Baggrundsnotat om beskrivelse af modellen bag HELCOM's udledningslofter og reduktionskrav

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi | Dato: 26. juli 2019

Lars M. Svendsen[1] og Søren Erik Larsen[2]
[1] DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi
[2] Institut for Bioscience

Rekvirent:
Miljø- og Fødevareministeriet, Departementet
Antal sider: 49

Faglig kommentering:
Henrik Tornbjerg, Bioscience
Kvalitetssikring, centret:
Vibeke Vestergaard Nielsen

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
http://dce.au.dk

Indhold

1. Baggrund 3

2. Kort beskrivelse af modellen bag udledningslofterne (MAI) 6
2.1 Økologiske miljømål 7
2.2 Indikatorer med tilhørende mål 7
2.3 Fastlæggelse af MAI 9
2.4 Fastlæggelse af udledningslofter 12
2.5 Evalueringssystem for MAI og CART 17

3. Hvilke punktkilder indgår i HELCOMs opgørelse af CART og påvirker således råderummets størrelse? 24

4. For hvilke af disse kilder beregnes en retentionsfaktor og hvorledes beregnes den? 25
4.1 Store søer - kvælstof 25
4.2 Små søer og damme - kvælstof 26
4.3 Vandløb – kvælstof 26
4.4 Genetablerede vådområder – kvælstof 27
4.5 Fosforretention 27
4.6 Samlet retention i Danmark 27

5. Hvilke usikkerheder er der taget højde for i modellen? 29
5.1 Usikkerhed på de faktiske TN og TP tilførsler 29
5.2 Usikkerhed på estimerede sidste års tilførsel 30

6. Hvilke usikkerheder er der ikke taget højde for i modellen? 33
6.1 Usikkerhed på de faktiske TN og TP tilførsler 33
6.2 Usikkerhed på estimerede sidste års tilførsel 34

7. Hvilke data leverer DK til HELCOM (PULS-data eller NOVANA-data), og anvendes der gennemsnitsværdier? 35

8. Hvor mange år går der før data for udledninger indgår i HELCOMs opgørelser af hhv. MAI og CART? 36

9. Referencer 38

Annex: Model der anvendes for beregning af vand- og stofbidrag herunder fra umålte oplande 42

1. Baggrund

Miljø- og Fødevareministeriet, Departementet (MFVM) har den 3. juli fremsendt følgende bestilling:

"Danmarks Havstrategi[1] er udstedt med hjemmel i lov om havstrategi jf. lovbekendtgørelse nr. 117 af 26. januar 2017, som implementerer EU's havstrategidirektiv[2]. I Danmarks Havstrategi er der fastsat en række miljømål for menneskeskabt eutrofiering, foranlediget af udledning af kvælstof og fosfor. Miljømålene er fastsat med henblik på at opnå god miljøtilstand i forhold til eutrofiering i havområderne.

Havstrategiens miljømål for eutrofiering i Østersøen lyder således:

"Østersøen inkl. Bælthavet og Kattegat: Dansk andel af tilførsler af kvælstof og fosfor (TN, TP) følger de maksimalt acceptable tilførsler fastsat i HELCOM"[3] (herefter benævnt HELCOM's udledningslofter)."

Det følger af havstrategilovens § 18, at statslige, regionale og kommunale myndigheder (offentlige myndigheder) ved udøvelse af beføjelser i medfør af lovgivningen er bundet af havstrategiens miljømål. Offentlige myndigheder skal således sikre, at den danske andel af tilførsler af kvælstof og fosfor til Østersøen inkl. Bælthavet og Kattegat ikke overstiger HELCOM's udledningslofter.

I praksis anvendes betegnelsen "miljømæssigt råderum" om differencen mellem den højeste miljømæssigt acceptable udledning af kvælstof og fosfor og den aktuelle udledning til havet. Såfremt næringsstofudledningerne holdes under loftet for udledninger, vil der ifølge vurderingerne i HELCOM på sigt opnås en god miljøtilstand for det pågældende havområde.

Af hensyn til at overholde havstrategiens miljømål må der kun gives godkendelse eller tilladelse til ny eller øget udledning af kvælstof og fosfor, hvis den kan rummes inden for det miljømæssige råderum.

Med henblik på at udarbejde en vejledning om de forvaltningsmæssige aspekter af miljømålet for eutrofiering, bestilles følgende:

Kort baggrundsnotat om beskrivelse af modellen bag udledningslofterne (MAI) og de enkelte landes reduktionskrav (CART), herunder:

1. Hvilke punktkilder indgår i HELCOM's opgørelser af CART og påvirker således råderummets størrelse?
2. For hvilke af disse kilder beregnes en retentionsfaktor, og hvorledes beregnes den?
3. Hvilke usikkerheder er der taget højde for i modellen?
4. Hvilke usikkerheder er der ikke taget højde for i modellen?

[1] https://mfvm.dk/nyheder/faglig-info/nyhed/danmarks-nye-havstrategi-er-nu-paa-plads/

[2] Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2008/56/EF af 17. juni 2008 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets havmiljøpolitiske foranstaltninger.

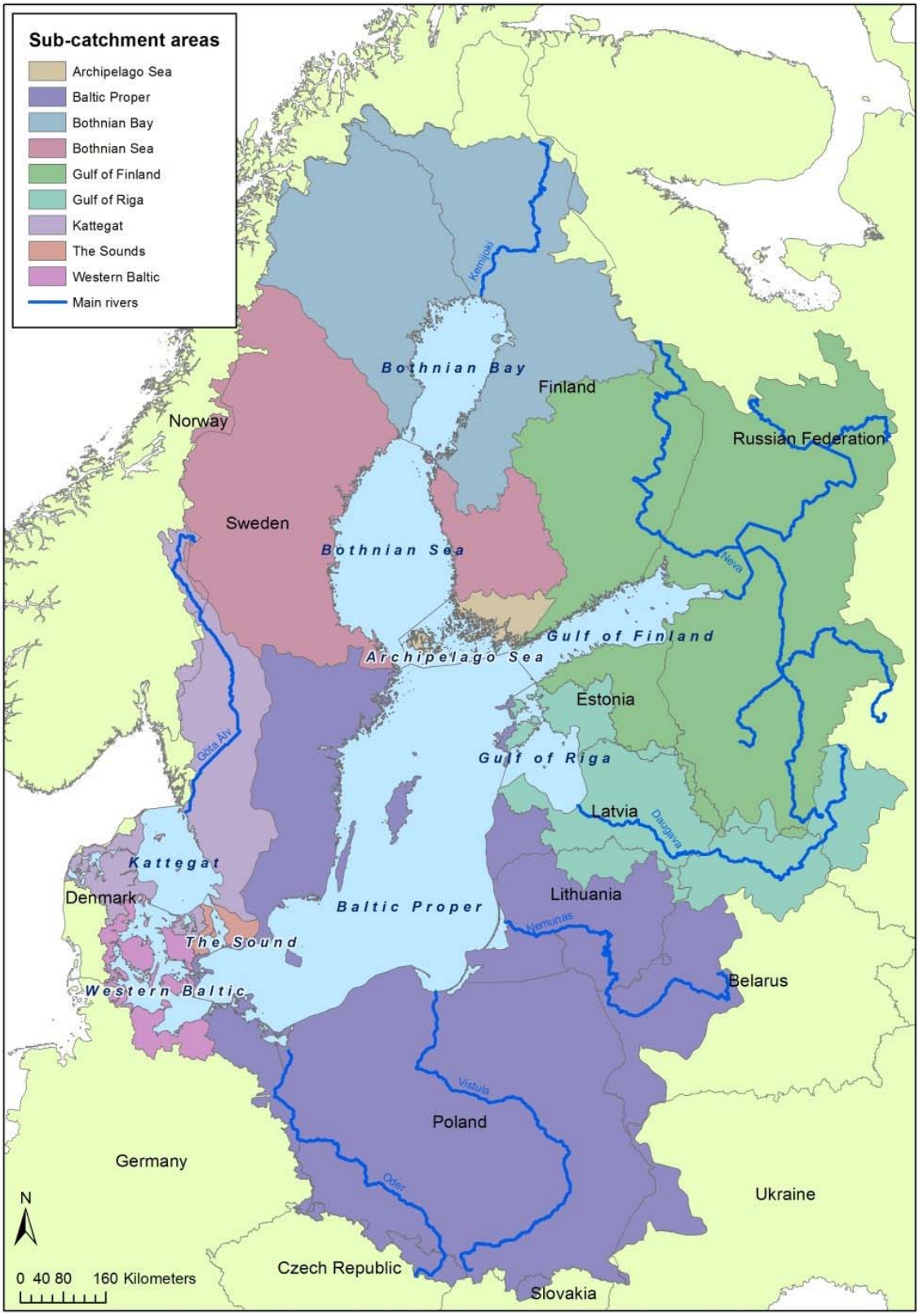
[3] HELCOM er formelt set betegnelsen for Helsingforskonventionens styrende organ Helsingfors Kommissionen, men også samtidig en populærbetegnelse for samarbejdet der foregår i Østersøområdet.

5. Hvilke data leverer DK til HELCOM (PULS-data eller NOVANA-data), og anvendes der gennemsnitsværdier.
6. Hvor mange år går der, før data for udledninger indgår i HELCOM's opgørelser af hhv. MAI og CART? "

Det er efterfølgende afklaret at ud over en besvarelse af de 6 konkrete spørgsmål ovenfor, bedes DCE opsummere modellen/metoderne bag HELCOM's udledningslofter, herunder hvordan evalueres overholdelse heraf, gerne med henvisning til/brug af tidligere publikationer herom. Der er i kapitel 2.2-2.4 bl.a. brugt uddrag fra udkast til et DCE-notat omkring en teknisk gennemgang af HELCOM's reduktionsmål (Svendsen (red) (2017) og således er en del af teksten i kapitel 2.2 oprindeligt lavet med bidrag fra Jakob Carstensen, BIOS AU og kapitel 2.3 og 2.4 med bidrag fra Bo Gustafsson, Baltic Nest Institute (BNI), Stockholm Universitet, samt i annexet, der beskriver model for beregning af vand- og stoftransporter for umålte oplande, hvor forfatterne er angivet. Forfatterne takkes for de oprindelege bidrag.

MAI er en forkortelse for Maximum Allowable Input, som er den maksimalt tilladelige tilførsel af henholdsvis total kvælstof og total fosfor, der kan tilføres et af de syv havområder HELCOM har opdelt Østersøen i (se figur 1.1) for at de fastlagte miljømål i Baltic Sea Action Plan (BSAP) kan overholdes (HELCOM 2013). **CART** står for Country Allocated Reduction Targets, som er beregnet per land per havområde for total kvælstof og fosfor. Disse CARTs er senere blevet omregnet til Nutrient Input Ceiling, som på dansk er kaldt **udledningslofter** – se mere herom i kapitel 2.

Det skal bemærkes, at det "**miljømæssige råderum**", som Miljø- og Fødevareministeriets Departement omtaler i kapitel 1, er et administrativt begreb indført i Danmark. Miljø- og Fødevareministeriet defineret det som forskellen mellem udledningsloftet til et havområde og den estimerede seneste års TN- og TP-tilførsel tillagt en usikkerhed på denne. Disse tilførsler er estimeret for HELCOM under HELCOM PLC-projekt af DCE, AU og BNI, Stockholm Universitet sammen med en ekspertgruppe under HELCOM (HELCOM RedCore DG) (se kapitel 2). Det miljømæssig råderum er således ikke et fagligt begreb.



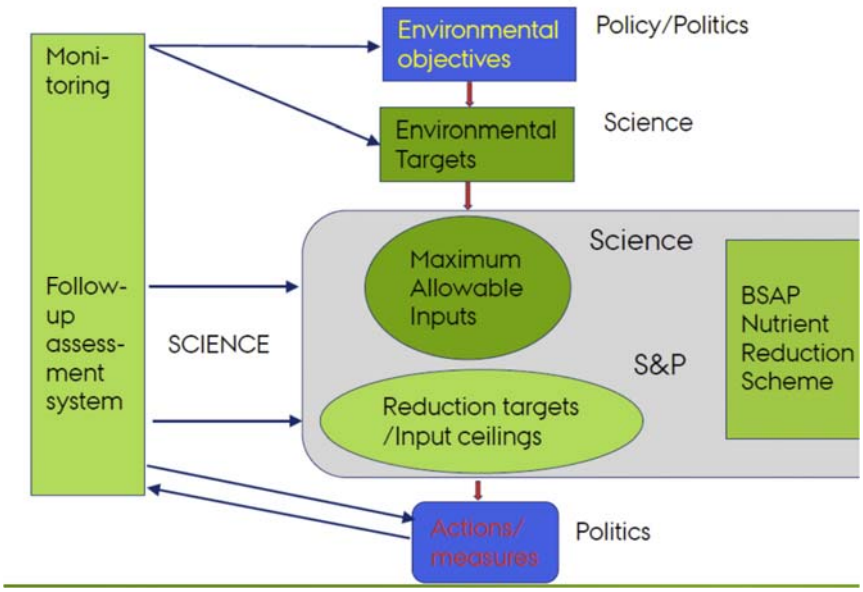
Figur 1.1. Oplandet til Østersøen fordelt på havområder. Der opgøres næringsstoftilførsler til de ni viste havområder, men i Østersøhandlingsplanen er Western Baltic og The Sound slået sammen til Danish Straits (DS) og Archipelago Sea regnet sammen med Bothnian Sea (BOS), så sidstnævnte dækker begge. Kattegat forkortes til KAT, Baltic Proper = BAP, Gulf of Riga = GUR, Gulf of Finland = I GUF og Bothnian Bay = BOB.

2. Kort beskrivelse af modellen bag udledningslofterne (MAI)

I dette kapitel er der en kort beskrivelse af, hvordan MAI og CART (udledningslofterne) i Østersøhandlingsplanen fra 2013 (BSAP = Baltic Sea Action Plan) eutrofieringsdel (HELCOM 2013a) er fundet, og hvordan der følges op på overholdelse af lofterne. Der er genbrugt nogle afsnit fra et udkast til et DCE-notat om en teknisk gennemgang af HELCOM's reduktionsmål (Svendsen (red), 2017).

HELCOM har en økosystem-baseret adaptiv forvaltning af eutrofiering i Østersøen (figur 2.1), som omfatter følgende trin:

1. Fastlæggelse af økologiske miljømål (ecological objectives) som er vedtaget politisk
2. Udvikling af indikator med tilhørende mål (environmental targets) som er fagligt baseret
3. Beregne og fastlægge de maksimal tilladelig tilførsler af total kvælstof (TN) og fosfor (TP) (vand- og luftbåren) til Østersøen – det såkaldte MAI (Maximum Allowable Inputs) som er fagligt baseret
4. For at opfylde MAI er der reduktionskrav for TN- og TP-tilførslerne. Disse reduktionskrav beregnes per land for de syv havområder Østersøen er opdelt i (figur 1.1) ud fra fagligt og politisk vedtagne fordelingsprincipper. Reduktionerne per land per havområder kaldes CART (Country Allocated Reduktion Targets). Disse er senere omregnet til udledningslofter (Input Ceilings) og HELCOM HOD-56 har i juni 2019 vedtaget at anvende udledningslofter fremfor CART (se senere). MAI og CART betegnes tilsammen som Nutrient Reduction Scheme under BSAP
5. Landene skal lave indsatser for at kunne leve op til udledningslofterne
6. Der er udviklet et fagligt evalueringssystem foroverholdese af MAI og CART (udledningslofterne) kaldet follow-up assessment system.



Figur 2.1 Den såkaldte "Management" cyklus som anvendes i HELCOM's Østersø handlingsplan. Udbygget ud fra version i HELCOM 2013b.

Ved løbende monitering af næringsstoftilførslerne og af om miljømålene opfyldes vurderes om, der er behov for yderligere indsatser og/eller ændringer i målene.

2.1 Økologiske miljømål

De økologiske mål er formuleret som visioner om en god tilstand for vandmiljøet i Østersøen. Målene blev defineret i Østersøhandlingsplanen (BSAP) i 2007 (HELCOM, 2007), og er for eutrofiering:

- Koncentrationer af næringsstoffer tæt på naturlige niveauer
- Klart vand
- Naturlig forekomst af algeopblomstringer
- Naturlig fordeling og forekomst af planter og dyr
- Naturligt iltindhold

2.2 Indikatorer med tilhørende mål

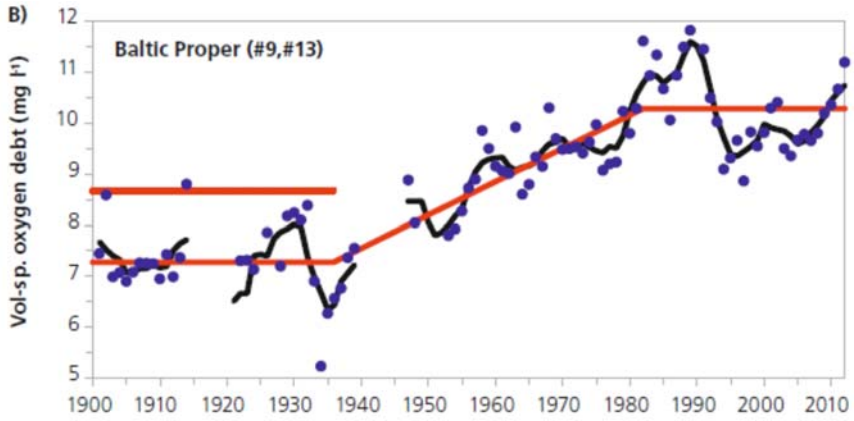
Der blev valgt følgende indikatorer for de økologiske eutrofieringsmål:

- Vinterkoncentrationer for næringsstoffer målt som opløst kvælstof og opløst fosfor
- Sommer sigtdybde
- Sommer klorofylkoncentration
- Iltkoncentration

Der blev ikke umiddelbart fastlagt nogen indikator vedrørende naturlig fordeling og forekomst af planter og dyr.

Miljømålene, som fremgår af tabel 2.1, blev udredt og foreslået i HELCOM projektet TARGREV (HELCOM 2013b).

Miljømålene blev baseret på tidsserier af næringssaltskoncentrationer (kvælstof og fosfor), sigtdybde, klorofylkoncentration og iltgæld (der er et udtryk for iltforbruget). Der blev indsamlet så mange data som muligt fra alle HELCOM's lande for disse parametre. For sigtdybde og iltgælden blev der etableret tidsserier på basis af målinger helt tilbage til omkring år 1900, hvorimod der for koncentrationerne af næringssalte og klorofyl kun var målinger fra omkring 1960 og fremefter. Derfor blev der suppleret med data fra tre forskellige modeller (fra DHI, BNI, Stockholm Universitet og Leibniz Institute of Oceanography), der estimerede koncentrationerne af næringssalte og klorofyl omkring år 1900. Tidsserierne for sigtdybde og iltgæld viste kun små ændringer frem til omkring 1950, hvorefter der skete en kraftig eutrofiering, som toppede i 1980'erne. Perioden før 1950 blev anvendt som en baseline for en forholdsvis upåvirket eutrofieringstilstand, og statistiske grænseværdier (defineret som 95% øvre percentil for iltgæld og 5% nedre percentil for sigtdybde) for den naturlige variation i denne periode blev fastsat som miljømål for sigtdybde og iltgæld (princippet vist i figur 2.2). Dette betyder, at en overskridelse af disse grænseværdier må betragtes som en væsentlig afvigelse fra en upåvirket tilstand og dermed en eutrofieret tilstand. Fastlæggelse af grænseværdien for iltgæld i Gotlandsbassinet (Baltic Proper) er vist i figur 2.2 med en fed rød streg for perioden 1900-1936, og modsvarer omtrent middelniveauet i starten af 1960'erne.



Figur 2.2. Princippet for fastlæggelse af miljømål her for iltgæld i den Centrale Østersø. Fra HELCOM (2013b).

Da de tidligste målinger af koncentrationerne af næringssalte og klorofyl allerede var påvirket af eutrofiering, benyttes gennemsnittet af modelresultaterne svarende til år 1900 og middelniveauerne for perioden 1970-1975 som grænseværdi. Denne tilgang modsvarer tidsmæssigt de miljømål, som er fundet for sigtdybde og iltgæld, hvilket er en situation svarende til starten af 1960'erne.

Resultaterne fra TARGREV-projektet blev i 2011 og 2012 intenst diskuteret med fagfolk og embedsmænd fra Østersøområdet. Miljømålene blev også sammenlignet med Vandrammedirektivets (VRD) miljømål for kystzonen i de forskellige lande for at vurdere, om der var store forskelle. Med undtagelse af nogle få områder var der en god overensstemmelse mellem TARGREV's miljømål for de åbne dele af Østersøen og de nationale VRD-miljømål for tilstødende kystområder.

De miljømål som blev godkendt og anvendt ift. Østersøhandlingsplanen fra 2013 (HELCOM 2013a) og anvendt i den efterfølgende modellering af tilladelige maksimale tilførsler af kvælstof og fosfor (MAI), som der kan tilføres til forskellige Østersø–bassiner, fremgår af tabel 2.1. De var generelt de samme eller næsten de samme som TARGREV-projektet foreslog.

Tabel 2.1. HELCOM's miljømål for opløst kvælstof (DIN) og opløst fosfor (DIP) (µmol l^{-1}), sommer klorofylkoncentrationer (µmol l^{-1}) og for sommer sigtdybde (m). Endvidere blev der fastlagt iltgæld for på 8,66 mg l^{-1} for Gotland Sea og Gulf og Finland og på 6,37 mg l^{-1} for Bornholm Sea. Endelig er der fastlagt et mål om, at iltkoncentrationen skal være > 2 mg l^{-1} i Danske Stræder og i Kattegat. Bemærk miljømålene er fastlagt for de åbne havområder. Fra HELCOM (2013b).

Havområde	Vinter DIN	Vinter DIP	Sommer Chl *a*	Sommer sigtdybde
Kattegat	5.0	0.49	1.5	7.6
Øresund	3.3	0.42	1.2	8.2
Storebælt	5.0	0.59	1.7	8.5
Lillebælt	7.1	0.71	2.8	7.3
Kiel Bugt	5.5	0.57	2.0	7.4
Mecklenburg Bugt	4.3	0.49	1.8	7.1
Gdansk Bassinet	4.2	0.36	2.2	6.5
Arkona Havet	2.9	0.36	1.8	7.2
Havet omkring Bornholm	2.5	0.30	1.8	7.1
Østlige Gotland Bassin	2.6	0.29	1.9	7.6
Vestlige Gotland Bassin	2.0	0.33	1.2	8.4
Nordlige Centrale Østersø	2.9	0.25	1.7	7.1
Riga Bugten	5.2	0.41	2.7	5.0
Finske Bugt	3.8	0.59	2.0	5.5
Ålands Havet	2.7	0.21	1.5	6.9
Bothniske Hav	2.8	0.19	1.5	6.8
Quark havet	3.7	0.10	2.0	6.0
Bothniske Bugt	5.2	0.07	2.0	5.8

2.3 Fastlæggelse af MAI

Der er etableret en relation mellem påvirkningerne - som for eutrofiering er tilførsel af næringsstoffer - og målvariablerne ved hjælp af fysisk-biogeokemisk modellering. Relationen mellem påvirkning og respons varierer for de forskellige havområder i Østersøen på grund af forskelle i f.eks. intern cirkulation, økosystem og næringsstoftilførsler. Modelleringsværktøjet søger at beskrive udveksling af næringsstoffer mellem havområderne i Østersøen så præcist som muligt, da det er vigtigt at opfange de reaktioner, der forplanter sig gennem bassinerne. Modelleringsresultaterne skal vise det maksimale input af næringsstoffer (MAI) per havområde i Østersøen, der vil lede til en udvikling mod at nå miljømålene. Det kan dog tage mange år, før målene bliver opfyldt. MAI er beregnet med den antagelse, at klimaet ikke ændrer sig, selvom nyere forskning viser, at klimaforandringer kan kræve yderligere reduktioner i tilførslen af næringsstoffer end svarende til de MAI, der blev fastlagt og vedtaget i 2013 (Meier et al., 2012).

Der er anvendt BALTSEM til etablering af påvirknings-responsrelationerne og det er en fysiske-biogeokemisk model (Savchuk, 2002; Gustafsson, 2003; Gustafsson et al., 2012; Savchuk et al., 2012). BALTSEM er en koblet bassinmodel, hvor Østersøen er inddelt i 13 havområder. Selv om den horisontale opløsning er relativt begrænset i modellen, har den en høj vertikal opløsning og indeholder også sediment-vandudveksling i alle dybder. Modellen har vist sig at give en modelleringsnøjagtighed af vandkvalitetsparametrene svarende til høj opløsnings 3D-modeller (Eilola et al., 2011), men samtidigt har BALTSEM en beregningsmæssig effektivitet, som gjorde det muligt at lave de talrige (tusindevis), lange simuleringer, som var nødvendige for at opnå MAI.

Baseret på rådgivning fra HELCOM-ekspertgrupper, blev MAI beregnet under den forudsætning, at alle miljømål (vinter næringsstofkoncentrationer af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP), sommer sigtdybde, klorofyl-a koncentrationen (Chl-a) samt iltindholdet i Den Centrale Østersø og Bornholm bassinet) skal opnås (dvs. falder én ud, er målene ikke opnået – svarer til at alle falder ud princippet). En anden forudsætning var at finde den kombination af reduktioner af næringsstoftilførsler til de forskellige Østersø havområder, som samlet vil medføre den mindst mulige reduktion i næringsstoftilførslerne samtidigt med at miljømålene ville blive opfyldt. Modelkørslerne viste, at det miljømål, som var det mest begrænsende for at opfylde miljømålene, var DIP (opløst fosfor) -koncentrationen i Den Centrale Østersø, og det ville kræve uhensigtsmæssige store reduktioner i tilførslen af fosfor hertil, at man i stedet valgte at lade en andel af den nødvendige reduktion blive omfordelt til Finske Bugt.

En reduktion af næringsstofkoncentrationer i Østersøen ned til miljømålene vil også lede til en væsentligt forbedret tilstand i de tilstødende havområder. Kørsler med BALTSEM modellen viser f.eks., at eksporten fra Den Centrale Østersø til de Danske Stræder (DS) vil falde med omkring 4.000 ton fosfor per år og 10.000 tons kvælstof per år (der er her alene tale om den biotilgængelige del af næringsstofferne, men for fosfor regnes hovedparten som biotilgængeligt), hvilket vil forbedre miljøtilstanden i de Danske Stræder og Kattegat. Reduktionen i de advektive tilførsler af fosfor til de Danske Stræder og Kattegat fra Østersøen, reducerer fosforkoncentration så meget, at målene bliver opfyldt, og derfor er yderligere reduktioner i tilførsler af fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de Danske Stræder ikke nødvendige sammenlignet med tilførslerne i den periode, som der sammenholdes med, som kaldes **referenceperioden** (som dækker årene 1997-2003).

Den opdeling af havområderne i del-bassiner, som blev anvendt til fastlæggelse af MAI i den oprindelige Østersøhandlingsplan BSAP 2007 (HELCOM 2007a) var ikke velegnet til de danske stræder. Eutrofiering, såvel som miljømålene (jf. TARGREV rapporten, HELCOM 2013c) viser, at der er en betydelig gradient fra Øresund, som er mindst påvirket af den lokale næringsstofbelastning og har den bedste miljøtilstand til regionen omkring Lillebælt, som er mere påvirket af lokale næringsstoftilførsler, og som har betydeligt højere næringsstofkoncentrationer. Selv om BALTSEM til en vis grad løser disse forskelle, var det for sent ift. HELCOM ministermødet i 2013 at få gennemført mere detaljerede MAI-CART beregninger for del-bassiner i de Danske Stræder, men det kunne udføres. Men da det åbne havområde i f.eks. Lillebælt er ganske beskedent sammenlignet med kystområdet, vurderes det, at mange af problemstillingerne kan dækkes af de beregninger, som allerede er iværksat i Tyskland og Danmark, der skal sikre, at vandrammedirektivets mål i kystvande kan overholdes under den forudsætning, at BSAP følges.

Eftersom forsigtighedsprincippet har været anvendt, har der ikke været specifikke forsøg på at undersøge muligheden for at øge stoftilførslen til havområderne til over tilførslerne i referenceperioden (1997-2003) for de havområder, hvor der ikke beregnes krav til reduktion i næringsstoftilførslerne (se tabel 2.2). Men da indikatorværdierne er ganske tæt på miljømålene i de fleste havområder, er der kun begrænset rum for at øge næringsstoftilførslerne til bassiner uden reduktionskrav, uden det vil medføre kompenserende reduktioner ud over de allerede fastlagte i andre havområder. Der er tilsyneladende plads til en smule højere koncentrationer af næringsstoffer i de Danske Stræder, hvor miljømålene er henholdsvis 5 µM DIN og 0,56 µM DIP (jf. tabel 2.1), og hvor BALTSEM modelkørslerne viser, at koncentrationen vil ende på 4,2

µM DIN og 0,40 µM DIP, når den fulde effekt af de reviderede MAI fra 2013 er opnået. Samtidigt skal der tages højde for, at de Danske Stræder er ret effektive eksportører af fosfor til Kattegat, hvorfor næringsstoftilførslerne til de Danske Stræder har en markant indvirkning i Kattegat, hvor DIN kun lige når miljømålet, og DIP kun er 0,03 µM under miljømålet, når effekten af de reviderede MAI er opnået. Derfor vil selv en beskeden ekstra næringsstoftilførsel ud over MAI til de Danske Stræder lede til, at miljømålene for DIN og DIP i Kattegat ikke kan opfyldes. Der kunne potentielt genberegnes nogle ekstra reduktioner i næringsstoftilførslerne til Kattegat for at gøre plads til at øge tilførslerne til de Danske Stræder.

I den Centrale Østersø, Botniske Hav og Finske Bugt opfyldes begge næringsmål lige netop med de reviderede MAI, så der levnes ikke plads til næringsstoftilførsler ud over de reviderede MAI. I den Botniske Bugt og Rigabugten vil DIN ligger over miljømålet efter implementering af de reviderede MAI, men her blev der accepteret en undtagelse, fordi der er en kraftig fosforbegrænsning, og derfor er det afgørende, at DIP miljømål opfyldes i netop disse havområder.

HELCOM Ministermødet i 2013 vedtog de beregnede MAI, som fremgår af tabel 2.2. MAI er sammenholdt med gennemsnittet af de normaliserede[4] stoftilførsler i reference perioden 1997-2003 – og denne periode er valgt, fordi da man lavede den første Østersøhandlingsplan i 2007 (HELCOM 2007), som udgangspunkt først havde stoftilførsler dækkende hele oplandet fra Østersøen fra 1997, og da BNI dengang ikke anvendte normaliserede stoftilførsler valgte at tage gennemsnittet af en 7 års periode. Denne periode blev fasthold i BSAP 2013, men nu med anvendelse af normaliserede data.

Samlet skulle total kvælstoftilførslerne (vand- og luftbårne) tilsammen reduceres med godt 118.000 tons TN svarende til 13% af tilførslen i referencen perioden. Reduktionen var fordelt på BAP (23 % reduktion), GUF (12 %) og KAT (6 %). Total fosfortilførslen skulle tilsvarende reduceres med i alt 15.178 tons P eller 41% ift. referenceperioden med reduktioner i BAP (60 %), GUF (52 %) og GUR (13 %).

Tabel 2.2. Maksimale tilladelige tilførsler (MAI), reference input (normaliserede tilførsler i perioden 1997-2003) og reduktionskrav for at opfylde MAI for total kvælstof (TN) og fosfor (TP) besluttet på HELCOM ministermødet i 2013 (HELCOM 2013).

Havområde	MAI		Reference input 1997-2003		Reduktionskrav	
	TN (tons)	TP (tons)	TN (tons)	TP (tons)	TN (tons)	TP (tons)
Botniske Bugt	57.622	2.675	57.622	2.675	0	0
Botniske hav	79.372	2.773	79.372	2.773	0	0
Central Østersø	325.000	7.360	423.921	18.320	98.921	10.960
Finske Bugt	101.800	3.600	116.252	7.509	14.452	3.909
Riga Bugt	88.147	2.020	88.417	2.328	0	308
Danske Stræder	65.998	1.601	65.998	1.601	0	0
Kattegat	74.000	1.687	78.761	1.687	4.761	0
Østersøen	792.209	21.716	910.344	36.894	118.134	15.178

[4] For at fjerne betydningen af år til år variationer grundet vejrliget (især nedbør) normaliserer man både vand- og luftbårne TN- og TP-stoftilførsler (nærmere beskrevet hvordan i Larsen og Svendsen, 2019) og i afsnit 2.5 i dette notat.

2.4 Fastlæggelse af udledningslofter

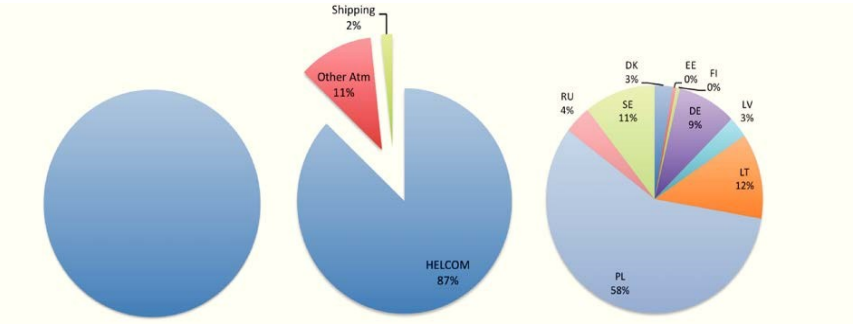
HELCOM HOD fastlagde de principper, som blev anvendt ved beregning af MAI, og da de i tabel 2.2 angivne reduktioner for at opnå MAI ift. referenceperioden skulle fordeles på lande/kilder. Der blev anvendt følgende principper (HELCOM 2013a og b):

- Hovedprincippet er i overensstemmelse med forureneren betaler princippet, som er et af de grundlæggende principper i Helsinki-konventionen (HELCOM, 1992). Det betyder, hvis et land har 50 % af udledningen til et havområde, får det 50 % af reduktionskravet til området
- MAI er fastlagt for vand- og luftbårne tilførsler tilsammen – landene kan vælge om de vil reducere på luftbårne eller vandbårne kvælstoftilførsler. For atmosfærisk deposition af fosfor kendes kilderne hertil ikke, derfor kan reduktionen kun ske på den vandbårne del
- Der anvendes normaliserede data i referenceperioden 1997-2003, som er tilførslerne MAI og dermed også reduktionerne (CART) er fastlagt ud fra
- Der tages højde for retention i nedstrøms opland, når størrelsen af grænseoverskridende vandbårne tilførsler fastlægges
- Der forudsættes reduktioner i 2021 grundet implementering af Gøteborg protokollen fra ikke HELCOM lande på 18.720 tons N og disse reduktioner mindsker tilsvarende (TN) reduktionskravet til HELCOM medlemslandene
- Det forudsættes, at ikke-medlemslande af HELCOM med opland til Østersøen netto vil reducere deres vandbårne tilførsler til Østersøen med 3.230 tons N og 800 tons P
- Der forudsættes ligeledes en langsigtet reduktion af emissioner fra skibsfart ved indførelse af NECA-områder, som forventes at reducere luftdepositionen af TN på Østersen med 6.930 tons N.

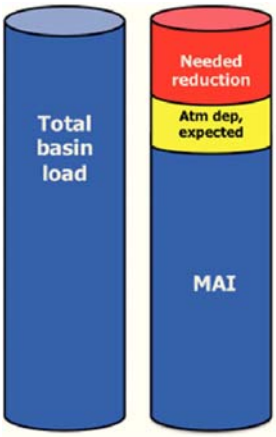
I figur 2.1-2.3 vises principperne for, hvordan de enkelte landes reduktionskrav (CART) er beregnet:

1. Først etableres der for hvert land per Østersø-havområde et datasæt med normaliserede tilførsler af total kvælstof og total fosfor i referenceperioden 1997-2003 (gennemsnit for perioden). Tilførslerne omfatter via vandløb, direkte spildevandsudledninger og atmosfærisk deposition (for fosfor er den atmosfæriske deposition ikke fordelt per land, men kun per havområde med en fast rate på 5 kg P km^{-2} - se kapitel 8). Referencetilførslen er vist som den blå cirkel til venstre i figur 2.1 og vist for et Østersø-havområde
2. Herefter fratrækkes atmosfærisk deposition af kvælstof fra ikke HELCOM lande og fra skibstrafik til hvert havområde (midterste cirkel i figur 2.1 vist for et Østersø-havområde)
3. Ud fra step 1 og 2 ovenfor beregnes hvert lands andel af henholdsvis kvælstof- og fosfortilførslerne til hvert havområder (cirkel til højre i figur 2.1 vist for et Østersø-havområde)
4. Baseret på de beregnede MAI per havområde beregnes den krævede reduktion i tilførslerne til havområdet som tilførslen i referenceperioden af hhv. total kvælstof og total fosfor minus MAI for TN og TP (figur 2.2)
5. Fra den krævede total kvælstofreduktion i tilførslerne per havområde fratrækkes den forudsatte reduktion af atmosfærisk kvælstof fra ikke-medlemslande grundet implementering af Gøteborg protokollen (se principperne ovenfor) og fra reduktion i TN-depositionen grundet forudsatte reducerede skibsemissioner i relation til NECA-aftaler – figur 2.2

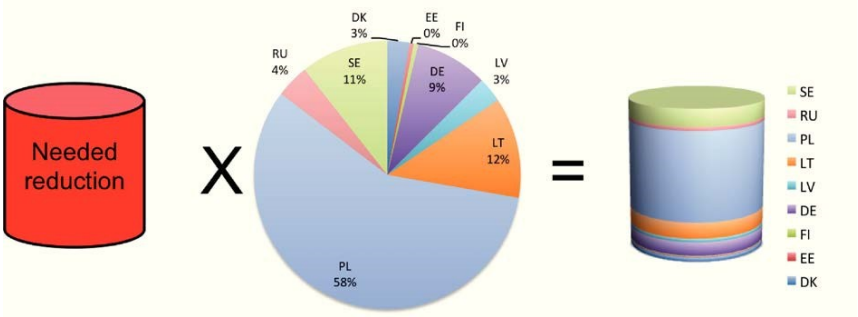
6. Herefter finder man, hvad hvert land skal reducere til hvert havområde ved at gange resultat fra step 5 med landenes andel fundet under step 3 (vist for et havområde i figur 2.3)
7. For de bassiner, hvor der er grænseoverskridende vandløbstilførsler af næringsstoffer fra opstrøms-beliggende lande, bliver den allokerede reduktion til et havområde fordelt mellem disse lande ift. de enkelte landes andel af den samlede tilførsel til havområdet. Danmark har ikke og modtager ikke grænseoverskridende vandbårne tilførsler.



Figur 2.1 Figuren skitserer, hvordan den normaliserede kvælstoftilførsel i referenceperiode (1997-2003) til et havområde er fordelt på HECLOM medlemslandene, atmosfærisk tilførsel fra ikke HELCOM medlemslande og skibsfart – se også step 1-3 ovenfor. Fra HELCOM (2013b).



Figur 2.2. Principskitse der illustrer kvælstof MAI til et havområde sammenlignet med inputtet i referenceperioden hertil for at fastlægge den nødvendige reduktion i tilførslerne til havområdet. Fra den nødvendige reduktion er fratrukket den forventede reduktion i atmosfæriske tilførsler fra lande, der ikke er HELCOM medlemmer, grundet implementering af Gøteborg protokollen og fra skibsfarten grundet forventede aftale under NECA – se step 4-5 overfor. Fra HELCOM (2013b).



Figur 2.3. Figuren viser, hvordan den beregnede nødvendige reduktion i tilførslen til et havområde (her af kvælstof til et havområde) fordeles mellem landene ift. landenes andel af kvælstoftilførslen. Se step 6-7 ovenfor.

I tabel 2.3 og 2.4 er vist, hvordan de samlede reduktionskrav (CART) til landene (de lande, der direkte fremgår af Østersøhandlingsplanen) er fordelt per land per havområde jf. HELCOM (2013b).

I stedet for at anvende reduktionskrav har HELCOM HOD-56 i juni 2019 efter anbefaling fra HELCOM RedCore DG, DCE og BNI valgt at bruge udledningslofter. Det er der flere årsager til:

- Reduktionskravene er beregnet ift. de normaliserede vand- og luftbårne tilførsler af TN og TP i referenceperioden. Disse er dog løbende blevet ændret, f.eks. når landene genberegner deres data, finder glemte punktkildeudledninger o.l. Endvidere har EMEP ændret deres model for luftdeposition, og de får reviderede luftemissionsdata for TN, hvilket konkret har øget den årlige luftdeposition fra 234.000 tons N i referenceperioden, da Østersøhandlingsplanen blev vedtaget i 2013, til den i stedet skulle have været 280.000 tons N i samme periode (dvs. med 20 % og nogle år op til 30 %) (Svendsen et al., in prep.) – se figur 2.4. Det betyder, at reduktionskravene i dag reelt er højere end dem, der fremgår af Østersøhandlingsplanen (HELCOM 2013a) for at opfylde MAI
- Udledningslofter (se formel 2.1) vil derimod ikke ændre sig selv om referenceinputtet gør det, og udledningslofter per land per havområde er direkte sammenlignelige med MAI per havområde. Udledningslofter fremgår af tabel 2.5 og 2.6.

Tabel 2.3. Kvælstofreduktionskrav (CART TN) i tons per land per havområde, som de blev beregnet ud fra MAI i Østersøhandlingsplanen og de angivne allokeringsprincipper ovenfor. Der er kun reduktionskrav til BAP, GUF og KAT for kvælstof. Modificeret efterHELCOM (2013b). DK = Danmark, EE = Estland, FI = Finland, GE = Tyskland, LV = Letland, LT = Litauen, PL = Polen, RU = Rusland, SE = Sverige, BY = Hviderusland, CS = Tjekkiet, UA = Ukraine, SS = skibsfart på Østersøen, EU20 = de 20 EU lande som ikke er medlemmer af HELCOM, OC = andre lande/kilder, BAS = Østersøen.

Land/kilde	BOB	BOS	BAP	GUF	GUR	DS	KAT	BAS
DK	0	0	2136	42	0	0	708	2886
EE	0	0	382	1419	0	0	0	1801
FI	0	0	424	2603	0	0	2	3029
GE	0	0	7419	165	0	0	79	7663
LV	0	0	1645	23	0	0	1	1669
LT	0	0	8935	33	0	0	1	8969
PL	0	0	43436	147	0	0	27	43610
RU	0	0	2498	7879	0	0	4	10381
SE	0	0	8356	63	0	0	826	9245
BY	0	0	1977	0	0	0	0	1977
CZ	0	0	727	0	0	0	0	727
UA	0	0	526	0	0	0	0	526
SS	0	0	5735	592	0	0	602	6929
EU20	0	0	0	0	0	0	0	0
OC	0	0	14725	1486	0	0	2511	18722
I alt	0	0	98921	14452	0	0	4761	118134

Tabel 2.4. Kvælstofreduktionskrav (CART TP) i tons per land per havområde, som de blev beregnet ud fra MAI i Østersøhandlingsplanen og de angivne allokeringsprincipper ovenfor. Der er kun reduktionskrav til BAP, GUF og GUR for kvælstof. Modificeret efter HELCOM (2013b). For forkortelser se tabel 2.3.

Land	BOB	BOS	BAP	GUF	GUR	DS	KAT	BAS
DK	0	0	38	0	0	0	0	38
EE	0	0	15	268	38	0	0	321
FI	0	0	0	364	0	0	0	364
GE	0	0	175	0	0	0	0	175
LV	0	0	129	0	86	0	0	215
LT	0	0	1441	0	26	0	0	1467
PL	0	0	7477	0	0	0	0	7477
RU	0	0	481	3277	30	0	0	3788
SE	0	0	535	0	0	0	0	535
BY	0	0	424	0	128	0	0	552
CZ	0	0	187	0	0	0	0	187
UA	0	0	58	0	0	0	0	58
SS	0	0	0	0	0	0	0	0
EU	0	0	0	0	0	0	0	0
OC	0	0	0	0	0	0	0	0
I alt	0		10960	3909	308	0	0	15177

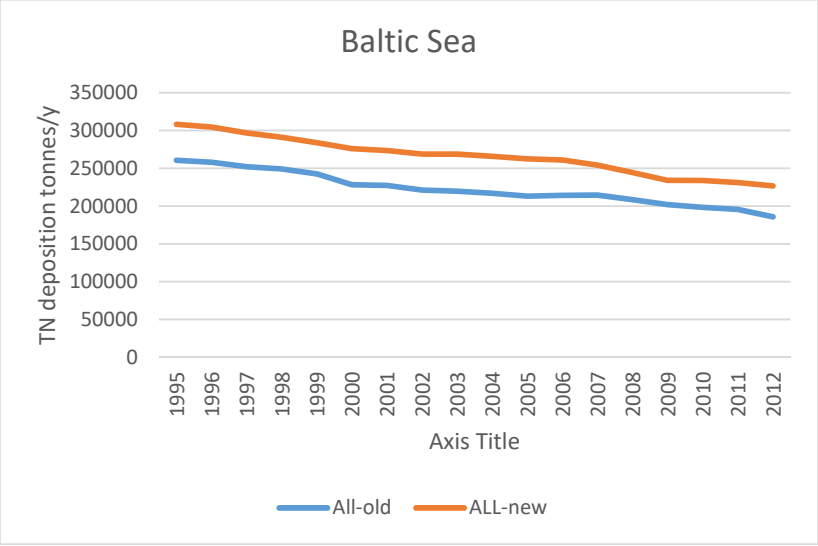
Udledningsloftet (input ceiling) IC for TN er beregnet som:

$$IC_TN_{AX} = REF_TN_{AX} - CART_TN_{AX}, \quad (2.1)$$

TN = total kvælstof fra land A til havområde X

REF = normaliserede oprindelige TN input i referenceperioden 1997-2003

CART = reduktionskravet jf. Østersøhandlingsplanen fra 2013 (HELCOM 2013a).



Figur 2.4. Sammenligning af kvælstofdepostionen som EMEP beregnede til Østersøhandlingsplanen (blå) og den som EMEP efterfølgende har genberegnet efter revidering af model (den kemiske del), opdateret meteorologiske data input og en række lande har opdateret deres emissionsdata (rød kurve).

Tabel 2.5. Udledningslofter (input ceilings) for total kvælstof per land/kilde per havområde (tons) beregnet ud fra normaliserede total kvælstoftilførsler fra hvert land/kilde til hvert havområde som anvendt i Østersøhandlingsplanen (HELCOM 2013a) og de tilsvarende reduktionskrav (CART) heri. For havområder hvor MAI var lig med tilførslerne i referenceperioden (REF_TN) var der ikke noget reduktionskrav (CART = O) og udledningslofterne er dermed lig REF_TN. For forkortelser se tabel 2.3.

Land	BOB	BOS	BAP	GUF	GUR	DS	KAT	BAS
DK	231	904	7910	334	381	30313	29319	69392
EE	95	317	1413	11265	13029	18	20	26156
FI	35081	29619	1569	20653	255	64	77	87318
GE	817	3170	27473	1312	1465	21957	3285	59480
LV	63	273	6091	183	53898	24	25	60558
LT	110	491	33093	261	5795	54	60	39864
PL	644	2802	160857	1166	1361	1125	1106	169062
RU	710	1551	9253	62522	2516	174	174	76900
SE	17924	33350	30942	502	449	6224	34206	123597
BY	0	0	7322	0	6352	0	0	13673
CZ	0	0	2693	0	0	0	0	2693
UA	0	0	1948	0	0	0	0	1948
BSS	72	292	1434	147	112	165	149	2372
EU20	0	0	0	0	0	0	0	0
OC	1876	6603	33002	3455	2804	5880	5579	59199
I alt	57622	79372	325001	101800	88418	65998	74001	792212

Tabel 2.6. Udledningslofter (input ceilings) for total fosfor per land/kilde per havområde (tons). For forkortelser se tabel 2.3.

Land	BOB	BOS	BAP	GUF	GUR	DS	KAT	BAS
DK	0	0	21	0	0	1040	829	1890
EE	0	0	8	236	239	0	0	483
FI	1668	1255	0	322	0	0	0	3245
DE	0	0	101	0	0	351	0	451
LV	0	0	74	0	541	0	0	615
LT	0	0	831	0	166	0	0	996
PL	0	0	4309	0	0	0	0	4309
RU	0	0	277	2892	185	0	0	3354
SE	826	1125	308	0	0	105	740	3104
BY	0	0	244	0	797	0	0	1041
CZ	0	0	108	0	0	0	0	108
UA	0	0	33	0	0	0	0	33
BSS	0	0	0	0	0	0	0	0
EU20	0	0	0	0	0	0	0	0
OC	181	394	1046	150	93	105	118	2087
I alt	2675	2773	7360	3600	2020	1601	1687	21717

2.5 Evalueringssystem for MAI og CART

I regi af HELCOM RedCore DG under HELCOM PRESSURE gruppen har DCE og BNI udviklet en metode til evaluering af, om MAI og udledningslofterne overholdes baseret på et forsigtighedsprincip. Metoden angiver, når der tages højde for usikkerheden på de estimerede næringsstoftilførsler et givent år, hvor langt (udtrykt som et antal tons TN og TP per år) man er fra at overholde udledningsloftet. Metoden er godkendt af HELCOM HOD og opfølgning på MAI publiceres årligt som en indikator, senest med data frem til og med 2016 (HELCOM 2018). Der er hidtil kun lavet en evaluering af overholdelse af udledningslofter (CART assessment) baseret på data frem til og med 2014 (Svendsen et al., 2018). I dette kapitel gives en overordnet gennemgang af metoden. De statistiske metoder, som ligger til grund for evalueringen er nærmere beskrevet i Larsen og Svendsen (2019). En beskrivelse, af hvordan metoden blev udviklet ud fra test af flere metoder, vil blive publiceret i Svendsen et al. (in prep).

Der er overordnet følgende 6 step:

1. Etabler et kvalitetssikret komplet datasæt (med vandafstrømning, total kvælstof og total fosfor tilførsler fra hvert land til hvert havområde)
2. Beregn de normaliserede årlige tilførsler af vand- og luftbåren TN og TP
3. Check om der er trend i de normaliserede TN- og TP-tidsserier herunder evaluer for eventuelle knækpunkter i tidsserien og estimer seneste års TN og TP tilførsler
4. Bestem usikkerheden på de estimerede seneste års TN- og TP-tilførsler
5. Vurdere om seneste års estimerede TN- og TP-tilførsler inklusiv usikkerheden overholder MAI/udledningslofterne
6. Vurdere/estimere om der er signifikante ændringer i TN- og TP-tilførslerne siden reference perioden (1997-2003)

Etablering af kvalitetssikret datasæt
Der etableres et datasæt med tilførsler af TN og TP via land og via luften, som skal dække hele Østersøens opland inklusiv grænseoverskridende tilførsler. Det er baseret på landenes årlige indberetninger i HELCOM PLUS databasen og EMEP's luftdepositionsbereninger.

BNI og DCE kvalitetssikrer datasæt sammen med HELCOM RedCore DG og HELCOM PLC-projektet, herunder vurderes og eventuelt fjernes mistænkelige værdier og udfyldes huller ved manglende data. Landene skal godkende det endelige "assessment" datasæt. Der henvises til kapitel 8.

Landene indberetter målte vand- og TN- og TP-stoftransporter fra målestationer, de tilsvarende modelestimerede tilførsler for de umålte oplande samt direkte spildevandudledninger (renseanlæg, industri og akvakultur) – se kapitel 7.

EMEP modelberegner hvor meget atmosfærisk TN, der årligt afsættes fra hvert land til hvert havområde ud fra de indberettede emissioner og de anvendte meteorologiske data.

Atmosfærisk tilførsel af TP beregnes ud fra en fast rate på 5 kg P per km^2.

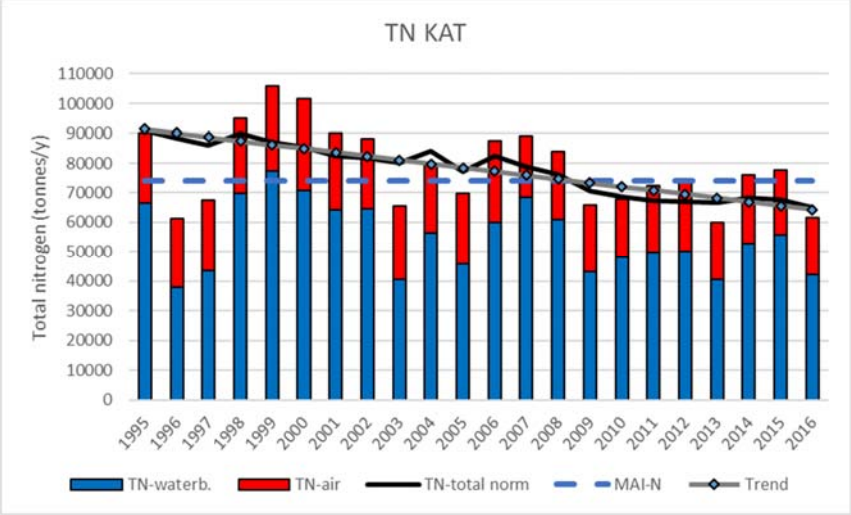
Normaliserede tilførsler af TN og TP

For at reducere år til variationen grundet skiftende vejrlig normaliseres TN- og TP-årstilførslerne via vandløb med en metode beskrevet i Larsen og Svendsen (2019). Samtidig betyder normalisering af data også, at trendanalyser kan foretages med større statistisk styrke, og man kan estimere seneste års TN- og TP-tilførsler med mindre usikkerhed.

TN- og TP-tilførslerne via vandløb er flow-normaliseret, da variationen i vandføringen er nært relateret til variationer i vejrliget. Denne normalisering foretages af BNI og DCE på hver af de vandløb, der er tidsserier for i HELCOM PLUS databasen og for de umålte oplande opgjort per land per havområde. De direkte spildevandsudledninger normaliseres ikke, da udledninger herfra ikke umiddelbart er påvirket af varierende vejrlig.

EMEP leverer også normaliserede kvælstofdepositionsdata. De klimanormaliserer TN-deposition ved at køre deres depositionsmodel 20 gange på samme års emissioner men med hver af de seneste 20 års meteorologi. EMEP får dermed 20 estimater på et års TN-deposition og anvender medianen heraf som den normaliserede deposition (HELCOM, 2019). Da den atmosfærisk tilførsel TP er faslagt ud fra en fast rate på 5 kg P per km^2 (Svendsen 2019) forudsættes det at være en normaliseret værdi.

Figur 2.5 viser, hvordan normalisering udjævner år til år variationen i tidsserien.



Figur 2.5. Årlig total kvælstoftilførsler til Kattegat opdelt på vandbårne tilførsler (via vandløb og direkte udledninger – blå) og luftbårne (rød), den normalisere årlige samlede TN-tilførsel (sort kurve). Endvidere er vist MAI TN for Kattegat og en trendline (se nedenfor).

Check for trend og knækpunkter

På baggrund af en testning af flere statistiske metoder til at vurdere overholdelse af MAI og CART/udledningslofter, blev det besluttet at estimere seneste års TN- og TP-input til havområderne baseret på den såkaldte "trend metode" (Larsen og Svendsen, 2019 og Svendsen et al., in prep). I trend metoden udføres en test for trend i normaliserede tidsserier af den årlig tilførsel af TN og TP med sædvanlig lineær regression, idet der endvidere vurderes på og tages højde for evt. knækpunkter i tidsserien, se senere. Det betyder, at hvis tidserien omfatter perioden 1995-2016, vil det seneste års input, der estimeres ud fra den etablerede trendlinje, blive år 2016. Man anvender derfor en estimeret værdi for tilførslen i 2016.

Der analyseres for knækpunkt (change point) i en tidsserie, når der er en ændring i udviklingen (trenden) eller et spring heri (f.eks. hvis en stor punktkilde

ophører). Et knækpunkt betyder, at tidsserien deles op i to stykker, der hver for sig analyseres for trend. Identifikation af knækpunkt testes iterativt, så det eller de mest signifikante knækpunkt(er) bestemmes med en statistiske test (Carstensen og Larsen, 2006 og Larsen og Svenden, 2018). Det er fastlagt at i enderne af en tidsserie, skal der være mindst 5 år, før der kan fastlægges et knækpunkt, og der er maksimalt anvendt to knækpunkter indtil videre.

Når trendlinjen eller linjerne er fastlagt bruges den til at estimere seneste års input. Proceduren opsummeres nedenfor, og der er vist et par eksempler i figur 2.6:

Der analysere for et knækpunkt:

- Nej der er ingen knækpunkt: Er der en signifikant trend for hele tidsserien?
    - Ja: Trenden fastlægges med en lineær model (regression)
    - Nej: Der estimeres en konstant værdi for hele tidsserien
- Ja, der er et knækpunkt: Analyser for om der er et knækpunkt mere:
    - Ja: Test for signifikant trend i det sidste segment af tidsserien
        - Ja: Fastlæg trend med lineær model (regression)
        - Nej: Estimer en konstant værdi for denne del af tidsserien
    - Nej: Test for signifikant trend i det sidste segment af tidsserien
        - Ja: Fastlæg trend med lineær model (regression)
        - Nej: Estimer en konstant værdi for denne del af tidsserien

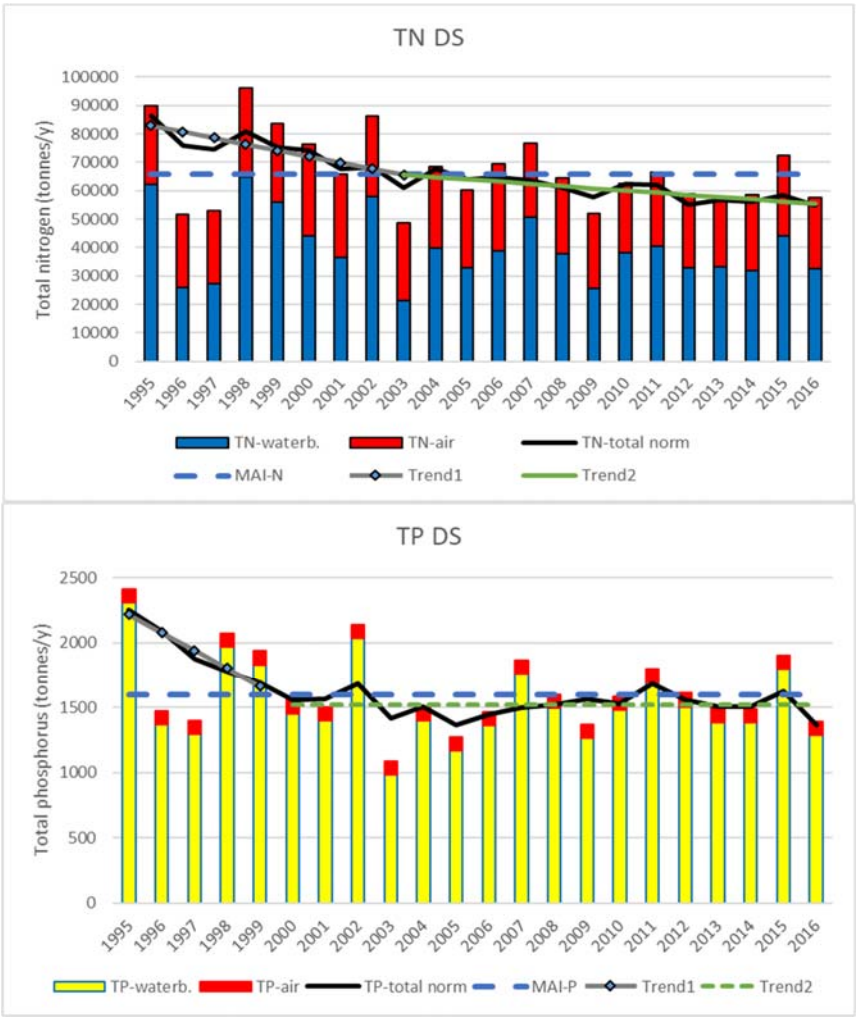
Ved knækpunkt i en tidsserie er det sidste segment af tidsserien, der anvendes til at estimere seneste års tilførsel ellers anvendes hele tidsserien. Hvis der ikke er nogen trend, anvendes et gennemsnit af den normaliserede TN- eller TP-tidsserie, og hvis der er knækpunkt anvendes et gennemsnit af det sidste segment heri – se figur 2.6. Af figuren fremgår, at sidste segment af trendlinjen for TN er signifikant, mens den ikke er det for TP, og derfor er der vist en stiplet linje med en konstant værdi svarende til gennemsnittet af TP-tilførslerne i perioden 2000-2016. Den estimerede seneste værdi (dvs. for år 2016) for TN er 55.442 tons og 1.522 tons for TP.

Ved at anvende estimater baseret på trendlinjen sikres, at der anvendes information fra alle år - eller når der er knækpunkt - en del år i tidsserien. Det sikres også, at den ændring der kommer, når der tilføjes et ekstra år til tidsserien, ikke bliver så stor som hvis man blot anvendte de normaliserede tilførsler fra seneste år eller et gennemsnit af de seneste 3 eller 5 år, således som blev undersøgt og testet som alternative metoder (Svendsen et al., in prep.).

Ændringer i tilførslerne over tid for f.eks. TN estimeres ganske enkelte ved:

$$((TN_{slut} - TN_{start}) / TN_{start}) \cdot 100\ \% \qquad (2.1)$$

TN_{slut} og TN_{start} er TN stoftilførslen i henholdsvis sidste og første år i perioden.



Figur 2.6. Årlig tilførsel af vandbåren og luftbåren total kvælstof (øverste figur) og total fosfor nederste (figur) og den normaliserede årlige totale tilførsel af TN og TP til Danske Stræder (DS). Endvidere er vist trendlinjer samt MAI. Der er knækpunkt i trendlinjen for både TN (i 2003) og TP (i 1999). Begge segmenter af trendlinjen for TN er signifikante, mens det kun gælder for første del af TP-trendlinjerne. Modificeret efter HELCOM (2018).

Bestem usikkerheden på de estimerede TN- og TP-tilførsler
For at sikre der anvendes et forsigtighedsprincip, skal der tages højde for usikkerheden $U_{TN,TP}$ på estimatet for sidste års TN (L_{TN}) og TP (L_{TP}) - tilførsel til et havområde.

Kravet, der skal opfyldes, er: Den estimerede tilførsel inklusiv den estimerede usikkerhed skal være mindre end MAI eller udledningsloftet (T) til et givent havområde, dvs. for den estimerede kvælstoftilførsel TN at:

$$L_{TNn} + U_{TNn} < T_{TN} \quad (2.2)$$

Der er indført et trafiklyssystem ud fra kriteriet i formel 2.2 når det evalueres om MAI og udledningslofter er opfyldte.

Rødt lys er når estimerede seneste års stoftilførsel er større end MAI/udledningsloftet, uden der tages hensyn til usikkerheden, dvs. når:

$$L_{TNn} \geq T_{TN} \quad (2.3)$$

Gult lys er når estimerede seneste års stoftilførsel er mindre end MAI/udledningsloftet, men det ikke er tilfældet, hvis usikkerheden lægges til estimatet, dvs.

$$L_{TNn} < T_{TN} \text{ og } L_{TNn} + U_{TNn} \geq T_{TN} \quad (2.4)$$

I dette tilfælde kan man ikke statistisk sikkert vurdere, om MAI/udledningsloftet er overholdt.

Grønt lys kræver at estimerede seneste års tilførsel inklusiv estimeret usikkerhed er mindre end MAI/udledningsloftet, dvs.:

$$L_{TNn} + U_{TNn} < T_{TN} \quad (2.5)$$

Usikkerheden U_{TN} på estimat af sidste års tilførsel af TN bestemmes som:

$$U_{TN} = t_{n-p,0.05} \cdot SE \quad (2.6)$$

$t_{n-p,0.05}$ = 95 % percentil i en t-fordeling med n-p frihedsgrader (svarende til høj statistisk sikkerhed)

p = antal parametre i den endelige model

n = antal år i tidsserien

SE =standardfejlen (standard error) fastlagt som:

$$SE=\sqrt{MSE}\cdot\sqrt{1/n + \text{år}_n^{\,2}/\sum_{i=1}^{n}\text{år}_i^2} \quad (2.7)$$

år_n = sidste år i tidsserien

år_i = et givent år (i) i tidsserien

MSE = mean squarred error, der beregnes som:

$$MSE=\frac{1}{n-p}\sum_{i=1}^{n}(x_i-\hat{x}_i)^2 \quad (2.8)$$

x_i = normaliseret stoftilførsel

$\hat{x}_i$= modelleret stoftilførsel ud fra lineær regression (trendlinjen)

Er der et knækpunkt i tidsserien modificeres formel (2.7) til:

$$SE = \sqrt{MSE}\cdot\sqrt{1/m + year_n^{\,2}/\sum_{i=Y}^{year_n} i^2} \quad (2.9)$$

m = antal år efter året Y hvor der er knækpunk i tidsserien

MSE beregnes ud fra hele tidsserien.

Ved beregning af usikkerheden på estimatet af sidste år stoftilførsler vil alle år i tidsserien indgå, da MSE ledet i formel (2.9) beregnes for alle år. Hvis der er knækpunkt i trendlinjen, så indgår kun årene i sidste segment (efter knækpunktet) i det led, der ganges på MSE i formlen.

I tabel 2.7 nedenfor og tabel 5.1 til 5.4 (kapitel 5) er vist, hvordan trafiklyssystemet fungerer, når der anvendes seneste års estimerede tilførsler plus usikkerheden på dette til at vurdere, om MAI og udledningslofterne er overholdt. De viser også hvor langt (hvor mange tons), man er fra at overholde kravene eller hvor meget udledningerne ligger under lofterne (det Ministeriet kalder for "råderummet").

Tabel 2.7. Evaluering af overholdelse af MAI i 2016 for tre havområder: Botniske Bugt (BOB), hvor MAI ikke statistisk sikkert overholdes, når der tages hensyn til usikkerheden, Central Østersø (BAP), hvor der mangler en yderligere reduktion på over 74.000 tons N før MAI overholdes og Kattegat (KAT), hvor MAI overholdes, og hvor den totale TN-tilførsel i 2016 - når der tages højde for den estimerede usikkerhed – er over 8.300 tons under MAI. Modificeret fra HELCOM (2018).

TN (tons)	BOB	BAP	KAT
A: Udledningsloft (MAI)	57.622	325.000	74.000
B: Estimeret tilførsel 2016	56.470	386.869	64.394
C: Estimeret 2016 + usikkerhed	58.046	399.163	65.686
Merreduktion (såkaldt "råderum")			8.314
Manglende reduktion		74.163	

Vurdering af om sidste års tilførsel er signifikant forskellig fra referenceperiodens
Som en sidste del af vurdering af overholdelse af MAI og udledningslofter vurderes også, om estimerede seneste års TN- og TP-tilførsler er signifikant forskellige fra gennemsnittet af de normaliserede tilførsler i referenceperioden 1997-2003.

På gennemsnittet af tilførslen i referenceperioden for f.eks. TP ($L_{TP(ref)}$) beregnes et 95 % konfidensinterval ved:

$$L_{TP(ref)} \pm k \cdot SE_{ref} \qquad (2.10)$$

SE_{ref} er standard error på gennemsnitstilførslen i referenceperioden

k faktoren = 97,5 % percentil i en t-fordeling med 6 frihedsgrader (7 år minus 1) = 2,447.

Tilsvarende findes for estimatet af seneste års (i) tilførsel et 95 % konfidensinterval ved:

$$L_{TP(i)} \pm k \cdot SE \qquad (2.11)$$

k faktoren = 97,5 % percentil i en t-fordeling med n-p frihedsgrader (se formel 2.6).

For at der er sket en signifikant ændring i tilførslerne skal konfidensintervallet omkring seneste års tilførsel ikke overlappe med konfidensintervallet omkring gennemsnittet af tilførslen i referenceperioden, dvs.

$$\left(L_{TP\,(ref)} - L_{TP(i)}\right) - \; k \cdot \sqrt{\mathrm{SE}_{ref}{}^{2} + SE^{2}} > 0 \qquad (2.12)$$

For at illustrere hvordan denne beregning foregår, har vi testet på den normaliserede TN-tilførsel til Danske Stræder jf. figur 2.6 (Larsen og Svendsen, 2013). MAI for TN er 65.998 tons per år. I følge figur 2.6 er der et knækpunkt i 2013 og estimeret seneste års tilførsel (2016) er 55.442 tons N og SE estimeres til 1.082 tons N, hvilket giver et konfidensinterval på [53.177; 57.707] tons N jf. formel (2.11). Gennemsnit TN-tilførslen i referenceperioden er 71.728 tons N og ved hjælp af formel (2.10) bliver konfidensintervallet [65.789; 77.667] tons N. Formel (2.12) giver 11.288 tons N, som er større end 0, hvilket betyder, at TN-tilførslen til Danske Stræder er reduceret signifikant, svarende til 23 % i 2016 siden referenceperioden.

3. Hvilke punktkilder indgår i HELCOM's opgørelse af CART og påvirker således råderummets størrelse?

HELCOM opdeler i lighed med praksis i Danmark spildevandsudledninger i 5 kategorier med angivelse af de engelske navne i parentes (HELCOM, 2019):

- Renseanlæg (municipal wastewater treatment plants)
- Særskilte industrielle udledere (industrial plants)
- Akvakultur (aquaculture)
- Regnbetingede udledninger (rainwater constructions/separately treated drainage water from paved areas)
- Spredt bebyggelse (scattered dwellings)

I den årlige indberetning som de ni medlemslande foretager til HELCOM indgår punktkilder på følgende måde:

- En gang årligt indberetter DCE individuelt vand-, kvælstof (TN) og fosforstofmængder (TP) for samtlige punktkilder, som udleder direkte til havet (har udløbet til havet) (i HELCOM terminologi "direct inputs to the sea") opgjort på årsbasis. Det drejer sig om renseanlæg (anlæg større end 30 PE, dem som er ≤ 30 PE indregnes under spredt bebyggelse), særskilte industrielle udledere samt akvakultur anlæg (havbrug og samt landbaserede anlæg, der udleder direkte til havet).
- I PLC guidelines (HELCOM, 2019) er det angivet, at evt. spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse og regnbetingede udledere regnes som diffuse kilder og indgår i disse. Det er i HELCOM PLC-regi besluttet ikke at operere med direkte udledninger til havet fra spredt bebyggelse eller regnbetingede udledninger, men at disse i stedet indgår i tilførslerne via vandløb (HELCOM: "riverine inputs").
- En gang årligt indberetter DCE årlig vand- og stofmængder for de ca. 125 vandløbsmålestationer i oplandet til Østersøen. I disse målte stofmængder indgår det spildevand, der udledes i oplandet til målestationer fraset den retention (stoffjernelse), der sker fra udledningspunkter til målestedet.
- For de dele af oplandet, som ikke er dækket af målinger ved vandløbsmålestationer (også kaldet umålte oplande), beregnes vand – og stofmængderne med modeller (se annex). I disse modeller indgår data om spildevandsudledninger fra de 5 typer af punktkilder.

Alle kendte punktkilder i oplandet til Østersøen inklusiv dem, som udleder direkte hertil, indgår derfor i opgørelsen af vand- og stoftilførsler og dermed ved evaluering af overholdelse af CART og påvirker således også det såkaldte "råderums" størrelse (se yderligere i kapitel 7).

En gang hver ca. 6 år indberettes også de årlige udledning fra alle kilder i oplandet, således i 1995, 2000, 2006, 2014 og senest i 2017. Dette anvendes for at kunne lave kildeopsplitninger til vurdering af TN- og TP-kilder til Østersøen og evaluering af indsatser til reduktion af næringsstoftilførsler (se f.eks. Sonesten et al., 2018a og b og Svendsen og Tornbjerg, 2019).

4. For hvilke af disse kilder beregnes en retentionsfaktor og hvorledes beregnes den?

For punktkilder, der udleder direkte til havet (direkte udledninger), regnes der ikke med nogen retention før udledninger når til havet. Det betyder ved etablering af en ny punktkilde eller forøget udledning fra en eksisterende punktkilde, der udleder direkte til havet, vil den øgede TN- og TP-udledning skulle fratrækkes fuldtud fra et eventuelt "råderum" i relation til udledningslofterne.

For kilder, der udleder til vandløb og søer i oplandet til Østersøen, beregnes der ikke en retentionsfaktor, når udledningen foregår opstrøms de steder, hvor der måles vand og stoftransport i vandløb, da retentionen allerede er sket ved målepunktet. Men hvis den målte transport løber gennem umålt opland, vil der være en retention, der skal tages højde for. Det sker ved at trække den beregnede retention fra den modellerede transport i det umålte opland før, der summeres med den målte transport.

Nedenfor opsummeres hvordan, der tages højde for retentionen, når der modelleres stoftilførsler fra umålte opland.

Når det vurderes, hvor stor en andel af udledninger i oplandet fra en kilde reelt tilfører af TN og TP til Østersøen, skal der tages højde for en række forhold. For kilder, som udleder direkte til overfladevand (vand eller sø) i oplandet, skal der tages højde for retention i overfladevandet. Hvis udledningen sker til rodzonen, skal der også tages højde for retention i den umættede zone og ofte også i grundvandet. Jo længere væk en kilde ligger fra havet, jo flere søer eller kilometer vandløb vil en udledning skulle passere og dermed vil retention alt andet lige også være større end for en kilde, der udleder tæt på havet.

DCE modellerer ift. NOVANA og stofopgørelser til havområder retentionen i vandløb, søer og vådområder. Ift. punktkilder vil det være retention i vandløb og søer, som har den primære interesse. For kvælstof beregnes der retention for store søer (reelt er det knap 600 vandplan søer), små søer og vandhuller, vådområder og vandløb, mens der for fosfor kun tages højde for retention i vandplansøer (og dermed ikke regnes med TP-retention i vandløb (Bøgestrand (red), 2009 og Windolf et al., 2011).

De retentionsrater, som angives, er per år.

4.1 Store søer - kvælstof

Disse søer er karakteriseret ved at have mindst et indløb og afløb. For hver af de knap 600 store søer er der ved hjælp af DK-QN modellen beregnet månedsvand- og kvælstoftilførsler hertil (Windolf et al., 2011). Retentionen N_{ret} (i % af tilførslen til søen) for hver sø beregnes ud fra formel 4.1.

$$Nret = (78{,}52 \cdot T_w^{0{,}431} \cdot d^{-0{,}078}) - 1 \text{ (og } N_{ret} \leq 90) \qquad 4.1$$

T_w er opholdstiden i søen (i år), d er gennemsnitsdybden i søen (i meter), og hvis d ikke er kendt, sættes N_{ret} til 30%. Beregnes N_{ret} større end 90% anvendes 90 %. Ligger der nedstrøms søer, tages der højde for dette ved at reducere

inputtet til nedstrøms beliggende sø ved at tage højde for retentionen i søen/søerne opstrøms. Modellen er baseret 21 søer og 15 års data.

Når retention beregnes i et opland, tages der højde for hvor mange store søer, der er i oplandet, og om de ligger nedstrøms hinanden, idet hele Danmark er opdelt i små oplande på 25-50 km^2 polygoner (såkaldte ID 25 opland), hvorpå der regnes TN- og TP-stoftilførsler fra umålte oplande.

4.2 Små søer og damme - kvælstof

Der er ca. 100.000 små søer og damme i Danmark. For at identificerer hvilke af disse søer, der har potentiale for retention, er der opstillet 4 kriterier (Windolf et al., 2011):

1. Hver lille sø/dam skal have mindst et identificerbart udløb og/eller "være i kontakt med" mindst to grøfter. Dette kriterium lever 5.930 søer op til.

2. Det findes ikke et topografisk opland til disse søer. Derfor baseres retentionsberegningen på et "tildelt" specifikt middel sø-areal retentionsrate på mellem 60 og 400 kg N per hektar sø-areal.

3. Retentionsraterne søger at afspejle forskelle mellem søer grundet lokalisering i opland med varierende dyrkningsgrader og forskellige jordtyper. Således blev søerne opdelt i to kategorier efter om de lå i et leret eller sandet opland, og hver af de to kategorier blev underinddelt i tre kategorier af dyrkningsgrader for et areal omkring den enkelte sø på 5 til 10 gange sø-arealet. For søer i dominerede lerjordsområder med en dyrkningsgrad over 60 % anvendes 400 kg N/ha søareal som retentionsrate. Ved dyrkningsgrad 30-60% på lerjord anvendes 170 kg N/ha og ved dyrkningsgrad < 30% 80 kg N/ha. For sandjordsområder anvendes med dyrkningsgrad over 60 % sandjord 300 kg N per ha sø-areal, ved dyrkningsgrad 30-60 % på sandjord 125 kg N/ha og ved dyrkningsgrad <30 % 60 kg N/ha.

4. År til år variationer i den arealspecifikke retention er beregnet ud fra en antagelse om, at den følger den relative år til år variation i kvælstofretentionen bestemt ud fra massebalancen for 16 søer, der overvåges under NOVANA-programmet.

For søer uden afløb tildeles retentionsraten 0 kg N per ha sø-areal.

Når der beregnes retention for et opland, tages der højde for hvor mange små søer og damme med overstående kriterier, der er.

4.3 Vandløb – kvælstof

Retentionsberegninger for kvælstof i vandløb er baseret på 41 referencestudier af denitrifikation forskellige steder i verden, jf. et review lavet under EU-ROHARP-projektet af Kronvang et al. (2004). På basis heraf er vandløbene opdelt efter, hvor brede de er, da det har indflydelse på denitrifikationsraten og dermed kvælstoffjernelse per areal vandløbsbund (Windolf et al., 2011).

For vandløb < 2 m brede anvendes en retentionsrate på 662 kg N per ha vandløbsbund. For vandløb >2 m bredde anvendes 918 kg N/ha. For skovvandløb anvendes uanset bredde 662 kg N/ha.

For hvert opland kendes hvor meget vandløbsbund, der falder i de forskellige kategorier overfor som grundlag for retentionsberegningen.

4.4 Genetablerede vådområder – kvælstof

I de tilfælde hvor der også skal tages højde for retention i vådområder, tages der udgangspunkt i en retentionsrate på 197 kg N per hektar restaureret vådområde. Dette er baseret på en række målinger og erfaringer fra danske forhold (Hoffmann og Baattrup-Pedersen, 2007). Der antages at være en år til år variation ift. ovennævnte retentionsrate relativ til den år til år variation i retentionen i de 16 store søer nævnt under afsnit 4.2.

For hvert opland findes via GIS oplysninger om hvor meget genetableret vådområder, der findes.

4.5 Fosforretention

For fosfor opereres indtil videre kun med retention for store søer (de knap 600 vandplanssøer). Fosforretentionen i søerne er baseret på målinger (massebalancer) på 16 NOVANA-søer. Der anvendes en fast retentionsrate per sø-areal på 4,5 kg P/ha og den anvendes for de knap 600 vandplansøer i de omfang en eller flere indgår i det opland, man beregner på.

Retentionsmodellen for fosfor er under revision, da der er behov for den opdateres og forbedres.

4.6 Samlet retention i Danmark

På basis af de årlige TN- ($N_{tilførsel}$) og TP-tilførsler via vandløb til havet fra Danmark (altså ikke kun oplandet til HELCOM men fra hele Danmarks areal) og den modellerede TN- og TP-retention (Nret) også for hele Danmark (i ferskt overfladevand), er der i tabel 4.1 beregnet en retentionsprocent Ret% (hvor stor en andel af den tilførte TN- og TP-stofmængde til ferskt overfladevand) er blevet fjernet via retention – og dermed ikke når ud til havet beregnet jf. formel 4.2 (for TN og tilsvarende for TP):

$$Ret\% = (N_{ret} / (N_{ret} + N_{tilførsel})) \cdot 100\ \% \qquad 4.2$$

Hvor N_{ret} og $N_{tilførsel}$ er i kg eller tons.

Tabel 4.1 giver gennemsnitsretentionen på TN- og TP-tilførsler via vandløb fra Danmark til de omkringliggende havområder. Retentionsprocenterne kan dermed ikke direkte påføres udledningerne fra en enkelte kilde, da der skal tages højde for, hvor den udleder og hvor i forhold til havet, det sker, herunder nedstrømsoplandets beskaffenhed jf. kapitel 4.1-4.5. Det giver dog en generel indikation af, at der fjernes væsentligt mere kvælstof (på landsplan 20-28 %) end fosfor (6-9 % de seneste år) i ferskt overfladevand. Den negative retention for TP i 1992 og 1994 skyldes, at en del søer grundet tidligere høj fosforbelastning, der var akkumuleret i søerne, havde en stor netto frigivelse af fosfor på årsplan. Retablering af vådområder de senere år vil påvirke mod øget retention af især kvælstof.

Tabel 4.1. Årlig total kvælstof- og fosfortilførsler fra Danmark via vandløb til havet, årlig retention i ferskoverfladevand og hvor stor en andel i procent retention udgør af bruttotilførslerne (tilførsler + retentionen). Beregnet af DCE, AU (personlig kommunikation Henrik Tornbjerg, Bioscience).

År	TN tilførsel	TN retention	TN retention	TP tilførsel	TP retention	TP retention
	tons	tons	%	tons	tons	%
1990	88931	26062	23	3404	358	9,5
1991	77312	24539	24	2868	224	7,2
1992	84264	25733	23	2598	-60	-2,3
1993	88588	24873	22	2595	30	1,1
1994	117270	25518	18	3484	-15	-0,4
1995	84569	27369	24	2456	89	3,5
1996	39266	11939	23	1424	15	1,0
1997	43085	13071	23	1473	75	4,8
1998	83219	23945	22	2467	149	5,7
1999	90987	22987	20	2783	343	11
2000	77295	21121	21	2434	89	3,5
2001	62746	19368	24	2160	209	8,8
2002	85093	21383	20	2693	194	6,7
2003	41334	15906	28	1458	135	8,5
2004	65275	19544	23	2130	169	7,3
2005	53372	17834	25	1733	138	7,4
2006	62028	19451	24	2065	170	7,6
2007	77441	23979	24	2496	252	9,2
2008	62118	21000	25	2120	192	8,3
2009	46220	17202	27	1680	129	7,2
2010	52762	19170	27	2043	192	8,6
2011	56773	21190	27	2255	192	7,8
2012	56644	21576	28	2167	195	8,2
2013	51412	19708	28	1872	195	9,4
2014	59169	21917	27	2199	195	8,1
2015	74140	25609	26	2723	195	6,7
2016	59005	22371	27	2061	195	8,6
2017	61833	22254	26	2255	195	8,0

5. Hvilke usikkerheder er der taget højde for i modellen?

Spørgsmålet kan besvares ud fra to forudsætninger:

1. at der er tale om usikkerheden på stoftilførsler til havområderne i Østersøen, som anvendes som grundlag ved vurdering af overholdelse af MAI og CART
2. at der henvises til usikkerheden på estimerede sidste års TN- og TP-tilførsler, som omtales i kapitel 2.5

I det følgende beskrives begge former for usikkerheder.

Der er ikke taget stilling til hvilke usikkerheder, der tages højde for/ikke tages højde for ved den oprindelige fastlæggelse af MAI og CART (HELCOM 2013a og HELCOM, 2013b), som kommer fra fastlæggelsen af miljømålene og BNI's efterfølgende modellering med BALTSEM modellen af MAI og beregning af CART/udledningslofter – se kapitel 2.

Når der tales usikkerhed, består den af to former:

- præcision (s) som er spredningen omkring den gennemsnittelig værdi, dvs. i dette notat om spredningen omkring årlige TN- og TP-stoftilførsel til et havområde
- bias (b) som er en afvigelse fra den sande årlige stoftilførsel (f.eks. at den konsekvent underestimeres)

Den samlede usikkerhed U findes som:

$$U = (b^2 + s^2)^{1/2} \quad (5.1)$$

Det er umiddelbart lettere at vurdere og kvantificere usikkerheder, der bidrager til præcisionen, end af fastlagt bias, da sidstnævnte forudsætter man kender den sande værdi (sande stoftilførsel), men det er alt andet lige en værdi, der ikke kendes, så man kan i bedste fald give et bud på bias. I Larsen og Svendsen (2019) er vist eksempler på, hvordan der kan estimeres samlet usikkerhed U på de samlede danske TN-stoftilførsler på mellem 7,4 og 12,8 % til havet. I annexets tabel A.1 i dette notat er der til sidst estimeret præcision på danske TN- og TP-tilførsler til havområder i Østersøen, som det blev vurderet i 2016.

5.1 Usikkerhed på de faktiske TN- og TP-tilførsler

De danske opgørelser af stoftilførsler til Østersøen er baseret på ca. 125 vandløbsmålestationer, adskillige punktkilder og en opgørelse af stoftilførslen for umålte oplande baseret på en række små beregningsenheder (oplande) (ID25 – se Annex) samt lange tidsserier (opgjort siden 1990).

Det er derfor vores vurdering, at der hermed umiddelbart indgår en række usikkerheder ved opgørelsen af vand- og stoftilførsler til havområderne i Østersøen. Disse usikkerheder indgår alle i usikkerhedskomponenten præcisionen, mens nogle af dem også bidrager til bias-komponenten som f.eks. om prøver tages repræsentativ i tid og rum.

For tilførsler via vandløb og direkte spildevandsudledninger:

- Er vandføringsmålingerne repræsentative
- Er vandstandsmålingerne repræsentative
- Om vandprøver til kemiske analyse udtages repræsentativt i tværprofilet af vandløbet (et repræsentativt sted)
- Om man får taget tilstrækkeligt mange prøver til at repræsentere den variation, der forekommer i løbet af året i koncentrationen af TN og TP
- Modelusikkerhed for vand- og stoftilførsler fra umålte oplande
- Usikkerhed på opgørelse af regnbetingede udledninger og udledninger fra spredt bebyggelse, som er baseret på model og erfaringstal
- Usikkerheden ved kemiske analyser (laboratorie usikkerheden)
- Usikkerheden ved stoftransportberegningen
- Usikkerhed på opgørelse af udledninger fra akvakultur baseret på opgørelse af mængde produceret fisk og foderforbrug
- År til år variationen på målte og umålte vand- og stoftilførsler – denne usikkerhed reduceres dog ved at tilførslerne normaliseres, når de anvendes til at vurdere overholdelse af MAI og CART

For den atmosfæriske deposition af kvælstof er der følgende:

- År til år variationen på tilførslerne
- For atmosfærisk deposition af kvælstof er der usikkerheden på selve modellen og på de måledata, modellen er kalibreret op imod samt ikke mindst på de emissionsdata, der anvendes i modellen. Herudover er der også usikkerhed på de meteorologisk data, som anvendes i modellen både ift. dækning i tid og rum
- EMEP angiver at modelberegnede TN-koncentrationer kan forudsige de målte koncentrationer ved HELCOM stationer med en nøjagtighed på ca. 30% (Bartnicke et al., 2017)

I Larsen og Svendsen (2019) beskrives, hvordan usikkerhederne beregnes, når man kan kvantificere de enkelte usikkerhedskomponenter, og for de samlede TN-tilførsler fra hele Danmark til havområder (ikke kun til Østersøen) vurderes der at være en total bias på mellem 7,4 og 12, %, en total præcision på mellem 0,5 og 1,1 % og en total usikkerhed på mellem 7,4 og 12,8 %. For TP-tilførslerne findes endnu ikke et samlet bud, men for det samlede målte opland vurderes bias at være mellem -6 til -3% og præcisionen mellem 1 til 2 % dvs. en samlet usikkerhed på mellem 3 of 6 %. For det samlede umålte opland er bias mellem -5 og -30% og præcision mellem 1 til 3 %, så den samlede usikkerhed bliver på mellem 5 til 30 %.

I kapitel 6 beskrives mere om bias på stoftilførslerne til havområder.

5.2 Usikkerhed på estimerede sidste års tilførsel

Som omtalt i kapitel 2.5 estimeres med trend-metoden det seneste års TN- og TP-tilførsel og en tilhørende usikkerhed. Denne usikkerhed er baseret på MSE – Mean Square Error (se formel 2.7-2.9) – fra trendanalysen, hvor der laves et fit til udviklingen for hele stoftilførselstidsserien. Denne usikkerhed er dermed et udtryk for, hvordan trend-metoden fitter til data ganget med et udtryk fra den lineær regressionsmodel, så man opnår prædiktionsusikkerheden i modellen. Da man fitter til (normaliserede) stoftilførsler indgår de usikkerheder som er beskrevet i afsnit 5.1 dermed i beregningen af MSE.

For de estimerede seneste års TN- og TP-tilførsler omfatter usikkerheden præcisionen.

Jf. kapitel 2.5 tillægges en beregnet usikkerhed til den estimerede seneste års tilførsel af TN og TP til et havområde. I den seneste vurdering af overholdelse af MAI i 2016 (HELCOM 2018) er usikkerheden opgjort per havområder jf. tabel 5.1. og 5.2.

Det bemærkes, at usikkerheden for tilførslerne af TN til de syv havområder er på op til godt 4 %, men dog næsten 7 % for Gulf of Finland (GUF). For tilførslerne af TP er usikkerheden til fem af de syv havområder mindre end godt 5 %, mens den til GUF er meget høj, over 54 %. Netop de russiske tilførsler af især TP til GUF er behæftet med meget stor usikkerhed, bl.a. fordi nogle data virker inkonsistente med ekstreme spring fra år til år også i de normaliserede tilførsler. Det betyder, at for at opfylde MAI til GUF, vil stoftilførslerne grundet usikkerheden skulle være væsentlig lavere end udledningsloftet.

Der er også estimeret usikkerheder for CART/udledningslofter som vist for vurdering af om de dansk TN og TP-udledninger overholder kravene (tabel 5.3 og 5.4).

Tabel 5.1. Status på basis af data for perioden 1995-2016 for opfyldelse af MAI for total kvælstof til de syv havområder i Østersøen i 2016. Anden kolonne er MAI jf. Østersøhandlingsplan – BSAP (HELCOM, 2013), tredje kolonne er den estimerede tilførsel i 2016, fjerde kolonne den estimerede statistisk usikkerhed på disse tilførsler. Tal i er tons per år fraset kolonne med %. Klassifikationssystemet med tre farver er beskrevet nærmere i kapitel 2: rød betyder at estimeret TN-input i 2016 > MAI, grøn at estimeret TN-input 2016 + usikkerheden < MAI (statistisk sikkert), og gult at man ikke statistisk sikkert kan afgøre om MAI er overholdt i 2016, når der tages højde for usikkerheden på tilførslerne. Modificeret efter HELCOM (2018).

Havområde til Østersøen	MAI*	TN-tilførsel 2016	Statistisk usikkerhed 2016	TN-input inklusiv usikkerhed 2016	Overskridelse af MAI 2016	Input 2016 inkl. usikkerhed i % af MAI	Klassifikation af opnået reduktion i 2016	Usikkerhed på TN i % af TN-input
Bothnian Bay (BOB)	57622	56470	1576	58046	424	101		2,8
Bothnian Sea (BOS)	79372	68179	2363	70542		89		3,5
Baltic Proper (BAP)	325000	386869	12293	399163	74163	123		3,2
Gulf of Finland (GUF)	101800	105976	7122	113098	11298	111		6,7
Gulf of Riga (GUR)	88417	88645	3908	92553	4136	105		4,4
Danish Straits (DS)	65998	55442	1871	57313		87		3,4
Kattegat (KAT)	74000	64394	1292	65686		89		2,0
Baltic Sea (BAS)	**792209**	**824017**	**17626**	**841643**	**49434**	**106**		2,1

Tabel 5.2. Som tabel 5.1 men for total fosfor. Modificeret efter HELCOM (2018).

Havområde til Østersøen	MAI*	TP-tilførsel 2016	Statistisk usikkerhed 2016	TP-input inklusiv usikkerhed 2016	Overskridelse af MAI 2016	Input 2016 inkl. usikkerhed i % af MAI	Klassifikation af opnået reduktion i 2016	Usikkerhed på TP i % af TP-input
Bothnian Bay (BOB)	2675	2598	140	2738	63	102		5,4
Bothnian Sea (BOS)	2773	2533	126	2658		96		5,0
Baltic Proper (BAP)	7360	14014	636	14650	7290	199		4,5
Gulf of Finland (GUF)	3600	2810	1520	4330	730	120		54,1
Gulf of Riga (GUR)	2020	2378	211	2589	569	128		8,9
Danish Straits (DS)	1601	1522	51	1574		98		3,4
Kattegat (KAT)	1687	1451	55	1506		89		3,8
Baltic Sea (BAS)	**21716**	**29415**	**1181**	**30596**	**8880**	**141**		**4,0**

Tabel 5.3. Vurdering af opfyldelsen af de danske udledningslofter for total kvælstof til de syv havområder i Østersøen i 2014. Tal i tons på nær nederste linje som er i %. Fra Svendsen et al. (in prep).

	BOB	BOS	BAP	GUF	GUR	DS	KAT
A: Udledningsloft	231	904	7910	334	381	30313	29319
B. Estimeret input 2014	168	632	7376	273	273	22539	25134
C: Input 2014 inkl. usikkerhed	174	652	7477	283	282	24165	26193
Merreduktion (A-C)	57	252	433	51	99	6148	3126
Manglende reduktion (C-A)							
Usikkerhed ift. estimeret input(%)	**3,5**	**3,3**	**1,4**	**3,4**	**2,1**	**7,2**	**4,2**

Tabel 5.4. Vurdering af opfyldelsen af de danske udledningslofter for total fosfor til de syv havområder i Østersøen i 2014. Fra Svendsen et al. (in prep.).

	BOB	BOS	BAP	GUF	GUR	DS	KAT
A: Udledningsloft			21			1040	829
B. Estimeret input 2014			66			1003	692
C: Input 2014 inkl. usikkerhed			68			1039	710
Merreduktion (A-C)						1	119
Manglende reduktion (C-A)			47				
Usikkerhed (%)			**3,2**			**3,6**	**2,7**

6. Hvilke usikkerheder er der ikke taget højde for i modellen?

I forlængelse af kapitel 5 skelnes mellem usikkerheder på de indberettede stoftilførsler og så usikkerheden på estimerede sidste års tilførsler, der anvendes ved vurderingen af, om MAI og udledningslofterne er overholdt.

Som beskrevet i kapitel 5.1 er de usikkerheder, som der generelt ikke er taget højde for, relateret til faktorer, der bidrager til bias, altså systematisk over eller under estimering ift. til den sande værdi. Dette kompliceres yderligere af, at man vanskeligt teoretisk eller ved forsøg præcist vil kunne måle/bestemme den "sande" stoftilførsel til havet.

6.1 Usikkerhed på de faktiske TN- og TP-tilførsler

For tilførsler via vandløb og direkte udledninger indgår der ikke usikkerheder vedrørende:

- Vi ved, at man specielt for fosfor ved kun at tage 12-18 prøver per år og ved beregning af stoftransporten med lineær interpolation vil lave en systematisk underestimering af stoftransporten (man fanger i gennemsnit ikke alle høje stoftransport begivenheder)
- Fejl i analysemetode som set i perioden 2007-14 på laboratoriet, antageligt har givet systematisk bias (DCE har ikke afsluttet analysen heraf endnu)
- Systematiske metodefejl ved opgørelsen af udledninger fra spredt bebyggelse (f.eks. at fosfor i 1 PE er sat for højt) og regnbetingede anlæg, og hvor der for udledninger fra akvakultur kan være forudsat forkerte indhold af TN og TP i fisk eller i foderet
- Udsivning af vand og næringsstoffer i havstokken

For atmosfærisk deposition:

- For total fosfor er data baseret på målinger tæt på kysten, men der mangler målinger langt væk fra land, der ikke påvirkes af lokale kilder. De målinger, der findes, er desuden påvirket af fugle klatter, lokale kilder som pollen o.l. Endvidere anvendes en fast rate for hele Østersøen gennem hele perioden 1995 og frem
- For atmosfærisk TN-deposition kan emissionsdata være systematisk under/over estimeret for kvælstof
- I depositionsmodellen findes beskrivelse af en række kemiske processer, som jævnligt justeres, når der kommer ny viden, og hver gang har det medført systematiske op eller nedjusteringer af den tidligere beregnede depositionsbeskrivelse.

Der er også en usikkerhed ved at ikke alle kilder, der tilfører TN og TP nødvendigvis er opgjort - som f.eks. hvis skibe udleder direkte til Østersøen (der er taget højde for deres emissioner til luften, som ender i Østerøsen), tab fra havne ved f.eks. uheld eller flytning/losning af gødning. Disse kilder antages dog normalt kun at kunne bidrage med ganske få procent af de kendte TN- og TP-tilførsler, men vil alle bidrage til en systematisk underestimering.

6.2 Usikkerhed på estimerede sidste års tilførsel

Hvis der er bias i stoftilførslerne vil denne indgå i de tidsserier, som trendmodellen anvendes på og dermed også på estimatet for seneste års input. Det vil være afgørende, om bias er en rimelig konstant %-del hvert år, eller den varierer i størrelse. I kapitel 5.2 er givet eksempler på bias på danske vandbårne stoftilførsler til havet.

Det skal bemærkes, at der må antages at være bias på TN- og TP-stoftilførslerne for hele tidsserien og fra alle lande. Det betyder, at da BALTSEM-modellen er kalibreret på TN- og TP-tilførsler med bias, så er MAI beregnet ud fra disse. Men MAI er relative robuste, eftersom hvis man fik fastlagt bias og dermed fik øget stoftilførslerne, så ville BALTSEM-modellen skulle genkalibreres med højere stoftilførsler og dermed beregne højere MAI og dermed tilsvarende højre udledningslofter. Hvis bias var væsentligt højere eller lavere i referenceperioden sammenlignet med data fra efterfølgende år, vil det kunne påvirke status for overholdelse af MAI og udledningslofter.

7. Hvilke data leverer DK til HELCOM (PULS-data eller NOVANA-data), og anvendes der gennemsnitsværdier?

Som omtalt i kapitel 3 leverer Danmark (ved DCE) en gang om året årstilførsler af vand, total kvælstof og total fosfor for ca. 125 vandløbsmålestationer individuelt, aggregeret for de umålte oplande til henholdsvis Kattegat (Kattegat), Bælthavet (Belt Sea), Øresund (The Sound) og Central Østersø (Baltic Proper) samt for hvert renseanlæg, særskilt industriel udleder og havbrug, der udleder direkte til farvandsområderne.

Vand- og stoftransporter ved vandløbsmålestationerne er beregnet i ODA-databasen som en del af NOVANA-programmet. Da målestationerne kun dækker knap 50 % af det danske opland til Østersøen, skal vand- og næringsstoftilførsler for den umålte del af oplandet estimeres ved hjælp af modeller – se Annex.

Det er fra NOVANA-programmet, der rapporteres til HELCOM, så der anvendes samme data. De spildevandsdata, som DCE anvender til opgørelserne (de direkte spildevandsudledninger og de spildevandsdata, der anvendes i de modeller, der anvendes til at estimere vand- og stoftilførsler i de umålte oplande), er modtaget fra fagdatacenter for Hydrologiske Punktkilder i Miljøstyrelsen, som laver de årlig spildevandsopgørelser (f.eks. Miljøstyrelsen, 2019). Der er tale om årlig vand- og stoftilførsler per punktkilder for renseanlæg, særskilte industrielle udledere og akvakultur. Spildevand fra regnbetingede udløb og spredt bebyggelse er fremsendt til DCE som årlige udledninger for en række vandløbsoplande. Fagdatacenter for Punktkilder baserer deres opgørelser på data fra PULS (renseanlæg, industrielle udledere, regnbetingede udledere), udledninger fra spredt bebyggelse ud fra BBR-data, renseniveau fra ejendommes anlægstype og antal beboere per ejendom og akvakultur er baseret på dambrugenes egenkontroller og indberetninger til kommunerne (Miljøstyrelsen, 2019).

De spildevandsdata, der rapporteres til HELCOM, er således aktuelle års vand- og stoftransporter og ikke gennemsnitsværdier.

8. Hvor mange år går der før data for udledninger indgår i HELCOM's opgørelser af hhv. MAI og CART?

De årlige rapporteringer fra landene af vand- og stoftilførsler til havområderne i Østersøen har en rapporteringsfrist 31. oktober til HELCOM PLUS-databasen (HELCOM, 2016 og HELCOM 2019) året efter data er indsamlet/målt. Det betyder f.eks., at data vedrørende 2018 har en frist for upload til HELCOM PLUS-databasen 31. oktober 2019. Herefter foregår der en kvalitetssikrings- og afklaringsfase med PLC-datamanager. I det efterfølgende forår (i eksemplet 2020) vil Baltic Nest Institute (BNI), Stockholm Universitet og DCE, AU sammen med HELCOM RedCore DG validere data, herunder vurdere på outliers, lave faglige forslag til udfyldning for eventuelt manglende data og drøfte andre mistænkelig data med landene for at etablere et såkaldt 'assessment'-datasæt. Landene skal godkende data i 'assessment'-datasættet, før det kan anvendes ift. opgørelser af MAI og CART. De vandbårne tilførsler (via vandløb og direkte udledning til havet fra punktkilder) er som udgangspunkt klar i juni i andet år efter de er indsamlet (i eksemplet juni 2020).

Til opgørelsen af MAI og CART indgår også atmosfæriske tilførsler. Den atmosfæriske kvælstofdeposition opgøres af EMEP (the Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe) på baggrund af de kvælstofemissioner hovedparten af landene på den nordligere halvkugle rapporterer. EMEP's modelberegnede luftdepositioner foreligger først i september i andet år efter det år, de omhandler (i eksemplet september 2020). Den atmosfæriske tilførsel af fosfor er fastlagt som en fast rate på 5 kg P km^{-2} havoverflade baseret på analyse af de målinger, der historisk findes ved en række kyststationer langs Østersøen (HELCOM, 2014). HELCOM PLC-7-projektet er for tiden i gang med at vurdere, om denne rate skal ændres, men indstillingen til næste HELCOM PRESSURE møde i efteråret 2019 vil være, at der ikke er fagligt belæg for at ændre på denne rate (Svendsen 2019).

Som en del af PLC-projektet etablerer BNI og DCE et normaliseret datasæt, hvorpå der laves en række statistiske analyser og beregninger (se kapitel 2), og der vurderes på, om MAI og CART (udledningslofterne) er opfyldte. MAI, som alene omhandler stoftilførsler til havområde niveau (de syv havområder omtalt i kapitel 2) uden vurdering af, om de enkelte lande overholder udledningslofter, skal være klar til HELCOM HOD mødet i december i andet år efter året data omhandler (i eksemplet december 2020). Vurderinger af fremskridt mod at opfylde MAI foretages en gang årligt, senest er det sket med data for perioden 1995-2016 (HELCOM 2018). Næste evaluering af opfyldelse af MAI med data for perioden 1955-2017 forventes klar december 2019.

Evalueringen af overholdelse af CART kræver en opgørelse af hvad hvert land udleder til de enkelte havområder via vandbårne såvel som luftbårne tilførsler, herunder også fra lande og kilder udenfor HELCOM-landene. Sammenlignet med evaluering af MAI er der et langt større statistisk analysearbejde med at vurdere overholdelse af CART/udledningslofter for hvert land/kilde til hvert Østersø-havområder (over 130 kombinationer alene for total tilførslerne af TN og TP). Det betyder, at vurdering af overholdelse af CART/udledningslofter først er klar i løbet af første kvartal af tredje året efter det år data omhandler. Indtil videre er der lavet en evaluering af CART

(Svendsen et al., 2018) med data for perioden 1995-2014. Den næste evaluering udarbejdes som en del af HELCOM PLC-7-projektet og planlægges at være klar i løbet af 1. kvartal 2020 med data for perioden 1995-2017.

Opsummering:

- Data vedrørende år x rapporteres senest 31.10 år x + 1
- Vandbårne tilførsler klar til beregninger og vurderinger hos BNI og DCE i juni år x + 2
- Modelberegnede atmosfæriske tilførsler af kvælstof leveres til HELCOM september år x + 2
- BNI og DCE leverer udkast til "HELCOM core indicator report" om overholdelse af MAI til godkendelse af HELCOM HOD december år x + 2. Dette sker hvert år
- BNI og DCE leverer rapport om "Progress towards national targets for nutrient inputs" (CART) i løbet af første kvartal år x +3. Indtil videre har HELCOM ikke aftalt, hvor ofte evaluering af CART/udledningslofter skal foregå, men der er foreslået hvert tredje år. DCE vil være i stand til årligt at vurdere overholdelse af danske udledningslofter, såfremt vi kan få EMEP's luftdepositionsberegninger fra HELCOM, eller DCE kan anvende den danske model for luftdeposition, som dog så skal kalibreres op mod EMEP's model. Evaluering af overholdelse af danske udledningslofter vil kunne foreligge november/december år x +2.

9. Referencer

Bartnicki, J., A. Gusev, W. Aas, M. Gauss, J. E. Jonson, 2017. Atmospheric Supply of Nitrogen, Cadmium, Mercury, Lead, and PCDD/Fs to the Baltic Sea in 2015, EMEP/MSC-W Technical report 2/2017, available online at http://emep.int/publ/helcom/2017/

Bøgestrand, J. (red.) 2009: Vandløb 2007. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 108 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 711 http://www.dmu.dk/Pub/FR711.pdf

Eilola, K., Gustafsson, B., Kuznetsov, I., Meier, H. E. M., Neumann, T., and Savchuk, O. P. 2011. Evaluation of biogeochemical cycles in an ensemble of three state-of-the- art numerical models of the Baltic Sea. Journal of Marine Systems, 88:267–284.

Gustafsson, 2003; Gustafsson, B. 2003. A time-dependent coupled-basin model of the Baltic Sea, volume 47 of C. Earth Sciences Center, Göteborg University, Göteborg.

Gustafsson, B. G., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H. E. M., Müller-Karulis, B., Neumann, T., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O. P., and Zorita, E. 2012. Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850–2006. AMBIO, 41(6):534–548.

HELCOM 1992. Convention on the protection of the marine environment of the Baltic Sea area, 1992 (Helsinki Convention), 44 s.

HELCOM 2007. HELCOM Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting, pages 1–101.

HELCOM 2007a. An approach to set country-wise nutrient reduction allocations to reach good ecological status of the Baltic Sea. Document 2.1/2 to HELCOM HOD 2/2007.

HELCOM 2013a. HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration "Taking further actions to implement the Baltic Sea Action Plan reaching good Environmental Status for a healthy Baltic Sea", Adopted 3 October 2013, 20 s.

HELCOM 2013b. Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan. Supporting document for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting.

HELCOM 2013c. Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings No. 133.

HELCOM 2014. Information on atmospheric deposition of phosphorus. Document 9-3. Seventh meeting of the HELCOM Expert Group on follow-up of national progress towards reaching BSAP nutrient reduction targets (HELCOM LOAD 7-2014).

HELCOM 2016. Draft procedure for releasing the reported PLC water data. HELCOM HOD 50-2016 doc. 4-6.

HELCOM 2018. Inputs of nutrients to the sub-basins of the Baltic Sea. HELCOM core indicator report. Online. http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/inputs-of-nutrients-to-the-subbasins

HELCOM 2019. HELCOM Guidelines for the annual and periodical compilation and reporting of waterborne pollution inputs to the Baltic Sea (PLC-Water).

Henriksen og Sonnenborg (2003): Ferskvandets kredsløb. NOVANA 2003 temarapport. Faglig rapport fra Danmarks og Grønlands Geologiske undersøgelser, Danmarks Jordbrugsforskning, Danmarks Meteorologiske Institut, Danmarks Miljøundersøgelser. GEUS 2003. ISBN 8778711142.

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

Hoffmann, C.C. og Baattrup-Pedersen, A. 2007. Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. Ecological Engineering 30(2): 157-166.

Højberg A.L., Refsgaard J. C., van Geer Frans et al. (2007): Use of models to support the monitoring requirements in the water framework directive. WATER RESOURCES MANAGEMENT Volume: 21 Issue: 10 Pages: 1649-1672 10. 2007.

Kronvang, B., Hejzlar, J., Boers, B., Jensen, J.P., Behrendt, H., Anderson, T, Arheim, B., Venohr, M., Hoffmann, C.C and Nielsen, C.B. 2004. Nutrient Retention Handbook, Software Manual for EUROHARP-NUTRET & Scientific Review on Nutrient Retention, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), EUROHARP Report-9-2004, NIVA Report SD. NO4878, 2004.

Larsen, S.E., Windolf, J. og Kronvang, B. 2015. Validering af fosformodellen. Fagligt Notat fra DCE, AU, 16 s.

Larsen, S.E, & Svendsen, L.M. 2019. Statistical aspects in relation to Baltic Sea Pollution Load Compilation. Task under HELCOM PLC-7 project. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 42 pp. Technical Report No. 137. http://dce2.au.dk/pub/TR137.pdf

Meier, H.M., Müller-Karulis, B., Andersson, H.C., Dieterich, C., Eilola, K., Gustafsson, B.G., Höglund, A., Hordoir, R., Kuznetsov, I., Neumann, T., Ranjbar, Z., Savchuk, O.P. and Schimanke, S. 2012. Impact of climate change on ecological quality indicators and biogeochemical fluxes in the Baltic Sea: a multi-model ensemble study. Ambio 41, 558–573.

Miljøstyrelsen 2019. Punktkilder 2017. NOVANA – Punktkilder, februar 2019.

Ovesen, N.B., Larsen, S.E., Bøgestrand, J. & Kronvang, B. (2007) Fosforbelastning af havet. S. 33-41 i: Bøgestrand, J. (red), Vandløb 2007. NOVANA, 2009. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 108 s. Faglig rapport fra DMU nr. 711.

Savchuk, O. P. 2002. Nutrient biogeochemical cycles in the Gulf of Riga: scaling up field studies with a mathematical model. Journal of Marine Systems, 32(4):253–280.

Savchuk, O. P., Gustafsson, B. G., and Müller-Karulis, B. 2012. BALTSEM - a marine model for decision support within the Baltic Sea Region. Technical Report 7, Baltic Nest Institute.

Sonesten. L., Svendsen, L.M., Tornbjerg, H., Gustafsson, B., Frank-Kamenetsky. D and Haapaniemi 2018a.Sources and pathways of nutrient to the Baltic Sea, HELCOM PLC-6. Baltic Sea Environment Proceding No. 153. http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP153.pdf

Sonesten, L., Frank-Kamenetsky, D., Gustafsson, B., Knuuttila, S., Räike, A. og Svendsen L.M. 2018b. The Sixth Pollution Load Compilation (PLC-6), Executive SUmmary, HELCOM, 2018. http://www.helcom.fi/Lists/Publications/PLC-6%20Executive%20Summary.pdf

Svendsen, L.M. 2019. Update of the data on atmospheric deposition. PLC-7 IG 7-2019 meeting doc 4-1.

Svendsen, L.M. (red) (forfattere: Carstensen, J., Erfurt, J., Gustavsson, Kronvang, B., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. Svendsen, L.M. og Svendsen, L.M. 2017: Spørgemål i relation til teknisk gennemgang af HELCOM reduktionsmål. Udkast til Notat fra DCE – januar 2017, 112 p.

Svendsen, L.M., Larsen S.E., Gustafsson, B., Sonesten L. og Frank-Kamenetsky D. 2018. Progress towards national targets for input of nutrients. Online. http://www.helcom.fi/baltic-sea-action-plan/nutrient-reduction-scheme/progress-towards-country-wise-allocated-reduction-targets/

Svendsen, L.M., Gustafsson, B., Larsen. S.E., Solokov, K. And Kotilainen, P. (in prep). Scientific basis for follow-up of the progress of HELCOM BSAP nutrient reduction scheme. Faglig rapport fra DCE under udarbejdelse.

Svendsen, L.M. og Tornbjerg, H. (2019): Quantifying sources to inland waters (sources-oriented approach): A pilot case. HELCOM PLC background report 2019, 25 pp.

Windolf, J., Henriksen, H.J., Ovesen, N.B. & Troldborg, L. 2009a: Ferskvandsafstrømning. Vand og Jord nr. 3, 2009.

Windolf, J., Henriksen, H. J. & Troldborg, L. 2009b: Ferskvandsafstrømning. Temakapitel i: Bøgestrand, J. (red): Vandløb 2007. NOVANA, 2009. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 108 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 711. Inklusive Bilag.

Windolf, J. & Tornbjerg, H. 2009c: Kvælstofreduktion. Vand og Jord nr. 2, 2009, p. 74-79.

Windolf, J., Bøgestrand, J., Kjeldgaard, A., Kronvang, B., Larsen, S.E. Ovesen, N.B. & Thodsen, H. 2010a. Kvælstofbelastning af havet. I Wiberg-Larsen P. (red) 2010. Vandløb 2008. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 764, 2010

Windolf, J., Bøgestrand, J. Kjeldgaard, A. Kronvang, B. Larsen, S.E. Ovesen, N.B. & Thodsen, H. 2010b: TEMA: Geografisk distribueret beregning af tilførslen af vand og kvælstof til havet. I I Wiberg-Larsen P. (red) 2010. Vandløb 2008. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 764, 2010

Windolf, J. & Ovesen, N.B. 2010c: Stoftilførsler fra land. I: Hjorth M. & Josefson, A.B. (red): Marine områder 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Faglig rapport fra DMU nr. 760, 2010.

Windolf, J., Bøgestrand, J., Kjeldgaard, A., Kronvang, B., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & Thodsen, H. 2010d: Kvælstofbelastning af havet, Fosforbelastning af havet. I: Wiberg-Larsen (red) (2010): Vandløb 2009, NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr 804, 2010.

Windolf, J., Thodsen, H, Troldborg, L., Larsen. S.E., Bøgestrand, J., Ovesen, N.N. og Kronvand, B. 2011. A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchment in Denmark. J. Environ. Monit., 2011, 13, 2645-2658.

Windolf, J., Wiberg-Larsen, P., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Thodsen, H., Bjerring, R., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A. & Kronvang, B. 2011: Vandløb 2010. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.46 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. nr. 4. http://www.dmu.dk/Pub/SR4.pdf

Windolf, J., Timmermann, A., Kjeldgaard, A., Bøgestrand, J., Larsen, S.L. & Thodsen, H. 2013. Landbaseret tilførsel af kvælstof og fosfor til danske fjorde og kystafsnit, 1990- 2011. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 110 s. – Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 31 http://dce2.au.dk/pub/TR31.pdf

Annex: Model der anvendes for beregning af vand- og stofbidrag herunder fra umålte oplande

Jørgen Windolf, Søren E. Larsen og Brian Kronvang, BIOS-AU

For ca. 47 % af Danmarks opland til HELCOM (Østersøen) er tilførslerne af total kvælstof og fosfor opgjort direkte ved hjælp af vandløbsmålestationer (målte oplande). For de øvrige og umålte dele af landet er belastningen beregnet ved hjælp af en model for den diffuse afstrømning fra de umålte oplande og summeret med spildevandsudledningerne i de umålte oplande. For umålte oplande fratrækkes efterfølgende en estimeret retention af N og P i overfladevand (se kapitel 4).

DK-QNP-modellen anvendes i det nationale overvågningsprogram (NOVANA) til opgørelse af vand- og næringsstofbelastningen af kystvande. Der er løbende foretaget en dokumentation af metoder og datagrundlag for modellen (Windolf et al., 2009a og b; Windolf et al., 2011; Windolf et al., 2013). DK-QNP-modellen inddrager måledata fra NOVANAvandløbsmålestationerne, samt modeller for vandafstrømning, næringsstofkoncentrationer, kvælstofretention og opgjorte udledninger fra punktkilder.

Beregninger af ferskvandsafstrømning med DK-QNP-modellen

De nationalt dækkende beregninger af ferskvandsafstrømningen fra Danmark og den tidslige og geografiske fordeling heraf er baseret på måledata fra i alt 178 målestationer, der har været helt eller delvist i drift gennem perioden 1990-2017. Målestationernes opland dækker i alt ca. 57 % af landets samlede areal. For afstrømningsarealer, der ikke dækkes af målestationer (umålt opland), anvendes justerede modelberegnede data beregnet med den dynamiske og distribuerede hydrologiske DK-model (Den nationale vandressourcemodel; Henriksen og Sonnenborg 2003; Henriksen m.fl. 2003; Højberg et al., 2007). Dog mangler der – i den anvendte modelversion - for omkring 6 % af landets areal modellerede data med den anvendte nationale vandressourcemodel, og beregninger af afstrømningen for disse områder er skønnet ud fra afstrømningen i nærved liggende oplande ved arealproportionering (se Windolf et al., 2009b). De modelberegnede data er leveret af GEUS i forbindelse med udviklingen af DK-QNP i 2005-2006. For hvert GRID har der således været data til rådighed for den modelberegnede samlede afstrømning til vandløb for perioden 1991-2005.

Den nationale vandressourcemodel er senere blevet opdateret - bl.a. med en finere geografisk distribuering (0.5x0.5 km GRID). Pt. arbejdes der derfor i DCE, AU med en modernisering af DK-QNP-modellens vandafstrømningsdel. Præcisionen af den pt. anvendte nationale vandressourcemodel (DK-modellen) er vurderet mod måledata fra 176 vandløbsmålestationer, og det er – ikke overraskende – fundet, at modelpræcisionen er relateret til oplandsarealernes størrelse. Præcisionen stiger således med stigende oplandsareal og er størst for oplande > 100 km^2 (Windolf et al., 2009b, Windolf et al., 2011b). Der er også fundet en tendens til, at den i den nuværende model anvendte version af DK-modellen generelt overestimer de målte vandafstrømninger i det meste af Jylland, mens der til gengæld er en tendens til underestimering af vandafstrømningen i oplande øst for Lillebælt, (Windolf et al., 2009b).

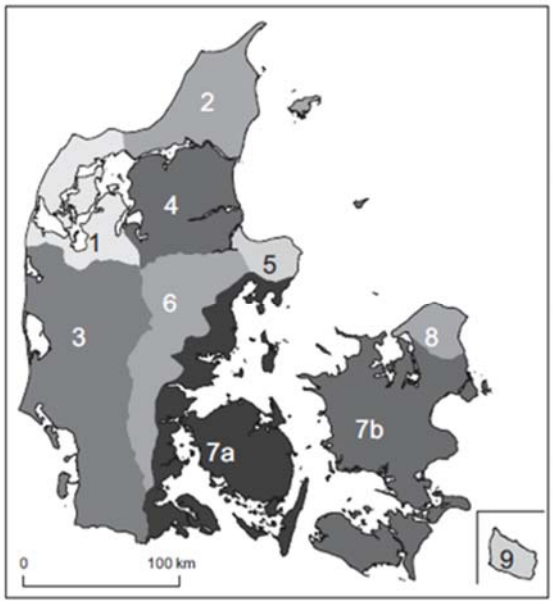
Yderligere er det påvist, at DK-modellens måneds-afstrømninger udviser en sæsonbias hen over året, således at modellen generelt underestimerer vandafstrømningen i sommerhalvåret og omvendt estimerer for store afstrømninger i vintermånederne (Windolf et al., 2009b, Windolf et al., 2011b). Disse månedsrelaterede modelafvigelser er beregnet for de målte vandløbsoplande i hver af de 9 georegioner i Danmark (figur A.1), og det er efterfølgende antaget, at afvigelserne også vil gælde for de umålte arealer i hver georegion nedstrøms de målte afstrømningsoplande (se tabel A.1). DK-modellens modellerede vandafstrømninger i umålte oplande er således korrigeret måneds- og georegionsspecifikt før den videre anvendelse i beregningerne af ferskvandsafstrømningen.

Tabel A.1 Oversigt over de anvendte månedsspecifikke biaskorrektioner af den nationale vandresursemodel for Georegioner.

Tabel 4. Månedsspecifikke faktorer til bias-korrektion af den nationale vandressourcemodel for hver Georegion (Se figur 2)

	Georegion								
Måned	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**
1	0.95	0.86	0.89	0.74	0.82	0.84	0.87	0.76	none
2	0.99	0.93	0.89	0.77	0.80	0.88	0.90	0.85	none
3	1.04	1.03	0.92	0.87	0.90	0.97	1.07	1.12	none
4	1.05	1.11	0.94	0.97	0.92	1.11	1.35	1.54	none
5	1.03	1.14	0.92	1.05	0.93	1.10	1.78	2.08	none
6	0.95	1.16	0.86	1.06	0.86	1.04	1.89	2.23	none
7	0.88	1.11	0.84	1.02	0.85	1.00	1.62	1.94	none
8	0.82	1.05	0.80	1.00	0.81	0.95	1.45	1.75	none
9	0.84	0.98	0.85	0.97	0.78	0.87	1.15	1.33	none
10	0.93	1.07	0.92	1.00	0.88	0.89	1.18	1.27	none
11	0.94	1.00	0.93	0.90	0.92	0.83	1.06	0.91	none
12	0.96	0.94	0.91	0.85	0.84	0.85	0.92	0.76	none

Figur 2. Inddeling i Georegioner.



Figur A.1. Danmark er opdelt i 9 georegioner.

Det skal bemærkes, at der ikke i beregningerne af ferskvandsafstrømningen er sket en udskilning/differentiering af det vand, der udledes som spildevand. Informationer herom har ikke været tilstrækkeligt geografisk og tidsligt dækkende til, at dette umiddelbart har kunnet lade sig gøre. Der er således ikke til de estimerede vandafstrømninger i det umålte opland tillagt eller vurderet betydningen af de vandmængder, der er udledt med spildevand i det umålte opland. Indirekte er antaget, at udledningerne af dette vand er ens i umålt og målt opland.

For perioder uden DK-modellerede vandafstrømninger (før 1991 og efter 2005) er ferskvandsafstrømningen i umålte oplande fundet ud fra månedsspecifikke relationer fastlagt mellem et sæt af referencestationer (målestationer) med fuld måletidsserie siden 1990 og de korrigerede DK-modelafstrømninger for umålte oplande (1991-2005) (Se Windolf et al., 2009b). For de opstillede relationer for de enkelte havområders umålte oplande findes for perioden 1991-2005 en forklaringsgrad på r^2=0.92 (92 %) for sammenhængen mellem de modellerede måneds-afstrømninger for umålte oplande og vandafstrømningerne målt på referencestationerne. For de enkelte havområder varierer forklaringsgraden (r^2) naturligvis, men for 55% af havområder er r^2 >0.90 (4. orden).

Beregningerne for de umålte oplande er principielt gennemført for umålte oplande til de såkaldte 4. ordens kystafsnit, men under hensyntagen til den dårlige præcision for små oplande, er det for hvert år valgt at beregne gennemsnitlige månedlig vandafstrømninger for de umålte oplande til 58 2. og 3. ordens kystafsnit (median for oplandsareal: 286 km^2). Det er – til brug for de videre beregninger med det samlede modelkompleks – yderligere antaget, at arealspecifik måneds-afstrømning (mm) er ens indenfor de enkelte målte og umålte afstrømningsoplande.

For omkring 60 målestationer (nationalt) eksisterer der ikke komplette måletidsserier for perioden siden 1990. I perioder uden måledata er der for disse stationer etableret en række månedsspecifikke relationer til et sæt af referencestationer med fuld måletidsserie og huller i måletidsserier for stationer med ukomplet tidsserie er herefter udfyldt med estimerede månedlige vandafstrømninger ud fra disse relationer (Windolf et al., 2009b). For de stationer, hvor der er 'huller' i måletidsserien, viser en analyse, hvor der er såvel måledata som estimerede data en god overensstemmelse mellem målte og estimerede afstrømninger (r^2= 0,91; n=13472), (Windolf et al., 2009b).

<u>Beregninger af kvælstof- og fosfortilførslen, kilder og omsætning i DK-QNP-modellen</u>

Total kvælstof (TN)- og fosfor (TP)-belastningen er opgjort for 2. og 3. ordens kystafsnit. For ca. 52% af Danmark er belastningen (i 2014) opgjort direkte ved hjælp af vandløbsmålestationer (målte oplande). Til sammenligning er 47% af det danske opland til HELCOM (Østersøen) målt i 2014. For de øvrige og umålte dele af landet er belastningen beregnet ved hjælp af en model for den diffuse afstrømning fra de umålte oplande (se formel 2.2 og 2.3), og resultaterne herfra summeret med spildevandsudledningerne i de umålte oplande. For umålte oplande fratrækkes efterfølgende en estimeret retention af N og P i overfladevand.

Den udviklede empiriske model for TN indeholder følgende forklarende variable:

$$Månedlig\ CTN = f(J, D, DG, N, T, NOS) \quad (2.2)$$

CTN = vandføringsvægtet koncentrationen af total kvælstof

J = jordtype som % sandjord (ud fra 1:50.000 kort)

D = dyrkningsgrad (fra central database)

DG = dræningsgrad (baseret på 205*205 m raster kort)

N = månedlig nedbør (baseret på 10*10 km grid)

T = måneds gennemsnitstemperatur (baseret på 20*20 km grid)

NOS= kvælstofoverskud (fra nationale statistikker)

Den udviklede empiriske model for TP indeholder følgende forklarende variable:

$$Månedlig\ CTP = f(J, D, BFI, N\ V) \quad (2.3)$$

CTP = vandføringsvægtet koncentrationen af total fosfor

J = jordtype som % sandjord (ud fra 1:50.000 kort)

D = dyrkningsgrad (fra central database)

BFI = regionalt baseflow-indeks (baseret på georegion sandjordsandelen, andelen af befæstet areal og årlig nedbør)

N = månedlig nedbør (baseret på 10*10 km grid)

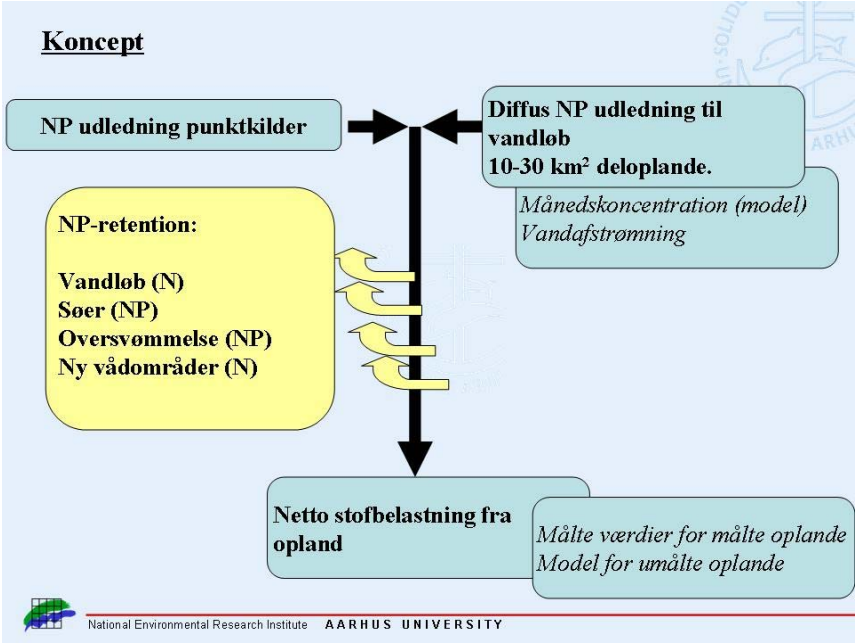
V = andel af vådområder (%)

Konceptet for beregning af TN- og TP-transporten og den landbaserede TN- og TP-tilførsel til fjordene er den nationalt anvendte DK-QNP-metamodel skitseret i figur A.2 (Windolf et al., 2011b). Indledningsvist er landet neddelt i knap 3.000 små hydrologiske enheder (HU). Oplandsarealet for disse er typisk 10-30 km^2. For hver HU beregnes en udledning af TN og TP fra diffuse kilder. Disse beregninger er baseret på empiriske modeller for månedlige koncentrationer af TN og TP i den diffuse vandafstrømning fra hver HU (Windolf et al., 2011 b). Modellerne er udledt på små, danske vandløb af samme størrelse som de hydrologiske enheder. For at estimere næringsstofudledningen fra hver HU ganges en månedsvandafstrømning på koncentrationerne. Værdier for vandafstrømningen er enten de vandafstrømninger, der er målt på de nedstrøms beliggende kystnære målestationer, der anvendes som "havbelastningsstationer" eller de estimerede vandafstrømninger fra de umålte oplande til de enkelte kystafsnit.

De herved beregnede diffuse udledninger tillægges stofudledninger med spildevand fra punktkilder, og de samlede bruttoudledninger i vilkårlige oplande kan nu summeres. Spildevand udledt fra spredte bebyggelser indgår ikke her, men antages indregnet i det diffuse bidrag.

Figur A.2 viser de elementer, der indgår i beregning af stofretentionen. I beregninger af kvælstofretentionen indgår specifikt modellerede årlige retentioner for større søer med afløb. Yderligere indregnes estimeret retention i mindre søer, vandløb, i retablerede vådområder samt ved oversvømmelse.

For fosfor estimeres retentionen ikke for vandløb eller i retablerede vådområder. For beregningen i søer anvendes en omsætningsrate relateret til søernes areal. Beregningerne af retention af både N og P er selvfølgelig også behæftet med usikkerheder, det gælder præcision, og forventeligt kan der også være bias i estimaterne. Hvorvidt der er tale om en bias i den enkelte retentionsestimater er ikke kendt, da der findes få direkte kvantitative målinger, der dækker alle forekommende forhold (klima, type af område, mv.).



Figur A.2. Oversigt over DK-QNP-modelkomplekset.

For at estimere den modelberegnede nettotransport af TN og TP på målte og umålte oplande til marine kystafsnit fratrækkes kvælstofretentionen i oplandene. Nettotransport af kvælstof (og koncentrationer), som de beregnes med DK-QNP, kan herefter sammenlignes med de målte stoftransporter og stofkoncentrationer på målestationer med målinger af N og P (se figur A.3.og A.4). Ved denne validering fås en ide om, hvor godt modellen kan antages at beskrive koncentrationer og stoftransport i de umålte oplande. En sådan validering er foretaget og publiceret i Windolf et al. *(2011b)* samt i et vist omfang også i Windolf et al. (2010b) og Windolf et al. (2010d), hvortil der henvises. Det var tydeligt ved de ovennævnte valideringer af modelkonceptet for kvælstoftransport, at der for mange oplande er ganske gode simuleringer af kvælstofkoncentrationerne, men også at der for nogle oplande er en vis, betydende afvigelse mellem målte og modellerede TN-transporter og -koncentrationer. Der er derfor udviklet en metode til at korrigere for denne bias og hvis nødvendigt en trendkorrektion med mere indirekte metoder.

For fosfor ses typisk en højere modelleret fosfortransport end der er målt i vandløb (se figur A.4). Målingerne af fosfortransporten sker imidlertid ved stikprøvetagning af vandløbsvand, hvorimod de udledte og anvendte modeller for TP–koncentration og –transport er baseret på kontinuert prøvetagning i vandløb. Det er velkendt og veldokumenteret, at der ved stikprøvetagning i vandløb typisk sker en underestimering af den sande værdi. I den foreliggende fosformodel er der ikke introduceret en bias-korrektionsfaktor. Det er dog påvist, at der især ser ud til at være behov for at introducere en bias-korrektion i områder af Syd- og Vestjylland, hvor den nuværende model over-

estimerer fosforkoncentrationen. Modellens overestimering hænger formentlig delvist sammen med en udfældning af opløst fosfat med jernforbindelser, der så enten sedimenterer på vandløbsbunden eller går i bundtransport. Da bundtransporten ikke måles i NOVANA–programmet, kan betydningen af denne for fosfortransport til vandområder ikke belyses. Fra tidligere undersøgelser vides det dog, at bundtransporten er af stor betydning for sedimenttransport i vandløb i det Sydvestlige Jylland.

Det skal anføres, at der i DCE, AU regi i 2016 har igangsat en modernisering af DK-QNP-modellen.

Spildevand

For at beregne de samlede kvælstoftilførsler og for at kunne foretage en kildefordeling af denne samlede tilførsel til de enkelte fjorde, er det nødvendigt at have kendskab til mængden af spildevand udledt fra punktkilder i såvel de målte, umålte oplande samt direkte udledninger til de enkelte kystafsnit. Data for udledninger af spildevand fra punktkilder anvendt her, svarer til de data, der er anvendt ved seneste rapportering af NOVANA-vandløb. Spildevandsdata for perioden 1990-2015 er sammenstykket af de data, som Fagdatacentret for hydrologiske punktkilder gennem årene har leveret. Alle spildevandsudledninger er så vidt muligt knyttet til en udlederkoordinat eller et opland – målt, umålt eller udledende direkte til havet. Det drejer især om større renseanlæg, særskilte industrielle udledere og saltvandsbaserede fiskeopdræt. Det er af tekniske grunde besluttet at definere direkte udledninger således, at hvor koordinaterne for udledningspunktet enten ligger ude i havet eller på land højst 100 meter fra kystlinjen. Metoden er brugt til renseanlæggene og de industrielle udledere. Ferskvandsdambrug og spredt bebyggelse er konsekvent betragtet som udledere til oplandet, mens regnvandsbetingede udledninger med den valgte metode ikke kan fordeles på udledning direkte til havet og udledning til oplandet. Saltvandsbaserede fiskeopdræt betragtes konsekvent som direkte udledere til havet. De tilgængelige spildevandsdata omfatter alene udledninger på årsbasis. Hvor der har været behov for at anvende månedsudledninger, er det antaget, at disse har været ens hele året igennem. Endelig skal det bemærkes, at spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse er indregnet under den diffuse kvælstofudledning.

Usikkerhed på DK-QNP-beregnede vand- og stoftilførsler

Usikkerheden kan udtrykkes dels ved en bias, som angiver afvigelsen fra den sande årlige belastning, samt spredningen omkring den gennemsnitlige årlige havbelastning i tidsserien som kaldes præcisionen.

Præcisionen
For den landsdækkende opgørelse af kvælstofbelastningen til havområderne er der gennemført en analyse af den samlede usikkerhed (spredningen) på det samlede estimat fra målte og umålte arealer. Desuden er usikkerheden på estimater fra et mindre umålt opland (ca. 25 km^2) estimeret. På landstallet er usikkerheden på opgørelsen af den årlige kvælstofbelastning under 2%. Usikkerheden er langt større for mindre umålte oplande, nemlig i størrelsesordenen 15-20% for et opland ca. 25 km^2. Aggregeringsniveauet spiller derfor en afgørende rolle for den usikkerhed (præcision), der skal tilknyttes den beregnede kvælstofbelastning.

I tabel A.1 er der i 2016 lavet et estimat af præcisionen på opgørelser af kvælstof- og fosforbelastningen til HELCOM-områderne.

Tabel A.1 Præcision for opgørelse af årsbelastning af total N og total P til HELCOM - avområder.

Område	Præcision total N	Præcision total P
BAP	1-4%	4-11%
KAT	1-2%	2-4%
SOU	3-7%	5-10%
WEB	1-2%	2-3%

Bias

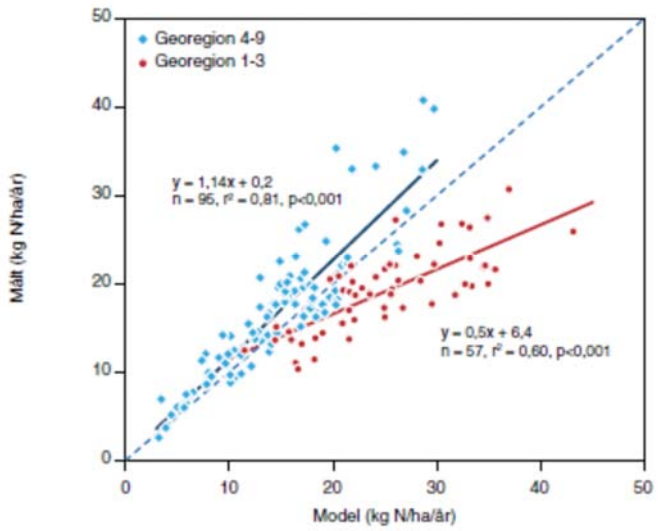
Som omtalt i kapitel 5.1 er der bias i de målte oplande.

Ud over spredningen på den modellerede belastning er der givetvis i enkeltregioner en større eller mindre bias i de modelbaserede opgørelser for de umålte oplande. Denne bias stammer både fra en bias på modelleringen af vandafstrømningen i det umålte opland og modelberegningen af de vandføringsvægtede koncentrationer af både TN og TP. Bias på den modellerede vandafstrømning i enkeltregioner er dog ikke kendt.

Bias på den modellerede kvælstofbelastning er heller ikke kendt. En analyse af modellens simuleringer på målestationer i georegioner af Danmark (A.2) viser dog en tydelig tendens til bias med overestimering i georegion 4-9 og en underestimering i georegion 1-3 (se figur 3.2 nedenfor).

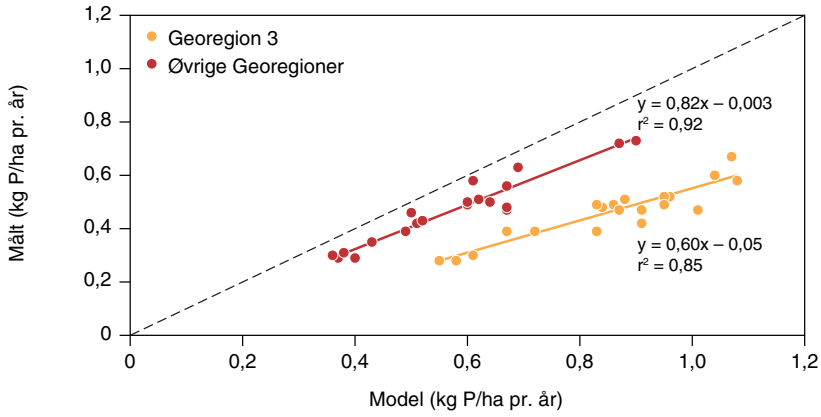
Det skal anføres, at en tilsvarende beregning for bias for de enkelte HELCOM–områder - som for præcisionen vist i tabel ovenfor - pt. ikke er gennemført, da det vil kræve flere undersøgelser af eksisterende data og inddragelse af nye intensive målinger og målestationer.

Figur 4 Sammenhænge mellem modellerede (x) og målte (y) årlige arealafstrømninger af kvælstof i de 9 danske georegioner, (jf. figur 3). Der er vist særskilte relationer for georegion 1-3 og georegion 4-9 dækkende perioden 1990-2008. Den samlede relation for alle punkter (ej vist i graf) er: Y = 0,62X + 6.1 (r^2=0,56, p<0.0001).



Figur A.3: Sammenhænge mellem modelberegnet og målte årlige kvælstofbelastninger til georegion 1-3 og georegion 4-9 (se figur A.2) (fra Windolf et al., 2007 og 2010b).

Figur A.4: Målte (stikprøver) og modellerede arealspecifikke årlige fosfortransporter fra de samlede målte oplande fordelt på Georegion 3 (vest for israndslinjen i Jylland) og øvrige Georegioner (se figur A.2). 1990-2009. (Windolf et al., 2010d).



I tilfældet med opgørelse af fosforbelastningen er der påvist en bias især i visse regioner af landet. Den anvendte fosformodel overestimerer således fosforbelastningen i det umålte opland i Vestjylland (se Larsen et al., 2015).

Generelt vil opsætningen af de nye vandløbsmålestationer, der er etableret fra 2017 og frem, øge det målte opland og være med til at nedbringe og belyse problemerne med bias og spredning på DK-QNP-estimaterne yderligere i de kommende år.