3,96	0,95	1	4	5
AFFCT_SPECIES	100	4,87	1,45	1	5	7
NONSPEC	121	0,23	0,42	0	0	1
AFFECT_USE	124	10,61	2,65	0	10	14
AFFECT_NONUSE	124	0,95	0,22	0	1	1
FOCUS_USE	124	0,24	0,43	0	0	1
FOCUS_NONUSE	124	0,02	0,13	0	0	1
GROUNDWATER	124	0,11	0,32	0	0	1
INTERMEDIATE_ES	124	0,35	0,48	0	0	1
EUTRO	124	0,47	0,5	0	0	1
ALGALBLOOMS	124	0,37	0,49	0	0	1
CLARITY	124	0,52	0,5	0	1	1
HEALTH	124	0,02	0,13	0	0	1
YEAR_COLLECT	124	2.009,33	6,77	1.994	2.009	2.020
NO_YEAR_COLLECT	124	0,1	0,3	0	0	1
SAMP_SIZE	89	3.949,73	5.881,48	150	1.900,00	18.477,00
NUMSVYSRET	105	902,56	1.181,90	108	382	4.065,00
PROTEST_BIDS	111	0,66	0,48	0	1	1
OUTLIER_BIDS	111	0,14	0,34	0	0	1
SAMP_SIZE_EFF	124	586,69	563,34	81	385	2.704
RESP_RATE_EFF	77	31,26	11,5	10,5	33,7	64,9
NO_RESP_RATE	124	0,38	0,49	0	0	1
SAMP_FRAME	124	3,66	0,51	3	4	5
SAMPLE_APPROACH	121	2,08	1,33	1	2	6
SAMPLE_TYPE	124	2,92	0,37	1	3	3

Variabel	Antal obs.	Gennemsnit	St. afv.	Min	Median	Maks.
TOT_POP	124	2.783.983,00	2.977.021,00	12.000	1.297.738	9.555.893
POP_DENSITY	122	168,68	350,3	4,4	124	2.750,23
MEAN_HHINC_POP	124	458.062,90	153.541,40	49.945	472.844	730.800
MEAN_HHINC_POP_DKKPPP	124	478.593,50	47.881,03	347.874,60	476.401,70	571.392,60
MEDIAN_HHINC_POP	102	375.030,90	141.632,30	40.220,27	350.000,00	593.000,00
MEDIAN_HHINC_POP_DKKPPP	102	394.171,90	40.831,67	282.982,80	386.862,10	497.358,00
HH_INCOME	91	0,82	0,38	0	1	1
MEAN_HHINC_SAMP	124	460.709,00	163.399,70	49.945	475.592,40	730.800
MEAN_HHINC_SAMP_CPI	124	528.711,50	186.258,60	52.293,35	520.145,70	828.037,40
MEAN_HHINC_SAMP_CPI_PPP_DKK	124	481.138,70	75.793,53	252.075,80	489.910,80	610.011,70
MEDIAN_HHINC_SAMP	94	393.945,80	151.661,20	40.220,27	424.234,20	593.000,00
MEDIAN_HHINC_SAMP_CPI	101	430.756,60	161.529,60	43.371,93	450.000,00	671.902,30
MEDIAN_HHINC_SAMP_CPI_PPP_DKK	101	413.161,00	63.098,66	241.891,00	412.558,00	538.941,20
INCOME_DESC	108	1,76	0,8	1	2	3
NET_INCOME	107	0,32	0,47	0	0	1
HINCEUR18	124	45.334,84	7.141,57	23.751,61	46.161,39	57.477,78
AVGAGE_SAMP	124	46,55	5,1	33,37	47,2	55,4
AGESTAT_POP	124	41,78	4,23	33,37	41,1	49,6
TARG_POP_LOWER	96	17,92	0,79	15	18	20
TARG_POP_UPPER	68	75,99	7,15	65	77	90
MALE_SAMP	111	49,59	6,19	33	51,79	63
MALE_POP	124	49,76	0,61	47,4	49,7	51,32
RESIDENTS	124	0,87	0,34	0	1	1
S_Continuous urban fabric-111	124	17,23	22,3	0	8,43	62,43
S_Discontinuous urban fabric-112	124	1.173,50	1.381,14	5,83	460,17	4.607,32
S_Industrial or commercial units-121	124	209,01	252,79	0,43	90,05	804,28
S_Road and rail networks and associated ...-122	124	10,69	16,49	0	4,01	63,71
S_Port areas-123	124	11,41	14,7	0	3,03	47,77
S_Airports-124	124	38,79	43,44	0	17,18	148,63
S_Mineral extraction sites-131	124	41,45	56,33	0	12,69	186,74
S_Dump sites-132	124	16,24	35,67	0	1,68	109
S_Construction sites-133	124	4,36	5,79	0	1,2	20,88
S_Green urban areas-141	124	59,16	81,52	0	27,73	315,59
S_Sport and leisure facilities-142	124	237,67	269,03	0	89,72	713,7
S_Artificial_areas_sum	124	1.819,52	2.094,34	7,23	689,43	6.952,43
S_Artificial_areas_prop	124	0,07	0,08	0,003	0,06	0,82
S_Non-irrigated arable land-211	124	10.082,49	11.011,90	7,68	5.942,06	30.646,62
S_Permanently irrigated land-212	124	0	0	0	0	0
S_Rice fields-213	124	0	0	0	0	0
S_Vineyards-221	124	0	0	0	0	0
S_Fruit trees and berry plantations-222	124	10,97	13,89	0	0,4	36,36
S_Olive groves-223	124	0	0	0	0	0
S_Pastures-231	124	360,52	695,05	0	92,56	2.689,21
S_Annual crops associated with permanent ...-241	124	0	0	0	0	0

Variabel	Antal obs.	Gennemsnit	St. afv.	Min	Median	Maks.
S_Complex cultivation patterns-242	124	402,02	515,93	0	155,7	1.646,42
S_Land principally occupied by ...-243	124	2.541,55	3.379,48	16,21	772,48	11.125,30
S_Agro-forestry areas-244	124	0	0	0	0	0
S_Agricultural_areas_sum	124	13.397,55	14.081,17	23,89	8.960,12	40.681,34
S_Agricultural_areas_prop	124	0,44	0,31	0,02	0,36	0,9
S_Arable_land_sum	124	10.082,49	11.011,90	7,68	5.942,06	30.646,62
S_Arable_land_prop	124	0,36	0,29	0,001	0,28	0,88
S_Broad-leaved forest-311	124	5.130,12	11.424,96	3,33	201,2	45.777,77
S_Coniferous forest-312	124	29.419,73	66.469,45	0	1.298,97	228.174,20
S_Mixed forest-313	124	6.819,75	16.981,75	0,31	298,85	66.732,02
S_Natural grasslands-321	124	202,91	499,39	0	15,72	1.948,35
S_Moors and heathland-322	124	5.475,73	12.499,58	0	63,71	47.493,72
S_Sclerophyllous vegetation-323	124	0	0	0	0	0
S_Transitional woodland-shrub-324	124	4.725,85	9.899,72	0	374,46	30.605,81
S_Beaches. dunes. sands-331	124	22,68	25,77	0	14,9	72,37
S_Bare rocks-332	124	1.866,64	5.285,04	0	0	22.771
S_Sparsely vegetated areas-333	124	5.840,38	18.921,60	0	0	83.172
S_Burnt areas-334	124	10,08	35	0	0	135
S_Glaciers and perpetual snow-335	124	196,22	648,66	0	0	2.908
S_Forest_and_seminature_areas_sum	124	59.710,11	114.744,80	31,16	2.561,39	346.770,30
S_Forest_and_seminature_areas_prop	124	0,41	0,29	0,02	0,47	0,88
S_Inland marshes-411	124	132,49	200,64	0	29,35	710,45
S_Peat bogs-412	124	4.909,16	9.682,57	0	196,85	29.772,77
S_Salt marshes-421	124	64,11	94,11	0	21,48	274,05
S_Salines-422	124	0	0	0	0	0
S_Intertidal flats-423	124	53,45	116,19	0	0,5	453
S_Wetland_areas_sum	124	5.159,21	9.836,22	0,28	207,06	30.505,17
S_Wetland_areas_prop	124	0,04	0,04	0,0003	0,02	0,2
S_Water courses-511	124	161,12	357,48	0	0	1.309
S_Water bodies-512	124	5.511,87	11.371,12	2,35	289,3	34.325,01
S_Coastal lagoons-521	124	22,85	32,22	0	0,7	84
S_Estuaries-522	124	24,76	88,56	0	0	340
S_Sea and ocean-523	124	34.132,89	47.462,00	0	0,9	117.744
S_Water_bodies_area_sum	124	39.853,49	49.728,31	4,34	445,54	118.247,20
S_Water_bodies_excl_sea_area_sum	124	5.720,60	11.771,65	2,35	319,92	36.040,03
S_Water_bodies_excl_sea_area_prop	124	0,05	0,05	0,002	0,04	0,23
S_Total_sample_area	124	119.939,90	162.829,20	322,28	10.915,21	514.198,10
S_Total_sample_area_excl_sea	124	85.806,99	146.515,50	322,28	10.915,21	460.949,30
S_coastlineKM	124	9.388,33	14.920,21	5,49	1.692,56	60.036,10
S_riverKM	124	36.939,43	64.066,97	114,37	4.057,09	216.513,50
S_lake	124	6.017,57	12.105,83	2,78	360,15	36.657,59
S_lake_coastlineKM	124	32.897,51	61.769,83	26,75	2.683,85	173.813,20
S_shoreline_river_lake	124	106.776,40	188.676,00	255,49	11.396,44	606.840,10
S_prop_change_river_lake	124	0,18	0,34	0	0,02	1

Variabel	Antal obs.	Gennemsnit	St. afv.	Min	Median	Maks.
S_shoreline_total	124	116.164,70	201.248,10	611,45	12.606,82	638.052,10
S_prop_change_total	124	0,15	0,28	0,0001	0,02	1
S_prop_change_shoreline	124	0,31	0,38	0	0,1	1
C_Continuous urban fabric-111	124	7,41	13,56	0	2,2	62,43
C_Discontinuous urban fabric-112	124	622,99	1.017,39	0,66	157,37	4.795,18
C_Industrial or commercial units-121	124	109,92	179,46	0	30,24	833,21
C_Road and rail networks and associated ...-122	124	5,95	12,44	0	0,62	65,69
C_Port areas-123	124	4,95	8,53	0	2,22	34,38
C_Airports-124	124	20,51	33,55	0	6,55	160,91
C_Mineral extraction sites-131	124	23,63	42,89	0	2,47	186,34
C_Dump sites-132	124	9,32	22,49	0	0,69	112,82
C_Construction sites-133	124	2,16	3,81	0	0,82	19,95
C_Green urban areas-141	124	33,13	59,83	0	10,98	317,98
C_Sport and leisure facilities-142	124	99,58	171,38	0	24,88	729,89
C_Artificial_areas_sum	124	939,56	1.521,29	0,66	246,23	7.298,85
C_Artificial_areas_prop	124	0,09	0,13	0,003	0,05	0,53
C_Non-irrigated arable land-211	124	4.784,40	7.342,21	0,88	2.097,14	30.363,54
C_Permanently irrigated land-212	124	0	0	0	0	0
C_Rice fields-213	124	0	0	0	0	0
C_Vineyards-221	124	0	0	0	0	0
C_Fruit trees and berry plantations-222	124	3,85	7,27	0	0,32	36,36
C_Olive groves-223	124	0	0	0	0	0
C_Pastures-231	124	204,66	460,36	0	27,42	2.214,25
C_Annual crops associated with permanent ...-241	124	0	0	0	0	0
C_Complex cultivation patterns-242	124	162,14	337,77	0	24,24	1.884,87
C_Land principally occupied by ...-243	124	1.234,38	2.441,68	4,74	209,03	11.103,61
C_Agro-forestry areas-244	124	0	0	0	0	0
C_Agricultural_areas_sum	124	6.389,42	9.828,56	31,44	2.239,72	40.509,37
C_Agricultural_areas_prop	124	0,36	0,31	0,01	0,22	0,9
C_Arable_land_sum	124	4.784,40	7.342,21	0,88	2.097,14	30.363,54
C_Arable_land_prop	124	0,27	0,3	0,002	0,11	0,84
C_Broad-leaved forest-311	124	2.353,49	8.449,84	0	61,77	58.412,15
C_Coniferous forest-312	124	18.692,47	45.469,50	1,77	785,44	236.560,80
C_Mixed forest-313	124	3.963,24	11.502,51	0	117,01	67.107,43
C_Natural grasslands-321	124	92,46	338,13	0	0,96	2.109,04
C_Moors and heathland-322	124	2.197,22	9.935,72	0	0	70.403,50
C_Sclerophyllous vegetation-323	124	0	0	0	0	0
C_Transitional woodland-shrub-324	124	2.848,55	6.926,50	0	70,55	32.692,72
C_Beaches. dunes. sands-331	124	7,37	15,08	0	0	72,37
C_Bare rocks-332	124	640,55	3.395,67	0	0	25.926
C_Sparsely vegetated areas-333	124	2.052,93	11.273,46	0	0	87.708
C_Burnt areas-334	124	18,45	44,23	0	0	135
C_Glaciers and perpetual snow-335	124	66,53	390,28	0	0	3.004
C_Forest_and_seminature_areas_sum	124	32.933,27	85.064,99	8,38	1.057,58	407.897,70

Variabel	Antal obs.	Gennemsnit	St. afv.	Min	Median	Maks.
C_Forest_and_seminature_areas_prop	124	0,48	0,31	0,03	0,53	0,95
C_Inland marshes-411	124	72,78	128,86	0	8,95	707,26
C_Peat bogs-412	124	2.577,54	7.729,35	0	20,28	38.435,37
C_Salt marshes-421	124	22,35	50,47	0	4,85	273,12
C_Salines-422	124	0	0	0	0	0
C_Intertidal flats-423	124	11,08	31,82	0	0	113
C_Wetland_areas_sum	124	2.683,76	7.820,07	0	46,13	38.610,83
C_Wetland_areas_prop	124	0,03	0,03	0	0,02	0,14
C_Water courses-511	124	88,53	244,06	0	0	1.360
C_Water bodies-512	124	2.812,93	7.780,84	1,01	88,26	38.863,40
C_Coastal lagoons-521	124	6,7	16,56	0	0	86,62
C_Estuaries-522	124	6,53	23,45	0	0	90
C_Sea and ocean-523	124	11.665,79	33.972,00	0	0	117.744
C_Water_bodies_area_sum	124	14.580,49	35.335,23	1,01	93,5	118.258,10
C_Water_bodies_excl_sea_area_sum	124	2.914,70	8.025,12	1,01	93,5	40.345,58
C_Water_bodies_excl_sea_area_prop	124	0,04	0,04	0,002	0,04	0,25
C_Total_sample_area	124	57.526,50	116.630,10	65,12	4.376,78	563.738,40
C_Total_sample_area_excl_sea	124	45.860,71	109.396,80	65,12	4.376,78	510.519,90
C_coastlineKM	124	4.994,98	9.988,64	3,24	698,15	54.656,40
C_riverKM	124	19.580,94	47.831,87	30,8	1.179,38	241.700,50
C_lake	124	3.056,59	8.457,26	1,43	95,78	41.650,07
C_lake_coastlineKM	124	16.733,33	46.284,47	23,91	648,69	221.124,70
C_shoreline_river_lake	124	55.895,21	141.249,10	138,38	2.596,25	676.265,60
C_prop_change_river_lake	124	0,22	0,26	0,01	0,1	1
C_shoreline_total	124	60.890,19	150.091,10	147,86	3.361,76	710.595,90
C_prop_change_total	124	0,18	0,22	0,01	0,08	1
C_prop_change_shoreline	124	0,45	0,32	0,02	0,44	1
LN_WTP_CUR_DKK_HH_Y	124	6,84	0,95	2,88	6,88	8,58
MEAN_HHINC_POP_DKKPPP_a	124	4,79	0,48	3,48	4,76	5,71
LN_MEAN_HHINC_POP_DKKPPP	124	1,56	0,1	1,25	1,56	1,74
MEAN_HHINC_SAMP_CPI_PPP_DKK_a	124	4,81	0,76	2,52	4,9	6,1
LN_MEAN_HHINC_SAMP_CPI_PPP_DKK	124	1,56	0,17	0,92	1,59	1,81
INCOME_ABOVE_MEDIAN_POP	124	0,43	0,5	0	0	1
INCOME_ABOVE_500K_POP	124	0,37	0,49	0	0	1
INCOME_ABOVE_480K_POP	124	0,43	0,5	0	0	1
INCOME_BELOW_400K_POP	124	0,1	0,3	0	0	1
INCOME_ABOVE_MEDIAN_SAMP	124	0,58	0,5	0	1	1
INCOME_ABOVE_500K_SAMP	124	0,47	0,5	0	0	1
INCOME_ABOVE_450K_SAMP	124	0,65	0,48	0	1	1
INCOME_BELOW_400K_SAMP	124	0,14	0,35	0	0	1
MEAN_AGE_ABOVE_40_POP	124	0,63	0,49	0	1	1
MEAN_AGE_ABOVE_45_POP	124	0,25	0,43	0	0	1
LN_WQ_CHANGE	124	0,5	0,4	0	0,7	1
STUDY_YEAR	124	16,33	6,77	1	16	27

Variabel	Antal obs.	Gennemsnit	St. afv.	Min	Median	Maks.
LN_STUDY_YEAR	124	2,61	0,75	0	2,77	3,3
BEFORE2000	124	0,15	0,35	0	0	1
STUDYAGE	124	11,67	6,77	1	12	27
STUDYAGE2	124	181,57	199,49	1	144	729
LN_STUDYAGE	124	2,24	0,77	0	2,48	3,3
LN_YEAR_COLLECT	124	7,61	0,003	7,6	7,61	7,61
ONLINE	124	0,68	0,47	0	1	1
USER	124	0,03	0,18	0	0	1
CVM	124	0,52	0,5	0	1	1
CE	124	0,48	0,5	0	0	1
OPENENDED	124	0,19	0,39	0	0	1
DICH_CHOICE	124	0,06	0,23	0	0	1
PAYMENTCARD	124	0,28	0,45	0	0	1
PV_TAX	124	0,66	0,48	0	1	1
PV_PRICE	124	0,27	0,45	0	0	1
PV_DONATION	124	0,06	0,23	0	0	1
MONTHLY	124	0,13	0,34	0	0	1
JOURNAL	124	0,6	0,49	0	1	1
DENMARK	124	0,4	0,49	0	0	1
FINLAND	124	0,09	0,29	0	0	1
SWEDEN	124	0,25	0,43	0	0	1
NORWAY	124	0,26	0,44	0	0	1
STREAM	124	0,14	0,35	0	0	1
LAKE	124	0,18	0,38	0	0	1
FIORD	124	0,15	0,35	0	0	1
STREAM_AND_LAKE	124	0,15	0,35	0	0	1
COASTAL	124	0,4	0,49	0	0	1
COASTAL_OR_FIORD	124	0,54	0,5	0	1	1
LN_WATER_NUM	124	0,77	1,57	0	0	4,61
SQ_GOOD	124	0,02	0,13	0	0	1
SQ_MODERATE	124	0,34	0,48	0	0	1
SQ_POOR	124	0,58	0,5	0	1	1
SQ_BAD	124	0,06	0,25	0	0	1
LN_SQ_WQ	124	0,82	0,29	0	0,69	1,39
WQ_CHANGE_prop	124	0,89	0,71	0,25	0,73	4
S_REL_SIZE_M2	124	0,19	0,87	0	0,03	9,41
C_REL_SIZE_M2	124	0,49	1,12	0	0,04	8,91
S_REL_SIZE_M	124	0,24	0,36	0,0001	0,05	1,43
C_REL_SIZE_M	124	0,27	0,34	0,01	0,13	1,35
LN_TARGET_AREA_SIZE	124	5,28	3,71	-3,51	5,45	12,89
LN_TARGET_AREA_SIZEx2	124	41,52	41,29	0	29,7	166,26
LN_SIZE_LENGTH	124	6,36	2,49	3,07	5,67	12,93
LN_S_REL_SIZE_M	124	-2,86	1,97	-8,94	-3,07	0,36
LN_S_REL_SIZE_M2	124	-3,95	2,78	-12,3	-3,52	2,24

Variabel	Antal obs.	Gennemsnit	St. afv.	Min	Median	Maks.
LN_C_REL_SIZE_M	124	-2,18	1,47	-5,11	-2,02	0,3
LN_C_REL_SIZE_M2	124	-3,27	3,07	-11,32	-3,29	2,19
LN_S_prop_change_river_lake	124	-3,46	2,07	-9	-3,8	0
LN_C_prop_change_river_lake	124	-2,26	1,32	-4,93	-2,32	0
LN_S_prop_change_total	124	-3,63	2,04	-9,38	-3,93	0
LN_C_prop_change_total	124	-2,42	1,29	-4,97	-2,54	0
LN_S_prop_change_shoreline	124	-2,32	1,83	-7	-2,1	0
LN_C_prop_change_shoreline	124	-1,2	1,06	-3,79	-0,82	0
LN_S_Water_bodies_excl_sea_area_prop	124	-3,65	1,18	-6	-3,31	-1,49
LN_C_Water_bodies_excl_sea_area_prop	124	-3,76	1,22	-6,19	-3,28	-1,39
LN_S_Agricultural_areas_prop	124	-1,25	1,06	-3,93	-1,03	-0,11
LN_C_Agricultural_areas_prop	124	-1,51	1,11	-4,44	-1,5	-0,1
LN_S_Arable_land_prop	124	-1,69	1,5	-6,59	-1,27	-0,13
LN_C_Arable_land_prop	124	-2,27	1,64	-6,45	-2,24	-0,17
LN_S_Arable_land_sum	124	7,98	2,17	2,04	8,69	10,33
LN_C_Arable_land_sum	124	6,28	2,87	-0,13	7,65	10,32
LN_C_Forest_and_seminature_areas_prop	124	-1,13	1,06	-3,36	-0,64	-0,05
LN_C_Artificial_areas_prop	124	-3,18	1,26	-5,69	-2,96	-0,64
E.P_S_Arable_land_prop	124	1,37	0,47	1	1,11	2,33
E.P_C_Arable_land_prop	124	1,37	0,47	1	1,11	2,33
LN_C_Total_sample_area_excl_sea	124	8,54	2,18	4,18	8,38	13,14
LN_S_Total_sample_area_excl_sea	124	9,67	1,99	5,78	9,3	13,04
C_Arable_land_propx2	124	0,16	0,25	0	0,01	0,71
S_Arable_land_propx2	124	0,21	0,23	0	0,08	0,77
INV_SIZE_LENGTH	124	0,01	0,01	0	0,003	0,05
LN_SIZE_LENGTHx2	124	46,63	37,58	9,42	32,14	167,19
SIZE_LENGTHx2	124	4.910.789.315	26.112.151.153	463	84.004	170.241.596.142
SIZE_LENGTH_scaled	124	17,71	68,08	0,02	0,29	412,6
TARGET_AREA_SIZE_scaled	124	22,71	83,57	0	0,23	397,98
NO_PROTECT	124	0,43	0,5	0	0	1

Appendiks B – Eksempelberegning af samfundsøkonomiske gevinster ved målopfyldelse i alle hav- og fjordområder (2018 priser)

Kystvands nr.	Navn	WQ 2021*	Antal husstande	WTP/ husholdning/år	WTP/vandopland (kr/år)
1	Roskilde Fjord, ydre	R	98.161	1.599	156.930.003
2	Roskilde Fjord, indre	M	49.467	1.062	52.539.015
6	Nordlige Øresund	M	623.130	1.515	943.969.401
16	Korsør Nor	R	3.092	2.136	6.604.116
17	Basnæs Nor	M	487	805	392.306
18	Holsteinborg Nor	R	306	2.056	629.139
24	Isefjord, ydre	R	9.111	1.959	17.850.064
25	Skælskør Fjord og Nor	M	2.854	1.387	3.958.552
28	Sejerø Bugt	R	7.916	1.790	14.166.433
29	Kalundborg Fjord	R	8.776	1.296	11.377.071
34	Smålandsfarvandet, syd	G	10.208		
35	Karrebæk Fjord	M	65.325	683	44.601.549
36	Dybsø Fjord	R	1.080	1.268	1.369.456
37	Avnø Fjord	G	4.483		
38	Guldborgsund	M	15.925	662	10.549.037
44	Hjelm Bugt	M	1.330	1.070	1.423.448
45	Grønsund	R	10.733	1.553	16.664.628
46	Fakse Bugt	M	7.251	1.241	9.000.963
47	Præstø Fjord	R	4.715	1.856	8.751.553
48	Stege Bugt	M	5.853	1.142	6.685.977
49	Stege Nor	R	917	1.603	1.469.681
56	Østersøen, Bornholm	R	20.224	1.457	29.459.305
57	Østersøen, Christiansø	R	40	937	37.469
59	Nærá Strand	D	1.104	953	1.052.254
62	Lillestrand	R	136	1.824	248.296
68	Lindelse Nor	M	544	891	484.774
72	Kløven	M	990	994	984.146
74	Bredningen	R	5.407	894	4.832.862
80	Gamborg Fjord	R	2.628	1.279	3.360.952
82	Aborg Minde Nor	D	1.071	673	720.884
83	Holckenhavn Fjord	D	9.364	581	5.440.577
84	Kerteminde Fjord	R	2.192	2.525	5.534.248
85	Kertinge Nor	R	1.583	1.260	1.994.786
86	Nyborg Fjord	R	5.943	1.877	11.155.642
87	Helnæs Bugt	R	5.941	1.725	10.248.294
89	Lunkebugten	R	496	1.929	955.899
90	Langelandssund	R	6.086	1.000	6.087.513
92	Odense Fjord, ydre	R	2.827	1.931	5.458.180
93	Odense Fjord, Seden Strand	R	123.748	845	104.589.846
95	Storebælt, SV	R	1.855	1.319	2.446.346
96	Storebælt, NV	M	5.214	1.448	7.550.164
101	Genner Bugt	D	1.400	1.124	1.574.060
102	Åbenrå Fjord	R	10.226	1.337	13.667.934

Kystvands nr.	Navn	WQ 2021*	Antal husstande	WTP/ husholdning/år	WTP/vandopland (kr/år)
103	Als Fjord	R	2.576	1.718	4.426.049
104	Als Sund	R	4.437	1.326	5.883.932
105	Augustenborg Fjord	R	10.065	1.115	11.218.924
106	Haderslev Fjord	D	15.718	1.138	17.883.611
107	Juvre Dyb	R	3.224	1.023	3.298.563
108	Avnø Vig	D	652	903	588.771
109	Hejlsminde Nor	M	3.000	634	1.901.573
110	Nybøl Nor	R	4.445	1.931	8.582.305
111	Lister Dyb	R	27.046	779	21.073.724
113	Flensborg Fjord, indre	D	3.025	1.953	5.908.747
114	Flensborg Fjord, ydre	R	9.704	1.159	11.242.643
119	Vesterhavet, syd	R	1.871	1.952	3.651.676
120	Knudedyb	R	34.355	834	28.648.960
121	Grådyb	R	81.347	1.000	81.373.586
122	Vejle Fjord, ydre	R	14.936	1.185	17.694.147
123	Vejle Fjord, indre	R	35.852	1.150	41.233.560
124	Kolding Fjord, indre	D	33.947	1.088	36.926.451
125	Kolding Fjord, ydre	D	2.747	1.481	4.069.200
127	Horsens Fjord, ydre	D	647	2.343	1.516.758
128	Horsens Fjord, indre	D	43.895	1.189	52.212.910
129	Nissum Fjord, ydre	D	2.727	1.500	4.089.658
130	Nissum Fjord, mellem	D	1.111	902	1.002.281
131	Nissum Fjord, Felsted Kog	D	56.141	878	49.296.509
132	Ringkøbing Fjord	R	60.594	972	58.923.208
133	Vesterhavet, nord	M	959	1.259	1.207.380
136	Randers Fjord, indre	M	161.313	523	84.407.582
137	Randers Fjord, ydre	D	2.441	1.035	2.526.305
138	Hevring Bugt	R	2.537	1.584	4.016.840
139	Anholt	G	82		
140	Djursland Øst	M	19.232	607	11.679.822
141	Ebeltoft Vig	M	3.366	1.466	4.932.996
142	Stavns Fjord	D	66	1.786	117.149
144	Knebel Vig	D	520	1.891	983.748
145	Kalø Vig	R	36.866	1.298	47.860.510
146	Norsminde Fjord	D	8.193	1.213	9.939.711
147	Århus Bugt og Begtrup Vig	M	137.107	933	127.980.164
154	Kattegat, Læsø	M	1.004	982	986.215
157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	D	31.999	966	30.924.314
158	Hjarbæk Fjord	D	23.724	899	21.335.503
159	Mariager Fjord, indre	D	11.197	1.110	12.428.427
160	Mariager Fjord, ydre	R	7.002	1.613	11.293.905
165	Isefjord, indre	R	39.644	1.198	47.475.777
200	Kattegat, Nordsjælland	M	32.334	1.656	53.542.700
201	Køge Bugt	M	140.683	876	123.282.979
204	Jammerland Bugt og Musholm Bugt	M	46.105	705	32.506.976
206	Smålandsfarvandet, åbne del	R	8.217	1.821	14.965.494
207	Nakskov Fjord	M	9.740	841	8.191.052
208	Femerbælt	M	5.166	846	4.368.598
209	Rødsand og Bredningen	R	5.788	1.389	8.040.319
212	Faaborg Fjord	R	3.984	1.682	6.699.924

Kystvands nr.	Navn	WQ 2021*	Antal husstande	WTP/ husholdning/år	WTP/vandopland (kr/år)
214	Det sydfynske Øhav	R	29.263	1.820	53.261.928
216	Lillebælt, syd	R	9.463	1.695	16.035.699
217	Lillebælt, Bredningen	R	6.768	2.094	14.171.649
219	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	R	8.019	1.891	15.167.588
221	Skagerrak	G	34.277		
222	Kattegat, Aalborg Bugt	D	12.724	1.495	19.027.118
224	Nordlige Lillebælt	R	9.871	946	9.339.889
225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	R	28.140	1.559	43.866.909
231	Lillebælt, Snævringen	R	29.843	1.629	48.621.986
232	Nissum Bredning	R	12.195	1.525	18.599.241
233	Kås Bredning og Venø Bugt	R	22.834	1.719	39.255.341
234	Løgstør Bredning	D	10.568	1.482	15.660.259
235	Nibe Bredning og Langerak	R	136.049	994	135.194.824
236	Thisted Bredning	D	14.775	1.007	14.877.397
238	Halkær Bredning	D	7.359	990	7.288.624

Note: * D: dårlig; R: ringe; M: moderat; G: god.

SAMFUNDSØKONOMISKE GEVINSTER VED FORBEDRET VANDKVALITET

Udvikling og anvendelse af metaanalysefunktion til benefit transfer

Denne rapport præsenterer et nyt og forbedret grundlag for samfundsøkonomisk værdisætning af de velfærdsmæssige gevinster ved at forbedre vandkvaliteten i danske åer, søer, fjorde og kystvande. Det udviklede værktøj, en metaregressionsfunktion, er udviklet på baggrund af resultater fra nordiske studier, og viser en tilfredsstillende grad af præcision. Funktionen kan bruges til overførsel af værdisætningsestimater til områder og projekter hvor der ikke er eksisterende viden om værdien af vandkvalitetsforbedringer i Danmark og de nordiske lande. Rapporten er ledsaget af et Excel-baseret værktøj hvor brugere selv kan anvende metafunktionen til overførsel. Rapporten indeholder også et eksempel på beregning af betalingsviljen for at opnå god økologisk status i de kystvande der ikke endnu har opnået dette miljømål i henhold til vandplanerne.

ISBN: 978-87-7156-668-0
ISSN: 2244-9981