

# National kvælstofmodel – version 2020

## Metode rapport

Anker Lajer Højberg, Hans Thodsen, Christen Duus Børgesen,  
Henrik Tornbjerg, Bendik O. Nordstrøm, Lars Troldborg,  
Carl Christian Hoffmann, Ane Kjeldgaard, Helle Holm,  
Joachim Audet, Thomas Ellermann, Jesper Heile Christensen,  
Eva O. Bach, Birger F. Pedersen



AARHUS UNIVERSITET

DCE – National Center for Miljø og Energi

DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug

DE NATIONALE GEOLOGISKE UNDERSØGELSER  
FOR DANMARK OG GRØNLAND

KLIMA-, ENERGI- OG FORSYNINGSMINISTERIET



**GEUS**

# National kvælstofmodel – version 2020

## Metode rapport

Anker Lajer Højberg, Hans Thodsen, Christen Duus Børgesen,  
Henrik Tornbjerg, Bendik O. Nordstrøm, Lars Troldborg,  
Carl Christian Hoffmann, Ane Kjeldgaard, Helle Holm,  
Joachim Audet, Thomas Ellermann, Jesper Heile Christensen,  
Eva O. Bach, Birger F. Pedersen



AARHUS UNIVERSITET

DCE – National Center for Miljø og Energi

DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug

DE NATIONALE GEOLOGISKE UNDERSØGELSER  
FOR DANMARK OG GRØNLAND

KLIMA-, ENERGI- OG FORSYNINGSMINISTERIET



**GEUS**

## Datablad

Titel:	National kvælstofmodel – version 2020. Opdatering af nationalt retentionskort. Metode rapport
Forfattere	Anker Lajer Højberg, Hans Thodsen, Christen Duus Børgesen, Henrik Tornbjerg, Bendik O. Nordstrøm, Lars Troldborg, Carl Christian Hoffmann, Ane Kjeldgaard, Helle Holm, Joachim Audet, Thomas Ellermann, Jesper Heile Christensen, Eva O. Bach, Birger F. Pedersen
Institutioner:	De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet. Aarhus Universitet. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA-Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.
Udgiver:	De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland © Øster Voldgade 10, 1350 København K, Danmark
URL:	<a href="https://www.geus.dk/">https://www.geus.dk/</a>
Udgivelses år:	Maj 2021
Redaktion afsluttet:	Maj 2021
Faglig kommentering:	GEUS Per Rasmussen DCE Gitte Blicher-Mathiesen DCA Peter Sørensen
Kvalitetssikring:	DCE Signe Jung-Madsen DCA Lene Hegelund
Sproglig kommentering:	DCE Charlotte Elisabeth Kler
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes <a href="#">her</a>
Bedes citeret:	Højberg, A.L., Thodsen, H., Børgesen, C.D., Tornbjerg, H., Nordstrøm, B.O., Troldborg, L., Hoffmann, C.C., Kjeldgaard, A., Holm, H., Audet, j., Ellermann, T., Christensen, J.H., Bach, E.O. & Pedersen, B.F. 2021. National kvælstofmodel – version 2020, Metode rapport. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. GEUS Specialrapport.
Foto forside:	<a href="http://www.colourbox.dk">www.colourbox.dk</a> (Licens: AU)
ISBN (kun online):	978-87-7871-551-7
Side antal:	104
Internet version:	Rapporten og bilagene er tilgængelig i pdf-format <a href="http://www.geus.dk/vandressourcer/vandets-kredsloeb/national-kvaelstofmodel">www.geus.dk/vandressourcer/vandets-kredsloeb/national-kvaelstofmodel</a>

# Indholdsfortegnelse

<b>Forord</b>	<b>6</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>7</b>
<b>1. Indledning</b>	<b>11</b>
1.1 Baggrund og formål.....	11
1.2 Rapportens indhold .....	12
<b>2. Den nationale kvælstofmodel</b>	<b>13</b>
2.1 Udvaskning.....	14
2.1.1 NLES model .....	15
2.2 Grundvand.....	22
2.2.1 Vurderinger af præcision af beregning.....	23
2.3 Overfladevand.....	24
2.3.1 Kvælstofretention i vandløb.....	24
2.3.2 Retention i 'små søer'.....	26
2.3.3 Retention i 'store søer' .....	27
2.3.4 Retention i konstruerede vådområder.....	29
2.3.5 Retention i naturlige vådområder .....	30
2.3.6 Udledning til vandløb af organisk N .....	32
2.4 Kobling af national model.....	34
2.4.1 Transport og omsætning i grundvand .....	35
2.4.2 Transport og retention i overfladevand .....	37
2.4.3 Transport gennem vandløbssystemet.....	38
2.4.4 Beregning af retentionskort .....	39
<b>3. Datagrundlag</b>	<b>41</b>
3.1 ID15 grundlaget.....	42
3.2 Klimadata .....	42
3.3 Nitrat-N udvaskning.....	43
3.4 Grundvand.....	44
3.4.1 Kort over dybden til redoxgrænsen .....	45
3.5 Overfladevand.....	49
3.5.1 Vandløb .....	50
3.5.2 Søer.....	52
3.5.3 Konstruerede vådområder .....	53
3.5.4 Naturlige vådområder.....	54
3.6 Punktkilder.....	55
3.7 Atmosfærisk deposition.....	56
3.8 Indlæsning af data i model.....	57
<b>4. Modelkalibrering og validering</b>	<b>58</b>
4.1 Observationsdata .....	58
4.1.1 Vandløbsmålestationer.....	58

4.1.2	Usikkerhed på målte kvælstoftransporter.....	59
4.1.3	Fordeling af målestationer på kalibrerings- og valideringsoplande .....	60
4.2	Kalibreringsstrategi.....	61
4.2.1	Kalibreringsparametre .....	61
4.3	Korrektion og biaskorrekationer .....	63
4.3.1	Korrektion til målte oplande .....	64
4.3.2	Biaskorrekationer.....	66
4.4	Resultat af kalibrering og biaskorrekation.....	68
<b>5.</b>	<b>Usikkerheder</b>	<b>72</b>
5.1	Usikkerhed på reduktionsprocenter .....	72
5.2	Usikkerhed på belastningsberegninger.....	75
5.3	Specielle områder .....	80
5.3.1	Oplande med mange søer i kæde.....	81
5.3.2	Områder med lille eller ingen tidlig udvikling i målt N-transport.....	82
<b>6.</b>	<b>Resultater</b>	<b>84</b>
6.1	Kvælstoftransporter .....	84
6.2	Sammenligning til DK-QNP .....	88
6.3	Retentionskort .....	92
6.3.1	Retention i grundvand .....	92
6.3.2	Retention i overfladevand.....	94
6.3.3	Samlet retention fra rodzone til kyst.....	95
6.4	Sammenligning til National Kvælstofmodel version 2015.....	96
6.4.1	Sammenligning med NKM2015 for kvælstofretention i grundvand .....	96
6.4.2	Sammenligning med NKM2015 for kvælstofretention i overfladevand.....	97
6.4.3	Sammenligning med NKM2015 for samlet kvælstofretention.....	98
<b>7.</b>	<b>Vurdering af modellen</b>	<b>99</b>
<b>8.</b>	<b>Referencer</b>	<b>102</b>

# Forord

Som led i forbedring af grundlaget for den danske vandforvaltning, herunder vandplanlægningen og vandmiljøovervågningen, blev den første version af den nationale kvælstofmodel udviklet i perioden 2013-15. Modellen beregner kvælstoftransport, -reduktion og -retention fra rodzone til kystvande og frembringer et nationalt N retentionskort for hele landet opdelt i oplande på 15 km<sup>2</sup>. Som led i forberedelserne for vandområdeplanerne 2021-2027 er der gennemført en opdatering af den nationale kvælstofmodel, som er baseret på opdaterede versioner af de bagvedliggende delmodeller samt datagrundlaget.

Opdateringen af den nationale kvælstofmodel er foretaget af faglige medarbejdere ved De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS) og Aarhus Universitet (DCE og DCA). Den faglige gruppe bestod af:

GEUS:

Anker Lajer Højberg, Bendik Odland Nordstrøm og Lars Trolborg

Faglig kommentering, GEUS: Per Rasmussen

DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet:

Hans Thodsen, Henrik Tornbjerg, Carl Christian Hoffmann, Ane Kjeldgaard, Helle Holm, Joachim Audet, Thomas Ellermann, Jesper Heile Christensen

Faglig kommentering, AU: Gitte Blicher-Mathiesen

Kvalitetssikring, DCE: Signe Jung-Madsen

Sproglig kvalitetssikring, DCE: Charlotte Elisabeth Kler

DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet

Christen Duus Børgesen, Eva O. Bach, Birger F. Pedersen

Faglig kommentering AGRO, AU: Peter Sørensen

Kvalitetssikring DCA: Lene Hegelund

## Sammenfatning

Som grundlag for en mere differentieret regulering af kvælstofanvendelse blev der forud for anden vandplansperiode (2015-2021) udviklet en national kvælstofmodel (Højberg et al., 2015). Modellen blev udviklet i et samarbejde mellem GEUS og Aarhus Universitet (DCE og DCA) ved kobling af eksisterende delmodeller fra de tre institutioner og hvor den på dette tidspunkt nyudviklede model beskriver kvælstoftransport samt -omsætning fra rodzonen til kystvandene. I perioden frem til tredje vandplansperiode (2021-2027) er der sket en opdatering af flere af de dengang anvendte delmodeller, og i perioden 2019/2020 blev der derfor igangsat et projekt til opdateringen af kvælstofmodellen, så denne er baseret på de nyeste modelversioner samt seneste data. Projektets primære formål har således været at udskifte de anvendte delmodeller, så de seneste versioner blev anvendt. Desuden er der ændret i dele af modelkonceptet baseret på erfaringer fra anvendelse af den eksisterende model. Modelopdateringen er ligeledes gennemført af GEUS samt DCE og DCA ved Aarhus Universitet.

Med den opdaterede model vurderes det generelt, at der er opnået en forbedret beskrivelse af kvælstoftransporten. Opdateringen sikrer desuden, at der er mere konsistens mellem de modeller, der anvendes i kvælstofmodellen, og dem der i øvrigt anvendes under forberedelserne af vandområdeplanerne 2021-2027.

Kvælstofudvaskning fra dyrkede arealer modelleres med NLES5-modellen (Børgesen et al., 2019), der er udviklet på et væsentligt større datagrundlag end de tidligere versioner, ligesom det anvendte datasæt i højere grad reflekterer den nutidige arealanvendelse end ved udviklingen af de tidligere NLES-versioner. Med NLES5 modellen har det været muligt at anvende samme model til beregning af N-udvaskningen for hele perioden, mens udvaskningen i den tidligere kvælstofmodel blev estimeret med NLES3 frem til 2000 og derefter med NLES4, da det dengang blev vurderet, at ingen af modellerne kunne beskrive hele perioden tilfredsstillende. NLES giver årlige estimater af N-udvaskningen, der skal disaggregeres til månedlige værdier, som er det tidskridt, der anvendes i kvælstofmodellen. Til dette formål er der udviklet en ny metode baseret på de tidlige variationer i målte udvaskningsdata, hvilket har forbedret månedsdynamikken i de beregnede udvaskningsdata.

Til beskrivelse af grundvandsstrømningerne anvendes den nationale vandressource model, DK-modellen. Denne har tilsvarende gennemgået en omfattende opdatering, hvor der bl.a. er indbygget nye hydrostratigrafiske modeller for det meste af landet, som er baseret på detailmodeller udviklet som del af den nationale grundvandskortlægning. Endvidere er der sket en justering i modellens kalibrering med fokus på en national konsistent detaljering og regionalisering af parametre for dræn og vegetation. I forhold til beskrivelsen af omsætningen i grundvand kombineres strømningsvejene med en placering af redoxgrænsen, hvortil der er benyttet det nyeste nationale kort over redoxgrænsens placering, som blev udviklet i forskningsprojektet TRenDS ([www.trends.nitrat.dk](http://www.trends.nitrat.dk)). I overfladevandet er der desuden sket en opdatering af modellen for organisk kvælstof, og der er implementeret en ny model til beskrivelse af kvælstofomsætning i naturlige vådområder.

Ud over opdateringen af de anvendte delmodeller er der foretaget nogle opdateringer af beregningerne med selve kvælstofmodellen. Den vigtigste opdatering er en ny metode for håndtering af drænstrømningen, hvor der i den opdaterede model anvendes en separat håndtering af transport via dræn i forhold til den transport, der går forbi dræn og via det dybereliggende grundvand. Denne løsning sikrer, at kvælstoftransporten via dræn er i overensstemmelse med drænstrømningen beskrevet med DK-modellen. Herudover giver det mulighed for at anvende en tidsvarierende drænstrømning, der er udnyttet ved at indbygge en månedsmiddel dræntransport i modellen.

Modellen er opdateret med data frem til 2018. Der blev imidlertid konstateret en mulig inkonsistens i nedbørsdata leveret fra DMI, hvilket blev erkendt som en forskel i relationen mellem nedbørsmængderne og vandløbsafstrømningen for perioden 1990-2010 og for perioden efter 2011 (Thodsen et al., 2020; Svendsen & Jung-Madsen (red.) 2020). Sideløbende med nærværende projekt har der været nedsat en arbejdsgruppe til udredning af denne problemstilling. Men resultaterne af udredningen og det efterfølgende opdaterede nedbørsdatasæt har af tids- og ressourcemæssige årsager ikke kunnet indgå i opdatering af kvælstofmodellen. En analyse med kvælstofmodellen for de to perioder viste, at inkonsistensen i nedbørsdata påvirker retentionsberegningerne. Kalibreringen af den opdaterede model, er derfor kun baseret på perioden 1990-2010, og det har således ikke været mulig i denne opdatering at udnytte data fra de nye vandløbsmålestationer etableret i forbindelse med Fødevarer- og Landbrugspakken i det omfang, at der var tale om nyetablerede stationer. Beregningen af de nationale retentionskort tager dog hensyn til de aktuelle forhold, dvs. søer og vådområder, der var etableret frem til og med 2018, er inkluderet i beregningerne af kvælstofretention.

Kvælstofmodellen er kalibreret mod observationsdata fra vandløbsstationer, hvor der er anvendt data fra det nationale overvågningsprogram (NOVANA), suppleret med ekstra data indsamlet af de tidligere amter ved en række yderligere målestationer. I alt er der anvendt data fra 336 vandløbsstationer. Data er opdelt i to datasæt, hvor den ene del er benyttet til kalibrering af modellen, dvs. bestemmelse af værdier for modelparametrene, mens den anden del er anvendt til en test af modellen (validering). Teknisk er modellen udviklet til at beregne månedlige transporter af kvælstof, men kalibrering og test af modellen er sket på basis af årlige kvælstoftransporter.

Foruden en beskrivelse af kvælstoftransporten giver modellen mulighed for beregning af kvælstofomsætningen/kvælstofretentionen/kvælstoffjernelsen mellem rodzonen og kysten. Denne beregning foretages desuden, så der kan opnås et estimat for opdelingen af den samlede retention i hhv. grundvand og overfladevand. Retentionen kan beregnes på basis af den beregnede kvælstoftransport over en længere periode, hvorved effekten af klimatiske år til år variationer udlignes, og der opnås et estimat for en "gennemsnitlig" retention. Da modellen således kan beregne både transporten til kyst samt retentionen undervejs, opnås der overensstemmelse mellem den beregnede kvælstofbelastning og kvælstofretentionen i de forskellige medier.

Med den opdaterede model (NKMv2020) er der beregnet en samlet national retentionsprocent på 72% opdelt med 64% og 23% på hhv. grundvand og overfladevand. De samme tal beregnet med den tidligere kvælstofmodel (NKMv2015) var 71%, 61% og 27%. Den samlede



retention varierer således kun et enkelt procentpoint. Dette afspejler, at den samlede nationale NLES N-udvaskning beregnet for de to versioner af kvælstofmodellen næsten er identiske. Kombinationen NLES3 + NLES4 i kvælstofmodel version 2015 giver således samme totale udvaskning for perioden 1990-2010 som NLES5 anvendt i nærværende projekt. Der er imidlertid væsentlige variationer i de to udvaskningsestimater både rumligt og tidsligt, hvilket resulterer i ændringer i de estimerede retentionsprocenter på ID15 niveau. For opdelingen af retentionen på grundvand og overfladevand er der sket en mindre forskydning, så retentionen er estimeret til at være lidt større i grundvand og lidt mindre i overfladevand. Dette skyldes, at overfladevandsretentionen blev nedjusteret under kalibreringen, specielt i sø-systemer med søer i kæde, hvor der i den opdaterede model skelnes mellem opstrøms- og nedstrøms søer (søer i kæde), med en mindre retention i sidstnævnte.

På basis af sammenligning mellem de modelberegnete og observerede transporter er der estimeret en usikkerhed på retentionskortet for den samlede retention fra rodzonen til kysten samt belastningsberegningerne. Usikkerheden på retentionsprocenterne er estimeret ud fra en antagelse om, at forskelle i observerede og beregnede kvælstoftransporter skyldes, at den modelberegnete retentionsprocent afviger fra den sande retentionsprocent. For hver målestation er der følgelig foretaget en stationsspecifik korrektion af retentionsprocenten for oplandet, der sikrer overensstemmelse mellem den samlede observerede og beregnede kvælstoftransport for hele den periode, hvori der eksisterer data fra stationen. Størrelsen af den stationsspecifikke korrektion er efterfølgende anvendt til biaskorrektion for de umålte oplande samt estimering af usikkerheden på retentionsprocenterne.

Til gennemførelse af analysen er landet inddelt i 13 biasregioner. Usikkerheden på den samlede retention fra rodzonen til kysten er inden for disse regioner estimeret til at ligge mellem 6 og 27 procentpoint, med et landsgennemsnit på 16 procentpoint. Denne beregning er baseret på oplande, der er større end 10 km<sup>2</sup>. Usikkerheden varierer meget mellem de forskellige biasregioner. Den største usikkerhed forekommer i Himmerland, hvor modellen generelt har problemer med at fange de meget lange transporttider for grundvand uden kvælstofomsætning. Generelt er usikkerheden dog reduceret i forhold til den tidligere version af modellen.

Ved opgørelse af kvælstoftilførsel til havet kan måledata anvendes direkte for de perioder, hvor der eksisterer data, mens der er behov for anvendelse af modellen til "huldudfyldning" eller forlængelse af datatidsserien for målestationer med ufuldstændige måletidsserier. Usikkerheden på kvælstoftransporter er derfor opgjort for såvel målte som umålte oplande. Med anvendelse af den stationskorrigerede retention er usikkerheden på den beregnede kvælstoftransport fra målte oplande, med fuld måletidsserie over en længere periode lille og estimeret til at være mindre end 1% som middel på landsplan for perioden 1990 – 2010. For de enkelte år vil usikkerheden dog variere og er beregnet til at være op til 18% på landsplan for enkeltår.

De umålte oplande udgøres primært af mindre selvstændige kystoplande. For disse er det ikke usikkerheden på vandløbsniveau, der er relevant, men derimod usikkerheden for den samlede estimerede belastning fra de umålte oplande. Usikkerheden på belastningen fra de umålte oplande er ligeledes opgjort på de 13 regioner. Som middel for perioden 1990-2010 er usikkerheden estimeret til 7% som landsgennemsnit. Modellen er dog ikke alle steder i

stand til at fange år til år dynamikken, specielt for år med afvigende og lave observerede N-transporter. Den maksimale årlig afvigelse ligger på 18% på landsplan, men varierer mere inden for de 13 regioner.

Usikkerhedsvurderingen afspejler den generelle usikkerhed på beregningerne inden for forskellige landsdele. Usikkerhedsestimaterne er således gældende for oplande, hvor modellen er i stand til at beskrive den observerede udvikling i oplandstabet. Der eksisterer imidlertid enkelte områder med særlige udfordringer. For nogle vandløbsoplande viser måledata ingen eller kun meget begrænset udvikling i kvælstofkoncentrationer og kvælstoftransporter i perioden 1990-2010. En analyse af modellens resultater viser, at dette nærværende konstante niveau ikke kan genskabes af modellen, der generelt beregner et fald i kvælstoftransporten gennem perioden. Estimatet for den generelle usikkerhed vil derfor ikke være gældende for disse oplande. Dog er disse oplande samlede i en separat biasregion (nr. 10) i denne model version. Derfor influerer forskellen i tidlig udvikling imellem målte- og modellerede kvælstoftransporter på disse stationer ikke biaskorrektionen i andre regioner og vice versa.

Modellen anvender ID15-oplande som beregningselementer, der er topografiske oplande med et middelareal på knap 15 km<sup>2</sup>. For at kunne repræsentere de større søer og det naturlige system i øvrigt er der imidlertid adskillige mindre ID15-oplande på helt ned til få hektar. Da grundvandstransporten beskrives med DK-modellen, der har en rumlig opløsning på 25 ha, vil beskrivelse af grundvandstransporten i disse meget små oplande være behæftet med større usikkerhed end usikkerheden estimeret for oplande større end 10 km<sup>2</sup>. Modelresultaterne på denne skala skal derfor anvendes med varsomhed. Der er gennemført en kvalitets sikring af modelresultaterne til identificering af eventuelle fejl. Modellen beskriver imidlertid et komplekst sammenspil mellem en række N-input og omsætningsprocesser, og det er ikke praktisk muligt at gennemføre en komplet kontrol af samtlige af de 3351 oplande, der indgår i modellen. Resultaterne bør derfor i alle tilfælde vurderes forud for deres anvendelse.

# 1. Indledning

## 1.1 Baggrund og formål

Kvælstof, der udvaskes fra rodzonen på markerne og andre arealer, transporteres via grundvandet frem til vores overfladevandssystem, dvs. vandløb, søer og vådområder, hvorfra det strømmer videre mod de åbne kyster og fjorde. Under denne transport, fra (bunden af) rodzonen til kyst, vil der ske en omsætning og kvælstof-fjernelse i undergrunden eller i overfladevandet, som ofte benævnes kvælstofretention. Kvælstofretentionen er afhængig af de biogeokemiske forhold og vil således variere fra sted til sted.

Som grundlag for en mere differentieret regulering af kvælstofanvendelse blev der forud for den anden vandplansperiode (2015-2021) udviklet en national kvælstofmodel, NKMv2015 (Højberg et al., 2015). Det specifikke formål med denne modeludvikling var at etablere en landsdækkende model, der på en differentieret skala kan anvendes til:

- Belastnings- og scenarieberegninger for kvælstoftransport og -omsætning
- Udvikling af nye retentionskort opgjort for grundvand, overfladevand og samlet retention fra rodzonen til kysten.

Den udviklede model blev efterfølgende anvendt i implementering af vandområdeplanerne for anden planperiode og har været anvendt til vurdering af omfang, type samt prioritering af placering af N-virkemidler.

Kvælstofmodellen er et modelkompleks opbygget ved kobling af delmodeller udviklet ved hhv. GEUS samt Aarhus Universitet (DCE og DCA). Kvælstofmodellen beskriver transport og omsætning af kvælstof i hhv. under rodzonen, grundvandet og overfladevandet. I perioden frem til tredje vandplansperiode (2021-2027) er der sket en opdatering af flere af delmodellerne, og i perioden 2019/2020 blev der derfor igangsat et projekt til opdateringen af kvælstofmodellen (NKM), så denne er baseret på de nyeste modelversioner samt seneste data. Projektets primære formål har således været at udskifte de indgående modeller, så seneste versioner blev anvendt. Desuden er der ændret i dele af modelkonceptet baseret på erfaringer og tilkendegivelser fra anvendelse af den eksisterende model. Modelopdateringen er gennemført af de samme institutioner, der udviklede den oprindelige model, dvs. GEUS samt DCE og DCA ved Aarhus Universitet.

Modeludviklingen samt den efterfølgende kalibrering og test af modellen er baseret på målinger af vandføringer og kvælstofkoncentrationer ved vandløbsmålestationer, der tilsammen giver den samlede kvælstoftransport i vandløbene. I projektet er der anvendt data fra det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur (NOVANA) suppleret med data indsamlet af de tidligere amter for at opnå en bedre rumlig dækning.

Som led i opdateringen er modellen fremskrevet til 2018, hvilket indebærer en opdatering af observationsdata samt modelkørsler for perioden 1990-2018. Under opdateringen blev der imidlertid identificeret en mulig inkonsistens i nedbørsdata leveret fra DMI. Dette blev bl.a. erkendt på basis af forskellige korrelationer mellem nedbør og observeret afstrømning for en

række større vandløbsstationer for perioderne 1990-2000 samt 2011-2018. Denne observation blev desuden understøttet ved analyse af hydrologiske modelresultater (Svendsen & Jung-Madsen (red) 2020). Sideløbende med nærværende projekt har der været nedsat en arbejdsgruppe til udredning af denne problemstilling. Men resultaterne af udredningen og det efterfølgende opdaterede nedbørsdatasæt har af tids- og ressourcemæssige årsager ikke kunnet indgå i opdatering af kvælstofmodellen. Dette arbejde var ikke afsluttet ved nærværende projekts afslutning.

Anvendelse af en forkert mængde af nedbør vil influere på beregningen af kvælstoftransporten på forskellig vis, hvor specielt beregningen af kvælstofudvaskningen fra rodzonen påvirkes af den anvendte nedbør. Over- eller underestimeres udvaskningen, vil den opgjorte retention ligeledes blive over- eller underestimeret. For at undgå indflydelse af inkonsistensen i nedbørstidsserien ved beregningen af de nationale retentionskort, er kvælstofmodellen alene afviklet for perioden 1990-2010, hvilket er samme periode som anvendt under den oprindelige kalibrering af modellen.

Modellen er teknisk udviklet til at kunne beregne månedlige kvælstofbelastninger, men er alene opstillet og testet for beregning af årlige værdier. Foruden beregning af belastninger kan modellen anvendes til beregning af retentionen for hhv. grundvand, overfladevand og den samlede retention fra bunden af rodzonen til kysten.

## **1.2 Rapportens indhold**

Nærværende rapport dokumenterer den metodiske tilgang til udvikling af kvælstofmodellen, herunder de anvendte delmodeller samt datagrundlaget for modeludvikling, -opstilling og -beregning. Endvidere dokumenteres og kvantificeres modellens evne til at reproducere årlige observerede kvælstoftransporter ved målestationer i vandløbssystemet. Endelig beskrives og præsenteres tilgang samt resultater af vurdering af modellens usikkerhed i forhold til belastningsberegninger og ved anvendelse af modellen til beregning af retentionskort.

Modellen er efterfølgende anvendt til beregning af retentionskort for grundvand, overfladevand og samlet retention fra bunden af rodzonen til kyst. Resultaterne heraf er ligeledes præsenteret i nærværende rapport.

## 2. Den nationale kvælstofmodel

Den nationale kvælstofmodel (NKM) beskriver kvælstof (N) udvaskningen fra bunden af rodzonen samt transport og omsætning frem til de marine områder. Modellen er opbygget på basis af tre eksisterende modelsystemer:

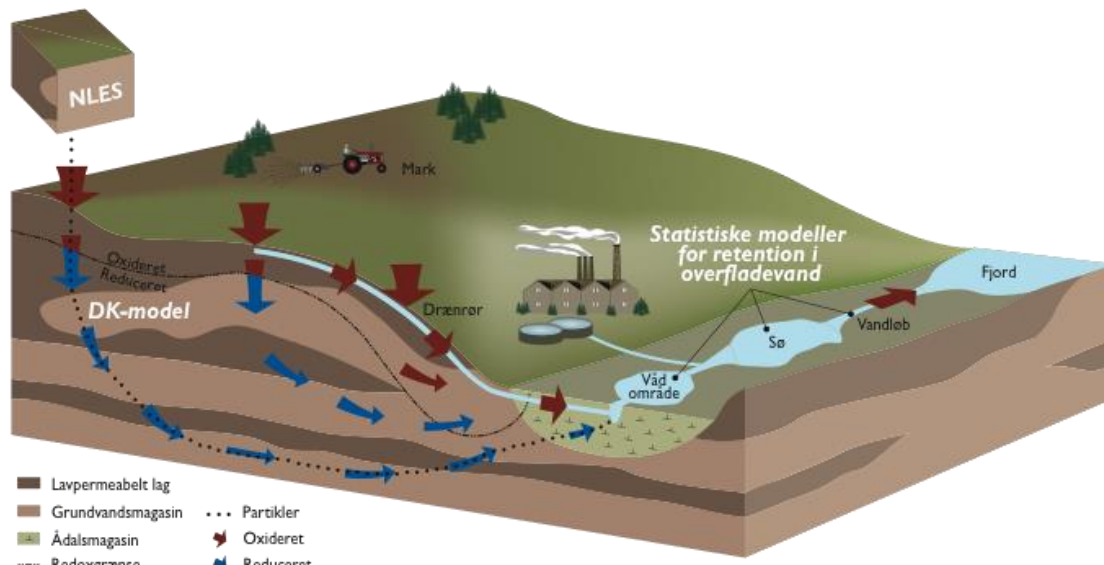
1. NLES, der er en statistisk/empirisk baseret model til beregning af årlig N-udvaskning fra rodzonen for dyrkede arealer
2. DK-model, der er den nationale vandressource model, som beskriver vandstrømningerne i grundvandszonen
3. Overfladevandsmodeller, der er statistiske modeller til beregning af kvælstofretentionen i hhv. vandløb, søer samt naturlige og reetablerede vådområder

De tre modelsystemer er koblet ved en envejs kobling, dvs. resultater fra én model giver input til den næste model. Med NLES beregnes således den samlede udvaskning fra rodzonen fra det dyrkede areal, hvortil der adderes typetal for udvaskning fra ikke dyrkede arealer. I grundvandszonen er der generelt ilt til stede i den øvre del (oxiderende forhold), mens ilten forsvinder i de dybereliggende dele (reducerende forhold). Kvælstof omsættes under reducerende forhold, og i modellen er det antaget, at denne omsætning sker momentant og resulterer i en fuldstændig omsætning (fjernelse). Grænsen mellem de oxiderende og reducerende forhold i undergrunden benævnes redoxgrænsen. Transporten af kvælstof i grundvandszonen beregnes med DK-modellen, hvor der opnås en beskrivelse af vandets, og dermed kvælstoffets transportvej gennem undergrunden fra rodzonen til overfladevandet. Det er samtidigt muligt at opgøre, om kvælstoffet når under redoxgrænsen under transporten og derved fjernes. I overfladevandet sker der både en ekstra tilførsel af kvælstof fra punktkilder, atmosfærisk deposition og tilførsel af organiske kvælstofforbindelser samt en retention af kvælstof ved sedimentering eller omsætning ved denitrifikation. Retentionen i overfladevandet beregnes med statistiske modeller for hhv. vandløb, søer samt naturlige og reetablerede vådområder.

Koblingen af de enkelte delmodeller sker på deloplandsniveau, der således udgør beregningsenhederne i den samlede kvælstofmodel. I lighed med den oprindelige kvælstofmodel anvendes et deloplandsniveau på ca. 1.500 ha (de såkaldte ID15-oplande) som beregningsenheder (polygoner). Dette er også den mindste skala, hvorfra vi har observationer af kvælstoftransporten i vandløb. Ved at vælge denne skala er det således muligt at teste modelberegningerne mod de faktiske målinger og på basis heraf estimere modellens usikkerhed.

Den overordnede tilgang har været at udvikle og teste kvælstofmodellen på basis af de målte vandløbsoplande. For disse oplande er der gennem en tilpasning af modellen sikret overensstemmelse mellem den samlede observerede og beregnede kvælstoftransport. Den rumlige variation i kvælstoftransport og -retention inden for et målt opland afhænger af de faktiske fysiske og biogeokemiske forhold, og til estimering af denne variation anvendes de enkelte delmodeller kombineret med data for den rumlige fordeling af de naturgivne forhold. Da modellen er udviklet ensartet for hele landet, kan den opnåede viden for de målte oplande, efterfølgende overføres til de umålte oplande.

Sammenhænge mellem delmodellerne er vist i Figur 1, mens de er beskrevet i nedenstående afsnit tillige med koblingen til en samlet model.



**Figur 1.** Illustration af sammenhæng mellem de tre modelsystemer, der indgår i den samlede nationale kvælstofmodel.

## 2.1 Udvasning

Nitratudvasningen beregnes med modellen NLES5, der er en statistisk model for N-udvasningen fra rodzonen. Modellen er baseret på målt nitratudvasning fra marker, hvor målinger er baseret på jordvandets nitratkoncentrationer målt i sugeceller, der er placeret i nedre grænse af rodzonen (typisk omkring 1 m dybde). De målte nitratkoncentrationer ganges med perkolationen (vandafstrømningen ud af rodzonen) for at opgøre den samlede nitratudvasning. Perkolationen beregnes med Daisy modellen og er baseret på de lokale daglige vejrdata, jordbundstype og vegetationen. Den beregnede N-udvasning repræsenterer således nitratudvasningen fra den umættede rodzone.

Jordvandets kvælstofindhold består overvejende af nitrat-N. Organisk bundet N (beregnet som forskellen mellem total N og uorganisk N) kan dog i visse tilfælde udgøre en betydelig andel. For jordvandsstationerne i Landovervågnings-oplandene (LOOP) er det fundet, at organisk N i udgør 2-7 % af total N med den højeste andel på de to sandjords-oplande, der har høj husdyrintensitet. Indholdet af ammonium N er lavt ved alle jordvandsstationerne i Landovervågnings-oplandene, overvejende mellem 0,01 og 0,1 mg N/l (Blicher-Mathiesen et al., 2013). En stor andel af organisk N og ammonium er målt på lavbundsjord (Pedersen, 1985). I drænvandsundersøgelsen er det fundet, at nitrat-N udgør 88 % af total N på højbund og 63 % på lavbund, der ikke er i ådalen (Piil og Knudsen, 2013). Antallet af udvasningsmålinger på lavbund er meget få (Blicher-Mathiesen, 2011), hvorfor det ikke kan forventes, at NLES-modellen kan prædiktere de særlige udvasningsforhold, der forekommer på lavbund.

### 2.1.1 NLES model

NLES5 er en empirisk baseret model (Børgesen et al., 2019), som beregner den årlige nitrat-N udvaskning fra rodzonen på landbrugsarealer og inddrager effekten af kvælstof (N) tilførsel, afgrøderækkefølge, efterårs- og vinterjorddække samt jordbund og modelberegnet afstrømning. Afstrømningen er modelberegnet med input af døgnværdier af nedbør, temperatur og global indstråling. NLES5 modellen er udviklet og kalibreret på baggrund af primært danske data. Den årlige nitratudvaskning beregnes fra april til marts i det efterfølgende år (udvaskningsåret), hvor den største andel af udvaskningen sker i perioden med størst nedbørsoverskud, dvs. fra oktober til marts. Modellen tager højde for såvel hovedafgrødens som vintervegetationens indflydelse i udvaskningsåret samt effekten af foregående års afgrøde. Effekten af N-tilførslen baseres både på N tilførsel i udvaskningsåret samt tilførslen i de to foregående år. N-tilførsel består både af mineralsk N tilført i form af kunstgødning og husdyrgødning, organisk N fra husdyrgødning, mineralsk og organisk N afsat fra græssende dyr og den biologiske N-fiksering. Modellen skelner mellem N tilført i henholdsvis forår og efterår i udvaskningsåret (1. april i høståret til 31. marts det følgende år). Langtidsvirkningen af tilført kvælstof beregnes på basis af det samlede kvælstofindhold målt i det øverste jordlag (0-25 cm). Endvidere omfatter NLES5 modellen vandgennemstrømningens indflydelse i udvaskningsåret og i det foregående år samt betydningen af ler indholdet i det øverste jordlag (0-25 cm).

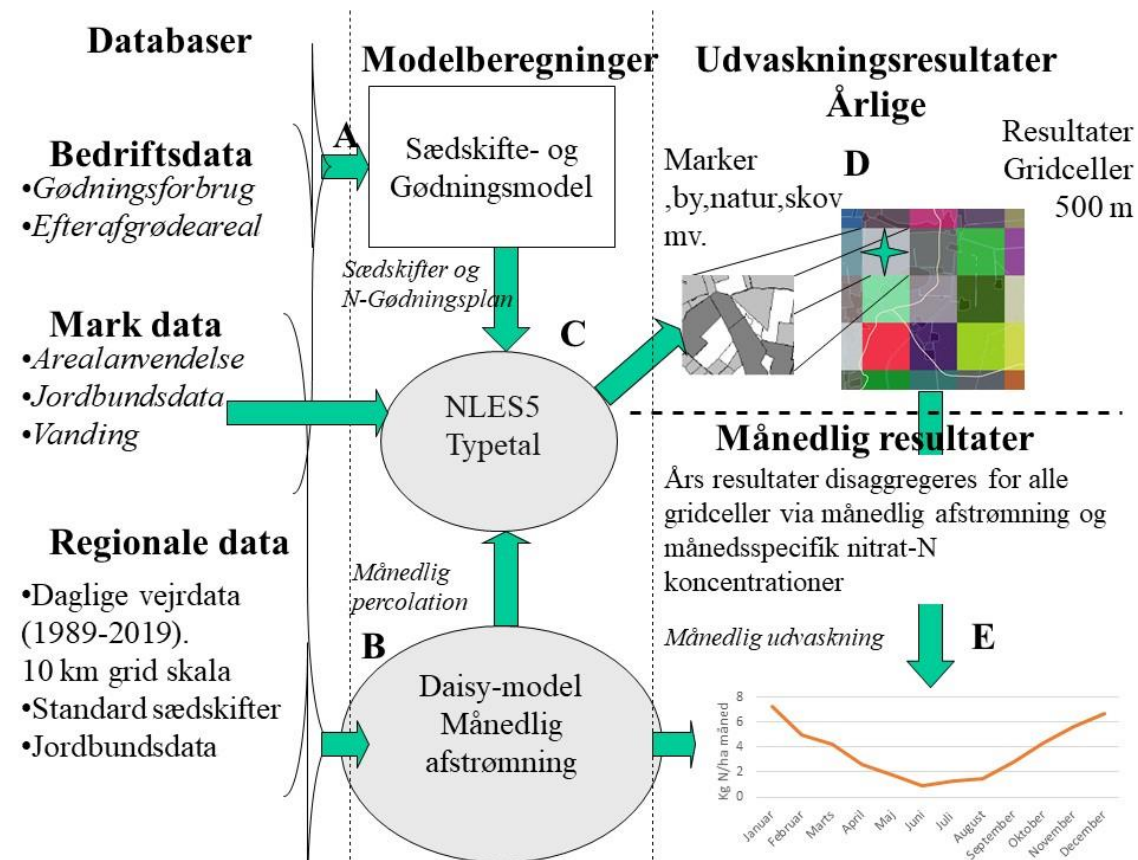
NLES5 modellen er kalibreret mod 2.053 observationer af årlig nitratudvaskning målt i Danmark og heraf 21 observationer fra Sverige i perioden 1991-2017. Modellen er valideret på 856 uafhængige observationer af nitratudvaskning fra fire forsøgsserier, der viste en gennemsnitlig afvigelse på 1,7 kg N/ha mellem estimerede og målte data, men med stor variation mellem forsøgene. En usikkerhedsanalyse af NLES5 modellen blev gennemført på både mark- og landsskala. En såkaldt "Monte Carlo analyse" er gennemført ved at prædikere 1.000 parameter datasæt, der efterfølgende bruges som input til beregning af modellens usikkerhed. Den absolutte usikkerhed øgedes i takt med N-udvaskningsniveauet, og derfor er usikkerheden højere for sandede jorde under våde klimaforhold som har høj udvaskning sammenlignet med lerede jorde under tørre klimaforhold. Den relative usikkerhed for sand og lerjorde under våde og tørre forhold er derimod på samme niveau. Usikkerheden for hele landet er kvantificeret med en variationskoefficient på ca. 10%.

Modellen kan beregne den gennemsnitlige nitrat-N udvaskning for de vigtigste afgrøder i danske dyrkningssystemer. Sammenlignet med den tidligere NLES4 model har NLES5 en bedre repræsentation af afgrøderækkefølge og vinterplantedække, og dette har stor betydning, når modellen anvendes til at evaluere effekten af dyrkningssystemer.

I det tidligere retentionskort (Højberg et al., 2015a) blev der anvendt to NLES-versioner til at beregne udvaskningen fra landbrugsjord, NLES3 (Kristensen et al., 2003), for perioden 1990 - 2000 og NLES4 (Kristensen et al., 2008) for perioden 2001 – 2011. I denne opdatering anvendes NLES5 modellen for hele perioden.

Modelberegninger af kvælstofudvaskningen fra rodzonen er gennemført for hele perioden 1990-2018. I Figur 2 er vist et diagram over den række af trin (A-E), der er anvendt i modelberegningen af udvaskningen fra rodzonen. Det endelige produkt (resultatet af trin E) er den

modelberegnete udvaskning fordelt på månedsbasis, der anvendes som input til kvælstofmodellen, angivet som "NLES" i Figur 1.

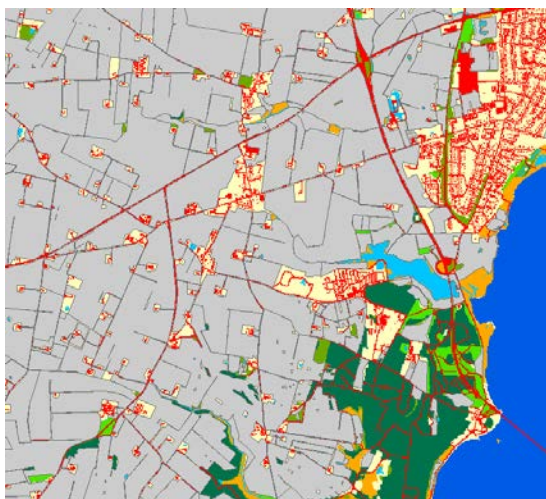


**Figur 2.** Principskitse for udvaskningsberegninger anvendt som input i kvælstofmodelkomplekset. Udvasningen fra by, natur og skov er baseret på typetal.

Modelberegningerne inkluderer anvendelse af data, databaser fra registre og kortmateriale, modelberegninger (tre modeltyper: Sædskifte/gødningsmodeller, NLES5 modelberegninger samt Daisy vandbalance til beregning af månedlig afstrømning for typesædskifter) og behandling af udvaskningsresultater. Behandlingen af udvaskningsresultaterne er foretaget således, at resultaterne aggregeres rumligt til 25 ha gridceller (500 x 500 m) og derefter disaggregeres i tid fra de modellerede årsresultater til månedlige udvaskningsværdier. Herved opnås en tidsserie med beregnet nitratudvaskning fra bunden af rodzonen på månedsniveau, der rumligt er opløst i et 500 x 500 m grid, som er identisk med gridcellerne anvendt i DK-modellen (ca. 192.000 gridpunkter i alt, der dækker Danmark undtagen mindre øer. Bilag 2.1.3)

I **trin A** (Figur 2) opstilles sædskifter og gødningsplaner som grundlag for udvaskningsberegningerne. Datatilgængeligheden for arealanvendelsen har for perioden 1990 til 2000 været baseret på sognedata indhentet fra Danmarks Statistik. Bearbejdning af sognedata til anvendelse som inputdata på bedriftsniveau følger metoden beskrevet i Bilag 2.1.1. Fra år 2000 og frem til 2010 er landbrugets arealanvendelse opgjort på markblokniveau, der er indhentet fra nationale landbrugsregistre, Figur 3, se også Bilag. 2.1.4. For de seneste år (2011-2018) har årlige dyrkede afgrøder været opgjort på markniveau med markkort (bilag 2.1.4).

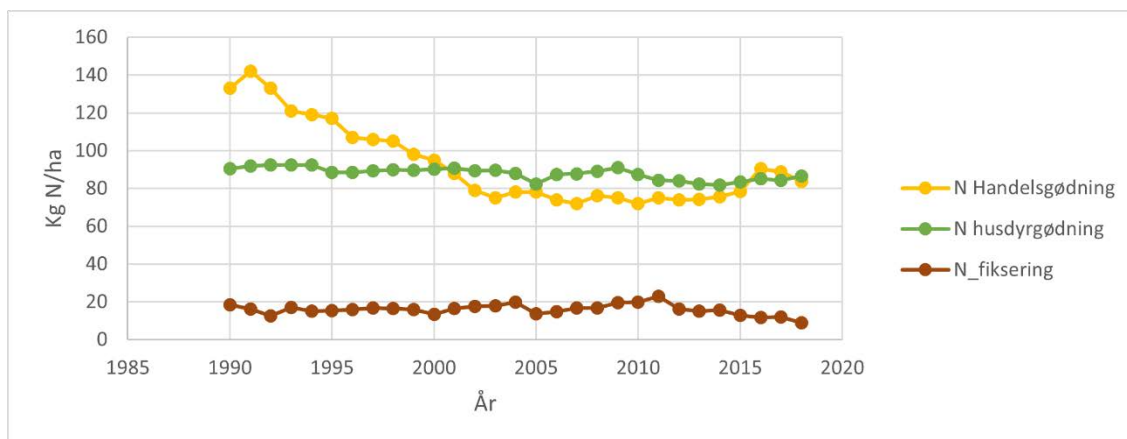




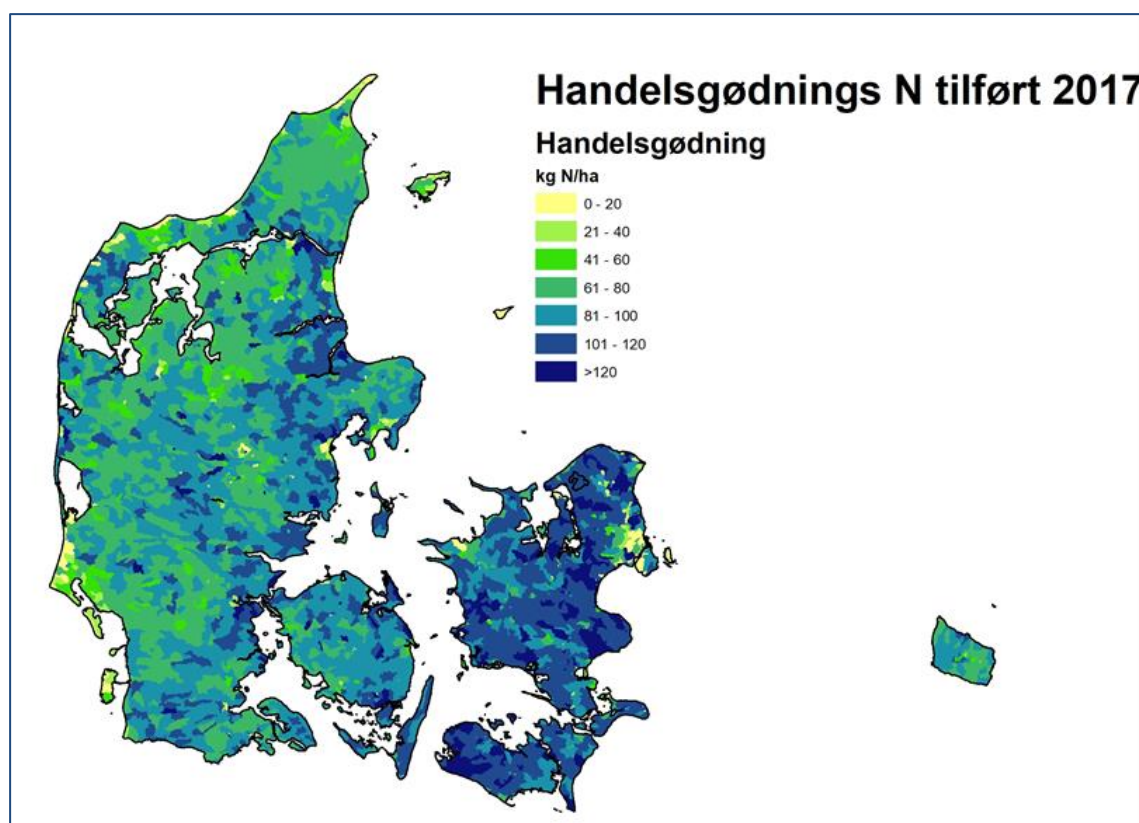
**Figur 3.** Eksempel på kortdata anvendt i modelberegningerne fra markblokke (grå, afgrænset med mørkegrå linjer), byer (gule), natur (lysegrøn), skove (mørkegrøn), veje/bebyggelse (mørkerød), ferskvand (lyseblå) og havet (mørkeblå).

De bearbejdede sognedata indgår i opstillingen af sædskifter og gødningsplaner på bedriftsniveau. For årene 1990 til 2000 følges metoden beskrevet i bilag 2.1.1. Modelberegningerne for 2001 til 2018 er baseret på data fra de landsdækkende landbrugsregistre, herunder fra det Generelle Landbrugs-Register (GLR) og gødningsregnskaber fra Landbrugsstyrelsen (LBST). Sædskifter og gødningsplaner for 2001-2010 følger metoden beskrevet i Børgesen et al. (2009). For perioden 2011 til 2018 indberettes dyrkede afgrøder på markniveau, hvilket gør det muligt at beskrive de anvendte afgrødefølger i bedriftens sædskifter på en mere korrekt måde. Således kan der specifikt for hver enkelt mark opgøres, hvilken forfrugt, der dyrkes, og hvilken afgrøde, der dyrkes på marken i det følgende år. Denne viden er blevet brugt til at estimere afgrødeparametrene, der indgår i NLES5 modellen. I bilag 2.1.5 er der gennemgået, hvorledes udvaskningen for landbrugsarealet med NLES5 modellen er gennemført.

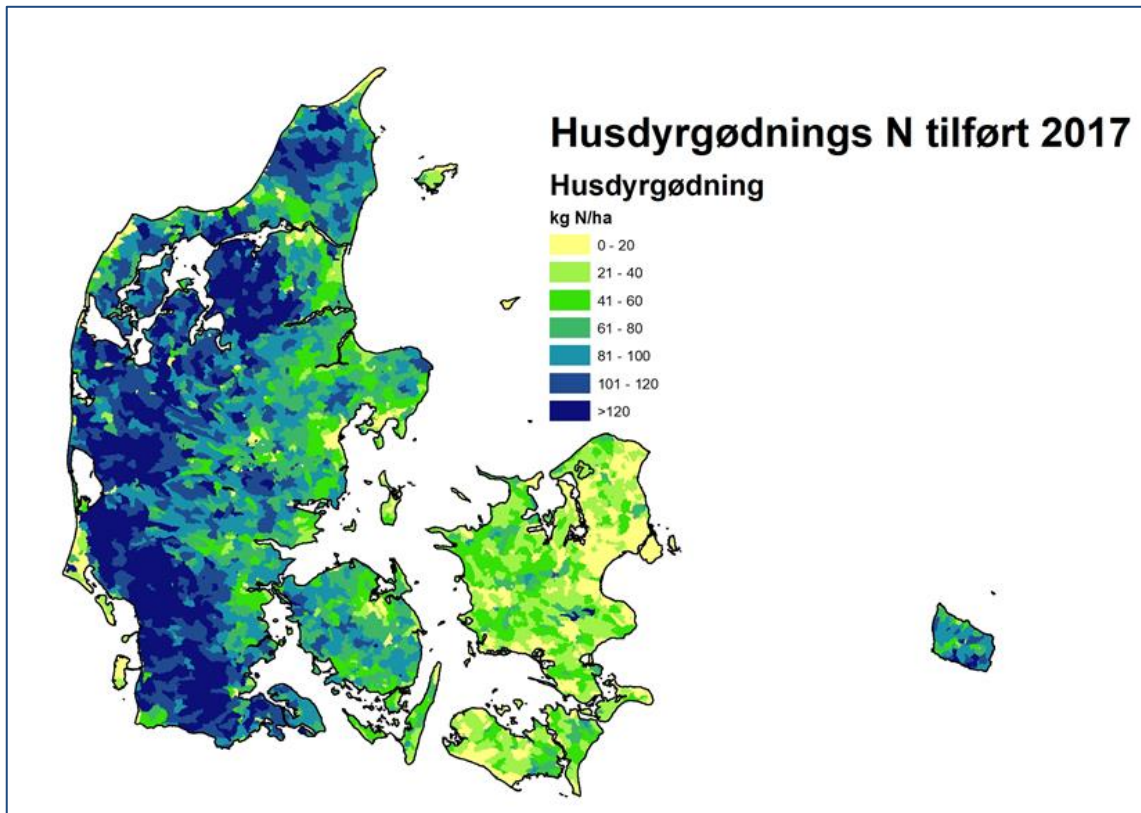
Gennemsnitlig tilførsel af N med gødning og ved N fiksering for hele perioden [kg N/ha] er vist i Figur 4. De årlige totale N tilførsler med gødning til det dyrkede areal er baseret på opgørelser fra Danmarks Statistik og fra gødningsindberetningerne til Landbrugsstyrelsen samt bearbejdede husdyrproduktionsdata til beregning af totale husdyrgødningsmængder (Børgesen et al., 2013). Alle årlige registerdata er koblet i årlige tabeller og beskrevet i bilag 2.1.5. N-fiksering (N-fix, Figur 4) er modelberegnet ud fra årlig arealanvendelse og udbytter efter principperne givet i bilag 2.1.5.



**Figur 4.** Gennemsnitlig tilførsel af kvælstof [Kg N/ha] tilført med handelsgødning, husdyrgødning og ved N-fiksering opgjort for det dyrkede areal i Danmark for perioden 1990-2018.. Opgørelsen baseres på dyrkningsår/høstår for afgrøden. Årlige gødningsdata er baserede på aktuelle forbrug opgjort af Danmarks Statistik.



**Figur 5.** Udbragt handelsgødningsforbrug på det dyrkede areal i 2017 opgjort på ID15 skala. [kg N/ha].

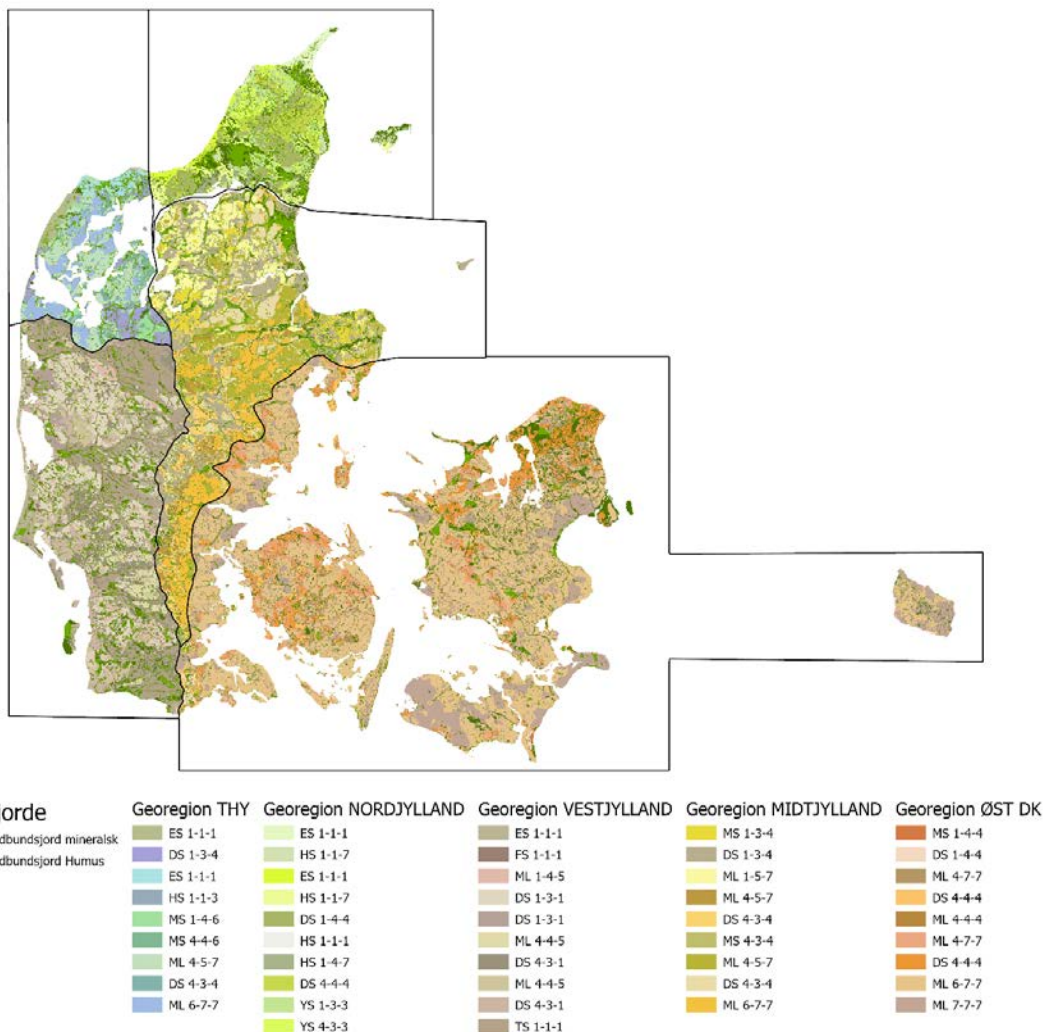


**Figur 6.** Udbragt husdyrgødning N på det dyrkede areal i 2017 opgjort på ID15 skala. [kg N/ha].

Fordeling af husdyrgødning og handelsgødning mellem afgrøder og marker for bedrifterne er i modelberegningerne baseret på gennemsnitsbetragtninger fra data fra Landovervågnings-oplandene (LOOP). Et eksempel på den resulterende fordeling af husdyr- og handelsgødning for 2017 på ID15 niveau er vist i Figur 5 og Figur 6.

I perioden fra 2000 til 2011 er der indført regler for anvendelse af efterafgrøder, hvilket har betydet, at efterafgrødearealet i 2011 var på ca. 211.000 ha. Efterafgrøder har stor betydning for kvælstofudvaskningen. Markerne, hvor efterafgrøder udlægges, er ikke registreret på markniveau, men registreres sammen med gødningsregnskabet på bedriftsniveau. Det er derfor i beregningerne antaget, at efterafgrøder er udlagt på marker, hvor der dyrkes korn, og hvor der er en vårafgrøde i det efterfølgende år. Det samlede efterafgrødeareal på bedriftsniveau er afstemt med det efterafgrødeareal, der er angivet i indberetningerne med bedrifternes årlige gødningsplaner til Landbrugsstyrelsen. Efterafgrøde arealet anvendt i NLES5 modelberegningerne for 2005 til 2018 er beskrevet i bilag 2.1.5.

**I trin B (Figur 2)** er den månedlige afstrømning, som er en vigtig drivvariabel for NLES udvaskningsberegningerne, beregnet med Daisy modellen (version 4.01) (Abrahamsen og Hansen, 2000). Afstrømningen er beregnet for alle kombinationer af jordtyper og afgrøder, der er repræsenteret i hvert af DMI's 10 km klimagrid i Danmark. Vejrdata er baseret på DMI målinger i landet interpoleret til 10 km grid for nedbør og 20 km grid for temperatur og global indstråling skala for perioden.



**Figur 7.** Typejorde opdelt i 5 georegioner fordelt over landet. Typejordenes navne refererer til geologisk jordart og efterfølgende Jb- klassifikations nummer for henholdsvis Ap-, B- og C- horisonterne. Jordarterne er: ES = flyvesand, DS = diluvialsand, MS=morænesand, ML = moræneler, FS=Ferskvandssand, HS=Litorinasand. En nærmere beskrivelse af jordtyperne findes i Børgesen et al. (2013).

I **trin C** (Figur 2) er der for hver jordtype på markniveau gennemført udvaskningsberegninger med NLES5 udvaskningsmodellen. Der er anvendt data for de typejorde, der er repræsenteret på marken, som er typiske kombinationer af over og underjordstyper i georegionen (jf. Figur 7). Der er i hver af de fem geologiske regioner i Danmark opstillet 11-12 typejorde, som beskrevet i Børgesen et al., (2013). Skalaen for jordtypekortet er ca. 1:25.000 og kan derfor ikke henføres præcist til hverken markkortet eller markblokkortet. Således er effekten af jordtypen ikke præcist repræsenteret i forhold til jordtypefordelingen på markskalaen, men bedre repræsenteret på større skala. For ikke-landbrugsarealer er udvaskningen beregnet ved anvendelse af typetal for udvaskningen jf. Tabel 1. Metoden til beregning med NLES5 modellen er nærmere beskrevet i bilag 2.1.5. Opgørelsen af ikke – landbrugsarealer er beskrevet i bilag 2.1.3.

**Tabel 1.** Standardværdier (Typetal) for N udvaskningen fra ikke- landbrugsarealer.

Beskrivelse	Udvaskning standard værdier (Kg N/ha/år)
Bebyggelse, befæstede areal veje.	0 <sup>1</sup>
Tør natur	2 <sup>2</sup>
Våd natur	2 <sup>2</sup>
Skov	5 <sup>3</sup>
Vand (søer, åer, fjorde)	0
Hav	0

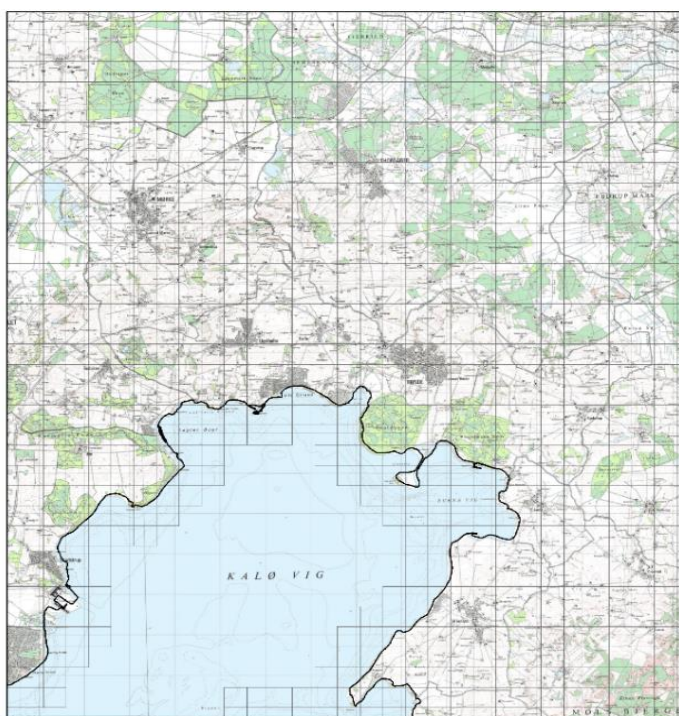
<sup>1</sup> For bebyggede arealer bliver vand og kvælstof primært opsamlet og ledt ud til vandløb via regnvandsbetingede udløb eller spildevand og indgår i punktkildebelastningen til vandløb.

<sup>2</sup>Våd og tør natur er sat til 2 kg N/ha baseret på danske målinger (Eriksen et al., 2014).

<sup>3</sup> Baseret på danske målinger beskrevet i Gundersen et al. (2009)

I **trin D** aggregeres alle resultaterne for både landbrugsarealer og andre arealer til et gennemsnitligt årsresultat for 500x500 m<sup>2</sup> gridceller svarende til 25 ha. Resultaterne på markblokniveau og ikke-landbrugsarealer er aggregeret i forhold til arealandelen inden for den enkelte gridcelle. Et eksempel på 25 ha gridceller er vist i figur 8.

### 500 meter gridceller fordelt over område omkring Kalø Vig



**Figur 8.** Eksempel fra Kalø vig på 500 meter x 500 meter gridceller fordelt over Danmark, der dækker det samlede areal samt buffer områder ud fra kystlinjen. Hvert grid beskrives mht. jordtyper og arealanvendelse i gridcellen (Landbrug, ikke landbrug).

I **trin E** (Figur 2) er de årlige gennemsnitlige udvaskningsværdier for 25 ha grid tidligt fordelt til månedlige værdier af udvaskning ved brug af Daisy modelberegninger af månedlig afstrømning og anvendelse af den gennemsnitlige nitratkoncentrationer målt i jordvandet (**Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**) fra kalibreringsgrundlaget for NLES5 (Børgesen et al., 2019). For hvert år anvendes aktuelle klimadata i modelberegningerne af perkolationen og

udvaskningen. I DK-modellen anvendes kun én jordtype i hver gridcelle. Disse jordtyper (en dominerende jordtype inden for gridceller) indgår også i Daisy modellen i den tidlige fordeling af den årlige udvaskning til månedsudvaskninger. Månedsfordelingen er gennemført for hver af de ca. 192.000 gridceller i Danmark. Til hvert punkt er koblet en Daisy modelberegnet månedlig afstrømning for den dominerende afgrøde/arealanvendelse i gridcellen og den dominerende typejord (Figur 7) i gridcellen. Den gennemsnitlige nitrat-N koncentration fra NLES5 datasættet (**Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**) anvendes for alle grid og månedsafstrømningen for hvert enkelt grid summeres til en standard nitrat-N udvaskning der er unik for hvert enkelt grid og udvaskningsår (1. april til 31. marts det følgende år). Fordelingen af grid-udvaskning (NLES5 udvaskningen og typetal) (Trin D) gennemføres ved, at grid-udvaskningen som derfor er unikt for hvert grid, fordeles til månedsniveau ud fra den relative fordeling af månedsstandardudvaskning. Den samlede fordeling af mængde af N fra udvaskning og den målte N transport i vandløb vil ikke have en afgørende betydning for den endelige opgjorte retention da denne summeres over alle måleårene.

**Tabel 2.** Gennemsnitlige –nitrat-N koncentrationer (mg nitrat-N per liter). Opgjort ud fra målinger fra 2053 markforsøg/monitoring for årene 1991 til 2018, der indgår i datagrundlaget for NLES5 modellen (Børgesen et al., 2019).

	Jan.	Feb.	Marts	April	Maj	Juni	Juli	Aug.	Sept	Okt.	Nov.	Dec.
<b>Nitrat-N Konc.</b>	7.3	4.9	4.2	2.7	1.7	0.9	1.3	1.5	2.8	4.4	5.7	6.7

## 2.2 Grundvand

Grundvandets transportveje beregnes med DK-modellen, der er opstillet i DHI's MIKE SHE / MIKE HYDRO modelsystem. Modelsystemet er et deterministisk fuldt distribueret og fysisk baseret system til simulering af ferskvandskredsløbet, herunder specielt grundvand/overfladevand interaktionen. DK-modellen inkluderer moduler til beskrivelse af 2D overfladisk afstrømning (OL), 1D umættede zone (UZ), 3D mættede grundvandszone (SZ) herunder dræn-afstrømning, og 1D vandstrømning i vandløbene (MIKE HYDRO).

Grundvandets strømningsveje i modellen er styret af de hydrogeologiske forhold. Disse forhold er bestemt af den geologiske model samt de associerede parameterværdier, der beskriver vandets strømning i de enkelte geologiske enheder. Bestemmelse af de hydrologiske parametre er sket gennem kalibrering af DK-modellen mod observationer af trykniveauet i grundvandet (grundvandspotentiallet) udtrukket fra boringsdatabasen Jupiter og vandløbsafstrømningsdata fra overfladevandsdatabasen ODA. I den opdaterede kvælstofmodel er der anvendt den seneste release version af DK-modellen (DK-model2019) (Stisen et al., 2019), der ikke er kalibreret yderligere forud for anvendelsen.

Beskrivelsen af N-transport i undergrunden er opdateret i den nye version af kvælstofmodellen, så transporten via dræn og grundvand håndteres separat. Andelen af kvælstof, der transporteres via dræn, beregnes på basis af en vandbalance på gridniveau. Til beskrivelse af transporten gennem grundvandssystemet anvendes partikelbane modulet i MIKE SHE, hvor

”partikler” flyttes advektivt med grundvandets bevægelse fra grundvandsspejlet gennem undergrunden til en rand i form af dræn, borer, vandløb eller hav/fjorde. Konceptet for opdeling af dræn/grundvand er beskrevet nærmere i afsnit 2.4.1.

Beregningen af grundvandstransporten sker ved at tilføre partikler til grundvandssystemet én gang under beregningen (en initial placering af partikler). Det antages således, at transportveje og transporthastigheder er uafhængige af det faktiske tidspunkt for udvaskningen af kvælstof fra rodzonen. Grundvandets strømning er simuleret dynamisk med daglige tidskridt for en 20 års periode, som herefter gentages, så den samlede beregningsperiode er 100 år. Herved sikres, at så godt som alle partikler tilført initialt er enten samlet op i et dræn, vandløb, boring eller anden randbetingelse eller er endt under redoxgrænsen.

Omsætningen af kvælstof i grundvandet antages at ske ved overgangen mellem oxiderede og reducerede forhold. Grænsen for denne overgang i grundvandszonen er baseret på det nationale redoxkort (Koch et al., 2019a,b), udviklet i projektet TRENDS ([www.trends.ni-trat.dk](http://www.trends.ni-trat.dk)), og giver et estimat for redoxgrænsens beliggenhed i et 100 m raster grid for hele landet. Ved kombination af partikelbanesimuleringen samt redoxgrænsens placering kan det opgøres, hvor mange partikler, der reduceres undervejs fra rodzonen til overfladevandet eller dræn. Det antages, at der ikke sker en reduktion af den del af kvælstoffet, der transporteres direkte fra rodzonen til vandløb via dræn. Dette svarer til en antagelse af, at der ikke sker en terrænnær reduktion, medmindre redoxgrænsen er placeret terrænnært, og at drænstrømningen ledes direkte til vandløb.

Baseret på de partikler, der ikke reduceres undervejs, kan der beregnes en transportvej og -tid mellem rodzonen og overfladevandet, der sammen med transporten via dræn giver den samlede transport til overfladevandssystemet. Omvendt kan den grid specifikke reduktion beregnes baseret på forskellen med den samlede N-udvaskning og N-massen, der når frem til overfladevandssystemet.

### **2.2.1 Vurderinger af præcision af beregning**

Beregning af strømningsvejene i undergrunden ved partikelbanesimulering er sensitiv over for antallet samt den tidlige opløsning for frigivelse af partiklerne samt det tidskridt, der anvendes i beregningerne. I forbindelse med udvikling af den første version af kvælstofmodellen blev der foretaget en række tests for belysning af betydningen af disse forhold. Den mest korrekte beskrivelse opnås ved en kontinuerlig frigivelse af et stort antal partikler pr modelgrid. Dette er imidlertid ikke praktisk muligt at håndtere pga. det meget store antal partikler, dette ville generere på national skala. Det har således været nødvendigt at finde den bedste afvejning mellem præcision og praksis, hvilket blev fundet at være en initial placering af et stort antal partikler pr. modelgrid, i dette tilfælde 100 partikler pr. grid. Dette blev fundet at give en robust løsning i forhold til den rumlige opløsning.

Da partikler kun frigives én gang (initialt), kan de beregnede transportveje i grundvandssystemet potentielt være følsomme over for de aktuelle strømningsforhold omkring tidspunktet for frigivelsen. I den oprindelige udvikling af kvælstofmodellen blev der foretaget en initial frigivelse i det øverste modellag, og opdelingen mellem dræn- og grundvandsstrømning var

baseret på partikeltransporten. Opsplitning mellem dræn og grundvand varierer tidsligt, og beskrivelsen heraf ved anvendelse af partikler vil således være følsom over for de aktuelle forhold ved frigivelsen. Det blev derfor søgt at identificere et tidspunkt for frigivelse af partiklerne, der bedst repræsenterede en middelsituation for hele perioden. Med den separate håndtering af dræn- og grundvandsstrømning i den opdaterede model er tidspunktet for frigivelsen af partikler ikke særlig kritisk, idet drænandelen nu beskrives dynamisk på månedsniveau og ikke antages konstant for hele perioden. Partiklerne placeres nu i beregningslag to og beskriver alene transporten i det dybereliggende grundvandssystem, hvor strømningsforholdene er langt mere stationære end i den øvre terrænnære del.

## 2.3 Overfladevand

### 2.3.1 Kvælstofretention i vandløb

Der findes ingen brugbare modeller udledt på danske målinger omkring kvælstofretentionen i danske vandløb. Efter en gennemgang af den internationale litteratur blev det i Højberg et al. (2015a) valgt at anvende en relativ simpel model (Seitzinger et al., 2002):

$$R = S1 \left(\frac{D}{T}\right)^{S2} \quad \text{Ligning 1}$$

hvor R er den månedlige relative (%) fjernelse af total kvælstof i et vandløb i forhold til den mængde kvælstof, der er tilført vandløbet. S1 og S2 er modelkonstanter se Tabel 3. D er vandløbsdypden i meter. T er 'Time of Travel' med enheden år, idet T er defineret som den gennemsnitlige vandløbslængde (RL), som en partikel strømmer gennem fra den kommer ud i vandløbet, indtil den forlader ID15-oplandet, divideret med strømhastigheden v (m/år). Altså:  $T = RL \text{ (m)} / \text{strømhastighed (m/år)}$ .

Den gennemsnitlige vandløbslængde, der gennemstrømmes i et givet opland (RL), er defineret som  $RL = \alpha \cdot TSL$ , hvor TSL er den totale vandløbslængde, og  $\alpha$  (travel length ratio) er bestemt af udtrykket

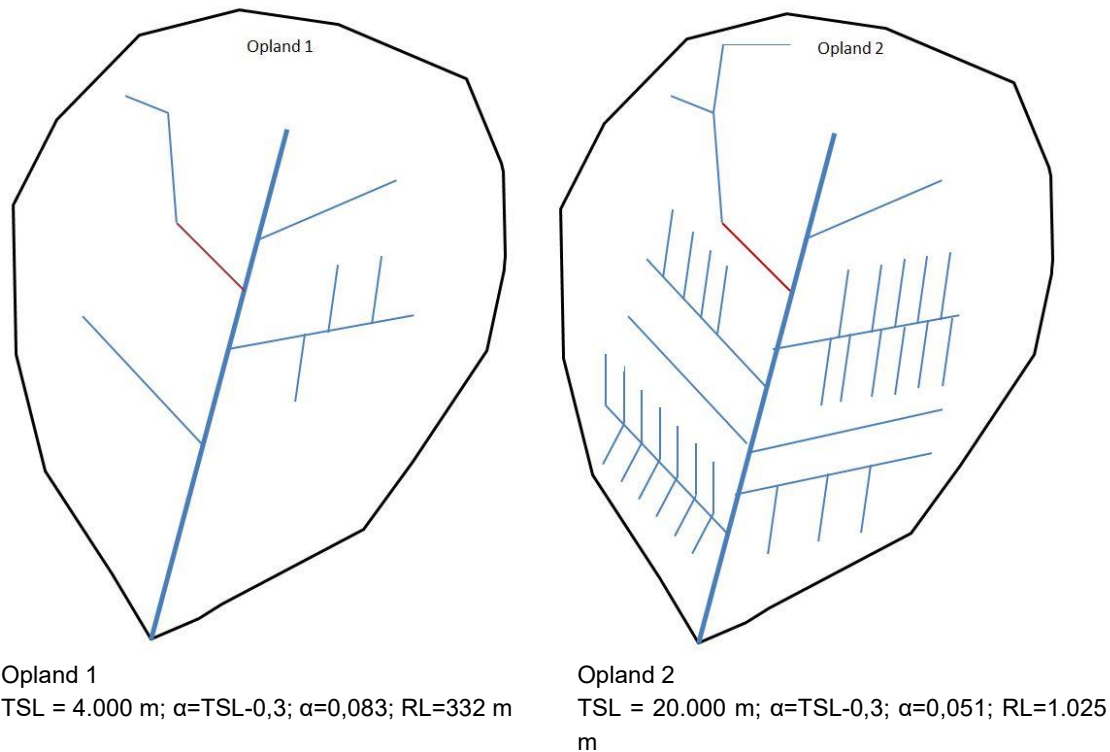
$$\alpha = TSL^{-\beta}, \quad \text{Ligning 2}$$

hvor  $\beta$  er en kalibreringsparameter.

Den vandløbslængde, som en vanddråbe gennemsnitligt vil gennemstrømme inden for et ID15-opland, afhænger af vandløbsnetværkets topologi. En fordobling af den samlede vandløbslængde vil ikke nødvendigvis betyde en fordobling af den gennemsnitlige vandløbslængde. Dette er illustreret i Figur 9, som viser et eksempel på to ID15-oplande med forskellig samlet vandløbslængde. Den beregnede gennemstrømningslængde (RL, 'Reach length') søger at tage højde for det forhold, at en given vanddråbe kun vil gennemstrømme en del af vandløbsnetværket, og at gennemstrømningslængden ikke stiger i samme takt som længden af vandløbsnetværket. Således beregnes en RL på 332 meter i opland 1 ud fra en samlet total vandløbslængde (TSL) på 4000 meter. For opland 2 - med en samlet vandløbslængde



på 20.000 meter - beregnes en gennemstrømningslængde på 1.025 meter. I dette eksempel øges RL med en faktor 3, mens vandløbsnetværkslængden øges med en faktor 5.



**Figur 9.** Skitse, der viser to ID15-oplande med forskellige totale længder af interne vandløb og beregnet relativ længde (RL).

### Vandløbstyper

Vandløbene er i modellen opdelt i to principielt forskellige typer: Dels 'interne vandløb', som er den del af vandløbsnetværket i et givet delopland (ID15), der alene afvander til et hovedvandløb i det selvsamme ID15, og dels "hovedvandløb", som leder vandet til nedstrøms vandløb/havet, og som modtager vand og kvælstof fra eventuelt opstrøms beliggende ID15-oplande. Vandløbstyperne er illustreret i Figur 10.

**Tabel 3.** Parameterværdier for 'interne vandløb' (IV) og hovedvandløb. Samlet vandløbslængde i NKM er 61.813 km. Bredde, dybde (D) og vandhastighedens data er udledt fra NOVANA overvågningsdata.

Vandløbs- type	Bredde (m)		Hastighed (m s <sup>-1</sup> )				β	α	S1	S2	Vandløbs længde (Km)
		Dybde (m)	Vinter		Sommer						
IV 0-2,5 m	1,23	0,21	0,17	0,22	0,18	-0,3		74,61	-0,33	27.175	
IV 2,5-12 m	5,5	0,54	0,44	0,37	0,3	-0,27		74,61	-0,33	21.627	
IV 12+ m	16,6	1,2	1,1	0,48	0,35	-0,1		74,61	-0,33	172	
Hovedvandløb	16,6	1,2	1,1	0,48	0,35		0,3	74,61	-0,42	12.839	

For yderligere dokumentation henvises til Højberg et al. (2015a).

Vandløbene, der udgør 'interne vandløb', er fordelt på 3 størrelsesklasser (efter tilgængelig information om bredde, se data afsnit 3.5).

De parameterværdier, der er anvendt i ligning 1 for kategorier af interne vandløb samt de anvendte værdier for hovedvandløb, er anført i Tabel 3.



**Figur 10.** Skitse, der repræsenterer hovedvandløb, der binder vandafstrømningen mellem 2 deloplande (ID15) sammen (mørkeblå), og små vandløb (interne vandløb (IV)), der alene udleder vand inden for et delopland (lyseblå).

### 2.3.2 Retention i 'små søer'

For mindre søer, der vurderes at have afløb, er der beregnet en månedlig kvælstofretention. Der foreligger ingen målinger af hverken kvælstoftilførsel eller kvælstofretention i disse søer, og derfor er retentionen estimeret ud fra en række antagelser, der er mere detaljeret beskrevet i Højberg et al. (2015b).

**Tabel 4.** Antaget kvælstofretention pr. ha søareal i små søer med afløb fordelt på 6 typer af kategorier (sandede og lerede oplande med forskellig dyrkningsgrad)

Sø kategori	N-retention i små søer (kg N/ha søareal år)
Søer i områder med lerjord	
Dyrket areal > 60 %	400
Dyrket areal 30-60 %	170
Dyrket areal < 30 %	80
Søer i områder med sandjord	
Dyrket areal > 60 %	300
Dyrket areal 30-60 %	125
Dyrket areal < 30 %	60

Søerne tildeles en arealspecifik kvælstofretention fordelt på 6 kategorier i forhold til dyrkningsgrad og jordtype, Tabel 4. For at give en årlig variation i fjernelsesraten, ganges raten

med et sø-N-retentionsindeks. Indekset er beregnet ud fra den modellerede årlige fjernelse i de ca. 600 søer, der indgår i den årlige NOVANA opgørelse 1990 - 2018 (Thodsen et al., 2019; Windolf et al., 2011). Den gennemsnitlige årlige kvælstoffjernelse er sat til indeks = 1., (Højberg et al., 2015b).

Der er knap 175.000 søer i det anvendte GIS-lag (GeoDanmark søer hentet marts 2019). Heraf vurderes godt 143.422 (ca. 19.000 ha) at være søer uden afløb og indgår derfor ikke i NKM. 30.494 mindre søer (ca. 9.100 ha) vurderes at have et afløb og indgår i NKM som "små søer".

### 2.3.3 Retention i 'store søer'

Omkring 1000 specifikke søer er blevet målsat i Vandplanerne. Disse søer er – i relation til kvælstofmodellen – defineret som 'store søer', om end en del ganske små søer er inkluderet. Det er vurderet, at 671 af disse søer har et afløb (ca. 45.000 ha). Alene disse søer indgår i modellering af N-retention i store søer i kvælstofmodellen.

Kun for en meget lille del af disse søer foreligger der brugbare vand- og kvælstofbalancer baseret på målinger i tilløb og afløb. For hurtigt gennemstrømmede søer med en vandopholdstid på mindre end et år er der tidligere, på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram, udledt en empirisk model til estimering af månedlig kvælstofretention og kvælstofkoncentration i søerne (Windolf et al., 1996).

Denne model er valgt for de typisk lavvandede søer med en vandopholdstid ( $T_{w\_år}$ ) mindre end 1 år. For søer med længere vandopholdstid er udledt en anden empirisk månedsmodel (Ligning 5) på baggrund af data fra 5 søer fra det nationale overvågningsprogram. Principielt er modeltilgangen for de to kategorier af søer (søer m hhv. kort og lang opholdstid) ens, og den er kort beskrevet neden for.

Generel model for total kvælstofretention og –søkoncentration:

$$N_{sø(t+1)} = (1 - FN_{ret}) * (N_{sø(t)} + N_{tilført(t)}) / (Søvolumen + Q_{tilførsel(t+1)}) \quad \text{Ligning 3}$$

hvor

$N_{sø(t+1)}$  er koncentrationen af N i søen i starten af måned (t+1)

$FN_{ret}$  er den relative månedlige N retention i måned t

$N_{sø(t)}$  er mængden af N i søen ved starten af måned t

$N_{tilført(t)}$  er tilførslen af N til søen i måned (t)

$Q_{tilførsel(t+1)}$  er vandtilførslen i måned (t+1)

Beregningerne gennemføres iterativt for hver måned. Ud fra modellerede koncentrationer af N ved månedsslut beregnes startmængden af N i søen den følgende måned ved multiplikation af søvolumen (antages konstant) og den modellerede søkoncentration af N.

Ud fra tilvejebragte informationer om søarealer, sødybder og modelleret vandgennemstrømning bestemmes den gennemsnitlige vandopholdstid i alle de store søer, og søerne deles i de to kategorier.

Efter initialisering af hver sø's startkoncentration af N (for januar 1990) modelberegnes her-  
efter månedlige retentioner og søkoncentrationer for hver kategori.

**Søer med vandopholdstid  $T_{w\_år} < 1$  år:** (efter Windolf et al., 1996):

$$FN_{ret} = \text{Alfa} * \text{Theta}^{(T-20)}, \quad \text{Ligning 4}$$

hvor

$$\text{Alfa} = 0,455 (+/- 0,074 \text{ C.L.})$$

$$\text{Theta} = 1,087 (+/- 0,014 \text{ C.L.})$$

C.L. er Confidence Limits på 95%.

T er månedlig vandtemperatur (°C) i søen udledt efter empirisk relation fra overvågnings-  
programmets søer, der kobler lufttemperatur ( $T_{luft}$ ) og vandtemperatur i sø (T):

$$T = 1,517 + 0,3034 * (T_{luft}) + 0,1909 * (T_{luft\_M-1}) + 0,6347 * (T_{luft}) * \text{Sin}(\text{PI} * \text{måned}(1-12) / 13,0)$$

Hvor ( $T_{luft\_M-1}$ ) er lufttemperaturen den foregående måned.

**Søer med vandopholdstid  $T_{w\_år} > 1$  år:**

$$FN_{ret} = 0,01 * (K * M_{05} - T_{luft}) \quad \text{Ligning 5}$$

hvor

$$K = 6,117$$

$T_{luft}$  er lufttemperaturen

$M_{05}$  er månedsspecifikke værdier (jan = 1, feb = 2... dec = 1):

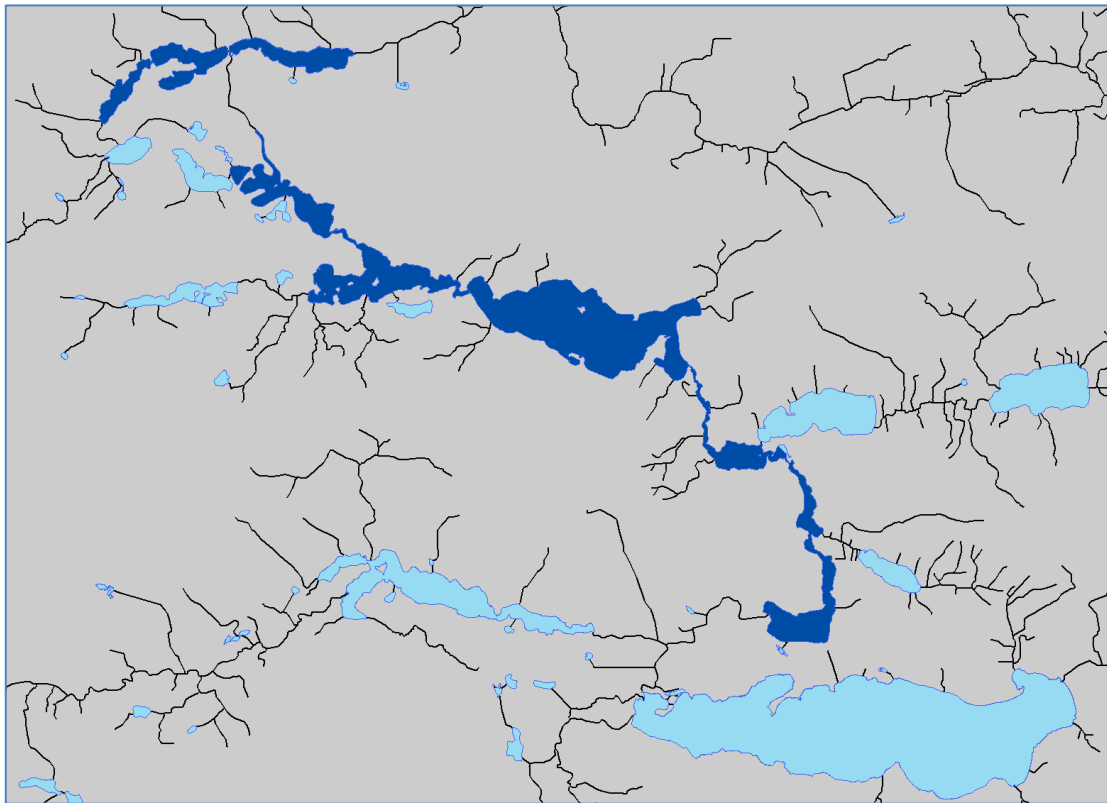
(1,2,3,4,5,6,6,5,4,3,2,1)

De anvendte modeller for kvælstofretentionen er således simple empiriske modeller, og der er en række forhold, hvis betydning ikke kan simuleres med de valgte modeller. I modellerne er der ikke skelnet mellem formen af det kvælstof, der tilføres søerne, og som indgår i retentionsberegningen. Der er i forhold til tidligere kørsler med NKM indført en ny klasse af søer, "søer i kæde". Søer, der er placeret kort nedstrøms andre søer, vil naturligt have en mindre kvælstofretention end andre søer. Dette skyldes, at en stor del af det uorganisk meget reaktive kvælstof (primært nitrat), der tilføres en sø, vil blive optaget i biota og forlade søen som organisk bundet kvælstof, der er mindre reaktivt. Når dette organisk bundne kvælstof tilføres en nedstrøms beliggende sø, vil en mindre del (end i den opstrøms beliggende sø) derfor blive fjernet som kvælstofretention. Det er ved tidligere kørsler med NKMv2015 erfaret, at søer i kæde resulterede i en for høj simuleret N-retention, fx på stoftransportmålestationer i Gudenåen. Derfor er søer, der modtager en stor del af det tilførte vand og kvælstof fra opstrøms beliggende søer, udpeget som søer i kæde og tildelt en kvælstofretention på 70% af den retention, søen ellers ville have haft. Faktoren på 70% er fundet igennem en kalibrering, ved en række kørsler af NKM med varierende kæde-sø-faktor valideret imod N-transporter på målestationer nedstrøms kædesøer. For eksempel er de tætliggende søer på Gudenåen udpeget som søer i kæde (Figur 11).

Modellerne tager heller ikke højde for de variationer i kvælstofretentionen, der kan være i forbindelse med ændringer i de økologiske forhold i søerne. Det er fx veldokumenteret, at

lavvandede søer, hvor der etableres en udbredt undervandsvegetation m.m., typisk har en forøget omsætning af det tilførte kvælstof (Jeppesen et al., 1998).

Endelig er den anvendte model for søer med lang opholdstid udviklet på kun 5 søer, og det er vanskeligt at etablere sikre generelle modeller for retentionen for sådanne søer på et så forholdsvis spinkelt datagrundlag.



Figur 11 Eksempel på søer i kæde (mørk blå). Sydligst Mossø (lyseblå) og nordligst Silkeborg Langsø (mørkeblå).

### 2.3.4 Retention i konstruerede vådområder

Konstruerede vådområder (reetablerede vådområder) omfatter arealer, der aktivt er gjort våde. Det kan være både tidligere drænede vådområder og andre lavtliggende arealer. De konstruerede vådområder klassificeres som hhv. sandede og lerede områder, hvor omsætningen er forskellig, årstidsafhængig (sommer: maj-september og vinter: oktober-april) og varierer med afstrømningen i vådområdet. Ved en given vådområdeafstrømning beregner modellerne således en større kvælstoffjernelse i sommerhalvåret end i vinterhalvåret (temperatureffekt). Modelkomplekset omfatter også en relation mellem oplandsafstrømning og vådområdeafstrømning, så vådområdeafstrømning kan estimeres ud fra det pågældende oplands generelle vandafstrømning. Der anvendes en gennemsnitlige fjernelsesrate på hhv. 190 kg N/ha, svarende til erfaringstal for lerede arealer, og 120 kg N/ha, der er erfaringstal for sandede områder. For mere detaljeret beskrivelse af modelkompleks se Højberg et al., (2015a).

Der er foretaget en ændring i kortgrundlaget, der repræsenterer de enkelte konstruerede vådområder. Det er erfaret, at de GIS-kort, der angiver placeringen af de konstruerede vådområder, oftest dækker hele projektområdet og derved inkluderer fx højbundsarealer i de i forvejen eksisterende naturlige vådområder og søer. Disse områder er enten omfattet af andre N-retentions moduler i NKM eller udgør højbundsarealer uden overfladevands N-retention. Derfor er disse områder ekskluderet fra projektområderne i GIS-temaet for konstruerede vådområder. I beregningen indgår således kun arealer, der overlapper med arealklassen Nature wet; agriculture, extensive kode 32220 i basemap 2016 (Levin et al., 2017). Hermed er den beregnede N-retention af de enkelte konstruerede vådområder i de fleste tilfælde væsentligt reduceret ift. tidligere kørsler med NKM. Sammenligninger af målte og modellerede kvælstoftransporter ved vandløbsmålestationer i oplande med væsentlige konstruerede vådområder viser, at den nye tilgang giver en mindre afvigelse imellem de to transporter end i tidligere versioner af kvælstofmodellen.

Kortgrundlaget med konstruerede vådområder er opdateret i forhold til NKMv2015. Landbrugsstyrelsen har i 2020 leveret et nyt kort, der indeholder 228 konstruerede vådområder, hvilket er flere, end der hidtil er anvendte. Det forøgede antal konstruerede vådområder udgøres primært af nye projekter, etableret siden det hidtidige kort blev udarbejdet i 2015. Det vides dog, at kortet ikke er fuldstændigt, da der findes konstruerede vådområder, der ikke indgår i kortet. Det drejer sig primært om ældre projekter. Kvælstoffjernelsen i konstruerede vådområder ville være højere, hvis der var inkluderet flere lokaliteter.

### 2.3.5 Retention i naturlige vådområder

Kvælstofretention (Nret) i naturlige (ikke konstruerede) vådområder var ikke inkluderet i NKMv2015 (Højberg et al., 2015a). En ny model er udviklet og implementeret. Der beregnes Nret i alle ID15-oplande indeholdende naturlige vådområder. Nret fratrækkes den interne transport i hvert ID15-opland. De naturlige vådområder fjerner således kun kvælstof, der strømmer direkte til ådalen og vådområdet fra oplandet og ikke kvælstof, der kommer fra opstrøms beliggende ID15-oplande.

Retentionsmodellen er afhængig af arealet af naturlige vådområder i hvert ID15-opland og en månedlig N-udløbskoncentration fra vådområdet. Tilførslen til vådområdet beregnes som en arealvægtet fraktion af transporten genereret i det pågældende ID15-opland. Dette kvælstofkildeareal er estimeret til at være 3 gange så stort som arealet af det naturlige vådområde. Kildearealet kan dog ikke være større end 75 % af ID15-arealet.

Naturligt vådområde N-tilførsel = ID15-N-transport  $\times$  ((naturligt vådområde areal  $\times$  3) / ID15-areal)

Naturligt vådområde Nret = Naturligt vådområde N-tilførsel - Vådområdeafløbs-N-koncentration  $\times$  naturligt vådområde (+ kildeområde) vandafstrømning

Udløbskoncentrationen fra naturlige vådområder er baseret på målinger fra udløbet af tre naturlige vådområder i Danmark, et i Østdanmark (Sjælland, Fyn og øer) og to i Vestdanmark

(Jylland). To sæt udløbskoncentrationer er beregnede og anvendes hhv. i Øst- og Vestdanmark, Tabel 5.

Vådområde udløbs-N-koncentrationer, der anvendes i Østdanmark, stammer fra et vandløbsnært vådområde langs Stevns å. Arealanvendelsen i oplandet var primært landbrug. Afstrømning blev målt tre steder omkring 2 m fra vandløbet. Kvælstofkoncentrationer blev målt i flere dybder (15 - 600 cm). Data for naturlige vådområder i Vestdanmark stammer fra vandløbsnære vådområder ved Gjern å i Midtjylland. Arealanvendelsen i oplandet er domineret af landbrug. Data er indsamlet ved adskillige udløbsstationer, også her er der indsamlet kvælstofkoncentrationsdata i flere dybder (0 - 500 cm) (Hoffmann et al. 1993; Hoffmann 1998; Hoffmann et al. 2000).

**Tabel 5.** Månedlige udløbskoncentrationer af totalkvælstof.

Måned	Østdanmark (mg/l)	Vestdanmark (mg/l)
Januar	0,75	1,64
Februar	0,60	1,59
Marts	0,48	1,17
April	0,99	1,29
Maj	1,55	1,48
Juni	1,46	0,97
Juli	1,92	0,61
August	2,47	0,58
September	1,72	0,72
Oktober	0,99	0,99
November	0,73	0,81
December	0,76	0,93

Det anvendte vådområdeareal stammer fra Basemap 2016 (Levin et al., 2017), hvor kategorien "Nature open wet" (grid code 802) er anvendt. Det totale naturlige vådområdeareal er opgjort til 1.132 km<sup>2</sup>. Arealet dækket af naturlige vådområder i hvert ID15-opland er beregnet ved, at ID15-kortet er overlagt med Basemap 2016 (Figur 12).



**Figur 12.** Andel af naturlige vådområde areal i ID15-oplande ud fra Basemap 2016.

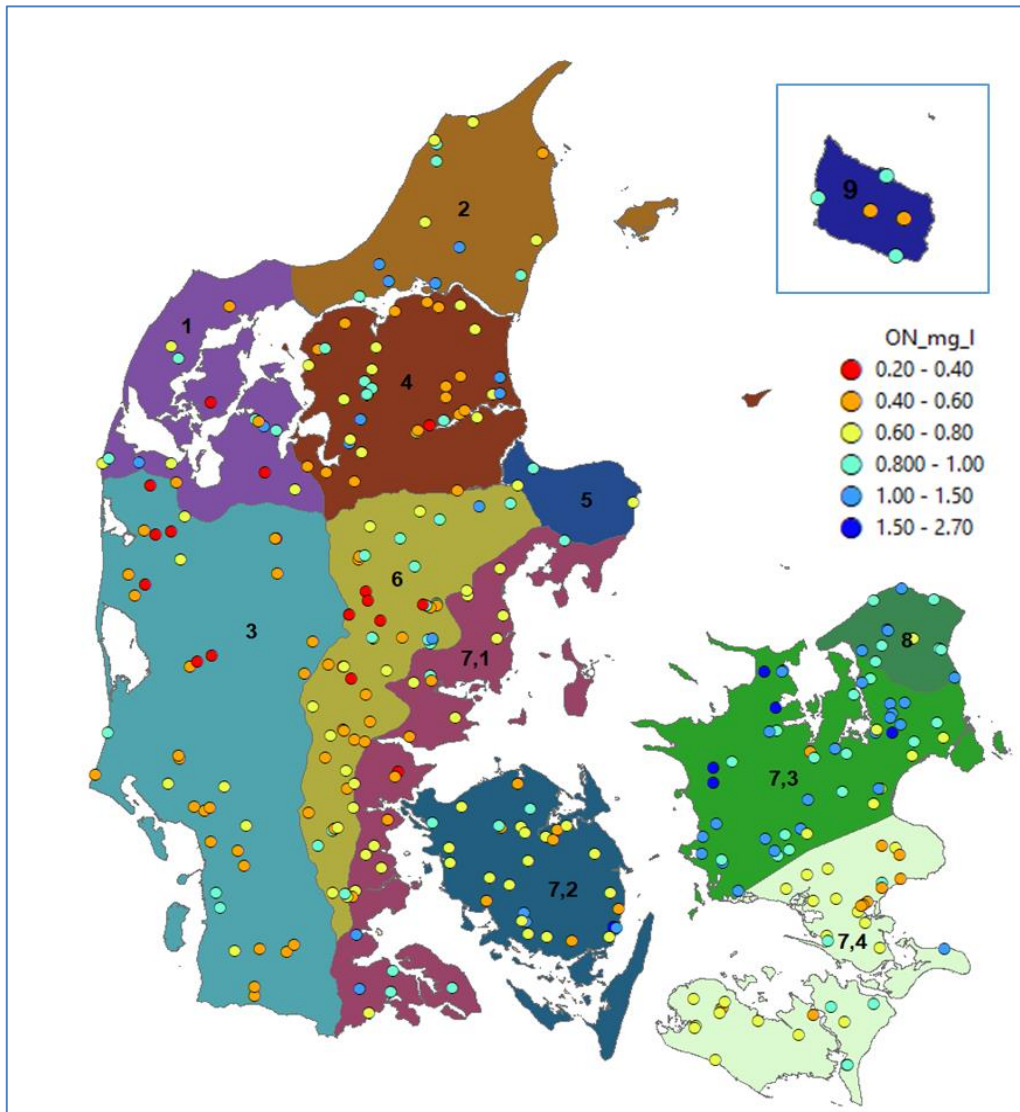
### 2.3.6 Udledning til vandløb af organisk N

Den samlede tilførsel af kvælstof fra diffuse kilder til vandløb udgøres overvejende af opløst uorganisk N (især i form af nitrat-N), hvilket i NKM beregnes via NLES udvaskning og transport fra rodzone til vandløb. En vis del tilføres dog også som organisk bundet opløst eller partikulært kvælstof (total organisk N). Organisk kvælstof tilføres fra diffuse terrestriske kilder ved erosion af jordpartikler (jorderosion og brinkerosion), tilførsel af jordpartikler og opløste organiske humusforbindelser med drænvand og grundvand og som nedfald af friskt og dødt plantemateriale, fx i form af blade fra træer. Herudover dannes der organisk kvælstof i ferskvand ved optag af uorganisk kvælstof i alger og planter vækst. Da den organiske N-fraktion ikke indgår direkte i beregningerne, adderes den direkte til vandløbene.

Måden den nye nationale kvælstofmodel NKMv2020 beregner koncentrationen af organisk kvælstof (orgN) er ændret siden NKMv2015 (Højberg et al., 2015a). Beregningen blev tidligere foretaget med en empirisk model, som ofte gav urealistiske værdier. I den opdaterede version af NKM (og i den version der er kørt i forbindelse med projekt om kvælstoftilførslen

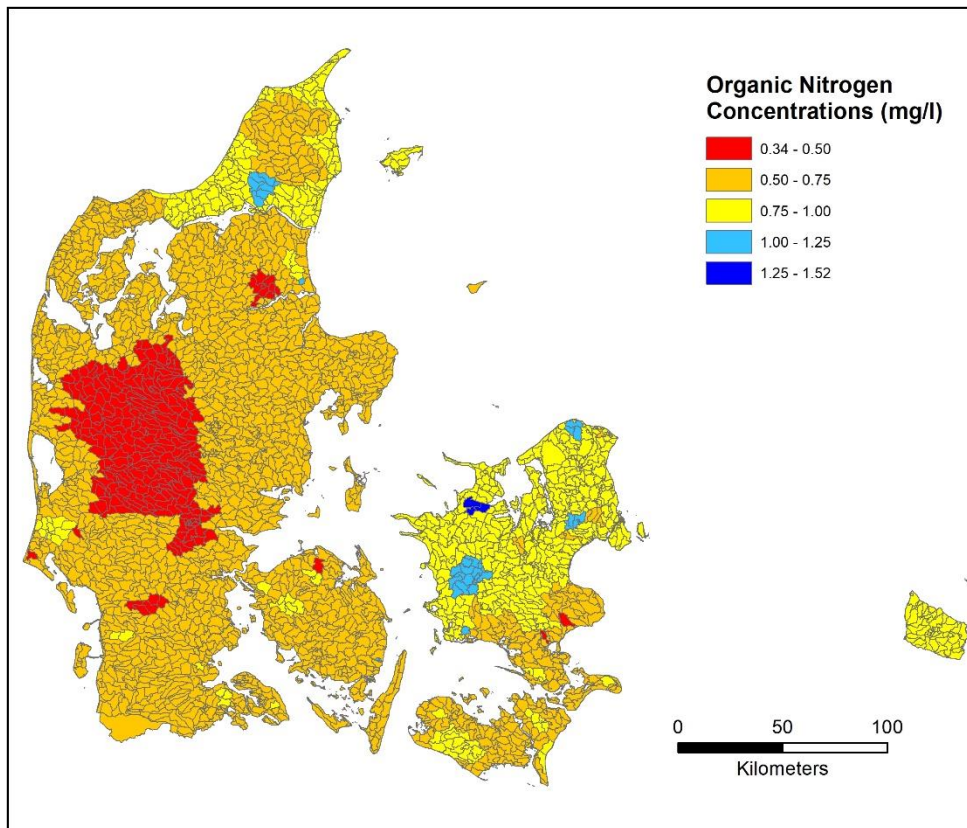


til havet år 1900) er orgN-værdier beregnet direkte på baggrund af målinger. Oplande opstrøms en målestation med minimum 8 års stoftransport (1990-2017) bliver tildelt den midelmånedlige vandføringsvægtede koncentration, der er beregnet for stationen. Målestationer, der kan betragtes som søudløb, er udeladt, da der sker en stor omsætning af NO<sub>3</sub> til orgN i søer (Figur 13).



**Figur 13.** Middel månedlig organisk kvælstofkoncentration (OrgN i mg/L) for de vandløbsmoniteringsstationer, hvor OrgN kan beregnes for minimum 8 år. Kun nedstrøms stationer er anvendt. Stationernes position i forhold til afgrænsningen af 12 georegioner er angivet (Den originale georegion 7 er opdelt i 4 subregioner)

Områder, der efter ovenstående afgrænsninger er umålte, tildeles en middel vandføringsvægtet koncentration opgjort for den af de 12 regioner, som området er placeret i (tildeles på FV4-niveau). Den middel årlige OrgN-koncentration ses i Figur 14.



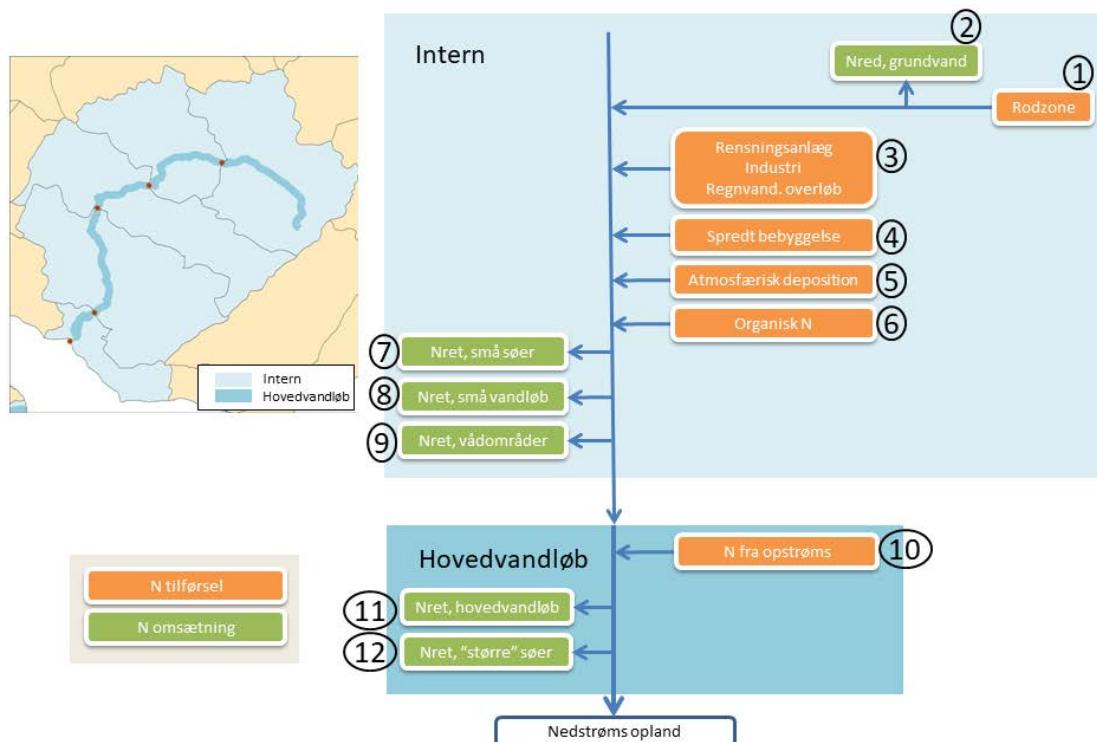
**Figur 14 Gennemsnitlig årlig total organisk N-koncentration**

Der analyseres ikke direkte for OrgN-koncentrationen på laboratoriet. Derfor beregnes OrgN koncentrationen ud fra formlen  $\text{OrgN} = \text{TN} - \text{NO}_3\text{-N} - \text{NO}_2\text{-N} - \text{NH}_3\text{-N} - \text{NH}_4\text{-N}$ . I vandløb udgør  $\text{NO}_3\text{-N}$  en stor del af TN (Total N), som gennemsnit omkring 80 %. Da OrgN er beregnet som en restmængde af TN fratrukket alle de målte fraktioner, er usikkerheden på den enkelte OrgN-værdi større end på de andre fraktioner. En evt. bias på de enkelte fraktioner vil dermed føre til en bias på OrgN. Derfor er OrgN-værdierne ekstra følsomme over for den fejl i analysemetoder og deraf følgende bias i koncentration, der er konstateret for TN-målinger i nogle perioder (Larsen m.fl., 2018; Larsen, 2018). Der er endvidere konstateret en bias i TN-koncentrationen imellem analyselaboratorier, der har analyseret vandløbsprøver for TN. Dette bidrager ikke bare til forøget usikkerhed, men også til spring i OrgN-koncentrationsniveauet igennem tid (Larsen m.fl., 2020). En underestimering af TN-koncentrationen vil føre til en underestimering af OrgN-koncentrationen. En underestimering af den opgjorte OrgN-koncentrationen vil betyde en mindre overvurdering af den procentuelle kvælstofretention.

## 2.4 Kobling af national model

Delmodellerne beskrevet i de ovenstående afsnit kobles til en samlet oplandsmodel, hvor koblingen sker på deloplandsniveau. Til dette formål er der etableret et polygontema, der afgrænser topografiske oplande til delvandløbsstrækninger som nærmere beskrevet i afsnit 3.1. Deloplandene har en middelstørrelse på omkring 1.500 ha (benævnes ID15-oplande) og udgør beregningsenhederne i modellen. Inden for hvert ID15-opland beregnes den samlede kvælstoftilførsel og fjernelse i hhv. grundvandszonen og overfladevandssystemet samt

en transport ned igennem overfladevandssystemet til kysten. Figur 15 viser flowdiagrammet for beregningerne inden for et ID15, der er yderligere beskrevet i nedenstående afsnit.

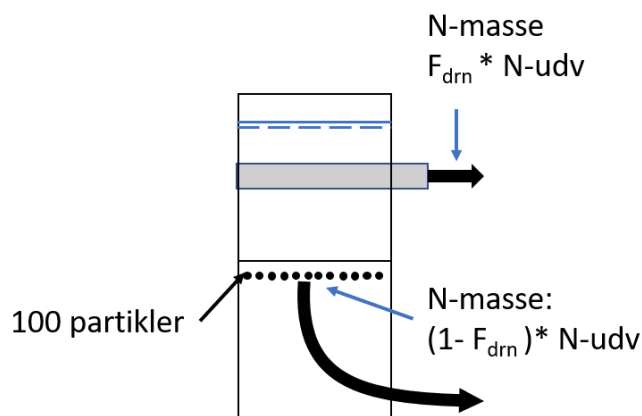


**Figur 15.** Diagram, der illustrerer beregning af tilførsel og reduktion af kvælstof inden for et ID15-opland

### 2.4.1 Transport og omsætning i grundvand

Som beskrevet i afsnit 2.1 er den samlede N-udvaskning aggregeret til DK-modellens grid, så der er etableret en N-udvaskningstidsserie for alle grid. Til beregning af N-transporten i grundvand anvendes et koncept, hvor transporten via dræn og grundvand håndteres separat. Baseret på DK-modellens strømningsbeskrivelse er det opgjort, hvor stor en andel af det infiltrerende vand, der ledes direkte via dræn til overfladevandet. Der simuleres dræning med DK-modellen, hvis vandstanden står højere end drænniveauet. Dræningen beregnes på grid-niveau og afhænger ud over vandstanden og dræningsniveauet også af en dræningskonstant ( $l/s$ ) (Stisen et al., 2019). Dette er beregnet på basis af en daglig vandbalance på grid-niveau og er ikke fuldt identisk med drænstrømningen genereret af MIKE SHE, da denne beskriver dræningen ud af cellen, men ikke hvorvidt vandet er infiltreret i cellen eller stammer fra opadrettet strømning af dybere grundvand. Drænstrømningen er opgjort på dagsniveau og efterfølgende aggregeret for perioden 1990-2018 til månedsmiddelværdier, som er tidskridtet benyttet ved modelafvikling. Dvs. for hvert MIKE SHE grid er der etableret en månedsmiddel drænandel ( $F_{dm}$ ). Det er valgt at anvende et månedsmiddel for at udtrykke middel klimatiske forhold.

Andelen af kvælstof, der ledes direkte fra rodzonen til vandløb via dræn, er efterfølgende sat lig den beregnede drænandel, og transporten via dræn fra et modelgrid er således  $F_{\text{drn}} * N\text{-udv}$ , som illustreret i Figur 16.



**Figur 16.** Beskrivelse af N-transport via dræn og grundvand.

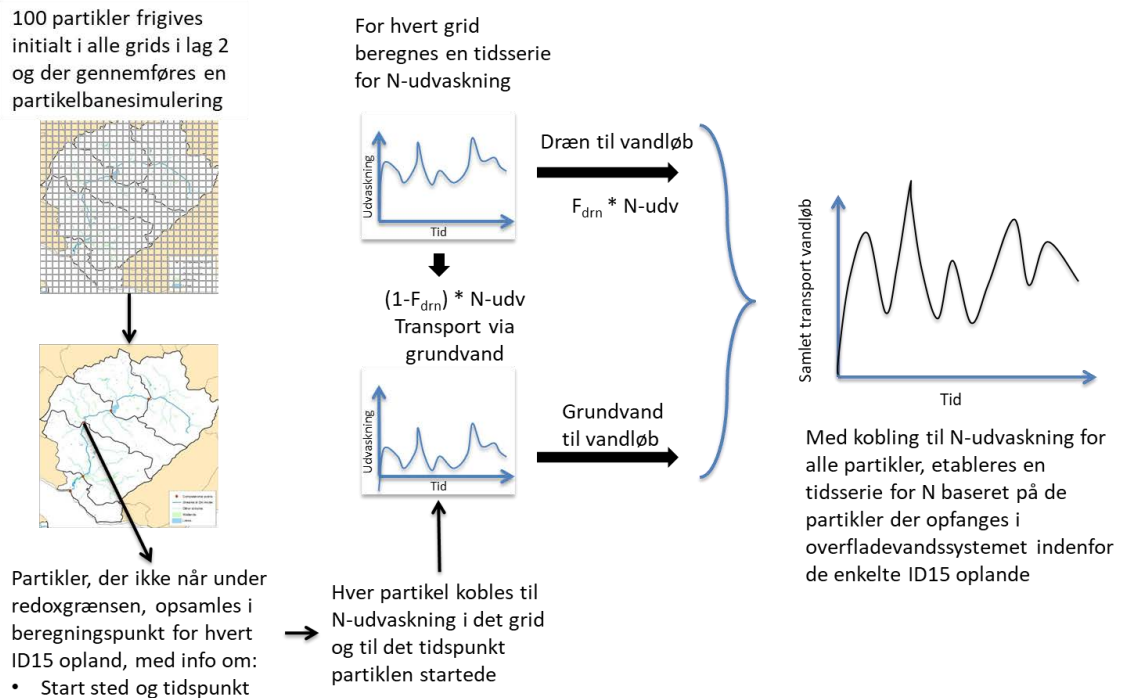
Transporten via grundvand beskrives med partikelbanesimulering ved at placere 100 partikler uniformt pr. beregningscelle initialt. Partiklerne placeres i toppen af modellens andet beregningslag, der svarer til 2 m under terræn, da det øverste beregningslag i DK-modellen har en konstant tykkelse på 2 m. Det sikres dog, at partiklerne placeres i den vandmættede del af den enkelte celle, og i tilfælde hvor grundvandsstanden står mere end 2 m under terræn, vil partiklerne ligeledes frigives dybere. I områder med en opadrettet strømning vil nogle af partiklerne transporteres fra lag 2 til lag 1 og videre til dræn. Dette vil medføre et dobbelt drænbidrag. For at undgå dette frasorteres partikler, der transporteres direkte vertikalt op fra lag 2 til lag 1, dvs. uden nogen horisontal strømning. Der vil dog stadig kunne ske en transport via grundvandet, som længere nedstrøms transporteres op i lag 1 og drænes. Disse partikler transporteres videre via dræn til vandløb med information om, hvorvidt de er blevet reduceret undervejs.

For hvert ID15-opland opgøres alle partikler, der når frem til vandløbstrækningen inden for oplandet, og som ikke er reduceret undervejs, dvs. partikler der ikke har været under redoxgrænsen, Figur 17. Hver partikel bærer informationer om startplaceringen, der gør det muligt at bestemme, hvilket grid partiklen stammer fra. Da partiklerne endvidere har informationer om deres transporttid, dvs. hvor længe partiklen har været undervejs fra udvaskningen fra rodzonen, kan hver partikel kobles til den korrekte placering og tid, hvor den blev udvasket, og derved tilknyttes den korrekte N-masse, der udvaskes af rodzonen.

Ved den anvendte metode til beregning af partikelbanerne er det antaget, at partiklernes transportveje og -tider er uafhængige af det faktiske tidspunkt for udvaskningen, (se afsnit 2.2). Betydningen heraf er, at en partikel, der infiltrerer fra et givent grid, altid vil ende op det samme sted, fx til et vandløb inden for det samme ID15-opland, og den vil altid være den samme tid om at nå dertil. Herved kan fluks fra grundvand estimeres til et vilkårligt tidspunkt ved for samtlige partikler, der ender i vandløbet, at regne baglæns mht. hvor den startede, og til hvilket tidspunkt, og derved hvilken kvælstofmasse, der er tilknyttet partiklen. Dette gennemføres for alle tidskridt i perioden, og der etableres således en samlet tidsserie for den

samlede kvælstoftransport, der ledes til vandløb i ID15-oplandet via grundvandet. Til transporten via grundvand adderes drænbidraget, hvor transporttiden antages at være mindre end en måned.

Da partiklerne beskriver grundvandstransporten, tages der hensyn til, at partiklerne kan strømme på tværs af ID15-oplandsgrænserne, dvs. kvælstof der udvaskes inden for ét ID15-opland kan strømme til et vandløb i et andet ID15-opland.



**Figur 17.** Diagram for kombination af beregnet udvaskning fra rodzonen og dræn samt partikelbanesimulering til etablering af tidsserie for kvælstoftransport til et vandløb i et ID15-opland.

På grund af transporttiden mellem rodzonen og overfladevandssystemet vil der være en forsinkelse fra, at kvælstoffet udvaskes, til det når frem til overfladevandet. Denne forsinkelse vil generelt være fra uger til få år, men kan enkelte steder være væsentlig længere. Da udvaskningen af kvælstof fra rodzonen først er beregnet fra 1990, er der således behov for et estimat af udvaskningen, der ligger før den beregnede periode. Udvasningen på landsplan er af Børgesen og Heidmann (2002) fundet at være større i den sidste del af 1980'erne end i begyndelsen af 1990'erne, og det er derfor valgt at anvende en skaleringsfaktor for estimat af udvaskningen før 1990. Dette er gennemført ved, at udvaskningen, før 1990, sættes til middel af den beregnede udvaskning for perioden 1990-1994 plus 10%.

## 2.4.2 Transport og retention i overfladevand

Det kvælstof, der udvaskes fra rodzonen, og som ikke omsættes i grundvandet, ledes til overfladevandssystemet. Herefter sker der en yderligere tilførsel af kvælstof fra:

1. Punktkilder, der omfatter udledning fra rensningsanlæg, industrier, ferskvandsdambrug samt regnvandsbetingede udløb

2. Spredt bebyggelse, som er udledningen fra hushold, der ikke er tilsluttet fælleskloakering
3. Atmosfærisk deposition på søoverflader
4. Tilførsel af organisk bundet kvælstof

Retentionen i overfladevandssystemet opdeles i to komponenter, 1) intern omsætning og 2) omsætning i hovedvandløb og søer på hovedvandløb, Figur 15. Forskellen på de to typer omsætning er, at den interne omsætning kun sker for den del af kvælstoffet, der udledes til det enkelte ID15-opland via grundvandet eller de kilder, der udleder til overfladevandssystemet. Omsætningen i hovedvandløbet og søer placeret herpå reagerer derimod både på kvælstof, der ledes til det aktuelle ID15-opland, samt det, der strømmer til det pågældende ID15 fra andre opstrøms oplande.

Med modellens skala er det ikke muligt at opløse alle overfladevandskomponenterne rumligt. I forhold til beregningen af vandstrømningen er større vandløb repræsenteret direkte i DK-modellen, mens afstrømningen i små vandløb og grøfter er repræsenteret ved en drænstrømning, der afvander til det nærmeste større vandløb. Da det således ikke er samtlige overfladevandskomponenter, der beskrives eksplicit i modellen, er det ikke muligt at opgøre tilførsel og fjernelse for hver enkelt overfladevandskomponent (fx hver enkelt lille sø) inden for ID15-oplandet. Det har derfor været nødvendigt at benytte en "lumped" tilgang. I denne antages tilførsel og fjernelse af kvælstof i overfladevandet at være homogent fordelt inden for ID15-oplandet. Herved kan retentionen beregnes på baggrund af den samlede tilførte og fjernede mængde kvælstof inden for oplandet.

Omsætningen i de enkelte overfladevandskomponenter er beregnet med modellerne beskrevet i afsnit 2.3, mens den samlede interne omsætning er bestemt af densiteten af det faktiske overfladevandssystem, dvs. det samlede areal af vandløbsbund for forskellige størrelsesklasser, arealet af små søer og arealet af naturlige og reetablerede vådområder. Densiteten opgøres for hvert ID15-opland, og den samlede retention i overfladevandssystemet afspejler således den naturlige variation heri, hvor omsætningen eksempelvis vil være større i ID15 med mange vandløb i forhold til ID15-oplande med få vandløb.

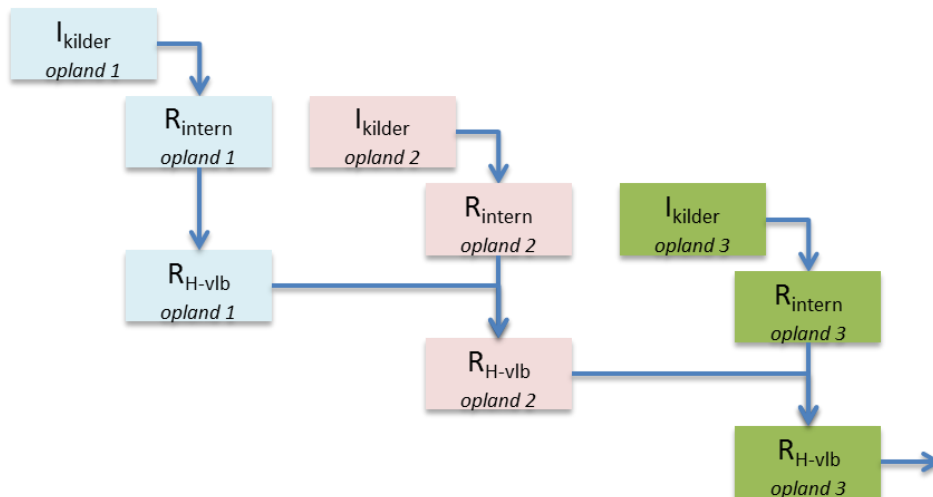
For hvert ID15-opland beregnes således den samlede tilførte mængde kvælstof via grundvand, dræn og øvrige kilder, hvorfra den samlede interne retention af kvælstof i overfladevandet trækkes fra. I hovedvandløbet, defineret som vandløbsstrækningen, der leder vandet gennem det enkelte ID15-opland, adderes bidrag fra opstrøms oplande, hvorefter der sker en omsætning i hovedvandløbet. Endelig sker der en omsætning i søer tilknyttet hovedvandløbet. Disse søer er beliggende umiddelbart før udstrømning fra et ID15-opland, hvorved alt vand og kvælstof, der forlader ID15-oplandet via overfladevandssystemet, vil løbe igennem disse søer.

### **2.4.3 Transport gennem vandløbssystemet**

Kvælstoffet transporteres (ledes/routes) igennem vandløbssystemet som illustreret i Figur 18. Heraf fremgår det, at retentionen i hovedvandløb samt de tilknyttede søer vil resultere i

en reduktion af alt det kvælstof, der ledes til opstrøms i systemet. Det betyder, at den samlede retention i hovedvandløbet alt andet lige vil være størst for oplande, der ligger opstrøms og gennemløber en lang vandløbsstrækning samt eventuelle større søer.

I modellen for sø-retentionen, afsnit 2.3, tages der hensyn til en eventuel opholdstid og opmagasinering af kvælstof i søerne. For de øvrige overfladevandskomponenter antages der ikke at ske en opmagasinering mellem tidsskridtene anvendt i modellen (månedsbasis).



- $I_{kilder}$  Kilder der ledes til indenfor ID15 oplandet, fra grundvand og kilder der tilføres overfladevandet direkte
- $R_{intern}$  Intern retention af det kvælstof der ledes til indenfor ID15 oplandet
- $R_{H-vlb}$  Retention af kvælstof i hovedvandløb og tilknyttede søer. Retention af kvælstof der ledes til indenfor ID15 oplandet og som ikke er omsat internt samt retention af kvælstof der strømmer til fra opstrøms ID15 oplande

**Figur 18.** Eksempel på routing af kvælstof gennem vandløbssystemet

#### 2.4.4 Beregning af retentionskort

Retentionen under kvælstoftransporten beregnes på basis af de udviklede modeller, der beregner retentionen som funktion af de fysiske forhold. Baseret på data om fordelingen af disse fysiske forhold i ID15-oplandene opnås der en beregning af den samlede retention af kvælstof, som således vil variere for de enkelte ID15-oplande.

Ved anvendelse af NKM er det muligt for hvert ID15-opland at opsummere den samlede kvælstofmængde, der bliver tilført og fjernet ved retention. På basis heraf kan retentionen beregnes ud fra omsætningen i grundvandet og i overfladevandet, og dermed den samlede retention fra rodzonen til kysten. På basis af disse beregninger kan der etableres et landsdækkende retentionskort på ID15 skala. Beregningen af retentionskortene baseres på den periode, modellen er afviklet for, og det er muligt at gennemføre disse beregninger for brugerdefinerede perioder.

Retentionskortet for grundvandet viser den samlede reduktion af udvaskningen fra rodzonen, til det strømmer ud i overfladevandet. Det er således reduktionen af den samlede masse, der udvaskes og ledes til vandløb via dræn eller grundvand. Da udvaskningen via dræn antages ikke at blive reduceret, vil reduktionen af den del, der strømmer via grundvandet, omvendt være større end den samlede grundvandsretention. Reduktionen i undergrunden beregnes på baggrund af partikelbanesimuleringen, som beskrevet i afsnit 2.2, og angiver, hvor mange procent af det kvælstof, som udvaskes fra et ID15-opland, der bliver reduceret (omsat). Der tages ikke hensyn til, hvor i undergrunden reduktionen finder sted, dvs. om det sker under transport til overfladevandet inden for det samme ID15-opland, eller om reduktionen sker under transport til overfladevandssystemet inden for et andet ID15-opland.

Retentionskortet for grundvandet viser således, hvor man med en indsats på dyrkningsfladen generelt kan opnå stor effekt i overfladevandet (ID15-oplande med lille reduktion i grundvandet), og hvor effekten vil være mindre i overfladevand (ID15-oplande med stor reduktion i grundvandet). Kortet angiver ikke direkte, på hvilket overfladevandssystem indsatsen vil have en effekt, idet kvælstof vil kunne strømme til overfladevandssystemet i et nabo ID15-opland. En indsats inden for ét opland kan således have effekt i et andet ID15-opland. Hovedparten af det kvælstof, der når frem til overfladevandssystemet, vil imidlertid være infiltreret inden for det samme opland. Dette skyldes, at det ikke reducerede kvælstof overvejende transporteres i de øvre jordlag, hvor der er oxiderende forhold, og her vil de topografiske forhold have stor betydning for grundvandstrømningen. Da ID15-oplandene er afgrænset ved topografiske oplande, vil den overvejende del af det øvre grundvand derfor strømme til overfladevandssystemet inden for samme opland.

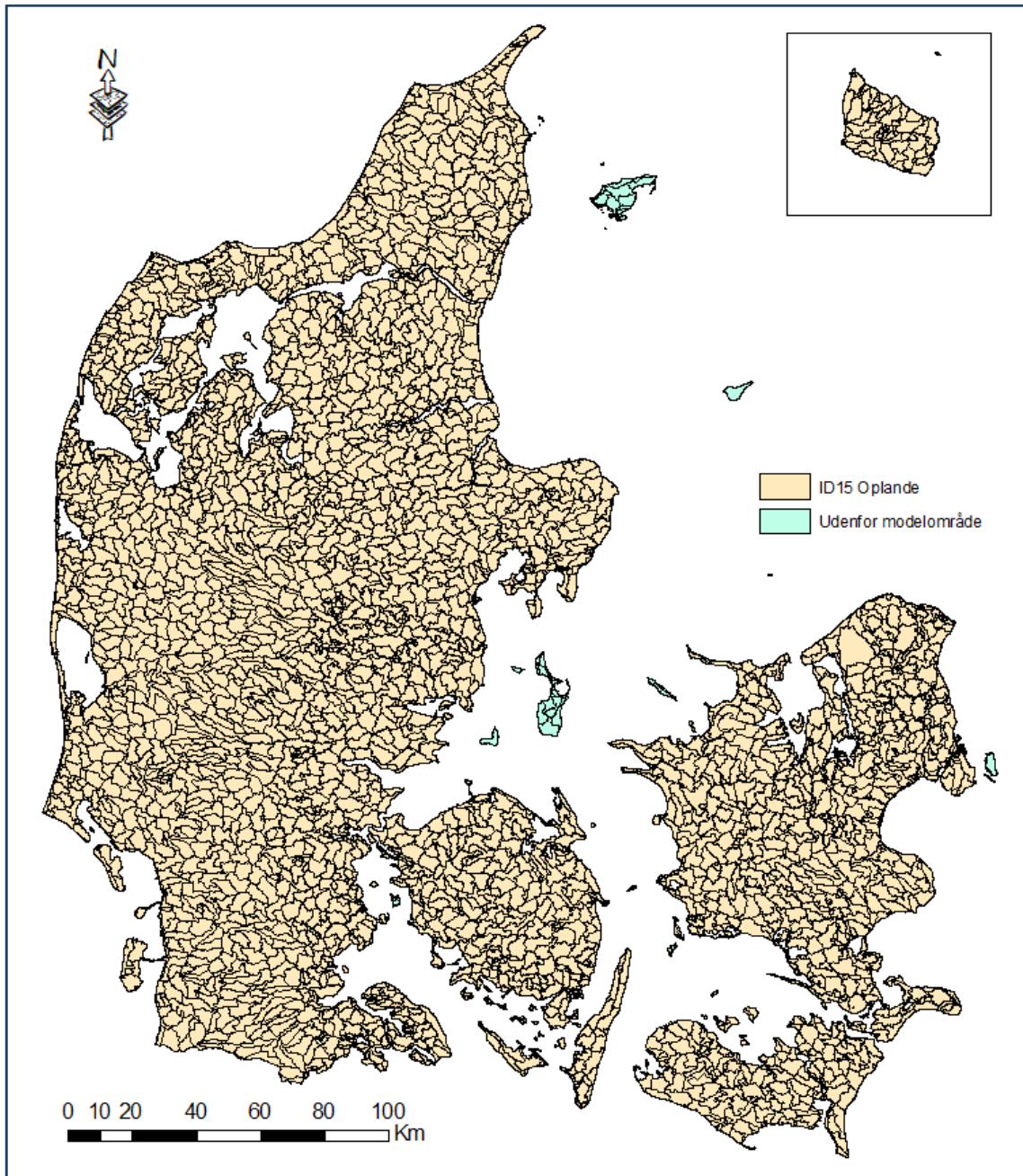
For overfladevandet viser retentionskortet den samlede kumulerede reduktion i overfladevandet, dvs. hvor stor en procentdel af kvælstoffet, som kommer til overfladevandet inden for et ID15-opland, der bliver omsat, inden det transporteres til kystvandene. Denne beregning medtager således den samlede retention ned gennem hovedvandløbet (og søer placeret herpå) til det nedstrøms kystvand, som beskrevet for hovedvandløbet.

Kortet over den samlede retention viser retentionens størrelse fra rodzonen til kysten, opgjort på ID15-oplandsniveau. Som det er tilfældet for retentionskortet for grundvandet, kan kortet anvendes til at identificere oplande, hvor brug af N virkemidler til reduktion af nitratudvaskningen generelt vil have en stor eller lille effekt. Da kvælstoffet kan transporteres på tværs af oplandsgrænserne, vil det ligeledes kunne transporteres på tværs af vand- eller kystoplande. Kortet viser derfor ikke direkte, hvilken effekt en indsats inden for et givent ID15-opland vil have på et specifikt kystopland. Som beskrevet oven for er transporten af kvælstof på tværs af ID15-oplandsgrænserne meget begrænset, og vil forventeligt være væsentligt mindre på større skalaer som kystoplandsniveau.



### 3. Datagrundlag

Arealmæssigt dækker modellen hele landet med undtagelse af enkelte øer, der ikke er dækket af den nationale vandressourcemodel, Figur 19. Den samlede kvælstofmodel er opstillet for perioden 1990 – 2018 og afvikles med månedlige tidskridt.



**Figur 19.** Modelområde opdelt i ID15-oplande. Øerne Læsø, Anholt, Samsø, Tunø og Endelave er ikke inkluderet i modelområdet.

### 3.1 ID15 grundlaget

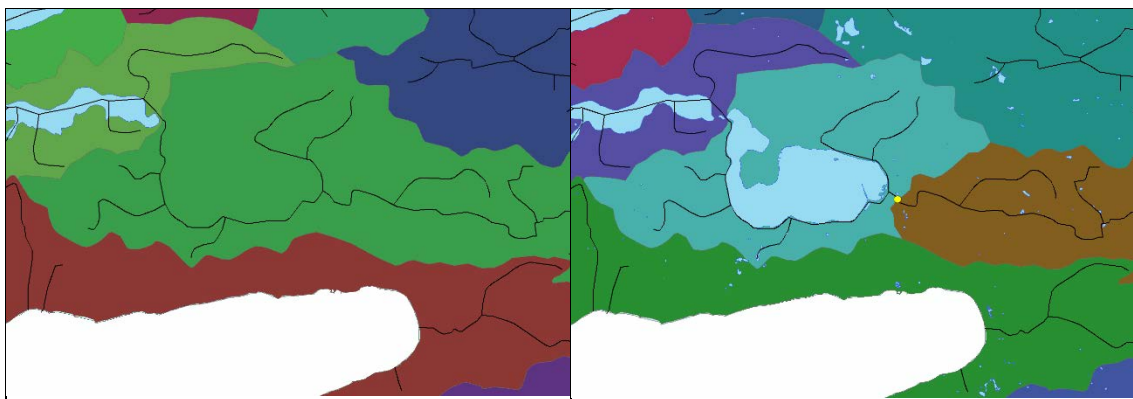
Grundlaget for modelberegningerne udgøres af ID15 kortet version ID15v2.2 bestående af 3.351 oplande (ID15), (Figur 19). ID15-oplandene har en gennemsnitsstørrelse på 12,8 km<sup>2</sup>, Tabel 6.

**Tabel 6.** Fordeling af ID15 arealer i km<sup>2</sup> i ID15v2.2

Antal	Fordeling af ID15-areal, km <sup>2</sup>			
	10% fraktil	Middel	Median	90% fraktil
3.351	1,16	12,8	13,0	25,0

Oplandene er afgrænset topografisk og tager udgangspunkt i den oplandsinddeling, der gennem en årrække er tilvejebragt af Fagdatacenter for Ferskvand via det nationale overvågningsprogram. Afgrænsningerne af ID15-oplandene er således sket i et samarbejde med Miljøstyrelsen. I forbindelse med nærværende projekt er det sikret, at alle større søers afløb kobles med en ID15-oplandsafgrænsning. Det samme gælder vandløbsmålestationer, hvorfra der er anvendt måledata af vand- og kvælstofafstrømning. Det er ikke alle ID15-oplande, der er 'sande' hydrologiske oplande. Det skyldes, at det ved neddelingen i ID15-oplande blev valgt at tage udgangspunkt i eksisterende GIS-temaer, hvor inddelingen til dels var bestemt af målestationsplaceringer i vandløb.

Der er tilføjet mere end 200 nye ID15-oplande i forhold til tidligere arbejde med NKMv2015. Hovedparten af ændringerne er sket for at matche flere målestationer og flere søudløb (Figur 20). Andre ændringer er foretaget for at gøre kortet mere detaljeret, fx omkring udløb af større vandløb til havet, for at give en bedre overensstemmelse med DK-modellen og for at rette mindre fejl.



**Figur 20.** Eksempel på oprettelse af nye ID15-oplande på Nord Als. Til venstre ID15v1 og til højre ID15v2.1. På kortet til højre er der inkluderet en restaureret sø (Bund sø) og en målestation (gul prik), som ikke fandtes i ID15v1. Begge afføder oprettelsen af nye ID15-oplande.

### 3.2 Klimadata

Klimadata anvendes som drivvariable i DK-modellen til beregning af grundvandsstrømning og vandføringer samt ved beregning af udvaskningen med NLES. For nedbøren anvendes

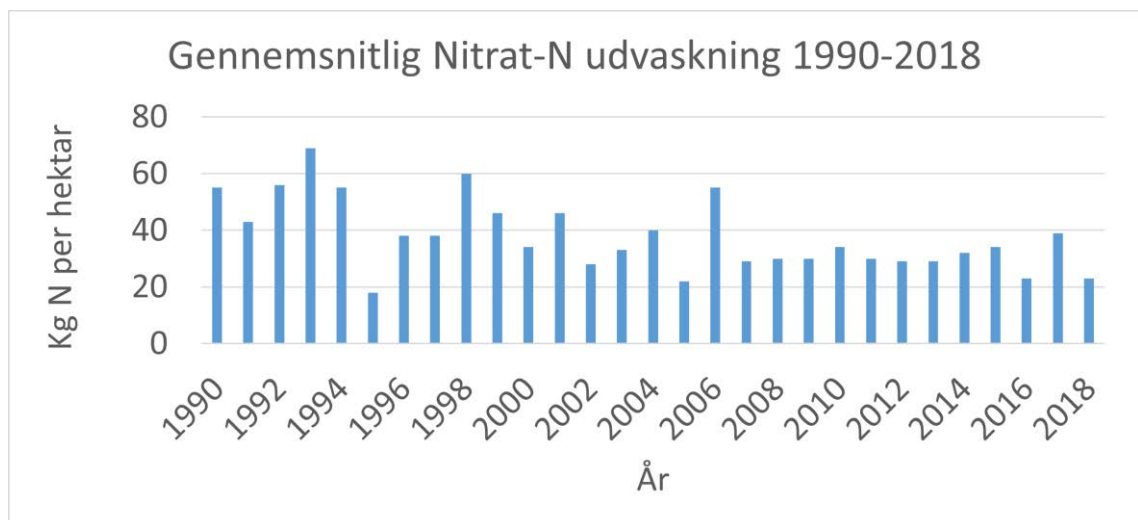
DMI's 10 x 10 km dynamisk korrigerede grid-nedbør, mens data for temperatur og potentiel fordampning foreligger i et 20 x 20 km klimagrid, ligeledes fra DMI.

### 3.3 Nitrat-N udvaskning

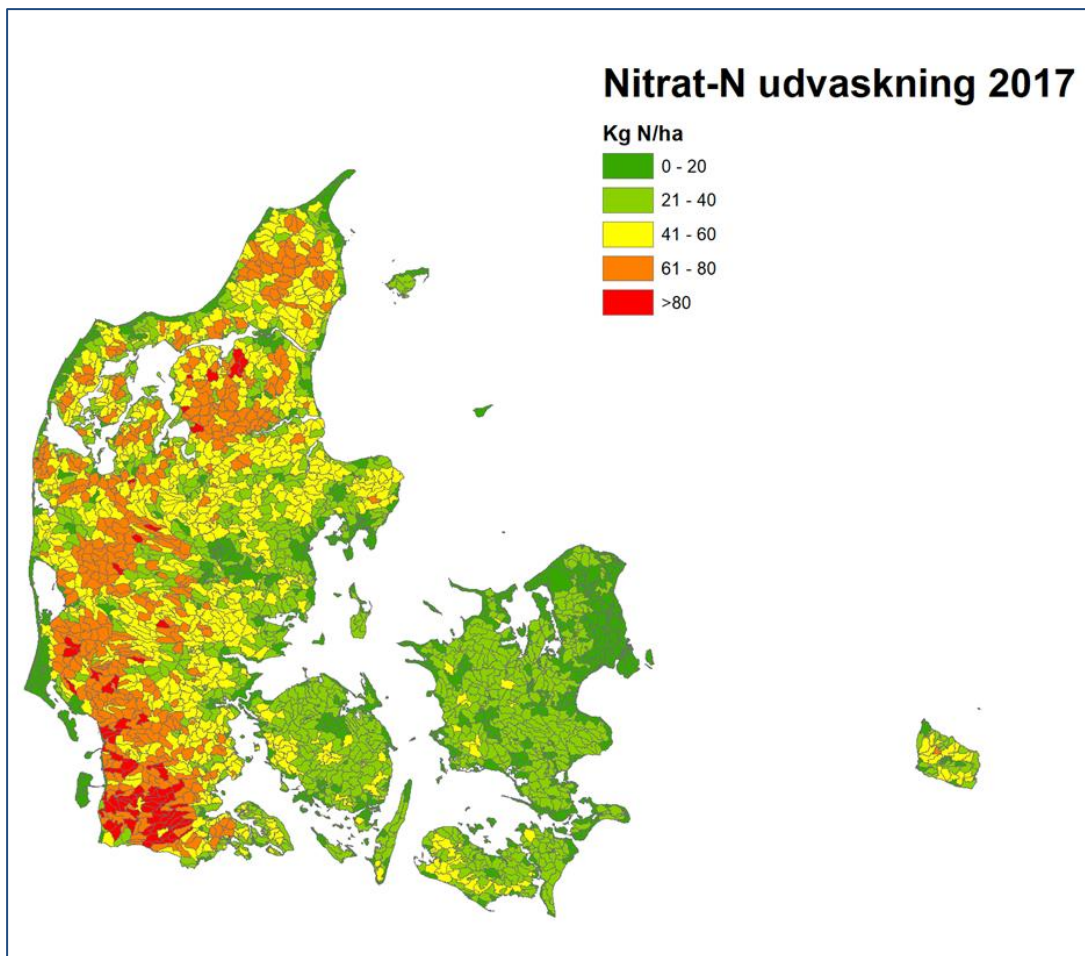
NLES5 modellen er anvendt i beregningen af nitratudvaskningen fra landbrugsarealer for perioden 1990-2018. Valideringen af NLES5 modellen i kap 4.1 i Børgesen et al. (2019) viste, at modellen for LOOP områderne både overordnet havde gode prædiktioner for udvaskningen i starten af perioden med en stor andel efterårsudbragt husdyrgødning og i slutningen af perioden.

Den summerede udvaskning for hele landet og alle årene (Udvaskningsåret 1. april i høståret til 31. marts i det følgende år) er vist i Figur 21. Figur 22 viser et eksempel på udvaskningen fra 2017 opgjort på ID15 niveau. Året 2017/18 havde et vådt efterår som gav høje udvaskninger i hele landet der også kan ses i figur 21.

Det skal bemærkes, at disse udvaskningstal ikke kan sammenlignes med de klimanormaliserede N udvaskninger, der blev beregnet i Grøn Vækst evalueringen (Børgesen et al., 2013) eller i Baseline 2021 (Jensen et al., 2014). Beregningerne anvendt i oplandsmodellen er baserede på aktuelle klimadata, som har stor betydning for udvaskningsniveauet og således også på år til år variationen i udvaskningen.



**Figur 21.** Gennemsnitlig nitrat-N udvaskning [kg N/ha] opgjort for det samlede danske areal inkluderende både landbrugsareal og ikke-landbrug (byer, natur, skov mv) for de agrohydrologiske år 1990 frem til 2018. Landbrugsarealet er modelberegnet med NLES5 modellen, og for ikke-landbrug er der anvendt typetal. Alle årsudvaskninger er beregnet ved aktuelt klima.



**Figur 22.** Årlig nitratudvaskning opgjort på ID15 skala for dyrkningsåret 2017 beregnet med NLES5 for landbrugsarealet med klimadata fra perioden 1.4.2017 til 31.3.2018 samt med typetal for ikke-landbrug.

### 3.4 Grundvand

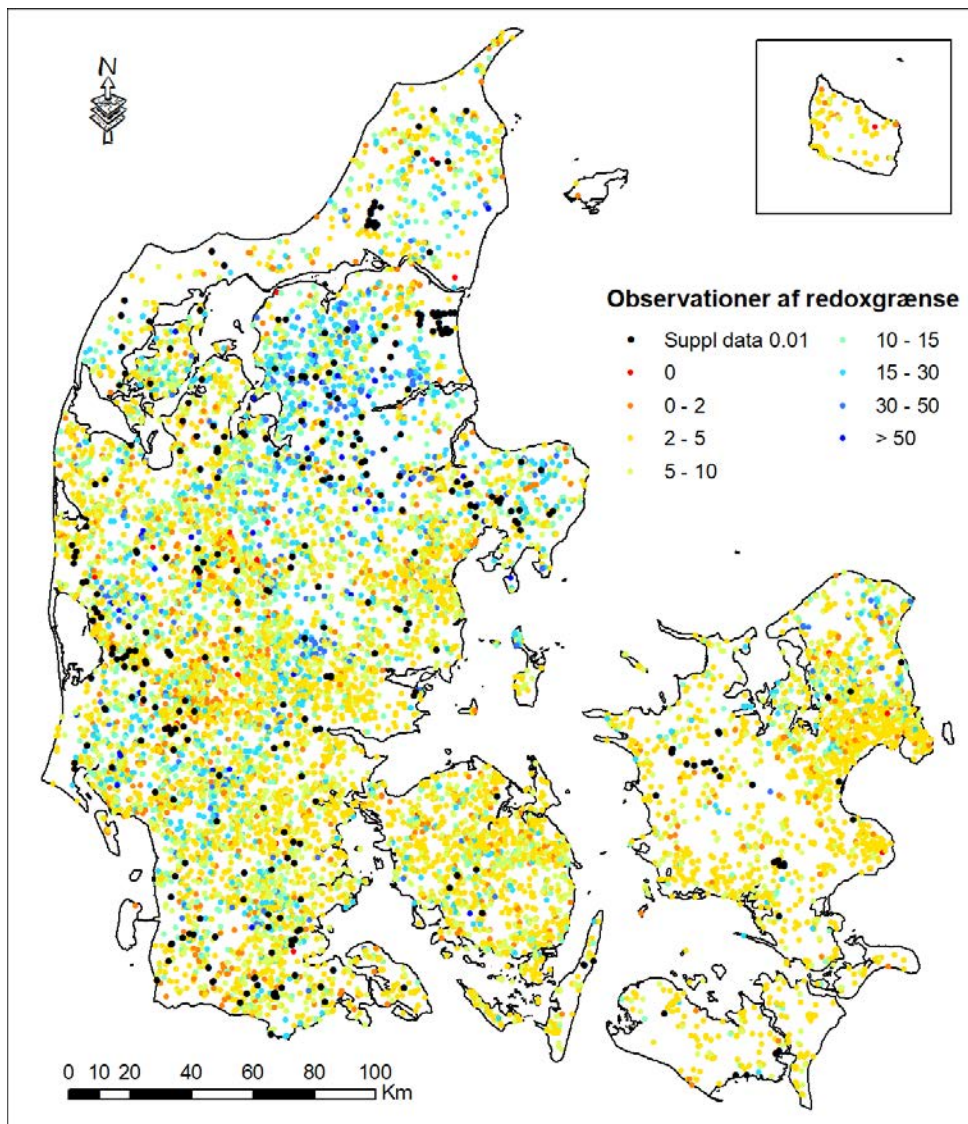
Grundvandets strømningsveje og opdelingen mellem dræn og grundvand beskrives med den seneste version af DK-modellen (Stisen et al., 2019). Det primære formål for den seneste opdatering af DK-modellen har været at udbygge den hydrogeologiske model med hydrostratigrafi fra FOHM-modellen for Jylland. FOHM-modellen for Jylland er en hydrostratigrafisk samling af kortlægningsmodeller på tværs af Jylland udført af MST i 2018-2019. Herudover er tilgængelige (pr. 1. januar 2019) hydrostratigrafiske modeller udført i forbindelse med kortlægningsmodeller på Fyn og øerne samt Sjælland, Lolland, Falster og Møn blevet udviklet til en samlet hydrostratigrafisk beskrivelse af det hydrogeologiske system for disse områder. Der er således foretaget en væsentlig opdatering af beskrivelsen af undergrunden, der udnytter viden opsamlet i den nationale grundvandskortlægning. Endvidere er der sket mindre opdateringer af vandløbsnetværket, den vertikale diskretisering af modellag samt en detaljering og regionalisering af parametre for dræn og vegetation.

DK-modellen er afviklet i et 500 m grid med undtagelse af Bornholm, hvor modellen er afviklet i 250 m grid. Modellen simulerer ferskvandets kredsløb i perioden 1990-2018, hvor der for hvert døgn, på gridniveau, er gemt data for trykniveauer og grundvandsstrømninger til brug for transportberegningerne. Ved kalibrering af modellen er der inkluderet en række parametre til beskrivelse af de hydro(geo)logiske forhold, som hydrauliske ledningsevner af de geologiske enheder, vandløbslækagekoefficient, dræntidskonstant og rodzonedybde. For nærmere beskrivelse af opsætning og kalibrering af DK-modellen henvises til Stisen et al. (2019).

### 3.4.1 Kort over dybden til redoxgrænsen

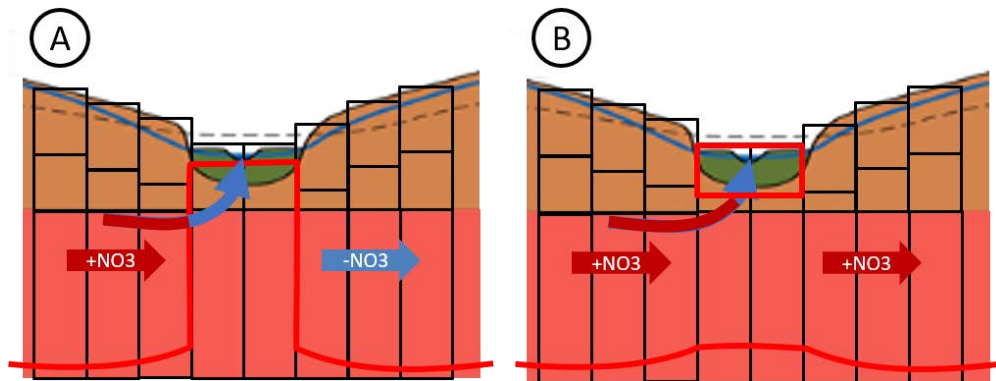
I beregningerne er der anvendt et nationalt kort over dybden til redoxgrænsen (Koch et al., 2019a,b). Kortet er udviklet i forskningsprojektet TReNDS ([www.trends.nitrat.dk](http://www.trends.nitrat.dk)) og baserer sig på maskinlæringsmetoden "Random Forest". Med metoden udvikles en model, der baseret på nogle forklarende variable (co-variates) giver et estimat af dybden til redoxgrænsen. Der er opstillet en model baseret på 18 forklarende variable, der er grupperet inden for områder, der beskriver teksturen i overjorden, de geologiske forhold, variationer i terræn, informationer om grundvandsstanden og den geografiske placering. For alle de forklarende variable eksisterer der landsdækkende data. Modellen "trænes" mod observerede dybder til redoxgrænsen. Disse observationer er baseret på farveskift i sedimenter, hvor rød-, gul- og brunlige farver indikerer oxiderede forhold, mens grålig og sorte nuancer angiver reducerede forhold (Ernstsen et al., 2001). Sedimentbeskrivelserne stammer fra boringsdatabasen Jupiter, der indeholdt ca. 13.000 data punkter med en placering som vist på Figur 23. Under udvikling af metoden anvendes en del af observationerne til at træne modellen, mens den resterende del reserveres til en test mod uafhængige data. Med den udviklede random forest model er der efterfølgende etableret et nationalt kort i en 100 m grid opløsning, Figur 26.

Redoxkortet erstatter det tidligere kort, der ligeledes var baseret på observationer af farveskift i sedimentet, men hvor redoxforholdene i områder uden observationer var baseret på en eksperttolkning og tolket i et 1 x 1 km grid. Anvendelse af maskinlæringsmetoden har flere fordele i forhold til den manuelle tolkning. Dels er den manuelle tolkning ressource-tung, hvorimod maskinlæringsmetoden kan gennemføres for en mere begrænset ressource. Dette giver bl.a. mulighed for etablering af et grid med meget finere opløsning (100 m mod 1 km), og det gør det samtidig muligt at gennemføre løbende opdateringer i takt med, at nye observationer tilvejebringes. Desuden giver metoden mulighed for at opnå et objektive bud på usikkerheden omkring redoxgrænsens placering.



**Figur 23.** Placering af redoxboringer samt supplerende datapunkter anvendt til udvikling af Random Forest model for dybden til redoxgrænsen. Farverne angiver dybden til redoxgrænsen i meter under terræn.

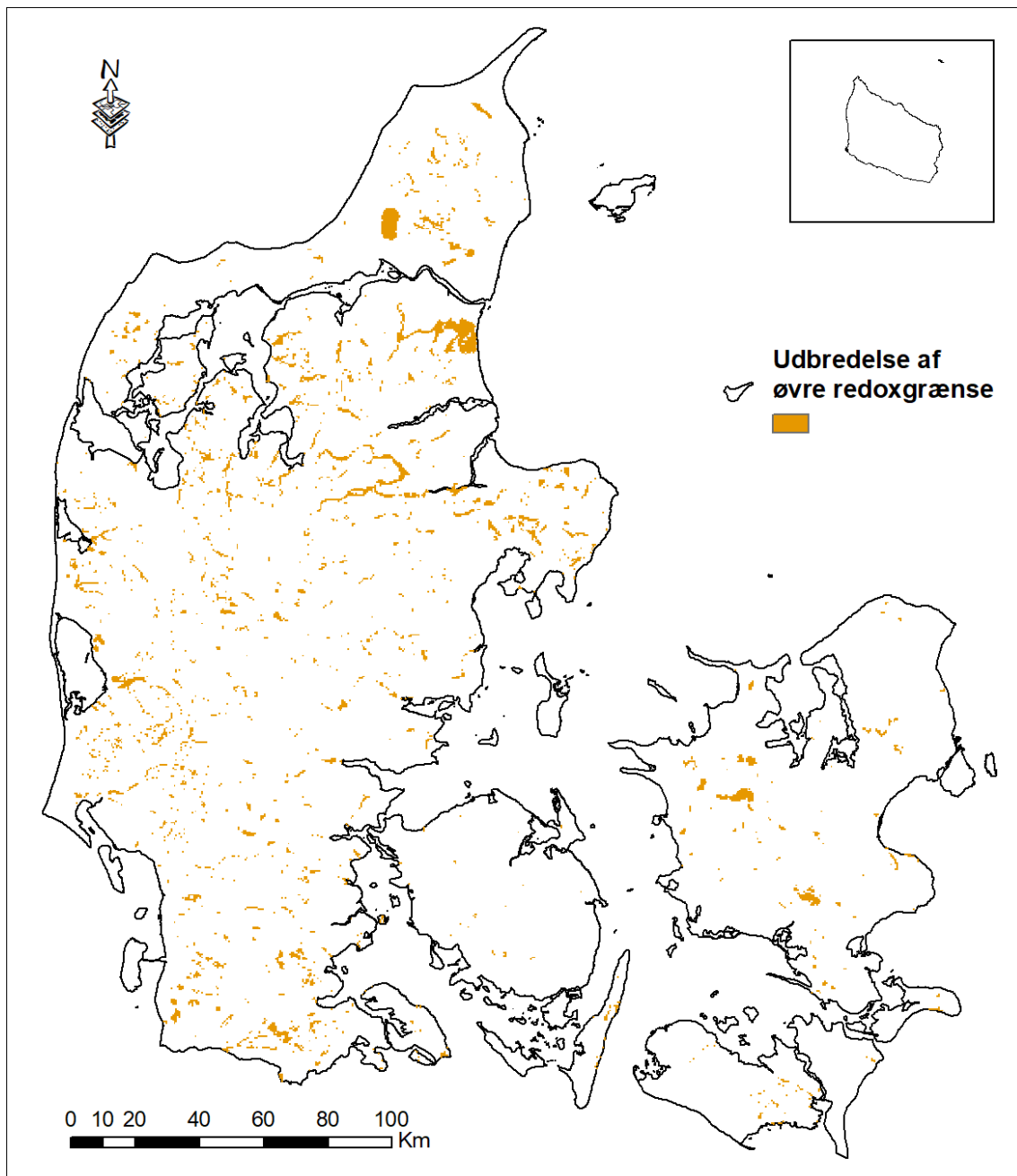
Omvendt er der ikke indbygget nogen konceptuel forståelse i denne type datadrevne metoder, der alene baserer sig på, hvad data viser. Er der således manglende data, eller noget der er underrepræsenteret i datasættet, kan det lede til en model, der ikke stemmer overens med den generelle forståelse. Det er derfor vigtigt at vurdere den endelige model/resultat. Dette er ligeledes gjort for redoxkortet, hvor det blev konstateret, at modellen ikke i tilstrækkelig grad kunne repræsentere en redoxgrænse tæt på terræn for nogle landskabselementer, hvor sådanne forhold er registeret gennem detailstudier, fx i organiske lavbundslande. Modellens manglende evne til at beskrive disse forhold skyldes, at Jupiter indeholder få observationer for disse landskabselementer. De observerede data fra Jupiter er derfor suppleret med 600 støttepunkter baseret på en ekspertviden omkring redoxforhold meget tæt på terræn i specielle landskabselementer, også vist med sorte prikker på Figur 23.



**Figur 24.** Koncept for øvre redoxgrænse. A) grænse indlagt som gennemgående flade, alt kvælstof der krydser grænsen reduceres, B) anvendelse af øvre grænse, hvor N-transport ud i lavbund reduceres, mens regional transport kan ske under oxiderede forhold.

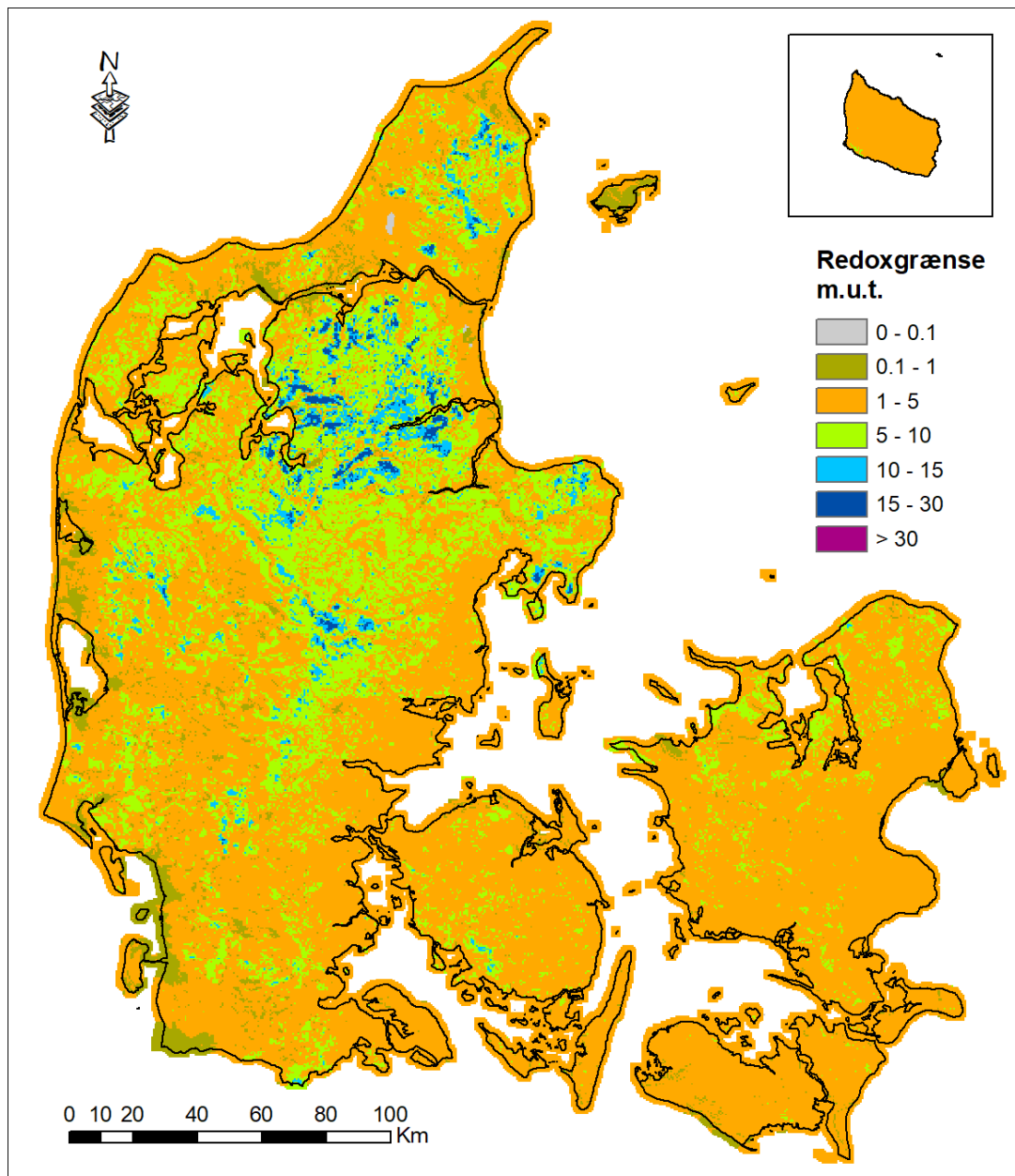
Ved anvendelse af en redoxgrænseflade i grundvandsmodellen vil alt, der ligger under fladen, optræde som værende reduceret. Dette er en rimelig antagelse for de dybere jordlag. I nogle områder kan der imidlertid optræde reducerede forhold i de øvre lag, mens der er oxiderede forhold under. Dette kan optræde fx i komplekse geologiske miljøer eller i lavbundsområder, hvor der er aflejret organisk materiale terrænnært, uden at dette reflekterer forholdene i de dybereliggende lag. Der er ikke gennemført en national analyse, der kan udpege varierende redoxforhold med dybden forårsaget af komplekse geologiske aflejringer, så disse forhold har ikke kunnet indbygges i redoxkortet. I forhold til de øvre reducerende aflejringer er organogene lavbundsarealer identificeret via data fra Sinks projektet (Gyldenkerne & Frederiksen (red.), 2015). Pga. af den rumlige opløsning af DK-modellen (500m grid) er det imidlertid ikke muligt at repræsentere udbredelsen af lavbundsarealerne præcist.

Under kalibrering af modellen (afsnit 4) blev det bestemt, at den øvre redoxgrænse medtages i områder, hvor lavbundsarealerne udgør mere end 25% af DK-modellens grid. I disse områder er der indlagt en reducerende zone fra terræn og ned til 2 m under terræn, og samtidigt er den "dybe" redoxgrænse interpoleret på basis af de omkringliggende værdier. Konceptet er illustreret i Figur 24 med en enkelt redoxgrænse (A) vil påvirke omsætningen af vand, der strømmer under lavbundsarealer, mens en opdeling i øvre og dybere redox grænse (Figur 24 B) giver mulighed for regional strømning af oxideret vand under lavbundsarealer samtidigt med, at kvælstof der strømmer ud gennem lavbundsarealet reduceres. Områderne, hvor der er indført en øvre redoxgrænse, er vist på Figur 25, mens det endelige kort over den "dybe" redoxgrænse er vist på Figur 26.



**Figur 25.** Udbredelse af den øvre redoxgrænse fra terræn til 2m under terræn. Den øvre redoxgrænse kan have lokal betydning i de specielle tilfælde, hvor der sker terrænnær strømning på tværs af lavbundsområder i stedet for udstrømning til lavbundsområder.

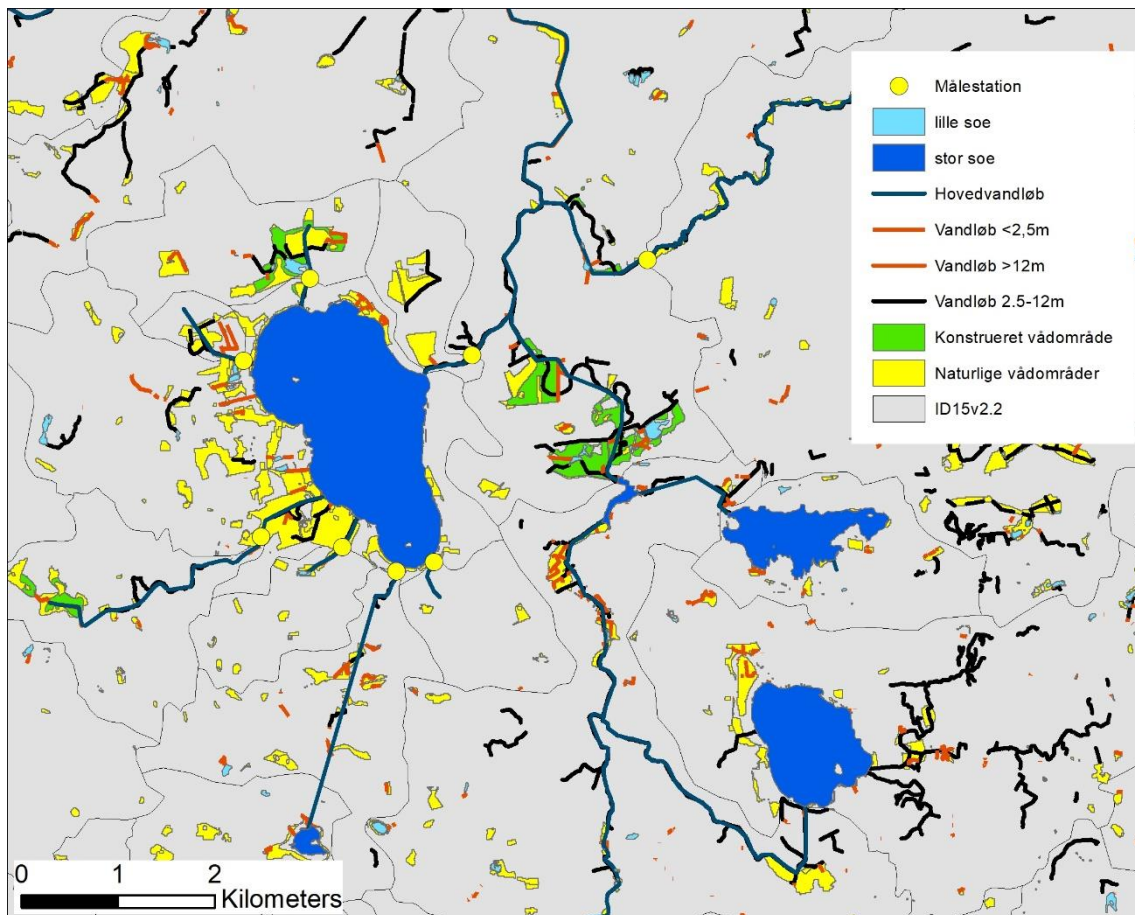




**Figur 26.** Det nationale kort over dybden til den nedre redoxgrænse angivet i meter under terræn (m.u.t.).

### 3.5 Overfladevand

I kvælstofmodellen er der indlagt et datalag, som omfatter de overfladevande, hvori der modelleres en kvælstoffjernelse. Det drejer sig om store og små vandløb, store og små søer samt reetablerede/konstruerede vådområder og naturlige vådområder. Ligeledes indgår der et netværk af modelvandløb/hovedvandløb, som ligeledes indgår i DK-modellen, der fører vand og kvælstof fra opstrøms oplande mod nedstrøms ID15-oplande og videre mod nedstrøms kystvand, Figur 27.



**Figur 27.** Kortudsnit omkring Arreskov Sø på Fyn med de vandløb, søer og vådområder, som i dette område indgår i kvælstofmodellen.

### 3.5.1 Vandløb

For hovedvandløb (vandløb, der transporterer vand og kvælstof til nedstrøms ID15-opland eller havet) er der trukket på Fagdatacenter for Ferskvands eksisterende vandløbstema fra oplandsdatabasen (foråret 2020). Dette har været nødvendigt, idet GeoDanmark-vandløbstema ikke indeholder et sammenhængende og retningsbestemt forløb af vandløb. Alle vandløb i hovedvandløbsnetværket er repræsenteret i DK-modellen (modelvandløb), hvori vandføringerne simuleres specifikt.

#### *Interne vandløb*

Datagrundlaget for interne vandløb er GeoDanmark-vandløbstemaet downloadet fra kortforsyningen.dk i foråret 2019. Vandløbsbreddeklasser i dette tema med angivelse af middellbredder af hver breddekategori ses i Tabel 7.

**Tabel 7.** Breddekategori for GeoDanmark vandløb

<b>Vandløbskategori</b>		<b>Modelkategori valgt</b>
Nedre, meter	Øvre, meter	Gns. bredde, m
0	2,5	1,23
2,5	12	5,15
12	'999'	16,61

For hvert ID15 er vandløbslængden og bundarealet for hver breddekategori beregnet og fordelt på interne vandløb og hovedvandløb (Tabel 8).

#### *MIKE HYDRO vandløb (modelvandløb)*

Vandløb, der håndteres som "hovedvandløb" i kvælstofmodellen, er i videst muligt omfang søgt repræsenteret ved MIKE HYDRO vandløb. I DK-modellen er der indlagt 2.933 vandløbsstrækninger svarende til godt 16.500 km vandløb i DK-modellen, hvoraf de godt 202 km er nye vandløbsstrækninger indarbejdet under den seneste modelopdatering til DK-model2019 (Stisen et al., 2019). Udbygningen af vandløbsnetværket er sket for at opnå en forbedret rumlig opløsning og sikre, at tilstrømningen af vand inden for så mange ID15-oplande som muligt kan simuleres i DK-modellen. Nedstrøms hvert ID15-opland er der indlagt et MIKE HYDRO udtrækspunkt, hvor der er gemt data for modelsimulerede afstrømninger til brug for kvælstoftransport og retentionsberegningerne. For 396 mindre (primært) kystoplande og enkelte mindre søoplande, svarende til et samlet areal på ca. 350 km<sup>2</sup>, er der ikke indarbejdet en MIKE HYDRO opsætning. Afstrømningen fra disse oplande til havet håndteres i DK-modellen via drænafstrømningen, mens afstrømningerne anvendt til brug for kvælstoftransporten i overfladevandet er beregnet ud fra den arealspecifikke afstrømning (Q/A relationer) fra nærmeste lignende kystopland.

Mht. til kategorien "interne" vandløb udgør disse i overvejende grad små vandløb, mindre grøfter og åbne dræn, som eksisterer i GeoDanmark temaet, men ikke er indarbejdet i DK-modellen. Disse repræsenteres via DK-modellens drænsystem. Drænsystemet i DK-modellen er konceptualiseret ved en regionalisering af arealanvendelse og topografisk variabilitet, der giver en national konsistent variation i drændybder og -effektivitet. Dræning i DK-modellen aktiveres, når grundvandsstanden stiger til et niveau, som ligger højere end 0,5 meter under terræn. Dræningseffektiviteten indgår som en del af kalibreringen af modellen.

#### *Nøgleinformationer om de indgående vandløb*

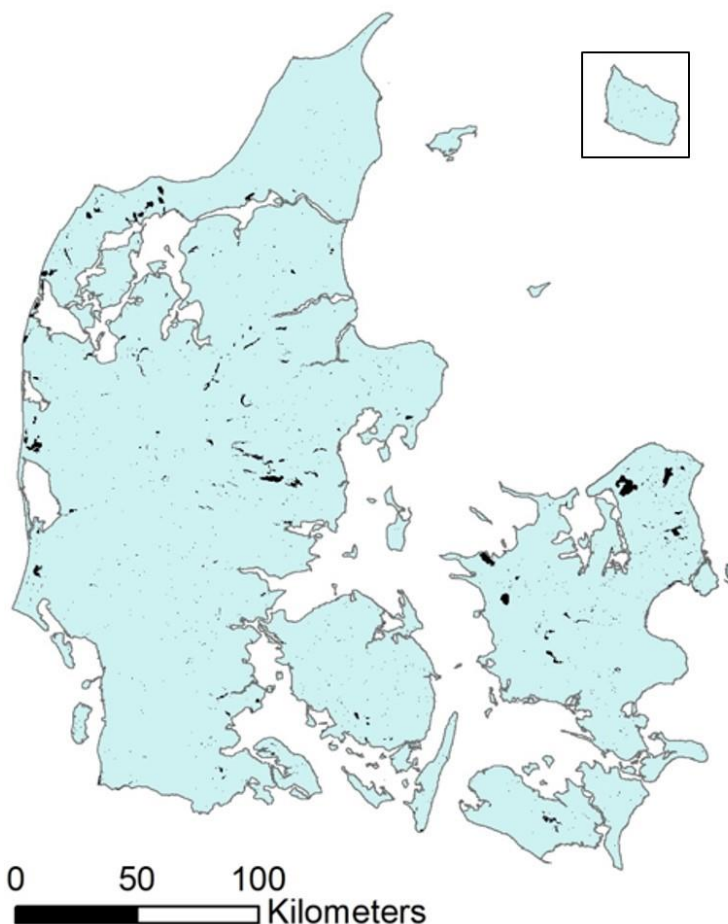
En overordnet karakteristik og omfang af de vandløb, der indgår i kvælstofmodellen, er gengivet i Tabel 8. I alt indgår således 62.000 km GeoDanmark vandløb med et samlet bundareal på 361 km<sup>2</sup>. Af disse beregnes vandføringen eksplicit med DK-modellen for de 16.500 km, hvilket dækker alle hovedvandløb samt en mindre del af de interne vandløb. Samlet udgør modelvandløbene således kun en mindre del af den samlede vandløbslængde.

**Tabel 8.** Fordeling af vandløb i typer og breddekategori, samt samlet længde af GeoDanmark vandløb

Vandløbstype	Gennemsnitsbredde (m)	Samlet længde (km)	Bundareal (ha)
Interne vandløb			
Bredde 0 – 2.5 m	1,23	27.175	3.340
Bredde 2.5 – 12 m	5,15	21.627	11.140
Bredde over 12 m	16,61	172	290
Hovedvandløb	16,61	12.839	21.330
Vandløb i alt		61.813	36.100

### 3.5.2 Søer

Datagrundlaget for de søer, som er med i NKM, og klassificeringen af dem er GeoDanmark-søer (downloadede fra kortforsyningen.dk i foråret 2019). Søerne er inddelt i søer med specifik målsætning efter vandplanerne og søer uden målsætning. Den del af de målsatte søer, der er vurderet at have et afløb, er identificeret og benævnes i det efterfølgende som 'Store søer'. I perioden 1990-2018 er der reetableret mere end 35 store søer, og to vandkraftsøer er nedlagt (eller modtager ikke længere betydelige mængder vand).



**Figur 28.** De 31.173 store- og små søer der indgår i kvælstofmodellen.

Øvrige søer er opdelt i søer med og uden afløb. Hver sø er tildelt oplysning om, hvorvidt der er afløb eller ej, fastlagt ud fra om søens 3 m bufferzone gennemskæres af et GeoDanmark-vandløb. Hvis søen – efter denne definition - har et afløb, er den inkluderet i modellens beregninger af N-retention i små søer. For hver af disse søer er der i GIS genereret en bufferzone på 5-10 gange søens areal. Bufferzonen er brugt til at finde oplysning om jordtype og dyrkningsgrad i søens opland for herved at inddele de små søer i de 6 kategorier, der indgår i delmodellen for N-retention i små søer (afsnit 2.3.2).

I alt 674 store søer og 30.499 små søer indgår i beregningerne af N-retention i søer (Figur 28). Det samlede areal af disse søer er godt 540 km<sup>2</sup>, heraf er det samlede søareal for de store søer på 450 km<sup>2</sup>, Tabel 9. Halvdelen af de store søer er større end 11 ha, og halvdelen har en dybde over 1,5 m, Tabel 10.

Der er i forhold til den tidligere version NKMv2015 indført en ny klasse af søer, "søer i kæde", afsnit 2.3.3. For eksempel er de tætliggende søer på Gudenåen udpeget som søer i kæde. Der er udpeget 56 kædesøer med et samlet areal på ca. 11.000 ha, altså ca. ¼ af det samlede areal af store søer.

Til klassificering af søerne beskrevet oven for er GeoDanmark-vandløb og GeoDanmark-Sø downloadet fra kortforsyningen foråret 2019 og suppleret med simplificeret jordtypekort i 20 cm dybde, 1:500.000 og markblokkortet for 2005.

**Tabel 9.** Fordeling af søer i de forskellige søtyper for store og små søer. Der beregnes ingen N-retention for søer uden afløb.

Søtype	Afløb	Antal	Samlet søareal, ha
Store søer	Ja	671	45.002
-her af kæde søer	Ja	56	11.048
Små søer	Ja	30.499	9.212
Små søer	Nej	143.420	19.027

**Tabel 10.** Størrelsesfordeling samt sødybde for de 671 store søer med afløb.

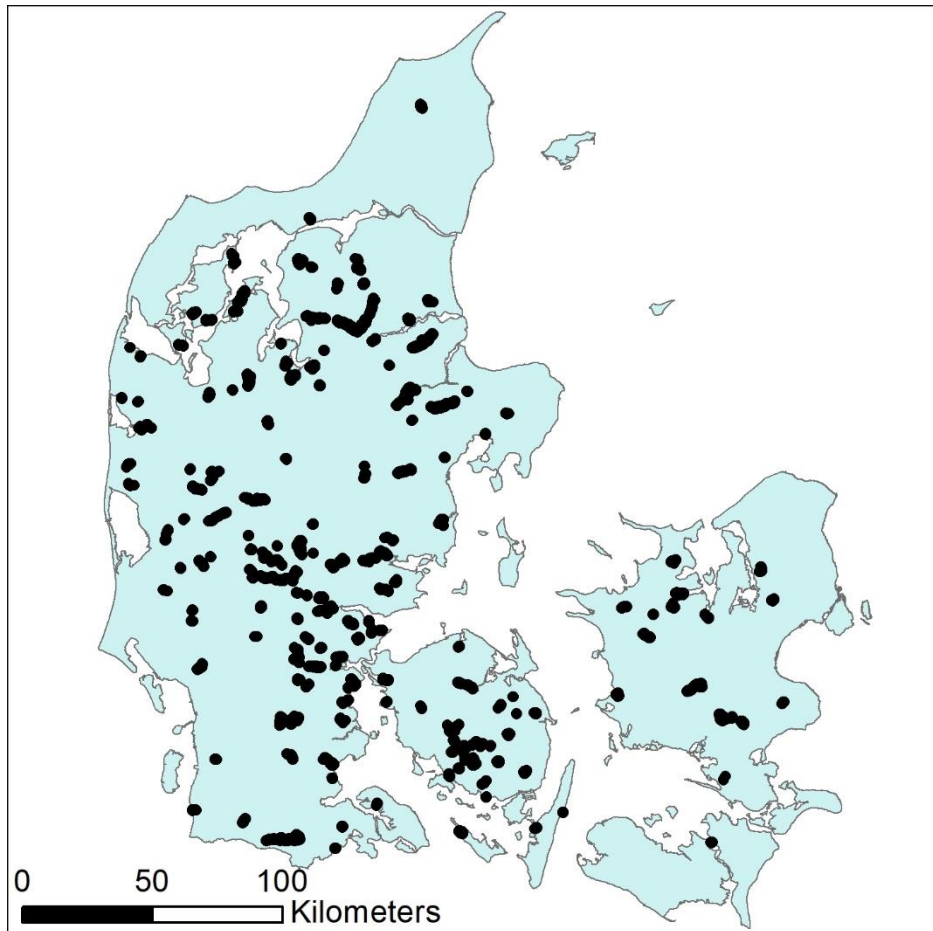
	10 % fraktil	median	90 % fraktil
Dybde, m	0,5	1,5	3,8
Areal, ha	2	11	146

### 3.5.3 Konstruerede vådområder

Informationer om (re)etablerede/konstruerede vådområder i perioden siden 1998 er tilvejebragt af Landbrugsstyrelsen, der har kvalitetssikret og formidlet en række GIS-temaer til DCE. Temaet omfatter bl.a. etableringsår samt geografisk udstrækning af vådområdet.

De 228 reetablerede vådområder, der er inkluderet i modellen, er vist på Figur 29 og dækker 16.200 ha. Arealet opgjort i Højberg et al. (2015a) er projektområdearealet. Det har vist sig, at dette areal ofte omfatter fx søer, højbund og naturlige vådområder. Derfor er disse områder ekskluderet fra projektområder i GIS-temaet. I beregningen indgår således kun arealer, der overlapper med arealklassen Nature wet; agriculture, extensive kode 32220 i Basemap

2016 (Levin m.fl., 2017). Hermed er den beregnede N-retention af de enkelte konstruerede vådområder i de fleste tilfælde væsentligt reduceret.



**Figur 29** Beliggenhed af de konstruerede vådområder, der er med i kvælstofmodellen. Størrelsen af vådområderne er overdrevet for at gøre dem synlige på kortet.

### 3.5.4 Naturlige vådområder

Datagrundlaget for estimering af arealet af naturlige vådområder stammer fra Basemap 2016 (Levin et al., 2017). Kategorien "Nature open wet" (grid code 802) er anvendt. Denne kategori indeholder ikke dyrkede områder, som indgår separat i kvælstofmodellen med udvaskning beregnet med NLES. Der indgår heller ikke arealer, som er klassificeret som søer eller konstruerede/reetablerede vådområder. Der indgår 1132 km<sup>2</sup> naturlige vådområder i NKM. Den geografiske fordeling ses i Figur 30.



**Figur 30** Placering af naturlige vådområder (sorte områder) i kvælstofmodellen.

### 3.6 Punktkilder

Data for udledninger af spildevand fra punktkilder tager udgangspunkt i de data, som Fagdatacentret for punktkilder under Miljøstyrelsen gennem årene har leveret (Miljøstyrelsen, 2019).

For rensningsanlæg, særskilte industrielle udledere og ferskvandsdambrug er udledningerne knyttet til det aktuelle punkt for udledningen. Udledningen fra spredt bebyggelse er knyttet til punkter i form af enkelte ejendomme indhentet fra BBR. Regnvandsbetingede udledninger er knyttet til punkter i form af de udledningpunkter, som Miljøstyrelsen brugte i vandplanerne. Disse er ikke nødvendigvis de rigtige udledningpunkter for alle udledninger, men kan i dele af landet repræsentere grupper af udledningpunkter.

For hvert udledningpunkt foreligger der data for de årligt udledte mængder kvælstof og vand for perioden 1990-2018. Der har dog oprindeligt været mangler ved de tilgængelige spildevandsdata. Således mangler data for begyndelsen af 1990'erne for regnvandsbetingede ud-

ledninger. For perioden omkring gennemførelsen af kommunalreformen (2005-2007) mangler for nogle typer punktkilder enten data, eller også er de af relativt dårlig kvalitet eller har ikke kunnet frembringes på enkeltudleder niveau.

For at opnå en konsistent tidsserie for spildevandsudledningerne er der foretaget "hul-udfyldning" af de manglende data. I de tilfælde, hvor der mangler oplysninger fra begyndelsen af 1990'erne, er det antaget, at udledningerne har været af samme størrelse som den tidligst kendte udledning, og tidsserien er således forlænget bagud i tid. Hvis der modsat ikke forefindes tal på udledningen fra et givet anlæg fra et år og fremefter, antages det, at anlægget er nedlagt. Manglende værdier midt i tidsserien er udfyldt ved interpolation.

Udledningerne fra spredt bebyggelse og regnvandsbetingede udledninger er bearbejdet for at opnå en bedre geografisk fordeling, som kan bruges i det samlede modelkoncept. For spredt bebyggelse er der taget udgangspunkt i BBR-data fra 2018, da det antages at være det mest opdaterede datagrundlag. Udledningen i 2018 anvendes som udgangspunkt for en tilbageskrivning af data for 1990-2017. For regnvandsbetingede udledninger er der tilsvarende benyttet den geografisk kendte fordeling for 2010 på udledningspunkterne anvendt i Miljøstyrelsens vandplaner kombineret med viden om den samlede aktuelle årsudledning gennem hele perioden.

Ved ovenstående beregninger er der således genereret fulde tidsserier for alle udledningspunkter.

Visse anlæg udleder direkte til havet. Det drejer sig især om større renseanlæg, særskilte industrielle udledere og saltvandsbaserede fiskeopdræt. De eksisterende angivelser i den hydrologiske reference af, hvorvidt et anlæg udleder direkte til havet, er desværre fejlbehæftede. Derfor er det aftalt mellem fagdatacentrene for punktkilder og ferskvand at definere direkte udledninger således, at koordinaterne for udledningspunktet enten ligger ude i havet eller på land højst 100 meter fra kystlinjen.

Til modelbrug er data blevet bearbejdet, så de kan kobles på de relevante ID15-oplande.

### **3.7 Atmosfærisk deposition**

I NKM tillægges der kvælstof fra atmosfærisk nedfald (både tør- og våddeposition) på alle søoverflader, der indgår i simuleringen (alle søer med afløb). Til denne version af NKM er de modelberegnete N-depositioner skiftet ud for 1) at dække hele perioden 1990-2018, 2) at få bedre geografisk opløsning end tidligere, 3) at få bedre tidslig opløsning end tidligere og 4) at inddrage de nyeste emissionsopgørelser og modelleringsmetoder. I den tidligere version NKMv2015 er data fra EMEP ([http://www.emep.int/mscw/index\\_mscw.html](http://www.emep.int/mscw/index_mscw.html)) i ca. 50 km grid anvendt (Højberg et al., 2015a). I den opdaterede version af NKM anvendes data fra Aarhus Universitet og dermed de samme data, som anvendes i NOVANA (Ellermann et al. 2019). Data er beregnet i ca. 5,6 km grid og leveret i 1 km grid som månedsværdier for hver enkelt måned fra 1990 til 2018.

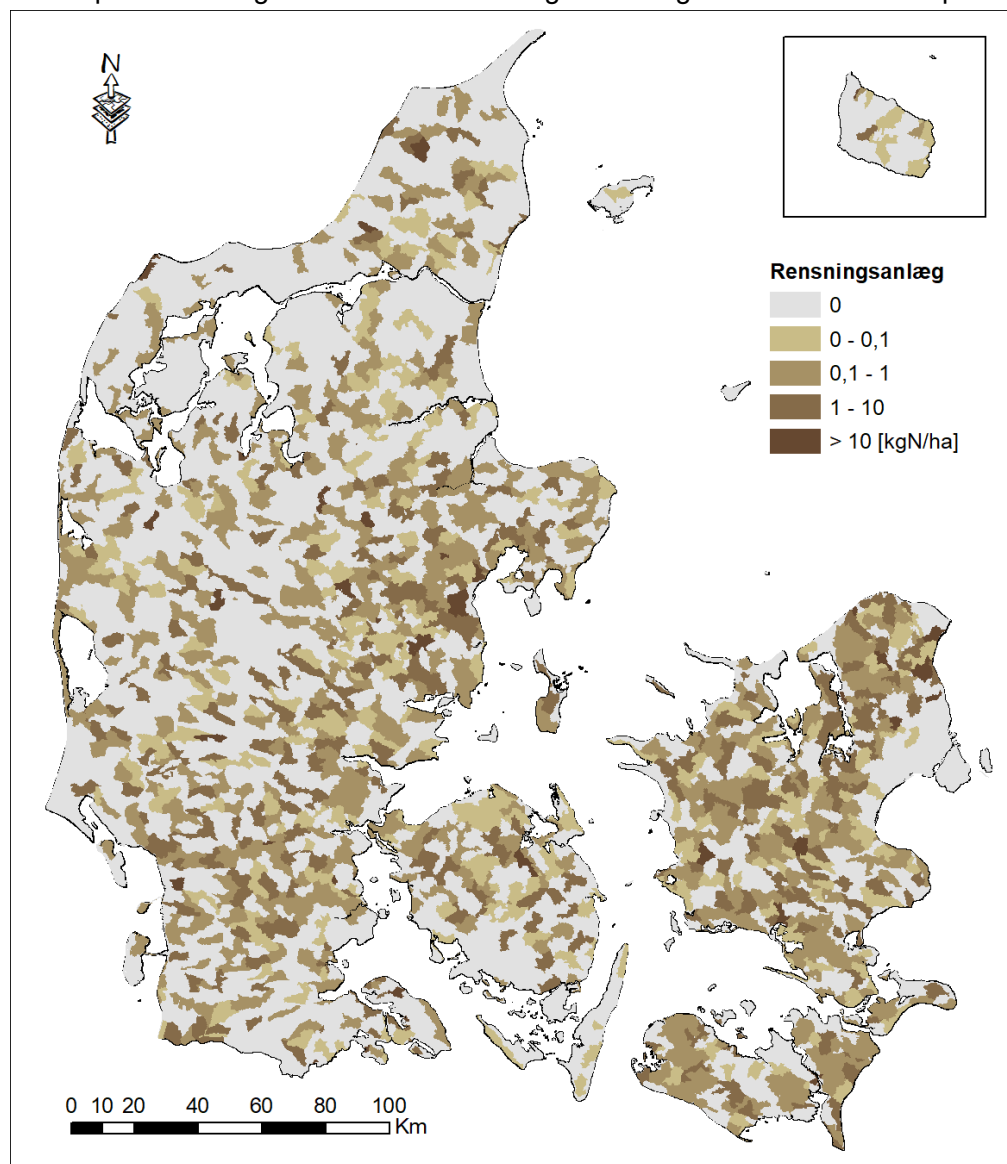


### 3.8 Indlæsning af data i model

Ved afvikling af den nationale kvælstofmodel indlæses alle data og fordeles rumligt på de enkelte ID15-oplande. Dette sker ved kombination af GIS temaer med hhv. afgrænsningen af ID15-oplande; udvaskningen fra rodzonen; den rumlige fordeling af hhv. vandløb, søer og vådområder og alle kilder der ledes til overfladevandet.

Den rumlige fordeling af søer og vådområder er vist i hhv. Figur 28, Figur 29 og Figur 30. Vandløbsnetværket er baseret på GeoDanmark vandløb, der er for detaljeret til, at en grafisk præsentation for hele landet er meningsfuld.

Figur 31 viser den rumlige fordeling af kvælstofudledningen fra rensningsanlæg fordelt på ID15-oplande. I bilag 3.8.1 er vist den rumlige fordeling af alle kilder fordelt på ID15.



**Figur 31.** Fordeling af kvælstof fra rensningsanlæg, der udledes til vandløb. Udledningen er opgjort som den samlede udledning for perioden 1990-2010 for hvert ID15-opland.

## 4. Modelkalibrering og validering

Delmodellerne, der indgår i NKM, giver en beskrivelse af årsagssammenhænge, der eksempelvis beskriver, at retentionen i overfladevandet er afhængig af den aktuelle temperatur samt opholdstiden. Hvor hurtig omsætningen er, kan imidlertid ikke måles direkte i naturen. Det er derfor nødvendigt at bestemme disse parametre (modelparametre) indirekte ved kalibrering. I denne proces justeres udvalgte modelparametre, til der opnås den bedst mulige overensstemmelse mellem de observerede og modelberegnete værdier.

Kalibreringen er foretaget manuelt, dvs. der er gennemført en beregning med efterfølgende sammenligning med de observerede kvælstoftransporter. Herefter foretages en justering af modelparametrene, og der gennemføres en ny beregning og sammenligning. Denne proces fortsættes, til der opnås en tilfredsstillende overensstemmelse mellem de observerede og beregnede værdier, eller indtil det ikke er muligt at forbedre beregningsresultaterne yderligere. I sammenligningen med de observerede data er der anvendt årlige værdier, dvs. modellen er kalibreret og valideret mod de årlige kvælstoftransporter i vandløbene.

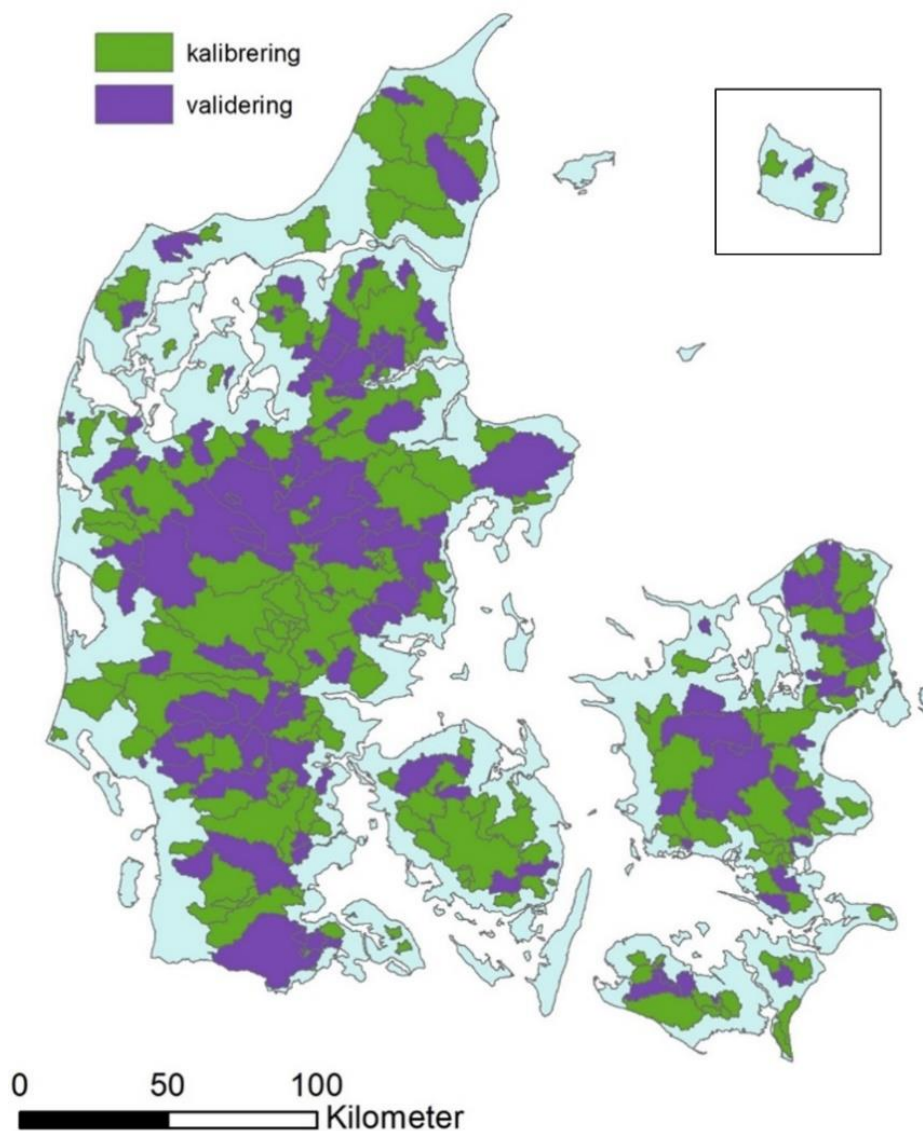
Observationer af kvælstoftransporter er opdelt i to datasæt. Det ene sæt er anvendt til kalibrering af modellen, mens det andet sæt er reserveret til en validering (test) af modellen. Ved reservation af en del af datasættet kan der således laves en test på et uafhængigt datasæt, dvs. stationer der ikke er inkluderet under kalibreringen. Dette giver mulighed for at opnå et mål for, hvor god modellen er til at beregne kvælstoftransporten i områder, som modellen ikke er kalibreret for.

### 4.1 Observationsdata

#### 4.1.1 Vandløbsmålestationer

De vandløbsstationer, hvorfra der er anvendt måledata af vand-og kvælstoftransport, indgår i det nationale overvågningsprogram NOVANA. Der indgår måledata fra i alt 336 stationer for perioden 1990-2010 som kalibrerings- og valideringsstationer (kal/val) (Figur 32).

I alt har 150 stationer en fuld måletidsserie. Heraf 104 kystnære stationer med fuld måletidsserie (1990-2010), der også anvendes i NOVANA ved opgørelserne af kvælstoftilførslerne til kystvande. 103 stationer har måledata fra mindst 15 år, mens 75 stationer har data for 5 - 14 år, de resterende 8 stationer har <5 års data.



**Figur 32.** Oversigt over 336 kalibrerings- og valideringsoplande/målestationer, der indgår i NKM. Oplandene overlapper hinanden således, at et nedstrømsbeliggende opland også indbefatter opstrømsbeliggende oplande, som på kortet er tegnet øverst.

#### 4.1.2 Usikkerhed på målte kvælstoftransporter

Der er naturligvis en vis usikkerhed på de beregnede vandafstrømninger og kvælstoftransporter ved vandløbsstationer med målinger. Usikkerheden knytter sig i væsentlig grad til den måde, hvorpå vandføringen er bestemt, dvs. om det er en kontinuert måling af vandstand (QH) station, om der fx er benyttet en relation til en referencestation (qq), eller der er anvendt en areal proportional bestemmelse ud fra en målt station. Hertil kommer en ekstra usikkerhed knyttet til, hvor ofte der udtages vandprøver til analyse af kvælstofkoncentrationen. Usikkerheden herfra stiger generelt, jo mindre oplandet, der skal bestemmes en kvælstoftransport fra, er. Desuden stiger usikkerheden generelt, jo færre vandprøver, der udtages.

Der er konstateret brug af en forkert analysemetode til bestemmelse af total kvælstofkoncentrationen for en stor del af vandprøverne indsamlet i perioden 2007-2014 (2007-2015) og 2016-2017. Analyseverdier for prøver indsamlet i 2016-2017 er korrigeret (Larsen et al., 2018). Analyseverdier for prøver indsamlet i perioden 2007-2014 er korrigeret med en foreløbig faktor (Larsen 2018), men meget tyder på, at denne korrektion ikke er tilstrækkelig (Thodsen et al., 2019; Larsen et al., 2020). Fejlanalyserne betyder, at usikkerheden sandsynligvis er større for perioden 2007-2010 end for den øvrige periode (1990-2006), specielt 2009 og 2010 er mistænkt for at have en forøget usikkerhed og en bias (Thodsen et al., 2019). Der pågår en udredning af TN-koncentrationsdata for perioden 2007-2015, dette arbejde inkluderer en korrektion af nogle TN-koncentrationsdata for perioden 2007(8)-2010. En undervurdering af TN-koncentrationen i dele af landet i 2007(8)-2010, vil medføre en mindre overestimering af kvælstofretentionsprocenten i de pågældende områder. Fejlen på kvælstofretentionsprocenten vil være lille da perioden 2007(8)-2010 kun udgør en lille del af perioden 1990-2010.

For en mere detaljeret gennemgang af usikkerheden på forskellige stationstyper henvises til Højberg et al., (2015a).

#### 4.1.3 Fordeling af målestationer på kalibrerings- og valideringsoplande

Med udgangspunkt i de 336 stationer med måledata er der foretaget en fordeling til validerings- og kalibreringsstationer. 204 stationer er valgt som kalibreringsstationer og 132 til valideringsstationer. De 104 med fuld tidserie placeret nederst i vandløbssystemerne anvendes i opgørelsen af kvælstoftilførslen til havet, de såkaldte havstationer (Thodsen et al., 2019).

Udvælgelsen af hhv. kalibreringsstationer og valideringsstationer er foretaget efter følgende kriterier.

- Flere kalibrerings- end valideringsstationer
- De største stationer i et geografisk område fordeles både som kalibrerings- og valideringsstationer
- Stationer, der ligger forholdsvis tæt på hinanden, og hvor det derfor i forholdsvis høj grad er det samme vand og kvælstof, der transporteres, er søgt klassificeret forskelligt

Størrelsesfordelingen af kal/val oplande er vist i Tabel 11.

**Tabel 11.** Størrelsesfordeling af kalibrerings- og valideringsstationer

	Antal	Areal km <sup>2</sup>			
		10 % fraktil	Median	Middel	90 % fraktil
Kalibrering	204	5,4	40	119	279
Validering	132	5,4	54	116	270

Det skal nævnes, at udvælgelsen i hhv. kalibrerings- og valideringsstationer skete på et tidspunkt, hvor det var intentionen, at stoftransporter fra hele perioden 1990 – 2018 skulle anvendes, og at der bl.a. på grund af dette er tyndet ud i stationsgrundlaget siden klassificeringen blev gennemført (se afsnit 1.1).

## 4.2 Kalibreringsstrategi

### 4.2.1 Kalibreringsparametre

Ved kalibrering skal der indledningsvist udvælges, hvilke parametre, der skal medtages. Dette skal være parametre, der 1) har stor betydning for modellens beregninger og 2) er usikkert bestemt. For at kunne bestemme de enkelte parametre er det et yderligere krav, at de parametre, der indgår som kalibreringsparametre, ikke er indbyrdes afhængige. Forekommer dette, vil ændring i én parameter kunne modsvares af en ændring i en anden parameter, og det vil derfor ikke være muligt at bestemme en unik værdi for de enkelte parametre.

Udvaskningen fra rodzonen beregnes med NLES modellen. Denne er udviklet på baggrund af sammenhørende værdier for kvælstoftilførslen og udvaskningen målt i sugeceller på forsøgsmarker. Som led i udviklingen af modellen indgår direkte en kalibrering af de indgående parametre. Kvælstoftransporten ved målestationerne er et samlet resultat af den tilførte kvælstofmængde fra rodzonen og øvrige kilder, og den reduktion der sker undervejs. Den samlede kvælstofkilde og reduktionen er således afhængige. En øget udvaskning fra rodzonen vil således kunne modsvares af en øget reduktion. På grund af denne afhængighed, samt det faktum at NLES er kalibreret selvstændigt, er det valgt ikke at medtage udvaskningen som en kalibreringsparameter.

Partikelbanesimuleringen er baseret på en beregning af grundvandsstrømningerne med DK-modellen, der er kalibreret på basis af observationer af grundvandspotentialer og vandløbsafstrømning, hvilket er dokumenteret særskilt i Stisen et al. (2019). Porøsiteten af jordlagene er dog ikke inkluderet i kalibreringen, da denne ikke kan bestemmes på baggrund af kalibrering til potentialer og vandføringer, men har betydning for transporthastighederne. I udviklingen af den første version af kvælstofmodellen indgik porøsiteten som en kalibreringsfaktor, og de kalibrerede værdier fra denne model er overført. I forbindelse med kalibrering af kvælstofmodellen er der derfor ikke foretaget yderligere kalibreringer af DK-modellen.

Til kalibrering af N-omsætning i grundvandet er der foretaget en justering af redoxkortet for den "nedre" redoxflade, dvs. dybden til de reducerede forhold. Desuden er udbredelsen af den øvre redoxgrænse inddraget som kalibreringsparameter. Opdelingen af transporten via dræn og grundvand er styrende for den samlede omsætning i undergrunden. Drænandelen er bestemt på basis af strømningsberegningerne fra DK-modellen. I denne model repræsenterer dræn både markdræn og øvrige overfladenære hurtige transportveje i modellen, der pga. af dennes rumlige opløsning ikke kan repræsenteres direkte i modellen, som fx små vandløb og grøfter. Drænandelen er derfor anvendt som en kalibreringsparameter.

Til beskrivelse af N-omsætningen i overfladevandet anvendes de samme retentionsmodeller som i kvælstofmodel version 2015 (Højberg et al., 2015a). Ved denne modeludvikling blev der foretaget en kalibrering af parametrene, der beskriver retentionen i vandløb, primært ved justering af parameteren, der beskriver den relative vandløbslængde (se afsnit 2.3). Der blev ligeledes foretaget en kategorisering af små vandløb med hhv. "almindelig" og lav vandløbs-hastighed, med en forventet større retention for sidstnævnte. Parameteren, der beskriver den relative vandløbslængde, vurderes at være generisk og kan således overføres fra den

tidligere model. Erfaringer med den efterfølgende anvendelse af retentionskortene har vist, at opdeling af små vandløb i vandløb med hhv. almindelig og lav vandhastighed kan resultere i for høje retentioner i områder med høj densitet af små vandløb med lav vandhastighed. Det er derfor valgt alene at anvende kategorien "almindelig" vandhastighed i det opdaterede retentionskort.

Gennem en følsomhedsanalyse blev det fundet, at effekten af reetablerede vådområder inden for et samlet målt opland i forhold til den samlede retention generelt er for lille til, at omsætningen i vådområder kan medtages i kalibreringen. Der er derfor ikke kalibreret på omsætningen i vådområder ved den nationale kalibrering, og værdierne fra udviklingen af delmodellen i afsnit 2.3.4 er bibeholdt. I opdateringen af kvælstofmodellen er der udviklet en ny model for omsætning i naturlige vådområder, afsnit 2.3.5. Denne model blev kalibreret i forbindelse med projektet for estimering af kvælstoftransporten til havet år 1900 (resultater ikke publiceret), og der er ikke foretaget yderligere kalibrering af modellen.

Som udgangspunkt anvendes således modeller og parametre for retention i overfladevandet fra tidligere studier. Der er dog foretaget en kalibrering af den samlede effekt af de forskellige overfladevandsmodeller. Dette er gennemført ved kalibrering af en faktor, der øger eller reducerer retentionen med samme andel for en given overfladevandstype, fx øger omsætningen i alle små søer med 20%. Herved beholdes den rumlige variation som bestemt af densiteten af overfladevandstyperne inden for ID15-oplandene, men den absolutte effekt øges eller sænkes. Store søer er opdelt i hhv. opstrøms søer og søer i kæde, hvor der anvendes en specifik faktor for de to søtyper.

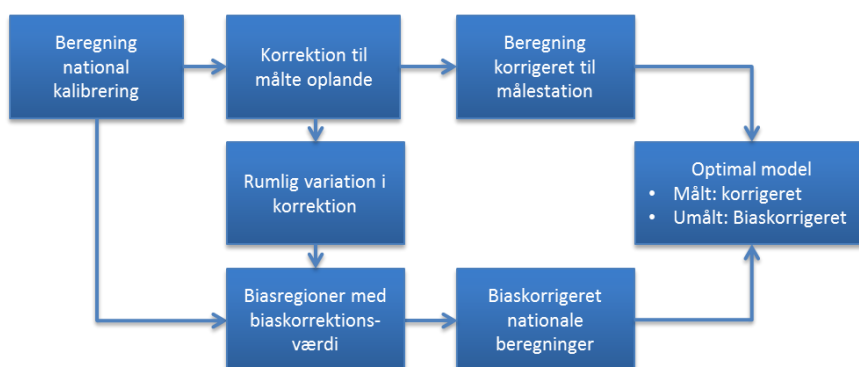
Det samlede parametersæt anvendt i kalibreringen er angivet i Tabel 12. Under kalibreringen er der anvendt en national tilgang. Dette betyder, at der er anvendt samme kalibreringsparameter for hele landet. For omsætningen i vandløbene har de parametre, der beskriver omsætningen for de enkelte vandløbsklasser, således den samme værdi for hele landet. Den rumlige variation af den samlede omsætning bestemmes derimod af den rumlige fordeling af vandløbene, der giver den største omsætning i ID15-oplande med mange vandløb. Ligeledes er der anvendt samme nationale justering af redoxgrænsen samt udbredelsen af den øvre redoxgrænse.

**Tabel 12.** Parameter anvendt i model kalibrering

Parameter	Forklaring
Nedre redoxgrænse	Dybden til den nedre redoxgrænse
Øvre redoxgrænse	Udbredelsen af den øvre redoxgrænse baseret på arealer med organiske lavbundsjord
MP_smlå_søer	En multiplikationsfaktor til generel justering af retention i små søer
MP_I_vlb	En multiplikationsfaktor til generel justering af retention i interne vandløb
MP_H_vlb	En multiplikationsfaktor til generel justering af retention i hoved vandløb
MP_St_sø1	En multiplikationsfaktor til generel justering af retention i opstrøms store søer
MP_ST_sø2	En multiplikationsfaktor til generel justering af retention i store søer i kæde

### 4.3 Korrektion og biaskorrektioner

Anvendelsen af nationale kalibreringsparametre gør det muligt at overføre disse parametre til de umålte oplande og gennemføre en beregning for disse, der er konsistent med beregningerne for de målte oplande. Den nationale kalibrering resulterer i en model, der for landet som helhed giver den bedste beskrivelse af den observerede kvælstoftransport. Der vil imidlertid være regionale og lokale variationer i omsætningsforholdene, som ikke fanges af den nationale kalibrering, hvorfor der for de enkelte målestationer vil være en forskel mellem observationerne og beregningerne gennemført med den nationalt kalibrerede model.



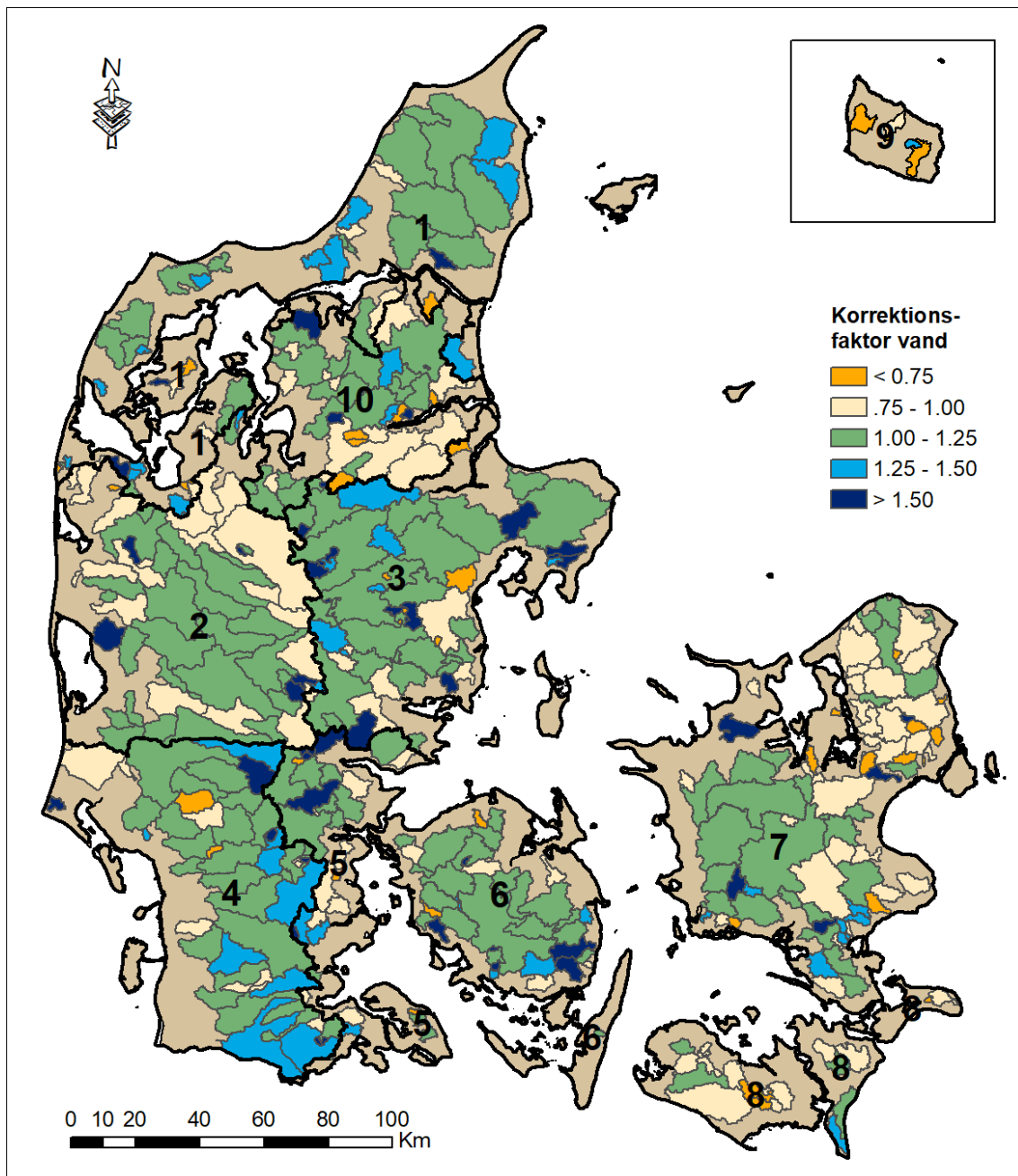
**Figur 33.** Flowdiagram for biaskorrektion og "optimal" model ved kombination af korrigerede værdier for målte og biaskorrigerede værdier for umålte opland.

Den nationale kalibrering er derfor suppleret med en korrektion til de individuelle målestationer. Det rumlige mønster for denne korrektion er efterfølgende analyseret for at identificere sammenhængende regioner med sammenlignelig korrektion, der vil angive en systematisk afvigelse (bias) mellem observationer og modelberegningerne. I de tilfælde, hvor der er tale om en systematisk afvigelse mellem model og data i et område for de målte oplande, må det

ligeledes forventes, at denne systematiske afvigelse vil være gældende for de umålte oplande. Biaskorrektionen har derfor til formål at overføre viden om systematisk afvigelse i de målte oplande til de umålte oplande. Den samlede tilgang er illustreret i Figur 33, mens metoden er beskrevet i nedenstående afsnit.

### 4.3.1 Korrektion til målte oplande

Korrektion til målte oplande er foretaget i forhold til både de beregnede vandføringer, som simuleret af DK-modellen, samt for kvælstoftransporten.



Figur 34. Rumlig fordeling af korrektionsfaktoren bestemt for vandføring.



Korrektion af vandføringer er foretaget ved for hvert af de målte oplande at bestemme én korrektionsfaktor, der ved multiplicering med den beregnede vandføring sikrer, at den samlede beregnede vandføring stemmer overens med den målte vandføring opgjort for hele perioden med måledata. Beregningen af korrektionsfaktoren er foretaget på basis af hele den periode, inden for hvilken, der eksisterer data ved målestationen. Den rumlige fordeling af den stationsspecifikke korrektionsfaktor for vand er vist på Figur 34, hvoraf det fremgår, at størstedelen af de målte oplande ligger inden for +/- 25% afvigelse.

Korrektion for kvælstoftransporten er foretaget ud fra en antagelse om, at forskellen mellem den observerede og beregnede værdi skyldes, at den sande reduktion inden for oplandet afviger i forhold til reduktionen beregnet med den nationalt kalibrerede model. Korrektionen på oplandsniveau er derfor gennemført ved at justere den beregnede retention for oplandet, så der opnås en overensstemmelse mellem den samlede observerede og beregnede kvælstoftransport for hele den periode, hvori der eksisterer observationer på målestationen. Korrektionsværdien for den enkelte målestation er således, som for vandføringen, én konstant værdi for hele perioden.

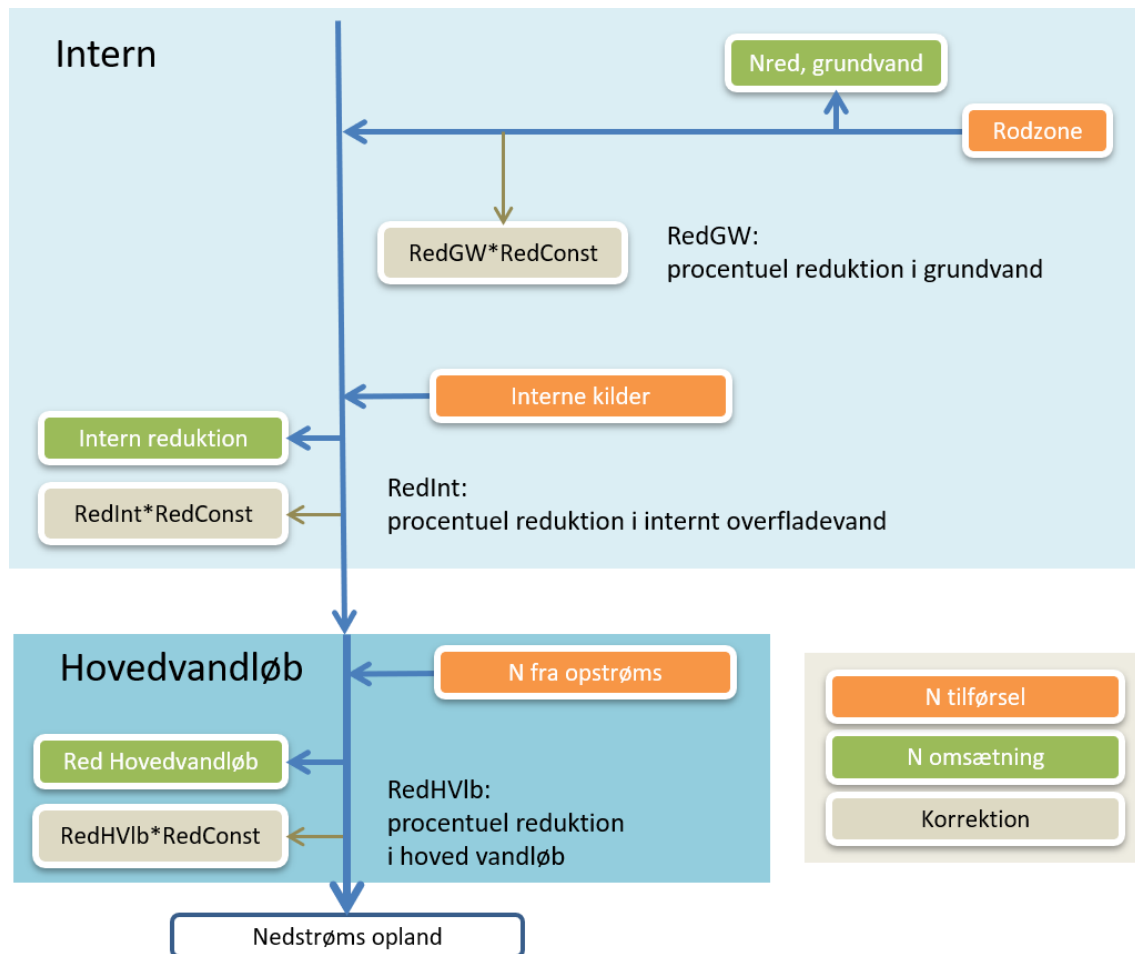
Da der sker en reduktion i såvel grundvandet samt internt i ID15-oplandene og i hovedvandløbet, er den beregnede reduktion korrigeret for alle led, Figur 35. I praksis er den gennemført ved at tilføje et ekstra "sink" led, der giver en ekstra fjernelse af det kvælstof, der ledes til fra grundvandet i den interne del af overfladevandssystemet inden for ID15-oplandet samt i hovedvandløbet. Korrektionen sker ved at anvende samme relative justering af reduktionen i de tre led. Dette opnås ved at skalere korrektionen med reduktionsprocenterne for grundvand (*RedGW*), intern retention (*RedInt*) og retention i hovedvandløbet (*RedHvlb*), hvor disse retentioner er beregnet med den nationalt kalibrerede model. Ved korrektionen skal der således bestemmes én korrektionskonstant, *RedConst*, for hvert af de målte oplande, der multipliceret med de oprindelige beregnede reduktionsprocenter korrigerer retentionen, så der opnås overensstemmelse mellem den observerede og beregnede kvælstoftransport ved målestationen for hele perioden. De målte oplande vil generelt bestå af adskillige ID15-oplande, og der anvendes samme *RedConst* for alle ID15-oplande tilhørende det målte opland.

Da korrektionen håndteres ved tilføjelse af et ekstra sink led, er korrektionskonstanten ikke en faktor, der korrigerer de beregnede retentionsprocenter direkte. Metoden kan nemmest beskrives ved et taleksempel.

#### *Eksempel*

Til illustration af metoden ses i første omgang kun på grundvandsretentionen. Som eksempel er der for grundvand estimeret en retention på 45 %. Ved sammenligning med måledata er det fundet, at den modelberegnete kvælstoftransport er overestimeret, og retentionen skal korrigeres op. Den *RedConst* værdi, der skal benyttes, er med modellen beregnet til 0,5, og det ekstra sink led vil derfor resultere i en reduktion på  $45 \% \cdot 0,5 = 22,5 \%$ . Sink leddet er indbygget efter grundvandsretentionen, dvs. den yderligere reduktion sker alene på det kvælstof, der ikke er omsat i grundvandet. Udregningen for den samlede korrigerede retention bliver således  $[ 1 - (1 - 0,45) \cdot (1 - 0,225) ] \cdot 100 \% = 57,4 \%$  i stedet for de 45 %, der oprindeligt var estimeret. På tilsvarende vis korrigeres retention for hhv. det interne led samt for hovedvandløbet.

Bestemmelsen af *RedConst* sker iterativt for hvert målt opland ved en rutine indbygget i NKM og kan således gennemføres for alle oplande med målte data.



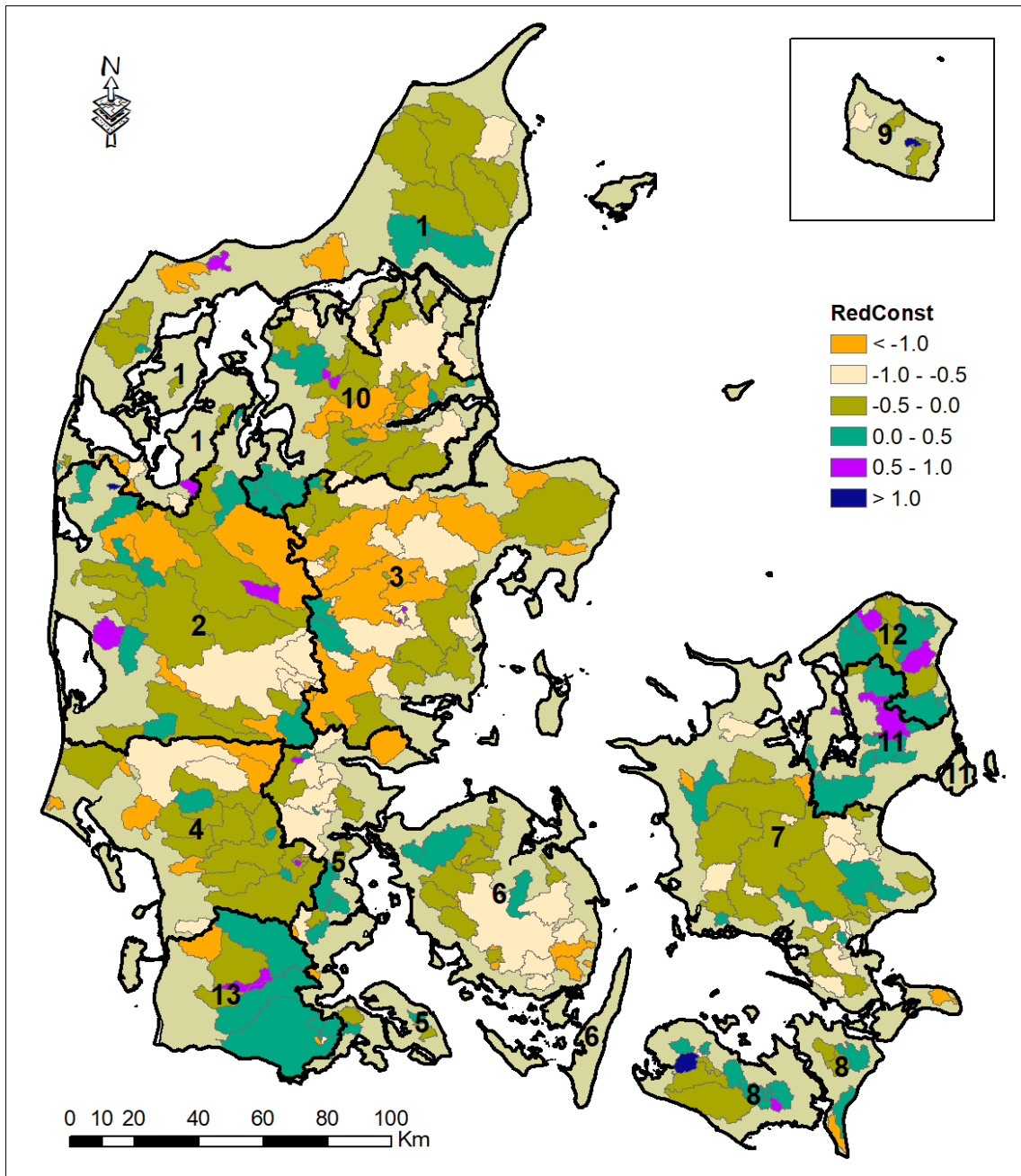
**Figur 35.** Diagram, der viser den udførte korrektion af de beregnede reduktioner. *RedGW*, *RedInt* og *RedHVLb* er beregnet på baggrund af den nationalt kalibrerede model, *RedConst* er korrektionskonstanten, der bestemmes for hvert af de målte oplande.

### 4.3.2 Biaskorrekationer

Formålet med biaskorrekationen er at udnytte og overføre viden om en eventuel systematisk afvigelse fra målte til umålte oplande. For vandafstrømningen er der benyttet 10 biasregioner som vist på Figur 34. Disse regioner er identiske med biasregionerne i DK-QNP modellen, der anvendes til bestemmelse af den samlede N og P transport til havet i det nationale overvågningsprogram. For hver biasregion er der bestemt en biaskorrekation, som er medianen af korrektionsværdierne for de opmålte oplande inden for regionen. De anvendte biaskorrekationer for målte og umålte oplande fremgår af Figur 34.

For kvælstoftransporten er biaskorrekationen bestemt på basis af målestationer, der er vurderet repræsentative i forhold til de umålte oplande og for den skala, som modellen er udviklet for. Dette betyder, at oplande mindre end 10 km<sup>2</sup> ikke er inkluderet i beregning af biaskorrekationen. Endvidere er stationer med store afvigelser gennemgået manuelt for at identificere

årsagen til disse forskelle. Der er herved fundet stationer, som ikke er repræsentative. Det har fx været oplande, hvor der er ledt mindre kvælstof til, end der er målt ved udløbet, eller hvor der har været uoverensstemmelse mellem op- og nedstrøms stationer samt tilledt kvælstof, og stationer med få års data, der ikke repræsenterer middelsituationen. I alt indgår der 279 af de 336 målestationer til bestemmelse af den rumlige fordeling af biaskorrektionsfaktorerne.



**Figur 36.** Rumlig fordeling af korrektionskonstanten *RedConst* beregnet for de målte oplande samt opdelingen i biasregioner angivet med sort linje og numre.

Den rumlige fordeling af korrektionskonstanten *RedConst* beregnet for målestationerne er vist på Figur 36. Lidt simplificeret er korrektionskonstanten *RedConst* et udtryk for, hvor me-

get den ikke biaskorrigerede modelsimulering af kvælstof afviger fra de målte oplande (negativ svarer til for stor simuleret mængde, positiv til for lille simuleret mængde). Som udgangspunkt er der anvendt samme biasregioner som for korrektionen af vand. Der kan imidlertid identificeres nogle områder inden for disse biasregioner, hvor der er sammenhængende arealer med afvigende korrektionsværdier. Det er derfor valgt at underinddele Sjælland i tre biasregioner for kvælstof samt anvende en specifik biasregion for Sønderjylland. De anvendte biasregioner er ligeledes vist i Figur 36.

#### 4.4 Resultat af kalibrering og biaskorrektion

Parameterværdier fundet gennem kalibreringen er listet i Tabel 13. For redoxgrænsen blev det fundet, at resultaterne primært er følsomme over for ændringen i dybden i områder, hvor grænsen ligger tæt på overfladen, hvilket også var resultatet af kalibreringen af den oprindelige kvælstofmodel. Den store følsomhed over for de terrænnære variationer i redoxgrænsen afspejler, at den største kvælstoftransport forekommer terrænnært. Ved justering af den samlede nedre redoxgrænse blev der ikke fundet en entydig forbedring nationalt. En justering havde således positiv effekt i nogle områder, men negativ effekt i andre.

I udviklingen af kortet over den nedre redoxgrænse er dybden først estimeret med den udviklede random forest model, som efterfølgende er korrigeret med en residual kriging. Der er gennemført en analyse af residuallet (forskellen mellem værdien bestemt ved random forest og den observerede værdi) med henblik på at identificere eventuelle rumlige strukturer. Analysen viser en rumlig struktur i residualerne i forbindelse med bakkeøerne i Vestjylland, hvorimod residualerne for resten af landet udviste hvid støj (dvs. ingen rumlig struktur). Under kalibreringen er der foretaget en detaljeret analyse af udfordringer med rumlig residual struktur, gennem en p sammenstilling af model performance og redoxdybden bestemt hhv. med og uden residualkriging på tværs af flere oplande. Analysen indikerer, at justeringen gennem residualkriging har en uønsket effekt for bakkeøerne, hvor datatynde områder fik betydning for et for stort område (residuallet for et punkt får betydning for omkringliggende arealer ved residualkriging). Ved anvendelse af redoxkort baseret alene på random forest som nedre redox grænse blev der opnået nogle rumlige forbedringer af modelperformance, der ikke kunne opnås ved en generel op/ned justering af redoxfladen. Kalibreringen resulterede derfor i anvendelse af en nedre redoxgrænse baseret på random forest modellen alene uden efterfølgende residual kriging.

I områder, hvor redoxgrænsen er beliggende over dræn, antages den samlede dræntransport at være reduceret, mens der ikke medtages en omsætning af drænstrømningen ellers. I tilfælde, hvor redoxgrænsen ligger tæt på terræn, men under dræn, og der generelt er en høj grundvandsstand og derfor en betydelig strømning terrænnært, kan antagelsen om ingen reduktion før dræne diskuteres. Dette specielt i områder, hvor dræning beskrevet med DK-modellen repræsenterer en grundvandsstrømning mod åbne grøfter frem for egentligt markdræn. Der er i kalibreringen derfor inddraget en kalibreringsfaktor på opdelingen dræn/grundvandstransport for områder, hvor den nedre redoxgrænse er beliggende tæt på terræn, i dette tilfælde maksimalt to meter under terræn. Ved kalibrering af opdelingen mellem dræn og grundvand omfordeles en andel af drænstrømningen til grundvandsstrømning. Dette vil

repræsentere, at der sker en transport via grundvandet inden det rammer dræn, med mulighed for omsætning i grundvandet, hvis det strømmer igennem reducerende zoner.

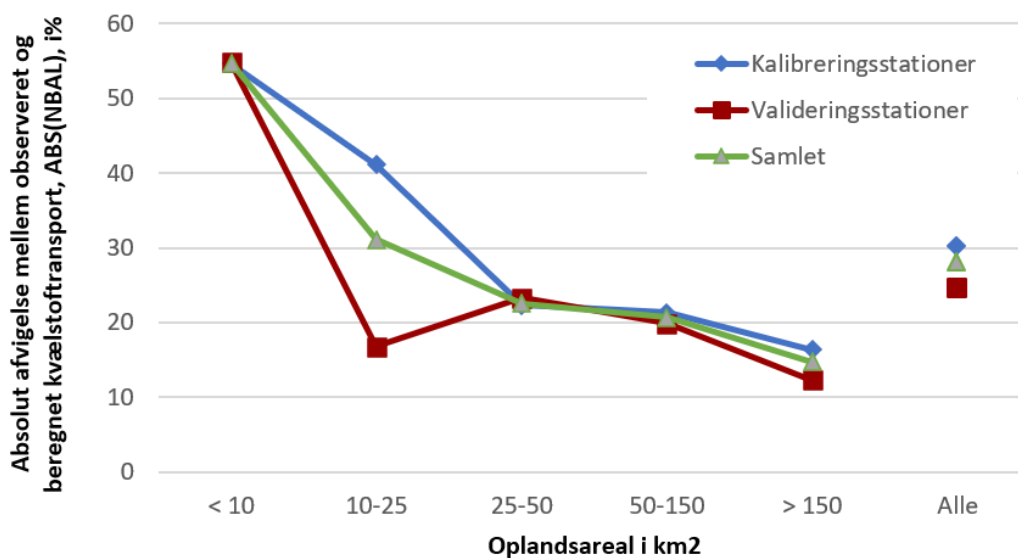
Implementering af den øvre redoxgrænse har til formål at sikre, at der sker en reduktion af kvælstof, der strømmer op gennem organogene lavbundsarealer. Da en del af lavbundsarealerne har en begrænset arealudbredelse, opstår der nogle skalamæssige udfordringer, idet DK-modellen grid (500 m) skal karakteriseres som enten lavbund eller ikke lavbund. Medtages lavbund kun i områder, hvor disse fylder et helt 500 m grid, vil arealet, og dermed effekten, blive underestimeret. Omvendt kan der opnås en overestimering af effekten, hvis alle grid med selv et lille lavbundsareal karakteriseres som lavbund. Da lavbundsarealerne generelt kun udgør en mindre andel af det samlede observerede opland, er det ikke muligt at opnå en entydig kalibrering af effekten ved sammenligning med observerede data. Udbredelsen af lavbundsarealet er derfor delvist baseret på ønsket om at kunne repræsentere den overordnede struktur mht., hvor lavbundsarealerne er beliggende. Det blev herved besluttet, at lavbund repræsenteres i kvælstofmodellen, når disse arealer udgør mere end 25% af DK-modellens grid. Udbredelsen af disse områder er vist på Figur 25.

Den største omsætning af kvælstof forekommer i grundvandszonen, og der blev derfor først foretaget kalibreringen af redoxforholdene i undergrunden. Efterfølgende blev faktorerne for overfladevandet kalibreret, hvilket blev foretaget gennem en Monte Carlo simulering, hvor multiplikationsfaktorerne for små søer, interne vandløb, hovedvandløb og opstrøms store søer blev justeret mellem 0,8 til 1,2 i skridt af 0,1 og kombineret. Grænserne på hhv. 0,8 og 1,2 blev sat på basis af en ekspertvurdering. Multiplikationsfaktorerne virker på den måde, at kvælstoffjernelsen i det pågældende retentionsmiljø kan gives en værdi på  $\pm 20\%$  af værdien beregnet af modellen. Multiplikationsfaktoren vil gælde for hele landet, fx vil samme faktor anvendes for alle små søer. Disse beregninger viste, at der kunne opnås en forbedring ved at opjustere omsætningen i små søer, mens omsætningen i alle vandløbstyper samt store søer skulle reduceres. I alle tilfælde var det de benyttede yderpunkter for parameter-værdierne, der viste sig optimale. Der blev ikke undersøgt værdier ud over dette interval. Omsætning i søer i kæde blev optimeret alene efterfølgende, og her blev der fundet en justeringsfaktor på 0,56, dvs. 70% i forhold til opstrøms søer.

**Tabel 13.** Kalibrerede parameterværdier

Parameter	Resultat af optimering
Nedere redoxgrænse	Anvendelse af originalt redoxkort, uden residualkrigning
Opdeling dræn/grundvand	I områder, hvor redoxgrænsen ligger maksimalt 2 m under terræn, omfordeles 70% af den beregnede drænstrømning til grundvandet
Udbredelse øvre redoxgrænse	Øvre redoxgrænse anvendt, hvor mere end 25 % af DK-modellens grid indeholder organogen lavbund
MP_sml_søer	1,2
MP_I_vlb	0,8
MP_H_vlb	0,8
MP_St_sø1	0,8
MP_ST_sø2	0,56

Modellens evne til at beregne kvælstoftransporten på stationsniveau, udtrykt ved den procentuelle afvigelse NBAL= [(observeret - beregnet) / observeret] \*100%, er opgjort for forskellige oplandsarealer (arealklasser). Figur 37 viser middel af den numeriske værdi for NBAL (middel af de absolutte forskelle) inden for hver arealklasse for hhv. kalibrerings- og valideringsstationer samt opgjort for alle stationer under et, mens værdierne er angivet i Tabel 14. Klassen under 10 km<sup>2</sup> indeholder oplande med arealer under de 15 km<sup>2</sup>, som har været målet for modeludviklingen, hvoraf flere er ned til under 1 km<sup>2</sup>, hvilket modellens opløsning ikke kan repræsentere. Desuden skal det bemærkes, at de små oplande vil have den mindste samlede kvælstoftransport, og den procentuelle modelafvigelse er således størst, hvor den samlede belastning er mindst. Modelafvigelse aftager markant op til arealklassen 25 - 50 km<sup>2</sup>, hvorefter NBAL ligger omkring 20%, dog noget lavere for de største oplande.

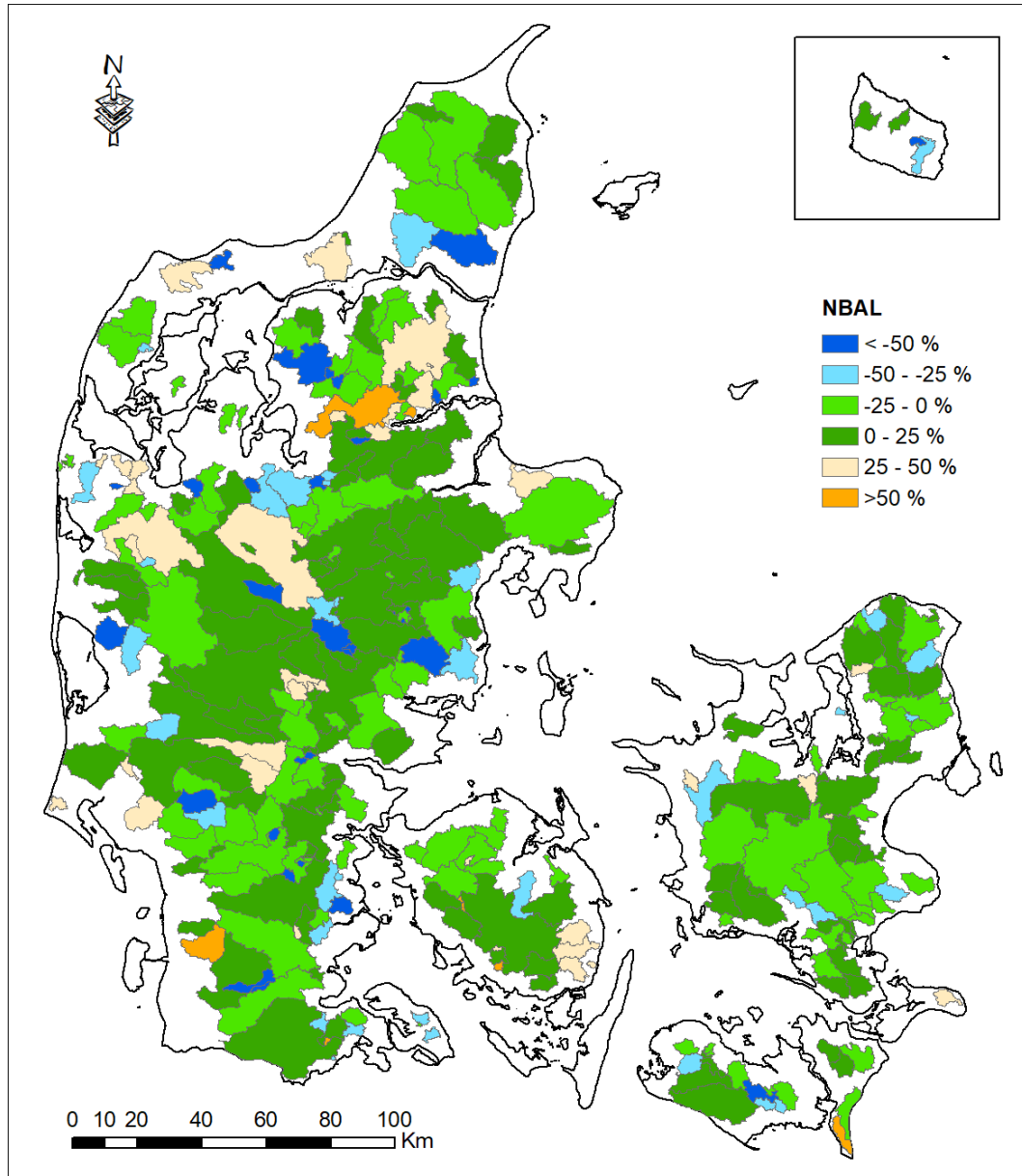


**Figur 37.** Absolut middel af relative afvigelser mellem observeret og beregnet kvælstoftransport i procent, ABS(NBAL), opgjort for kalibrerings- og valideringstationer samt samlet for alle stationer (tal for ABS(NBAL) fremgår af Tabel 14)

**Tabel 14.** Absolut middel af NBAL (%) og standard afvigelse opgjort for arealklasser på basis af kalibrerings- og valideringstationer samt for alle stationer under et.

Oplandsareal (km <sup>2</sup> )/ Stationer	< 10	10-25	25-50	50-150	> 150	Alle
Middel ABS(NBAL)						
Kalibreringstationer	55	41	22	21	16	30
Valideringstationer	55	17	23	20	12	25
Samlet	55	31	23	21	15	28
Standard afvigelse; NBAL						
Kalibreringstationer	83	72	29	28	20	52
Valideringstationer	74	22	42	26	17	40
Samlet	80	57	34	27	19	48

Resultaterne viser også, at der opnås sammenlignelige værdier for stationerne anvendt til hhv. kalibrering og validering. Dette betyder, at modellen i områder uden stationer anvendt i kalibreringen må forventes at kunne beregne kvælstoftransporterne med samme præcision som for områderne, der er inkluderet i kalibreringen. Antages de umålte oplande at være sammenlignelige mht. de fysiske processer, der styrer transport og omsætningen af kvælstof, vil modellen ligeledes beskrive de umålte oplande med samme præcision.



**Figur 38.** Rumlig fordeling af NBAL. Ved positive NBAL er de simulerede værdier for kvælstoftransport mindre end observerede kvælstoftransporter og vice versa.

Den rumlige fordeling af NBAL er vist i Figur 38. Det ses også her, at den største procentuelle forskel mellem observeret og målte kvælstoftransporter generelt forekommer for de mindre oplande. Desuden fremgår det, at oplandene med de største afvigelser generelt ligger spredt i landet og ikke er grupperet i afgrænsede områder. Der er dog undtagelser som i nordvest ved Vigsø Bugt/Jammerbugten, omkring Store å systemet mellem Nissum fjord og Limfjorden samt den sydøstlige del af Fyn.

## 5. Usikkerheder

Modeller vil altid være en forsimpning af de naturlige forhold, dels pga. manglende viden mht. de faktiske forhold og processer på lille skala, bestemmelse af de indgående parametre, som beskriver størrelse og hastighed af omsætningen, samt detaljeringen af det tilgængelige datagrundlag. Generelt vil størrelsen af usikkerheden variere fra sted til sted afhængigt af de faktiske fysiske forhold og datagrundlaget. Principielt er det muligt at estimere størrelsen af den samlede usikkerhed ved først at kortlægge kilderne til usikkerhederne og derefter anvende modellen til at beregne betydning af de enkelte kilder i forhold til det endelige resultat. Dette vil imidlertid kræve et stort antal modelberegninger samt indledende kortlægning af usikkerheden og efterfølgende analyser, hvilket ikke har været muligt inden for nærværende projektperiode.

Det er derfor valgt at anvende en metode, der er tæt beslægtet med den, der blev anvendt i Højberg et al. (2015a), og som baserer sig på sammenligning mellem retentionsprocenterne bestemt på basis af den biaskorrigerede og den stationskorrigerede model. I Højberg et al. (2015a) blev der beregnet én stations- og biaskorrigeret retention for hvert målt opland til estimering af usikkerheden. I nærværende projekt er det valgt at udnytte, at der beregnes en retentionsprocent for alle ID15-oplande inden for de målte oplande, så disse medtages i beregningen af usikkerheden. Dette giver et større datamateriale i forhold til belysning af variationerne mellem den stations- og biaskorrigerede bestemte retention. I dette projekt er usikkerheden altså beregnet på baggrund af stations- og biaskorrigeret retention inden for det målte opland på ID15 niveau. Det understreges, at analysen giver et estimat af, hvad forskellen er ved anvendelsen af de to korrektionsmetoder, og ikke er en fuldkommen usikkerhedsanalyse til belysning af, hvordan usikkerheden i beskrivelsen af det fysiske system påvirker modelberegningerne. Med denne metode antages det desuden, at hele usikkerheden er relateret til retention, mens der ikke tages hensyn til usikkerheden på måledata.

Usikkerheden på den beregnede udvaskning fra rodzonen vil ligeledes resultere i en usikkerhed i de estimerede retentionsprocenter. Estimeres der for stor udvaskning, vil dette medføre en overestimering af retentionsprocenterne, da disse ved den stationsspecifikke korrektion justeres, så der opnås overensstemmelse mellem den observerede og beregnede kvælstoftransport i vandløbene. Sker der en systematisk over- eller underestimering af udvaskningen beregnet med NLES5 for hele landet, vil det således resultere i en systematisk over- eller underestimering af retentionen for hele landet. Er der derimod en varierende usikkerhed på udvaskningen, fx i forhold til specifikke jordtyper og/eller afgrøder, vil usikkerheden på de estimerede retentionsprocenter ligeledes være varierende. For vurdering af usikkerheden på NLES5 estimatet henvises til Børgesen et al. (2019).

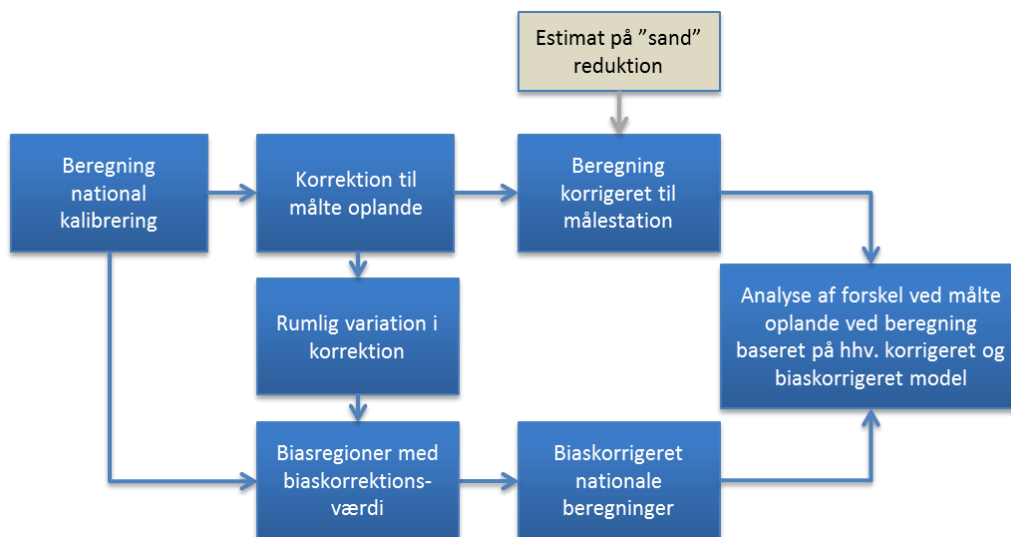
### 5.1 Usikkerhed på reduktionsprocenter

Den biaskorrigerede model giver den optimale beregning for de umålte oplande. Da der ikke eksisterer målinger i disse oplande, kan usikkerheden ikke vurderes direkte ved sammenligning med observerede data. Valideringsresultatet viste, at modellen beskriver kvælstoftransporten med sammenlignelig præcision for kalibrerings- og valideringsoplande. Er de målte



og umålte oplande desuden sammenlignelige mht. de faktorer, der er bestemmende for kvælstoftransport og omsætningen, vil modellen ligeledes have samme præcision i de umålte oplande. Med denne antagelse kan usikkerheden bestemmes på baggrund af de målte oplande og efterfølgende overføres til de umålte oplande.

Som beskrevet i afsnit 4.3 er der for hvert af de målte oplande beregnet en stationsspecifik korrektion, der efterfølgende er benyttet til estimering af en biaskorrektion inden for de 13 biasregioner. Dette gør det muligt at beregne to estimater af retentionen for de målte oplande ved anvendelse af de to korrektionsfaktorer. Ved anvendelse af den stationsspecifikke korrektion opnås det bedste estimat af en "sand" retentionsfaktor, mens anvendelsen af biaskorrektionen er udtryk for sikkerheden på korrektionen, der anvendes ved beregningerne for de umålte oplande. Ved sammenligning af retentionen bestemt ved de to metoder (biaskorrigeret og stationskorrigeret) kan der opnås et estimat for usikkerheden, når den biaskorrigerede model anvendes, (som anvendes for umålte oplande). Metoden er illustreret i diagrammet i Figur 39.



**Figur 39.** Diagram illustrerende estimering af usikkerheden baseret på modelberegninger

I analysen indgår de samme 279 stationer, som er anvendt til bestemmelse af biaskorrektionsværdierne.

Det er ikke muligt at overføre afvigelsen for én målestation til en usikkerhed på ét umålt opland. Tilgangen har derfor været at beregne forskellen mellem reduktionsprocenterne bestemt ved de to metoder (biaskorrigeret og stationskorrigeret) for hvert af de målte oplande og derefter anvende spredningen i disse forskelle som et mål for usikkerheden. Denne analyse er gennemført for de 13 biasregioner, der derved giver et estimat for den generelle usikkerhed for oplandene inden for hver biasregion. Spredningen i reduktionsprocenterne bestemt ved de to metoder er beregnet ved en standardafvigelse, og usikkerheden er herefter udtrykt ved to gange standardafvigelsen angivet i procentpoint. Er det optimale estimat på reduktionen for et opland eksempelvis 60% og 2 gange standardafvigelsen 15%, betyder det, at usikkerhedsintervallet for reduktionsprocenten i dette opland er 45 – 75%.

Er forskellene inden for en biasregion normalfordelt, vil to gange standardafvigelsen give et 95% konfidensinterval, og det estimerede interval vil således betyde, at den sande retentionsprocent med 95% sandsynlighed vil ligge inden for intervallet. I biasregioner med få målestationer vil forskellen dog ikke følge en normalfordeling, hvorfor den estimerede usikkerhed ikke statistisk stringent vil udtrykke 95% konfidensintervallet. Usikkerhedsintervallet estimeret som to gange standardafvigelsen er angivet i Tabel 15 opgjort for hver biasregion samt beregnet for hele landet under et. Som det ses, opnås der forskellige estimater af usikkerheden for de forskellige biasregioner, hvor to gange standard afvigelsen varierer mellem 6 og 27 procentpoint. De største usikkerheder er beregnet for biasregion 10, der udgør Himmerland. I dette område er det erkendt, at der er en meget lille eller endda manglende udvikling i den observerede N-transport, der skyldes meget lange transporttider i grundvandet under oxiderede forhold. Dette forhold har modellen svært ved at beskrive, se også afsnit 5.3, hvilket resulterer i den høje usikkerhed for dette område.

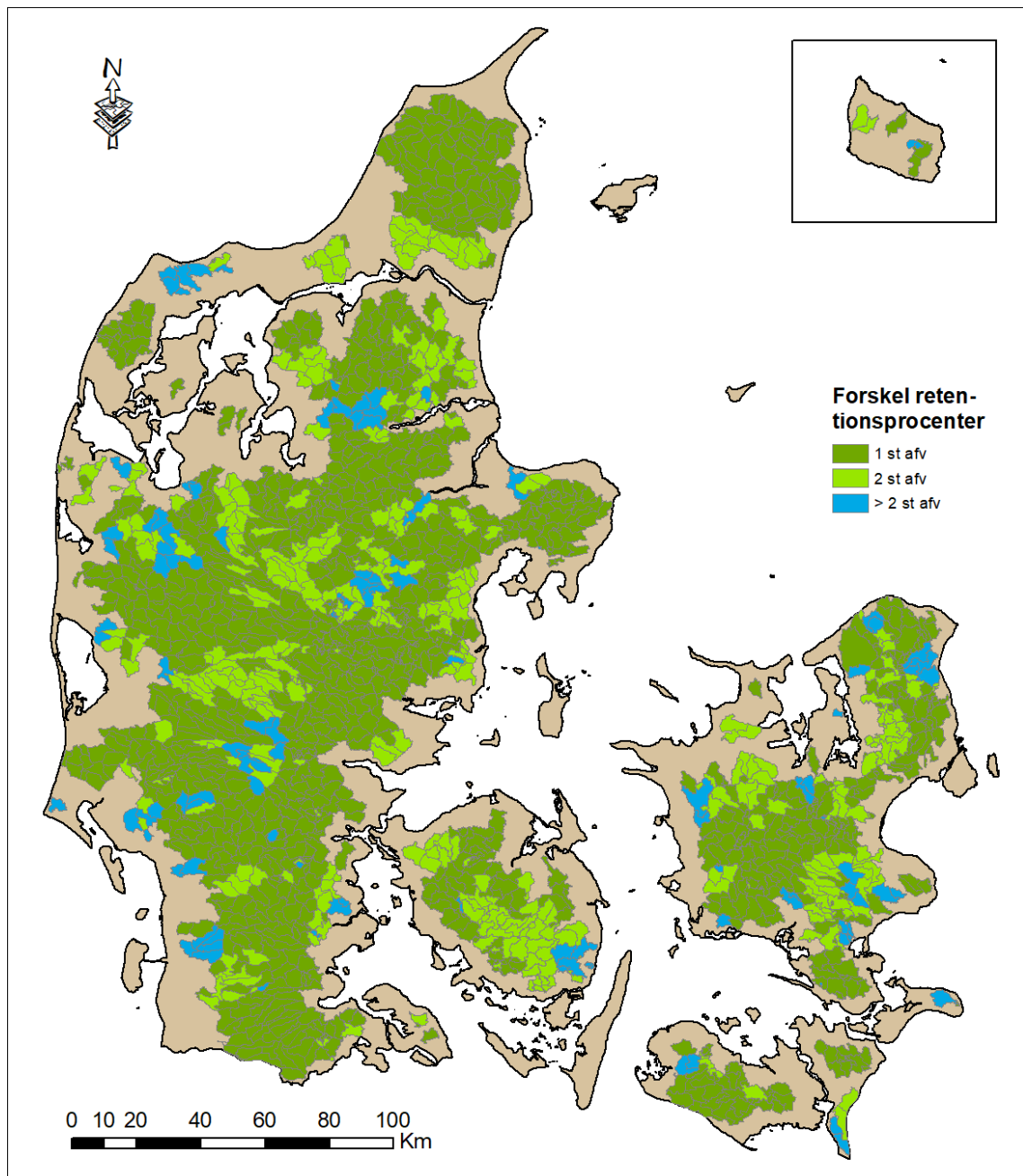
**Tabel 15.** Estimeret usikkerhed i retention i procentpoint for ID15-oplande i hver biasregion. Endvidere er antallet af målte oplande, som beregningerne er baseret på, angivet for hver region.

<b>biasregion</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>Nationalt</b>
2 x st afv	19	15	14	12	19	12	12	16	19	27	6	10	9	16
Målte oplande	26	36	39	24	22	19	36	16	3	29	12	9	8	279

For alle ID15-oplande beliggende i et målt opland er der estimeret en retentionsprocent baseret på beregninger med anvendelse af hhv. den stationsspecifikke korrektion og biaskorrektionen. Forskellen mellem de to beregninger kan imidlertid ikke tages som udtryk for en usikkerhed på ID15 specifik retention, da denne vil afhænge af de aktuelle fysiske forhold for det pågældende ID15-opland. I den anvendte tilgang ses der derimod på variationerne i de to estimater inden for en biasregion, og usikkerhedsestimateret er således associeret til biasregionen.

Da der sker en stationsspecifik korrektion til de målte oplande, vil usikkerheden for hele det målte opland forventeligt være mindre end usikkerheden på de umålte oplande. Da det imidlertid ikke har været muligt at lave en mere omfattende analyse til estimering af de ID15 specifikke usikkerheder, er der valgt et konservativt bud på usikkerheden for ID15-oplande inden for de målte oplande, som er den samme som for de umålte oplande. Usikkerheden er således estimeret at være ens for alle ID15-oplande, men med varierende usikkerhed for de forskellige biasregioner, jf. Tabel 15.

Den rumlige fordeling af usikkerheden er vist i Figur 40, hvor farveskalaen angiver, om afvigelsen mellem reduktionsprocenten, bestemt ved biaskorrektion og korrektionen for den enkelte målestation, ligger inden for intervallerne: 1, 2 eller mere end 2 gange standardafvigelsen bestemt for den pågældende biasregion. Heraf fremgår det, at hovedparten af det målte opland falder inden for den estimerede usikkerhed på to gange standardafvigelsen. Stationer med større afvigelse forekommer dels for mindre oplande (< 15 km<sup>2</sup>), men forekommer også for flere af oplandene med de største afvigelser (NBAL, Figur 38)



**Figur 40.** Rumlig fordeling af usikkerheden angivet som stationer der falder inden for hhv. en eller to gang standardafvigelsen bestemt for de enkelte biasregioner.

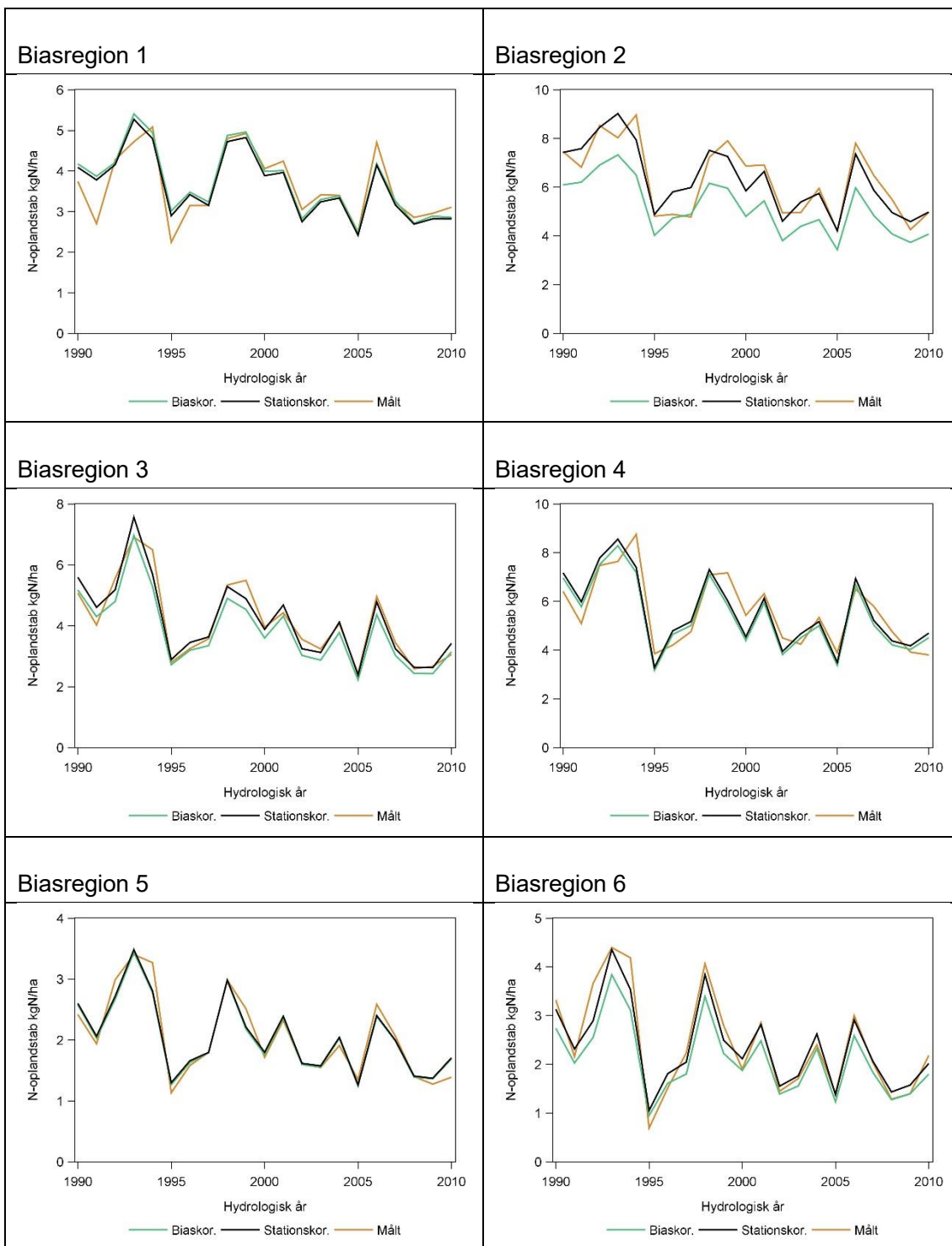
## 5.2 Usikkerhed på belastningsberegninger

I forhold til belastningsberegningerne er det ikke usikkerheden på de enkelte stationer, der er relevant, men derimod usikkerheden på den samlede tilførsel til havet. Til vurdering af usikkerheden er det valgt at opgøre disse nationalt og i forhold til transporten for de enkelte biasregioner (Figur 36).

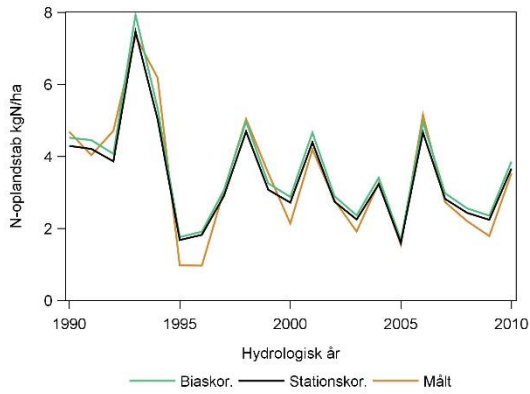
Korrektionen til målestationerne sikrer, at der er overensstemmelse mellem den samlede observerede og beregnede kvælstoftransport for hele den periode, hvor der eksisterer målinger. Set for hele perioden under ét vil usikkerheden på belastningerne således være lille. Biaskorrektionen udføres ved anvendelse af en enkelt stationsspecifik korrektionsfaktor for hele beregningsperioden og tager således ikke hensyn til, at der vil være år til år (måned til måned) variationer i modellens evne til at beskrive den samlede transport. På årsniveau vil der derfor være en større usikkerhed på modellens beregning af transporten. Ved belastningsopgørelser vil det være naturligt at anvende de målte værdier, og usikkerheden på modellens beregninger for de målte stationer har lille relevans for den periode, hvor der eksisterer målte kvælstoftransporter. Usikkerheden på modelberegningerne ved målestationer er dog relevant, hvis den skal anvendes til en huludfyldning, hvor der enten er manglende data i en tidsserie for stationen, eller modellen anvendes til scenarieberegninger og fremskrivninger.

Usikkerheden på de målte oplande er estimeret ved at opgøre den samlede observerede og beregnede årlige belastning til havet inden for en biasregion. I denne opgørelse er der anvendt data fra de stationer, der er placeret længst nedstrøms i vandløbssystemet, dvs. de 104 stationer med fuld tidsserie beskrevet i afsnit 4.1.3. For hvert år er der beregnet en procentuel afvigelse mellem den samlede observerede og modellerede transport, og som samlet mål for usikkerheden er anvendt et middel af de årlige procentuelle afvigelser.

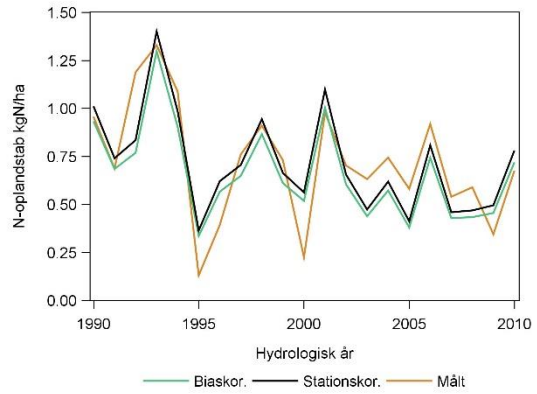
De modellerede og observerede kvælstoftab for de 13 biasregioner er vist i Figur 41, mens de procentuelle afvigelser er givet i Tabel 16. Som det fremgår af figuren, fanger modellen de overordnede årlige variationer og trends i biasregionerne. I biasregion 10 (Himmerland), beregnes dog en faldende tendens i oplandstabet, der ikke ses i samme grad på de observerede data, hvilket er yderligere diskuteret i afsnit 5.3. For enkelte biasregioner (2, 9, 10) ses den biaskorrigerede model at have en bias i forhold til den stationskorrigerede og målte transport, som altid har samme overordnede niveau. Dette skyldes, at den biaskorrigerede model er biaskorrigeret på de fleste målestationer i regionen (i alt 279 af 336 stationer er anvendt), mens de målte og stationskorrigerede værdier kun er for stationer med fuld måletidsserie. For Sjælland og Lolland-Falster (biasregion 7, 8, 11, 12) ses modellen (bias og stationskorrigeret) at have problemer med at reproducere de store år til år variationer.



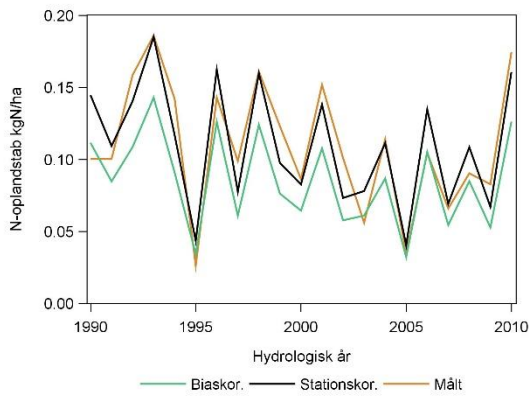
Biasregion 7



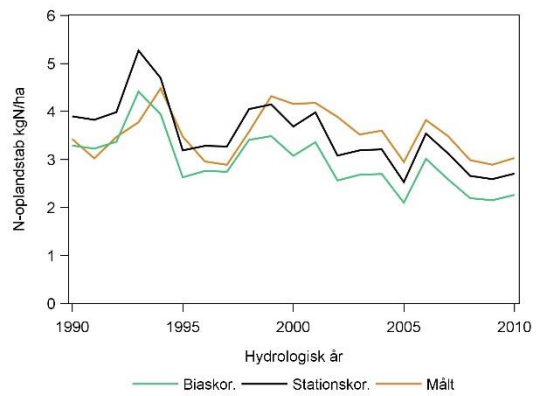
Biasregion 8



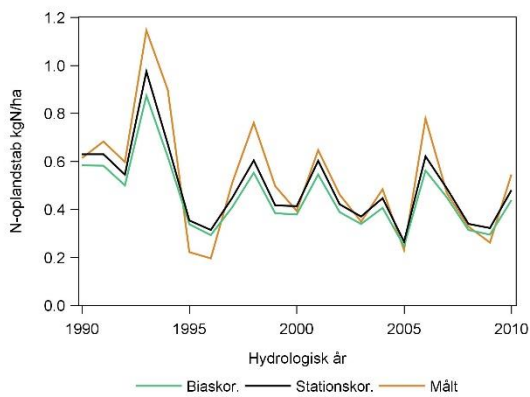
Biasregion 9



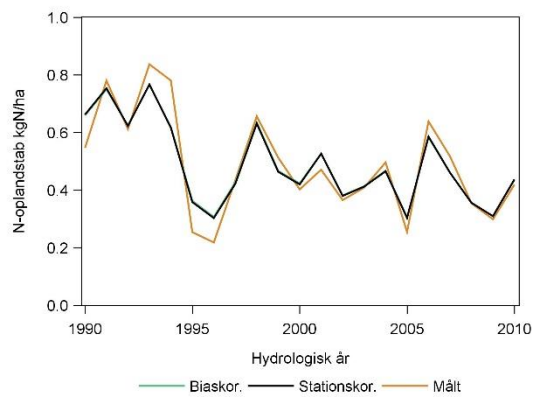
Biasregion 10

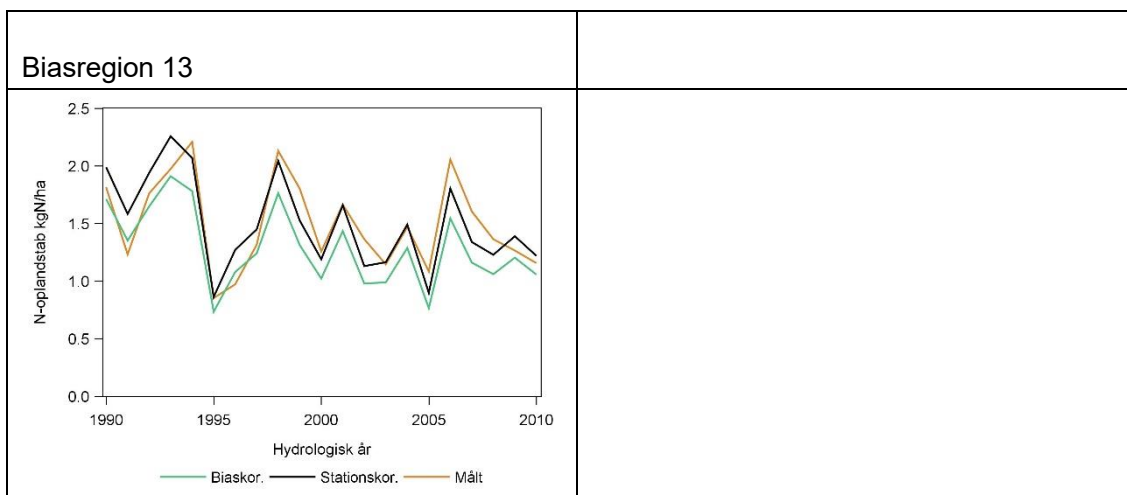


Biasregion 11



Biasregion 12





**Figur 41.** Tidslig udvikling i oplandsstab som målt (orange) og beregnet ved den stationskorrigerede (sort) og biaskorrigerede (grøn) model ved de 104 nedstrøms stationer inden for de 13 biasregioner. I perioder uden måledata er der foretaget en huludfyldning af den observerede tidsserie med den stationskorrigerede model.

Den største middelfvigelse for hele perioden forekommer på Lolland-Falster (biasregion 8), hvor middelfejlen er -14% (Figur 36; Tabel 16). Den stationskorrigerede model underestimerer maksimalt transporten (positive fejl) med 30% på årsbasis, mens den største overestimering er på 181%. Den meget store underestimering af den modellerede transport er relateret til de meget lave observerede transporter i 2000, der ikke reproduceres af modellen. Der ses betydelige procentuelle overestimeringer (negativ fejl) af transporten for Sjælland og Lolland-Falster samt i mindre grad for Bornholm (biasregion 7, 8, 9).

**Tabel 16.** Usikkerhed på den samlede årlige modellerede stationskorrigerede kvælstoftransport for oplande med fuld måletidsserie (1990-2010) pr. biasregion  $[(\text{målt} - \text{modelleret}) / \text{målt} * 100 \text{ \%}]$ . Min og Maks angiver hhv. den mindste og den maksimale procentuelle afvigelse for et enkelt år.

biasregion	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Nationalt
Min (%)	-40	-25	-15	-23	-23	-52	-89	-181	-66	-40	-60	-41	-31	-18
Middel (%)	-1	-1	-0	-0	-2	-3	-9	-14	-5	-0	-1	-4	-1	0
Maks (%)	12	15	12	16	14	21	19	30	27	21	25	21	17	12

Usikkerheden på belastningsberegningerne for de umålte oplande estimeres på tilsvarende vis, men ved anvendelse af den biaskorrigerede model. Antagelsen er således, at den biaskorrigerede model er i stand til at beskrive de målte og de umålte oplande med samme præcision, og afvigelserne mellem model og de målte observationer giver et mål for modellens usikkerhed, som overføres til de umålte oplande.

Der anvendes de samme 104 nedstrøms stationer til beregning af afvigelserne mellem de observerede og de biaskorrigerede modellerede kvælstoftransporter. Disse nedstrøms stationer integrerer den samlede transport for hele det opstrøms beliggende opland, dvs. ID15-oplande inden for det målte opland. Hvis afvigelsen på de enkelte ID15-oplande er uafhængige og normalt fordelt, vil de i nogen udstrækning kompensere for hinanden. I sådanne

tilfælde vil det derfor forventes, at usikkerheden på belastningsberegningerne vil aftage med arealstørrelsen. Af Figur 37 ses dette også at være tilfældet, selvom afhængigheden af oplandsstørrelsen er størst for oplande under 50 km<sup>2</sup>.

Målet med usikkerhedsvurderingen er at opnå et estimat for usikkerheden på den samlede kvælstoftransport til havet fra de umålte oplande inden for en biasregion. Arealerne af disse umålte oplande er samlet over 100 km<sup>2</sup> for samtlige biasregioner, og det vurderes derfor, at usikkerheden bestemt på basis af de nedstøms beliggende målestationer kan anvendes som estimat for usikkerheden på belastningen fra de umålte oplande.

Den estimerede usikkerhed på den samlede kvælstoftransport fra de umålte oplande er givet i Tabel 17, mens den tidlige udvikling er vist i Figur 41. De største usikkerheder ses for biasregion 2 (Midt- og Vestjylland), 7 (Sjælland), 9 (Bornholm), 10 (Himmerland) og 13 (Vestlige Sønderjylland).

**Tabel 17.** Usikkerhed på den samlede årlige kvælstoftransport for umålte oplande pr. biasregion. Min og Maks angiver hhv. den mindste og den maksimale procentuelle afvigelse for et enkelt år imellem målte værdier (104 havstationer med fuld tidsserie) og den biaskorrigerede model.

<b>biasre- gion</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>Nati- onalt</b>
Min (%)	-43	-2	-7	-19	-22	-37	-98	-159	-31	-17	-52	-43	-11	-8
Middel (%)	-3	18	7	3	-0	9	-15	-5	18	16	7	-4	13	7
Maks (%)	11	30	19	19	15	30	14	35	43	34	31	21	29	18

For hele perioden 1990-2010 beregnes en middel usikkerhed på den gennemsnitlige årlige kvælstofbelastning på +/- 7% for det umålte opland, (Tabel 17). Den totale gennemsnitlige årlige kvælstofbelastning fra målt og umålt opland for perioden 1990-2010 er beregnet til 68.600 tons N/år (Tabel 18), og med baggrund i den anførte usikkerhed for det umålte opland (ca. 50% af Danmarks areal) vurderes dette estimat at have et usikkerhedsinterval på 66.000-71.000 tons N/år.

### 5.3 Specielle områder

Der er visse områder, hvor de modellerede resultater er problematiske. Her fokuseres på to forhold: Oplande med mange søer i kæde og oplande (områder), hvor de målte kvælstofkoncentrationer og –transporter i vandløbene ikke viser et markant fald i perioden 1990-2010.

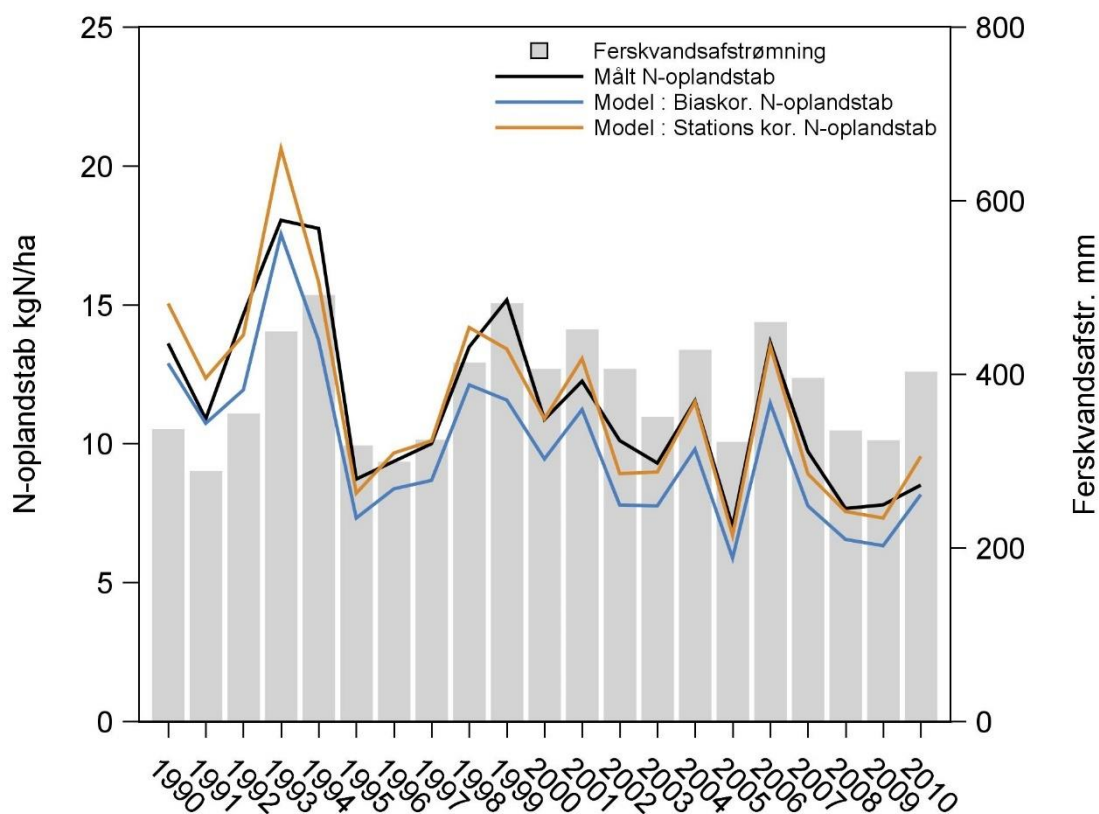


### 5.3.1 Oplande med mange søer i kæde

Resultater fra 2. ordens kystafsnit 35 (inkl. Gudenå, Randers Fjords opland)

Målte årlige kvælstoftransporter til 2. ordens kystafsnit omkring Randers Fjord er illustreret i Figur 42 sammen med de modellerede transporter, beregnet med den ukorrigerede og den stationskorrigerede model.

I Højberg et al. (2015a) er det illustreret, at NKMv2015 ikke beskrev kvælstofretentionen i oplande med søer i kæde (søer lokaliseret nedstrøms andre søer) godt. På denne baggrund blev oplande med store søer ikke medtaget i bestemmelsen af biaskorrektioner, og konsekvensen blev, at den biaskorrigerede model havde en væsentlig afvigelse fra observationer og den stationskorrigerede model for disse oplande. Ved indførelsen af en ny kategori "kædesøer" i NKMv2020 er dette problem i væsentlig grad afhjulpet. Afvigelsen mellem den biaskorrigerede model og observationerne er dog stadig lidt større for søoplandene i forhold til de øvrige oplande. Dette ses ved sammenligning af Figur 42, der viser den modellerede transport til Randers fjord med Gudenåen, og grafen for biasregion 3 i Figur 41, der viser den modellerede transport til kysten for hele biasregion 3. Af denne sammenligning ses, at der er større forskel mellem den biaskorrigerede model og observationerne, når søoplandet betragtes isoleret.



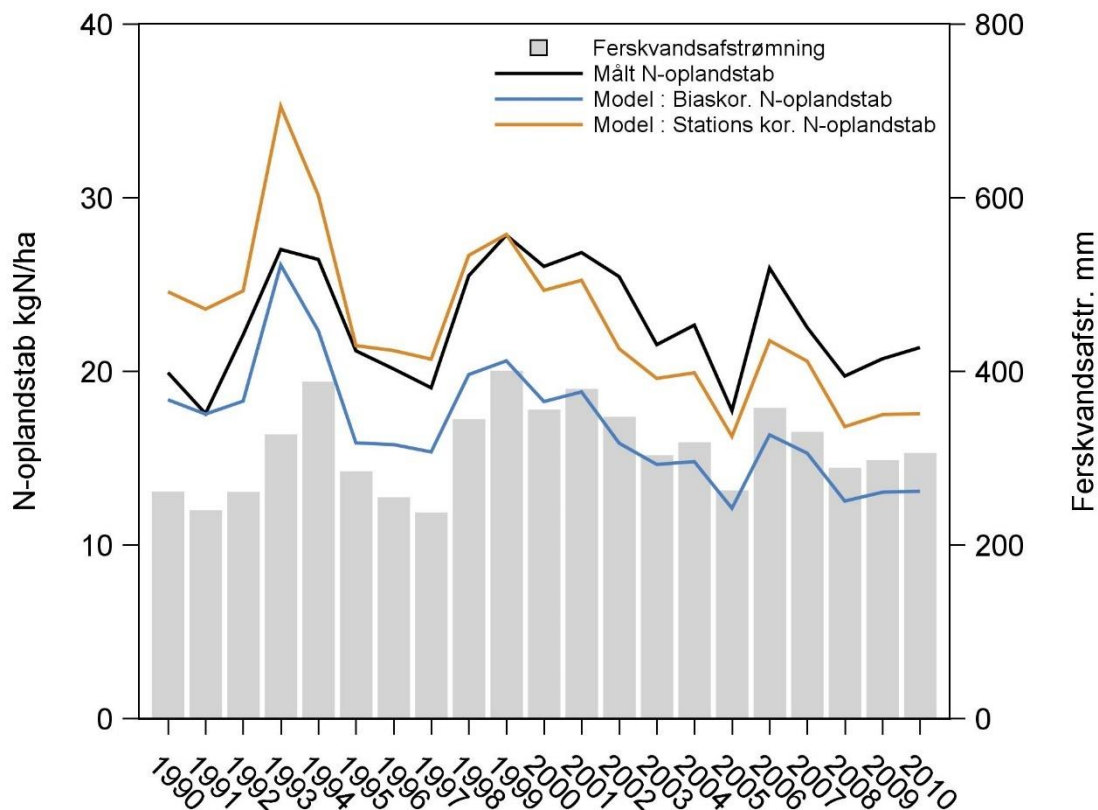
**Figur 42.** Ferskvandsafstrømning samt målt og modelleret årlig kvælstoftilførsel til 2. ordens kystafsnit 35 (Randers fjord) fra det målte opland. De modellerede transporter er beregnet med den biaskorrigerede og den stationskorrigerede model.

### 5.3.2 Områder med lille eller ingen tidlig udvikling i målt N-transport

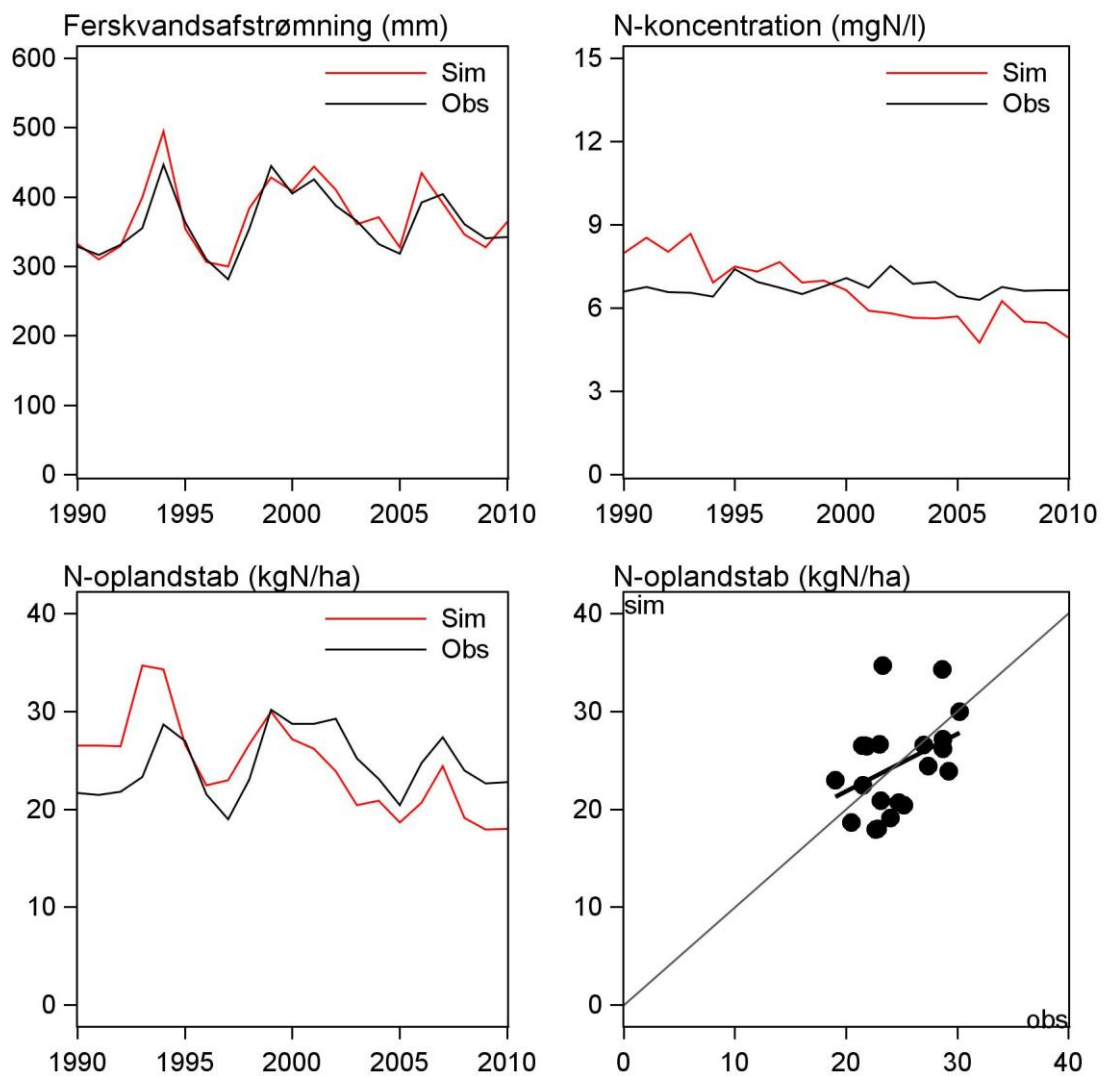
Resultater fra 2. ordens kystafsnit 36 (Mariager Fjord)

Det er velkendt, at for en række vandløbsoplande primært i Himmerland (biasregion 10, Figur 36) er der kun en svag tidlig udvikling i målte kvælstofkoncentrationer og –transporter i vandløbene. Den tidlige udvikling matcher således ikke den typiske udvikling i andre danske vandløb med tydelige fald i kvælstofkoncentrationerne.

I Figur 43 er vist resultater for den målte del af 2. ordens kystafsnit 36 (Mariager Fjord mm). Det fremgår af figuren, at begge modelversioner giver et fald i kvælstoftabet, mens det målte kvælstoftab er uden tydelig tidlig udvikling. I Figur 44 er vist måle- og modeldata (stations-specifikt korrigeret) fra Villestrup å, der ligger i oplandet. Her ses ligeledes en utilstrækkelig modelbeskrivelse af udviklingen i kvælstoftabet. De målte vandføringsvægtede koncentrationer i vandløbet ligger i hele perioden på 6-7 mg N/l. Modsat sker der et fald i udvaskningerne fra rodzonen over perioden, og der er altså ikke en direkte sammenhæng mellem udvaskning og vandløbstransporter pga. af stor forsinkelse i grundvandssystemet. Dette fanges ikke i modellen, hvor der ses et tydeligt fald i koncentrationerne igennem perioden. Den anvendte bias- og stationsspecifikke korrektion ses ikke at være i stand til at rette op på beskrivelsen af den tidlige udvikling. Dette medfører risiko for, at der i oplandet beregnes en fejlagtig kvælstofretention med modellen, da perioden, der regnes på, er for kort til dette specieltfælde.



**Figur 43.** Ferskvandsafstrømning samt målt og modelleret årlig kvælstoftilførsel til 2. ordens kystafsnit 36 (Mariager Fjord m.m.) fra det målte opland. De modellerede transportere er beregnet med hhv. den ukorrigerede samt den stationskorrigerede model til kystnære målestationer i oplandet.



**Figur 44.** Måle- og modeldata fra Villestrup å (kystnær station i oplandet til Mariager Fjord). For forklaring af de viste data henvises til Bilag 6.1.1

## 6. Resultater

### 6.1 Kvælstoftransporter

Det samlede nationale gennemsnit for kvælstoftransporter og omsætninger beregnet med kvælstofmodellen er vist i Tabel 18. Det bemærkes, at de anførte tal er beregnet ved aktuelt klima de enkelte år, og at data derfor ikke umiddelbart lader sig sammenligne med opgørelser beregnet ved normaliseret, gennemsnitligt klima.

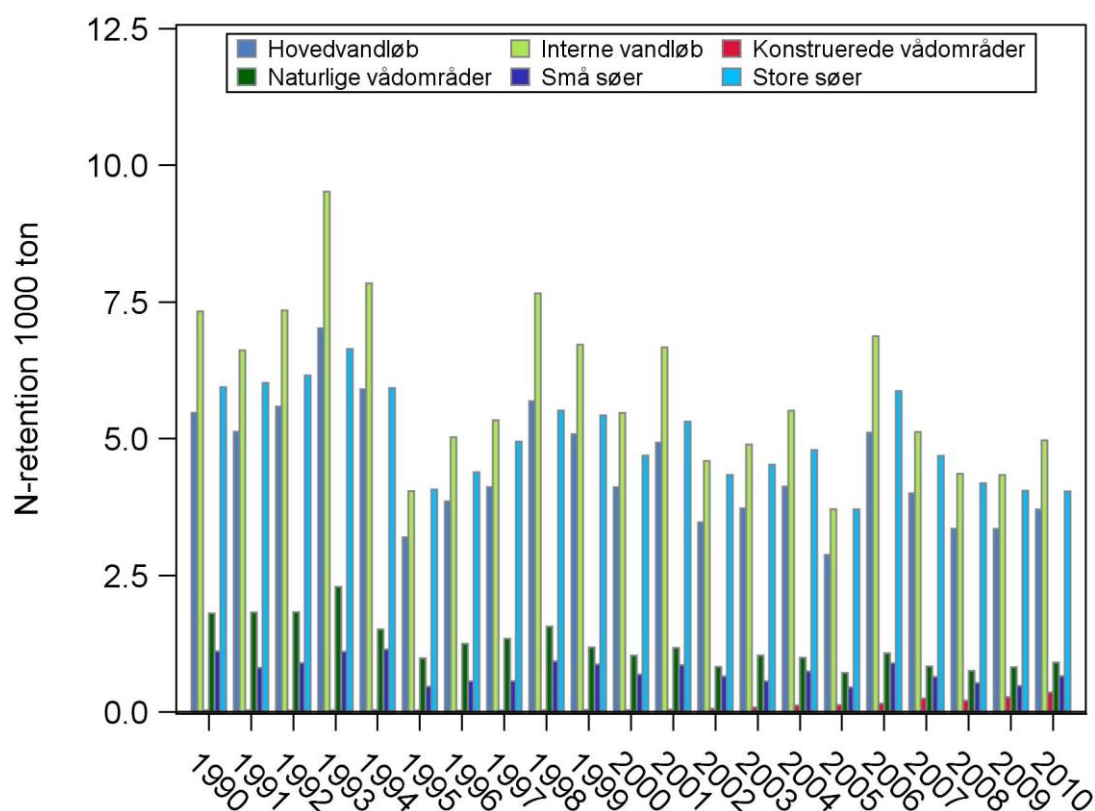
Den gennemsnitlige udvaskning er opgjort til 191.600 t N/år (agrohydrologisk år 1. april til 31. marts). Heraf beregner modellen en retention på 125.100 tons i grundvand. Den del af udvaskningen, der ikke herved er fjernet (66.500 t N/år), tilføres overfladevand (vandløb, søer). Yderligere tilførsler af kvælstof til overfladevand udgøres af organisk N, spildevand fra punktkilder samt et – mindre betydende – atmosfærisk nedfald direkte på søoverfladearealet. Den samlede gennemsnitlige tilførsel til overfladevand modelleres hermed til 81.400 tons N/år. Af dette beregner modellen en fjernelse på 17.400 tons N i overfladevandet. Tilbage bliver 64.000 tons N, der som gennemsnit er strømmet til kystvandene med vandløb. Tillægges spildevand direkte til kystvandene (4.600 tons N/år), estimeres en samlet tilførsel på 68.600 tons N/år (69.000 tons N/år). Denne tilførsel er lidt mindre (ca. 6%) end tilførslen opgjort i forbindelse med det nationale overvågningsprogram, hvor gennemsnittet for 1990-2010 er estimeret til ca. 73.000 tons N/år (72.600 tons N/år) (Thodsen et al., 2019). Forskellen skyldes forskelle i modellerings- og opgørelsesmetoder.

**Tabel 18.** Nøgletal for kvælstofmodellens beregnede kvælstoftransporter (gennemsnit for 1990-2010). Tallene er baseret på en modelkørsel for hele landets areal.

<b>Gennemsnit for 1990-2010</b>		1000 ton
<b>Udvaskning fra rodzonen</b>		<b>191,6</b>
Grundvands retention og terrænnære processer	125,1	
<b>Samlet fjernelse i grundvand og terrænnære processer</b>	<b>125,1</b>	<b>125,1</b>
<b>Grundvand til overfladevand</b>		<b>66,5</b>
<b>Øvrig tilførsel til overfladevand</b>		
Organisk N		9,1
Atmosfære		0,8
Punktkilder (inkl. spredt bebyggelse)		5,1
<b>Samlet tilførsel til overfladevand</b>		<b>81,4</b>
<b>Retention i overfladevand</b>		
Små søer	0,7	
Store søer	5,0	
Konstruerede vådområder	0,1	
Naturlige vådområder	1,2	
Små vandløb	5,9	
Store vandløb	4,5	
<b>Samlet retention i overfladevand</b>	<b>17,4</b>	<b>17,4</b>
N-tilførsel med vandløb til kystvand		64,0
Punktkilder (direkte til kystvand)	4,6	4,6
<b>Samlet tilførsel til kystvande</b>		<b>68,6</b>

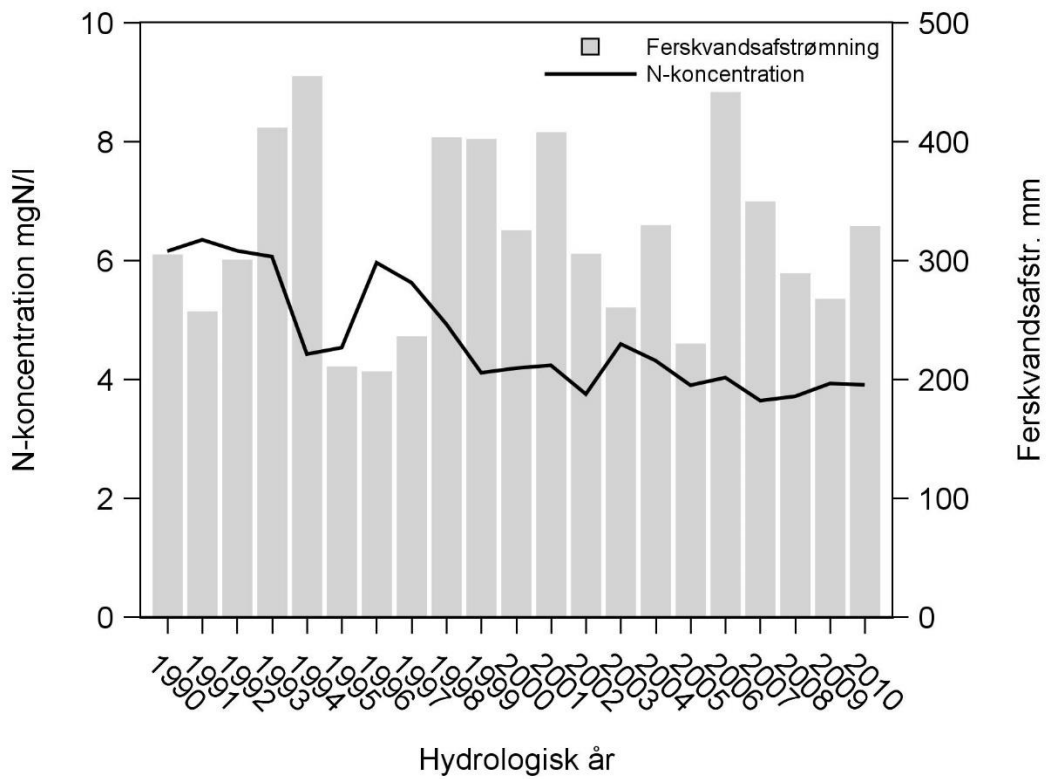
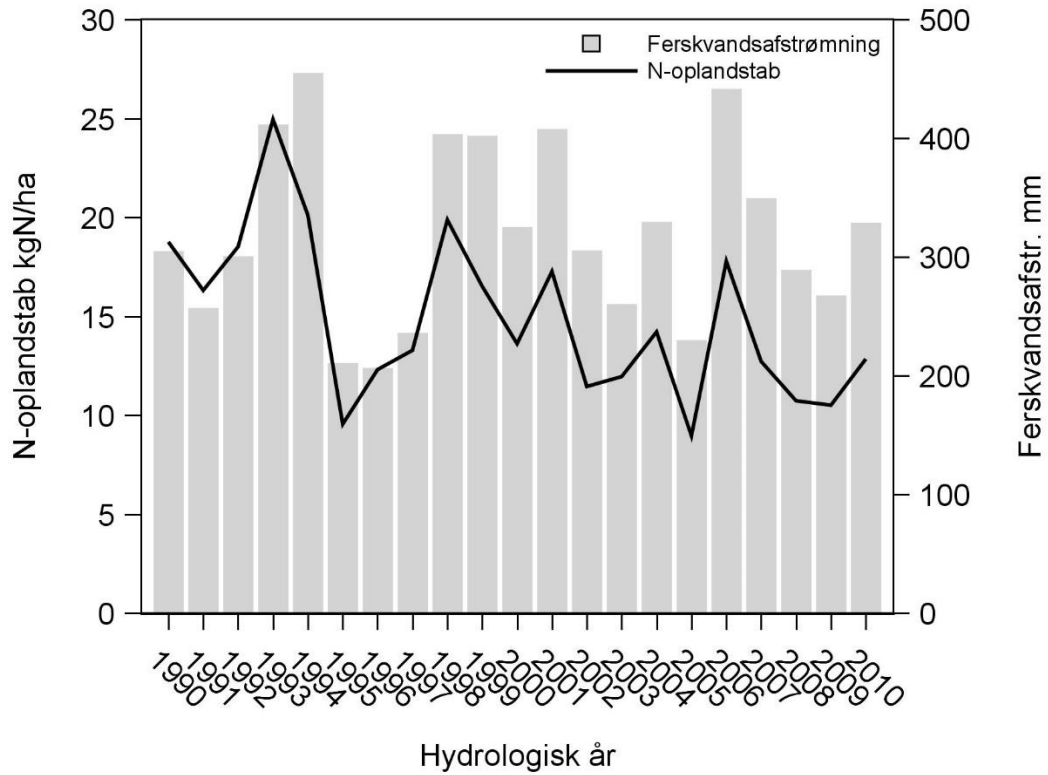
Kvælstoftransport og -retention varierer fra år til år. I Figur 45 er vist, hvorledes den beregnede kvælstofretention i overfladevand har udviklet sig gennem perioden. Størst kvælstofretention i vandløb og søer ses i starten af perioden (i ton N/år), fordi der her er størst kvælstofudvaskning og dermed størst tilførsel af kvælstof til overfladevandet, hvorved der er en større kvælstofmængde til rådighed for retentionsprocesserne. Variationer i vandafstrømningen har også betydning. I fx 1996 og 1997 var ferskvandsafstrømningen lav (Figur 46), hvilket er medvirkende til en reduceret kvælstoftilførsel til overfladevand og en lav kvælstofretention i overfladevand (i absolutte tal).

Gennem perioden ses et generelt fald i kvælstofretentionen i vandløb, naturlige vådområder og små søer, fordi kvælstofudvaskning fra dyrkede arealer mindskes, og tilgængeligheden af kvælstof derfor falder. Kvælstofretentionen i de konstruerede vådområder øges gradvist, fordi flere områder restaureres, og det samlede areal af disse områder stiger (jf. tabel 10). Antallet og arealet af store søer øges også igennem perioden, men tilførslen af kvælstof falder mere end dette, hvilket resulterer i, at retentionen i store søer falder igennem perioden (Figur 45). Kvælstofretentionen i store søer ses at være modelleret til at være det mest betydende retentionsmiljø i overfladevandssystemet.



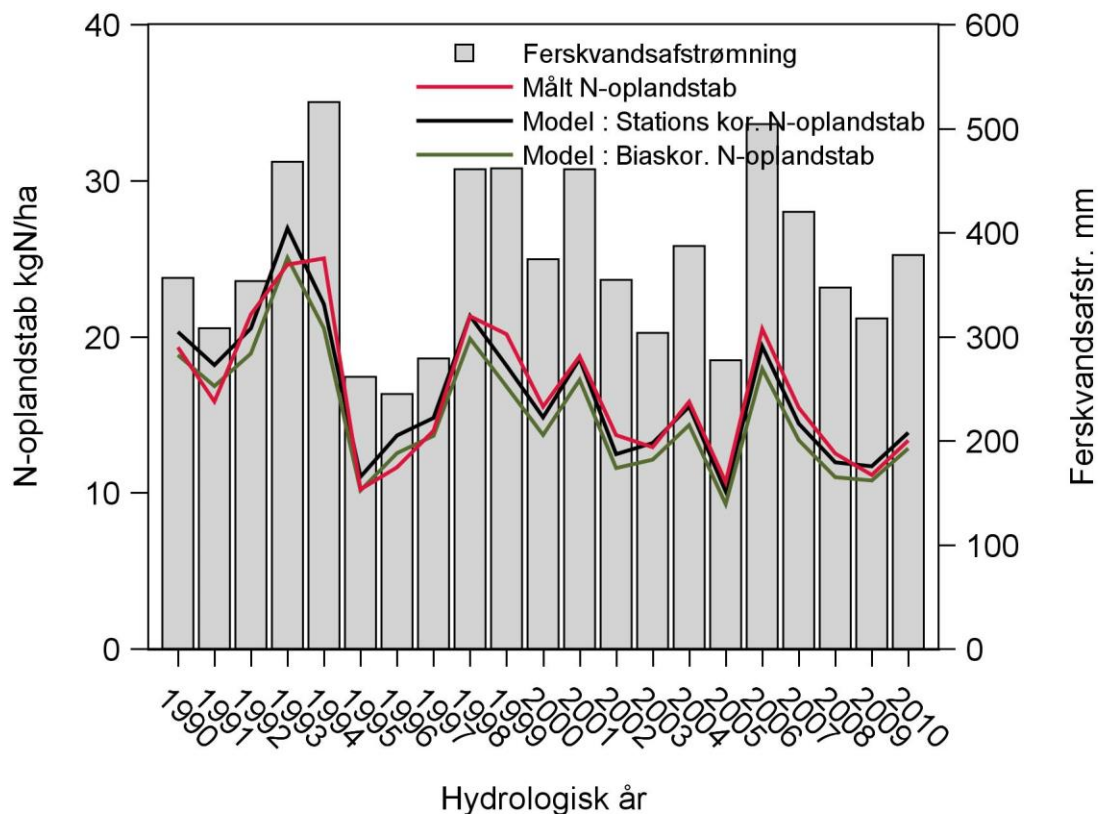
**Figur 45** Udvikling i modelleret kvælstofretention i hovedvandløb og interne vandløb, i store og små søer samt i naturlige og konstruerede vådområder (interne vandløb = små vandløb; Hovedvandløb = store vandløb)

De modellerede kvælstoftilførsler svinger gennem perioden i takt med ferskvandsafstrømningen (Figur 46, øverst). Generelt falder tilførslerne gennem perioden, - mest tydeligt fremgår dette fald i kvælstof måske af udviklingen i de vandføringsvægtede koncentrationer (Figur 46, nederst).



**Figur 46.** Udvikling i modelleret ferskvandsafstrømning og kvælstoftilførsel til kystvande 1990-2010 (øverst) samt udvikling i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i den samlede afstrømmende ferskvandsmængde til kystvandene (nederst).

For det fuldt målte opland (104 kystnære vandløbsmålestationer), der anvendes i opgørelserne af kvælstoftilførslen til kystvande, giver den modellerede kvælstoftransport generelt en god beskrivelse af den årlige transport samt variationerne heri, Figur 47. Den modellerede transport for målt opland er i figuren vist både for den bias- og den stationskorrigerede model. Niveaue for den stationskorrigerede model følger den målte kvælstoftransport tæt. Den bias korrigerede modellerede transport ligger generelt lidt lavere end den observerede transport.



**Figur 47.** Årlige kvælstoftransporter fra målt opland (104 kystnære stationer med fuld måletids-serie 1990-2010) og hhv. modelleret med den bias- og den stationskorrigerede model.

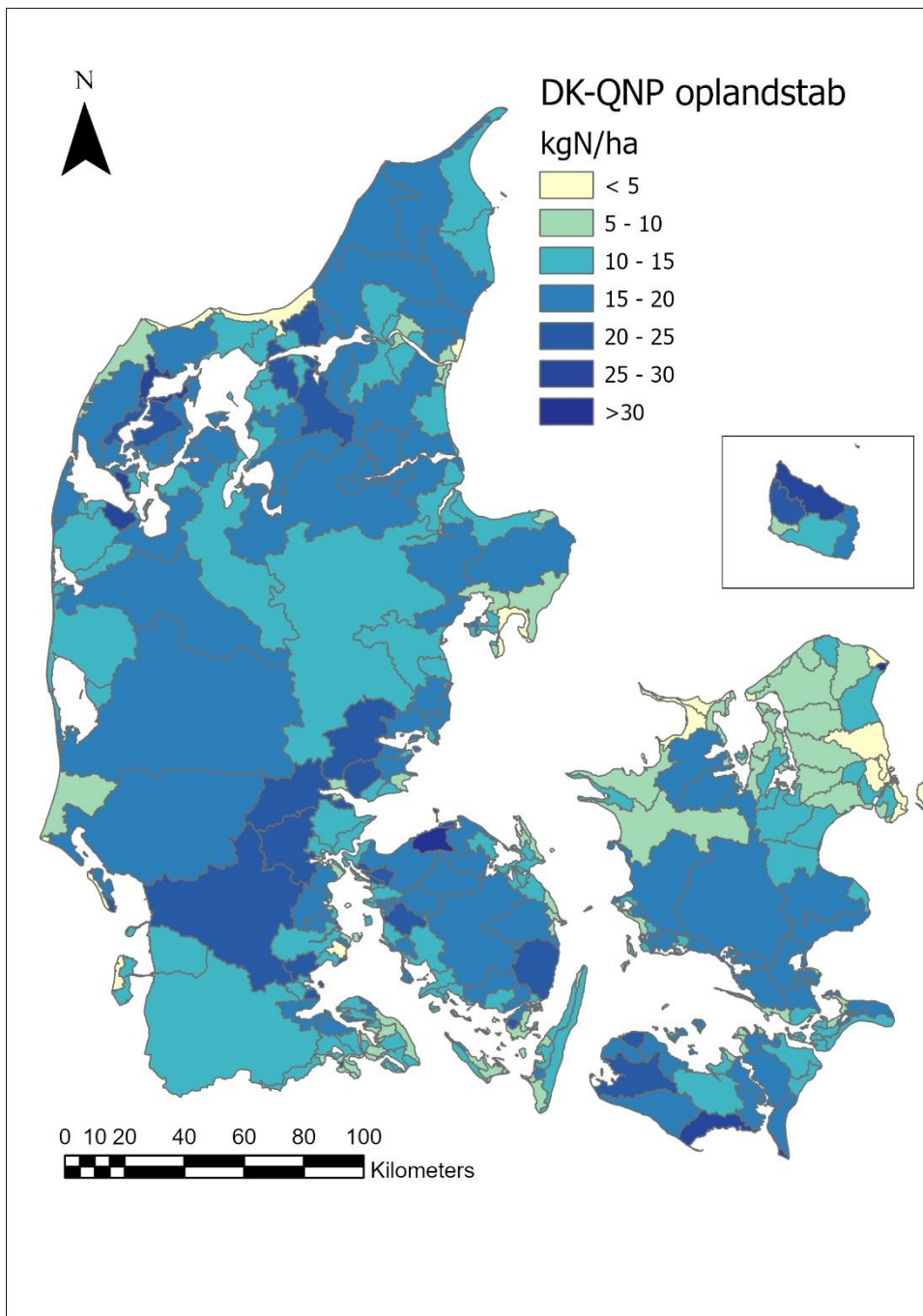
For alle de indgående vandløbsstationer er måle- og modeldata samplottet (Bilag 6.1.1).

## 6.2 Sammenligning til DK-QNP

I dette afsnit sammenlignes kvælstofoplandstabet modelleret med kvælstofmodellen (korri-geret) med kvælstofoplandstabet opgjort med DK-QNP-metoden, som anvendes til den år-lige NOVANA-rapportering for perioden 1990-2010 på farvand 4 geografisk niveau (hydrolo-giske år) (Thodsen et al., 2019; Windolf et al., 2011).

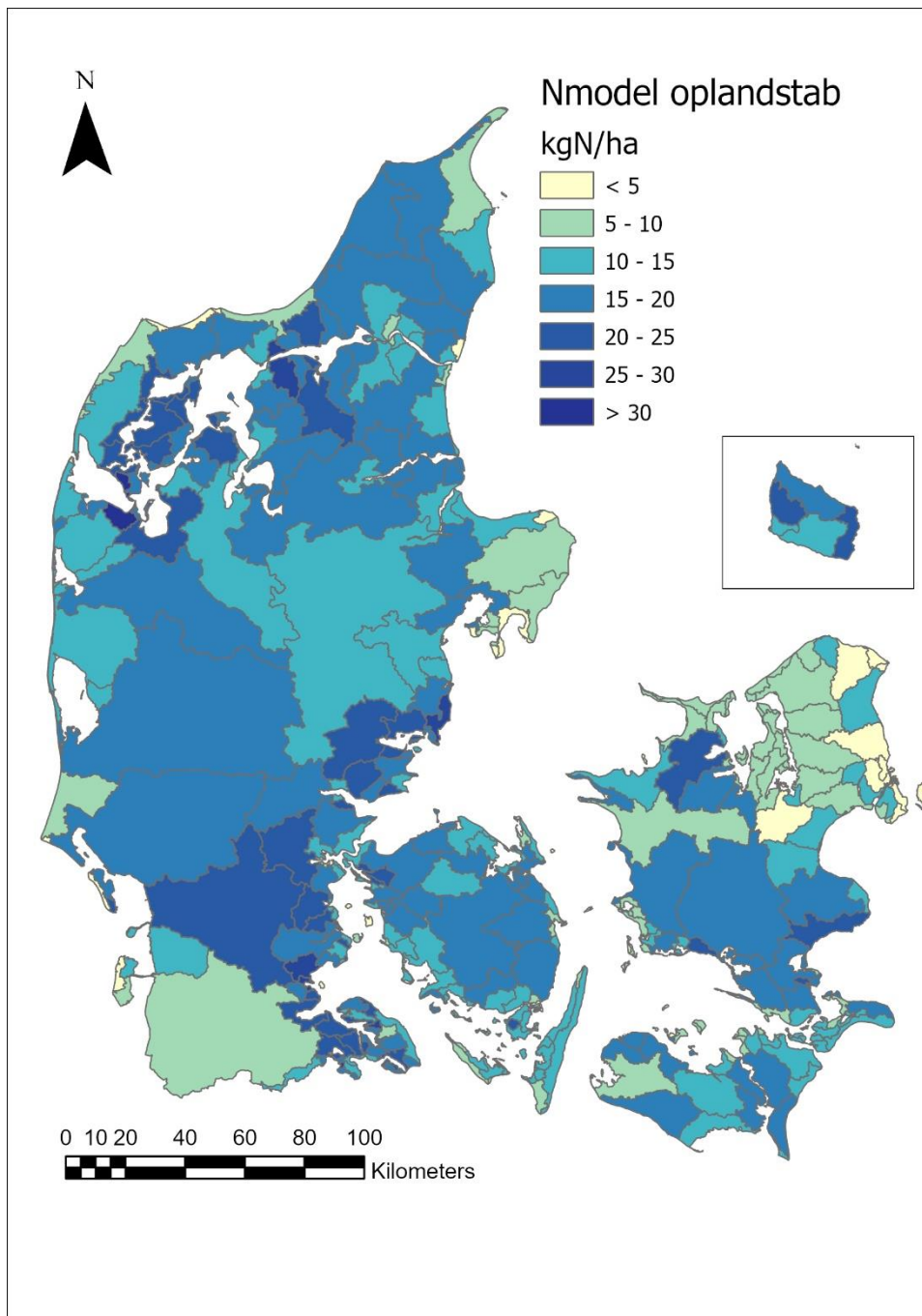
I Figur 48 ses det middelårslige oplandstab opgjort med DK-QNP metoden.





**Figur 48.** Middel årligt oplandstab af kvælstof for perioden 1990-2010 (hydrologiske år) opgjort med DK-QNP metoden (Thodsen et al., 2019).

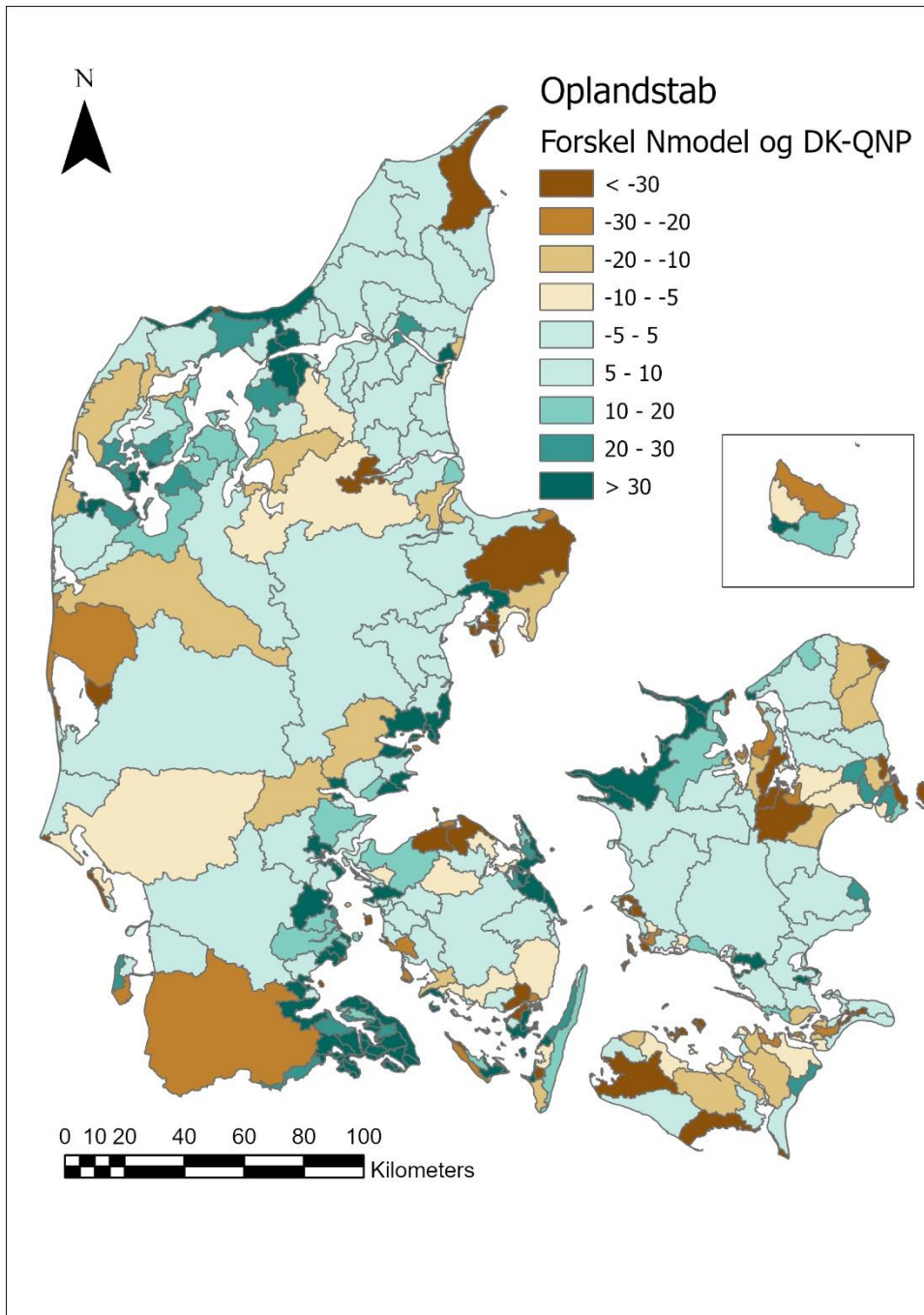
På Figur 49 vises middelårliget oplandstab modelleret med kvælstofmodellen (korrigeret).



**Figur 49.** Middel årligt oplandstab af kvælstof for perioden 1990-2010 (hydrologiske år) modelleret med kvælstofmodellen (korrigeret).

I Figur 50 ses den procentuelle forskel på oplandstabet af kvælstof imellem de to opgørelser. Der ses generelt en god overensstemmelse imellem de to opgørelser for store dele af landet. De største afvigelser ses fortrinsvis i mindre kystnære umålte oplande og oplande med en lille andel af målt opland. Men også oplandet til Lister dyb, nordlige del af Ringkøbing fjord Nakskov fjord og indre del af Roskilde fjord (Kattinge vig) har forholdsvis store procentvise forskelle, selv om væsentlige dele af disse oplande er målte. Forskellene skyldes forskelle i

modellerings- og opgørelsesmetoder, herunder biaskorrektion metode. En middelstor absolut forskel imellem de to metoder vil give en større procentvis afvigelse for oplande med et lille oplandstab end for oplande med et stort oplandstab. Flere af de nævnte oplande med forholdsvis store procentvise forskelle har relativt små oplandstab.



**Figur 50.** Procentuel forskel i oplandskvælstofstab imellem kvælstofmodellen (NKM) og DK-QNP-metoden (negativ værdi DK-QNP > NKM) på farvand 4 geografisk niveau for perioden 1990 – 2010.

## 6.3 Retentionskort

Ved anvendelse af den nationale kvælstofmodel er der etableret nationale kort over kvælstofretentionen, dvs. omsætning eller tilbageholdelse af kvælstof under transport fra rodzonen til kysten. Kortene viser den procentuelle omsætning kvælstof og er opgjort for hhv. grundvand, overfladevand og den samlede transport fra rodzonen til kysten. Kvælstofretention vil variere fra år til år dels pga. af de aktuelle klimatiske forhold, men i særdeleshed fordi der gennem perioden er etableret søer og vådområder. Til etablering af de nationale kort er retentionsprocenterne beregnet på basis af den samlede mængde kvælstof, der er blevet reduceret, i forhold til den samlede tilførte mængde for hele perioden 1990-2010. Ved anvendelse af hele perioden udlignes effekten af klimatiske år til år variationer, og der opnås et estimat for en "gennemsnitlig" kvælstofretention. I beregningerne er der indregnet kvælstofomsætningen i alle de vådområder og søer, der eksisterede i 2018, også selvom de først blev etableret i løbet af perioden 1990-2018. Dette er gjort for at beregne en gennemsnitlig retention, der reflekterer de nutidige (2018) fysiske forhold mht. søer og vådområder.

Kvælstofmodellen er opstillet for hele landet med undtagelse af enkelte øer. For disse er den samlede retentionsprocent fra rodzone til kysten estimeret som middel for de umålte oplande i den øvrige del af landet.

Estimaterne for de samlede nationale retentionsprocenter, bestemt som et arealvægtet middel for oplande indeholdt i kvælstofmodellen, er angivet i Tabel 19, hvor der er sammenlignet med retentionsprocenter bestemt med den første version af kvælstofmodellen (Højberg, et al., 2015a). Som der fremgår, afviger den samlede retention kun med et enkelt procentpoint for de to modelversioner. For retentionen i hhv. grundvand og overfladevand er der sket en mindre forskydning, hvor grundvandsretentionen i den opdaterede version er 4 procentpoint højere, mens retentionen i overfladevandet tilsvarende er faldet 4 procentpoint. Denne ændring skyldes bl.a. kalibreringen af overfladevandsretentionen, der resulterede i en nedjustering for de fleste typer af overfladevand (interne vandløb, hoved vandløb samt store søer og søer i kæde).

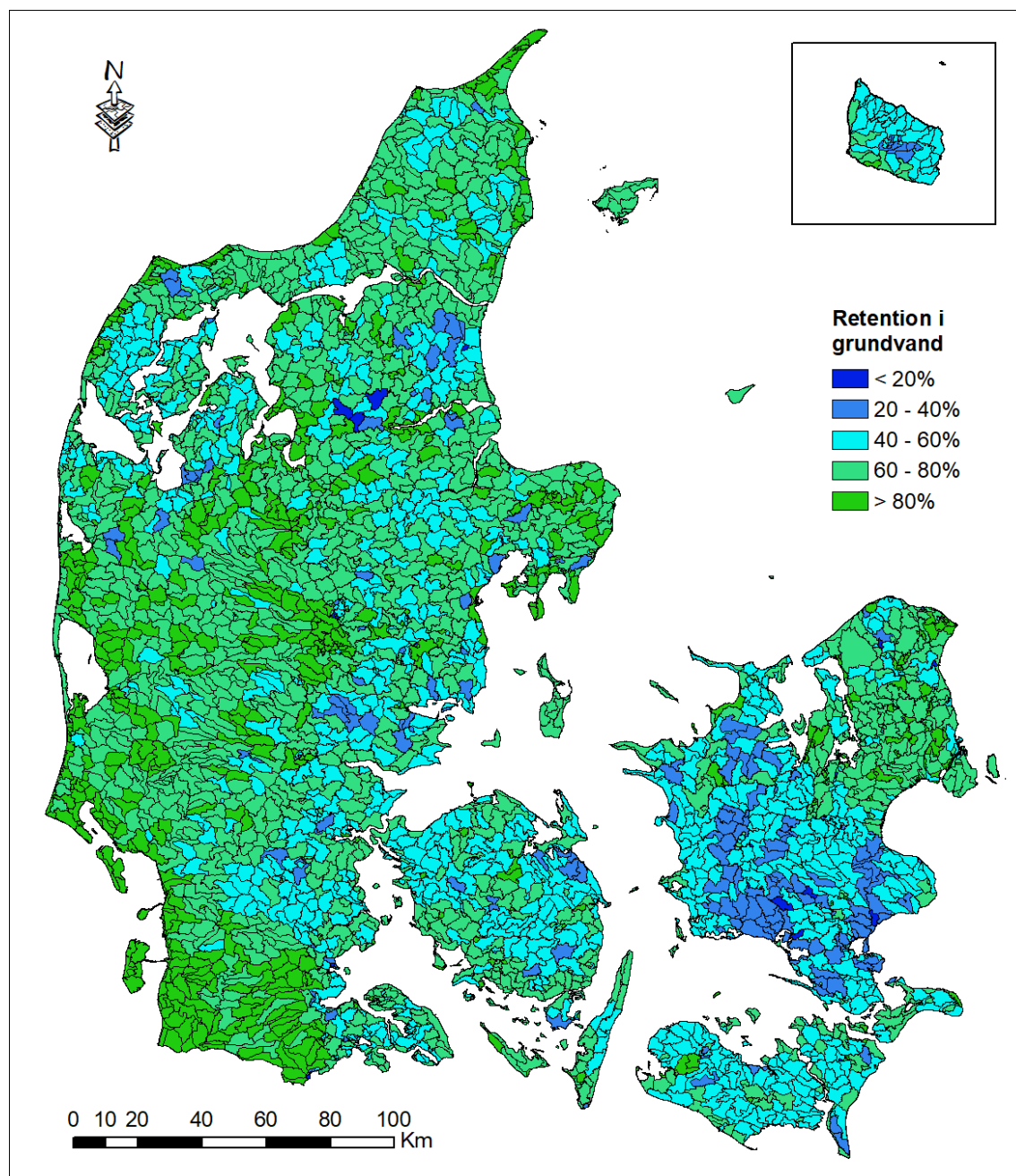
**Tabel 19.** Arealvægtede retentionsprocenter bestemt for version 2015 og opdaterede version af kvælstofmodel.

	<b>Grundvand</b>	<b>Overfladevand</b>	<b>Samlet</b>
V2015	61	27	71
V2020	65	23	72

### 6.3.1 Retention i grundvand

Retentionskortet for grundvand, Figur 51, viser den samlede retention af kvælstof fra det udvaskes fra rodzonen, og til det når frem til overfladevandssystemet. Retentionsprocenter angiver, hvor mange procent af det kvælstof, der udvaskes fra et ID15-opland, som bliver reduceret (omsat), inden det når frem til overfladevandssystemet. Der tages ikke hensyn til, hvor i undergrunden reduktionen finder sted, dvs. om det sker under transport til overfladevandet inden for det samme ID15-opland, eller om reduktionen sker under transport til overfladevandssystemet i et nabo ID15-opland.

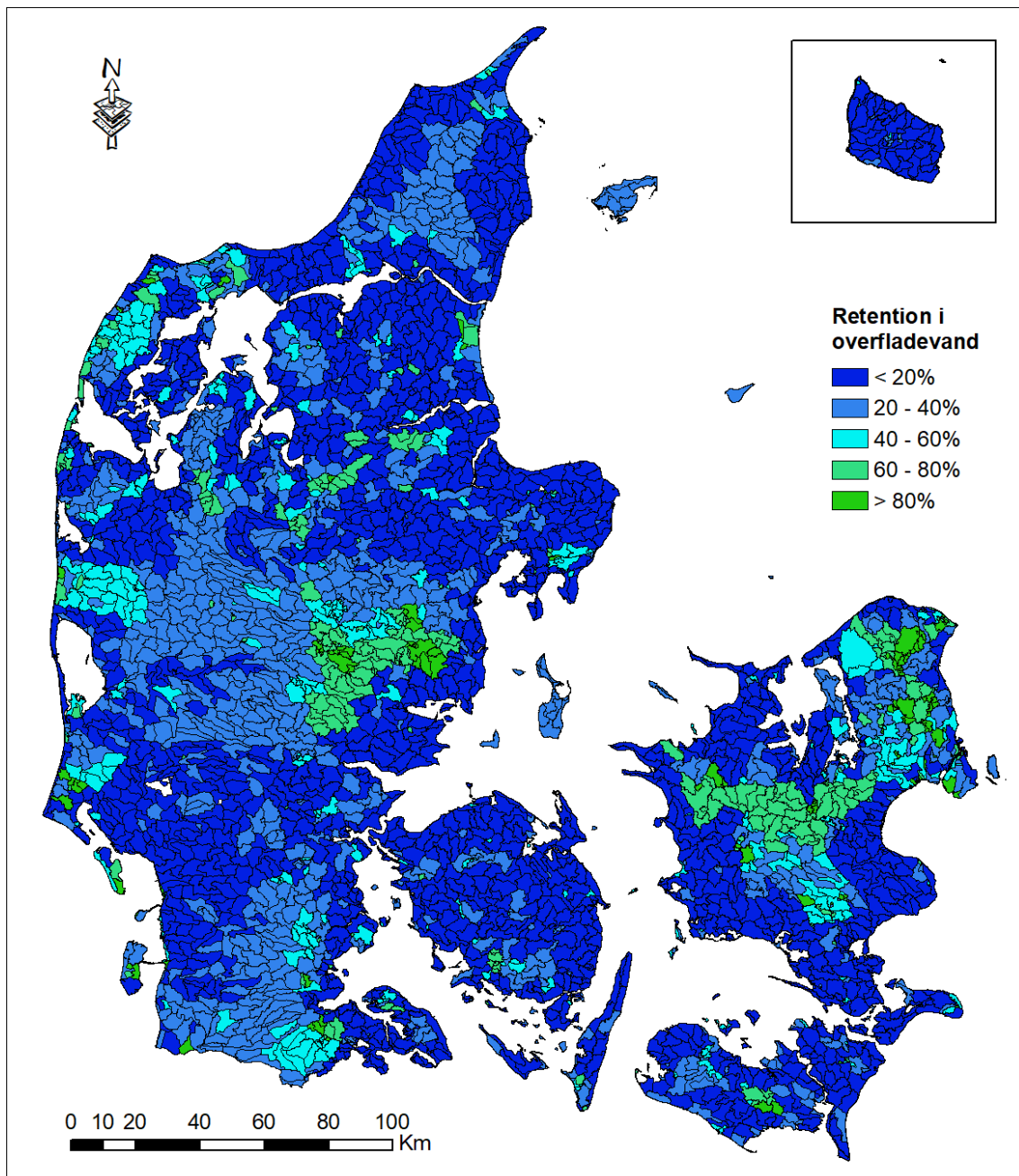
Kvælstof omsættes under iltfrie (reducerende) forhold, men transporteres med grundvandet i de dele af undergrunden, hvor der er ilt til stede (oxiderende forhold). De oxiderende forhold eksisterer primært i de øvre dele af grundvandsmagasinet, hvor de topografiske forhold har stor betydning for grundvandstrømningen. Da ID15-oplandene er afgrænset ved topografiske oplande, vil den overvejende del af det kvælstof, der udvaskes fra rodzonen og ikke bliver omsat i undergrunden, ende i overfladevandssystemet inden for det samme ID15-oplande.



**Figur 51.** Procentuel omsætning af kvælstof i grundvand opgjort for ID15-oplande. For øer, der ikke indgår i modelopstillingen (Figur 19), er der anvendt et middel for umålte oplande i den øvrige del af landet.

### 6.3.2 Retention i overfladevand

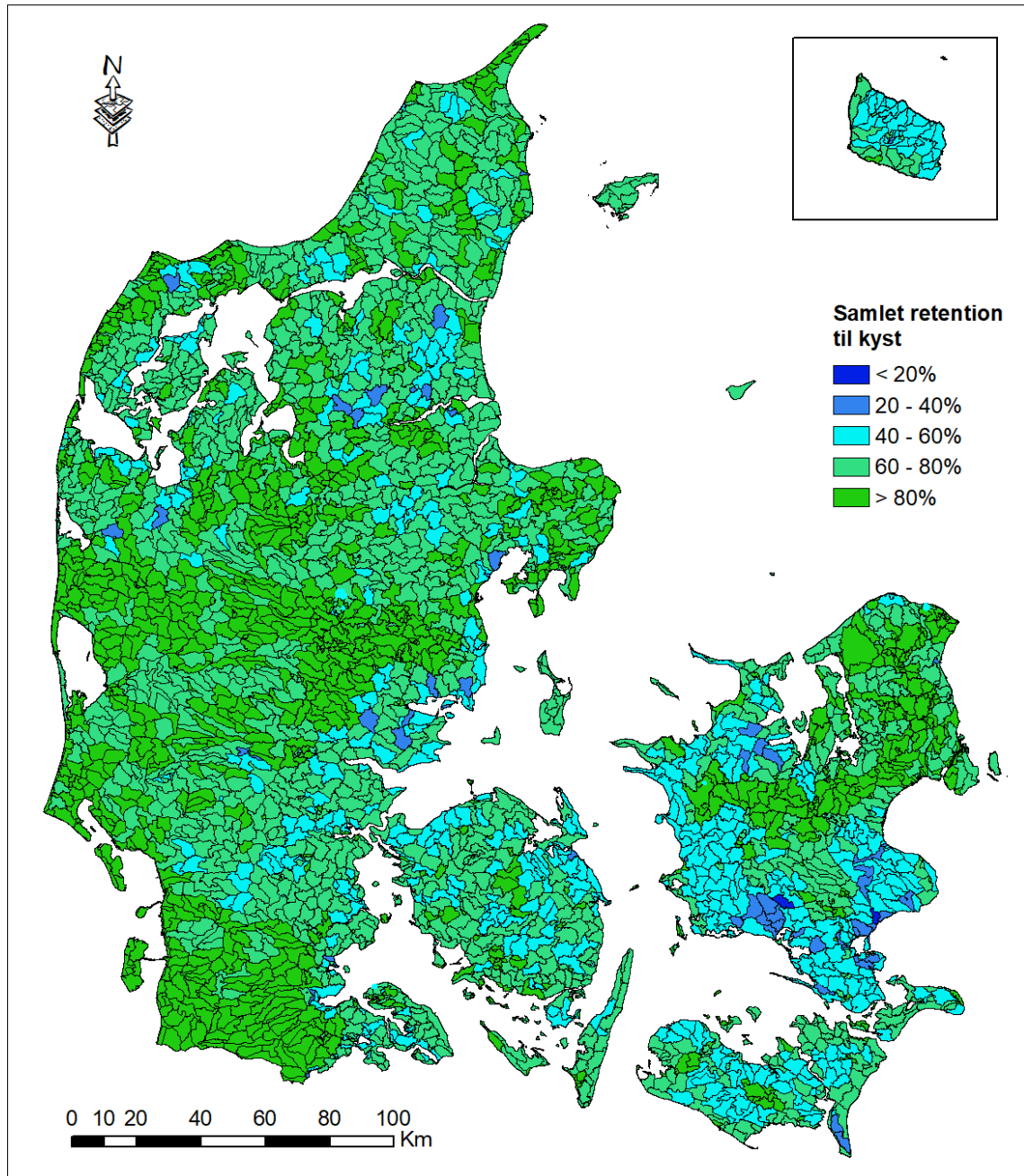
For overfladevandet viser retentionskortet, Figur 52, hvor stor en procentdel af det kvælstof, som kommer til overfladevandet inden for et ID15-opland, der bliver omsat eller tilbageholdt i vandløb, vådområder og søer, inden det transporteres til kystvandene. I denne beregning er der taget hensyn til den kumulerede effekt af retentionen ned igennem vandløbssystemet, dvs. kvælstof, der ledes til et ID15-opland opstrøms i vandløbssystemet, vil undergå en retention i vandløb samt eventuelle vådområder og søer i nedstrøms ID15-oplande.



**Figur 52.** Den samlede procentuelle retention af kvælstof i overfladevandssystemet fra ID15-oplandet til det når kysten/havet. For øer, der ikke indgår i modelopstillingen (Figur 19), er der anvendt et middel for umålte oplande i den øvrige del af landet.

### 6.3.3 Samlet retention fra rodzone til kyst

Retentionskortet for den samlede kvælstofretention gengiver den procentvise omsætning af kvælstof fra rodzonen til et kystafsnit, Figur 53. Da kvælstoftransporten i grundvandet ikke er begrænset af de topografiske oplandsgrænser, vil en mindre del kunne transporteres på tværs af vand- eller kystoplande. Andelen af oxideret vand, der krydser disse grænser, vil dog forventeligt være af underordnet betydning på kystoplandsniveau.

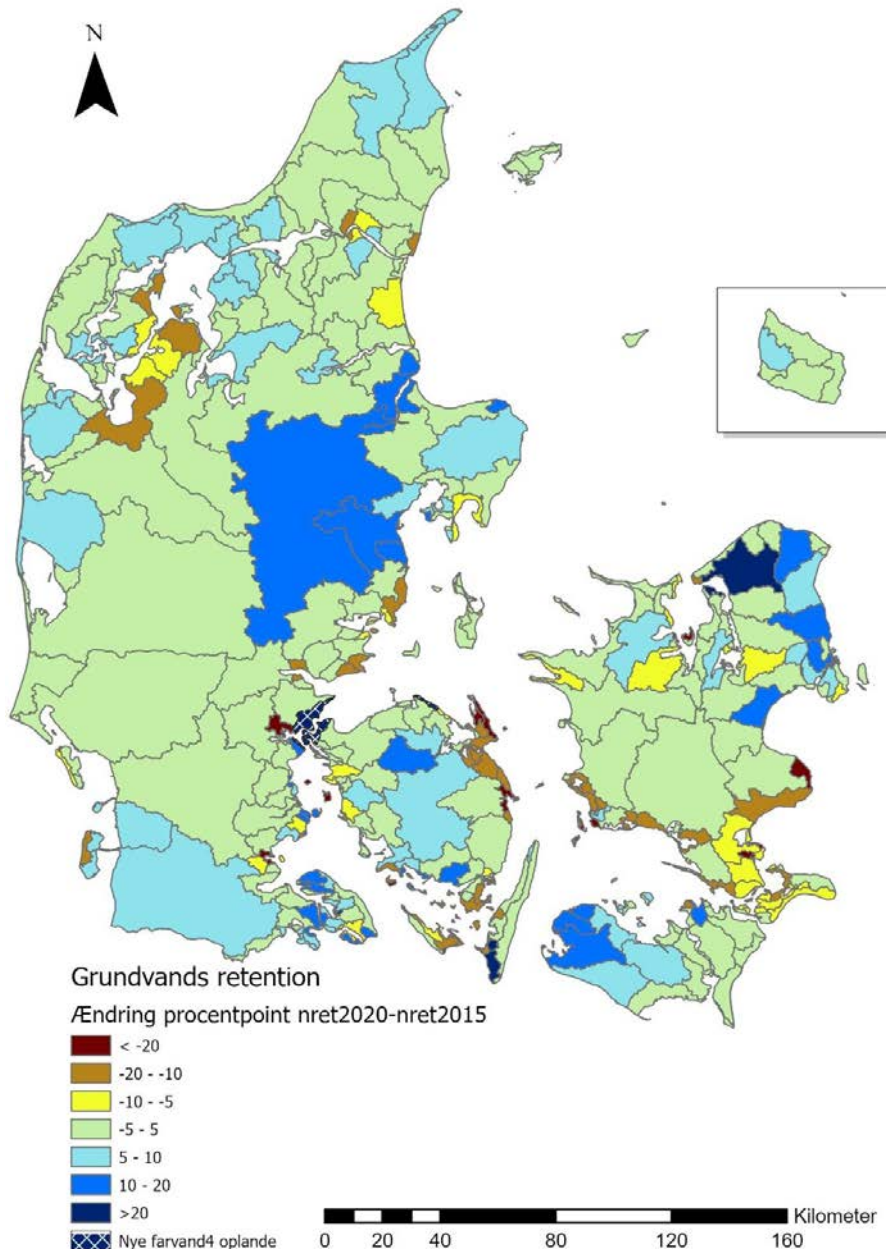


**Figur 53.** Samlede procentuelle retention fra rodzonen til kyst. For øer, der ikke indgår i modelopstillingen (Figur 19), er der anvendt et middel for umålte oplande i den øvrige del af landet.

## 6.4 Sammenligning til National Kvælstofmodel version 2015

De modellerede ændringer i kvælstofretentionen i hhv. grundvand, overflade vand og samlet kvælstofretention imellem den nærværende version (NKM<sub>2020</sub>) og daværende version (NKM<sub>2015</sub>) på farvand 4 geografisk skala er præsenteret herunder.

### 6.4.1 Sammenligning med NKM2015 for kvælstofretention i grundvand



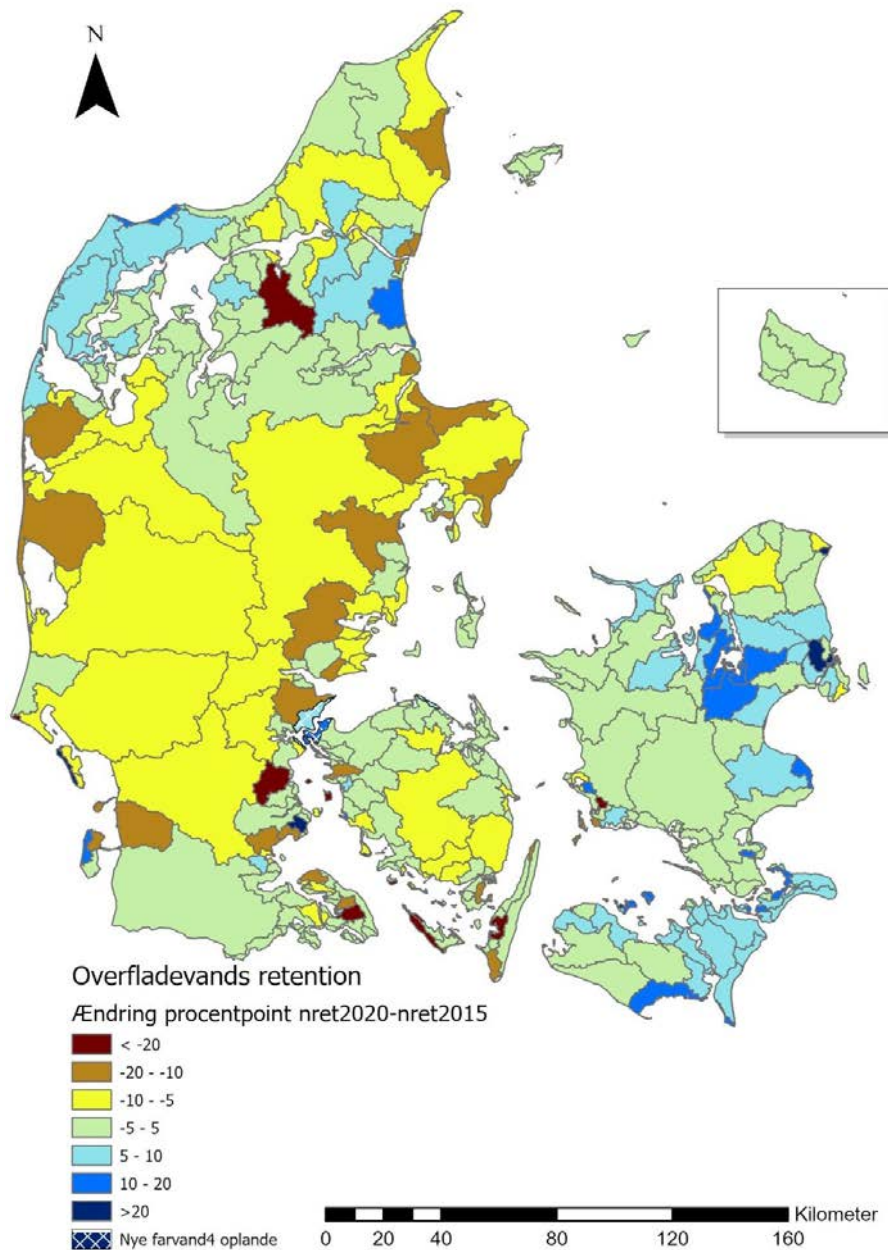
**Figur 54** Forskel i modelleret grundvandskvælstofretention mellem NKM2015 and NKM2020, på farvand 4 geografisk skala.

Det fremgår af Figur 54 at grundvandsretentionen i hovedparten af landet er ændret mindre end 5 procent point. Grundvandsretentionen er steget regionalt specielt, Gudenå oplandet, Oplande langs Øresund og på Vest Lolland, fald ses på Sydsjælland og i Salling.



## 6.4.2 Sammenligning med NKM2015 for kvælstofretention i overfladevand

Ændringen i overfladevandsretention imellem NKM2015 og NKM2020 fremgår af Figur 55.

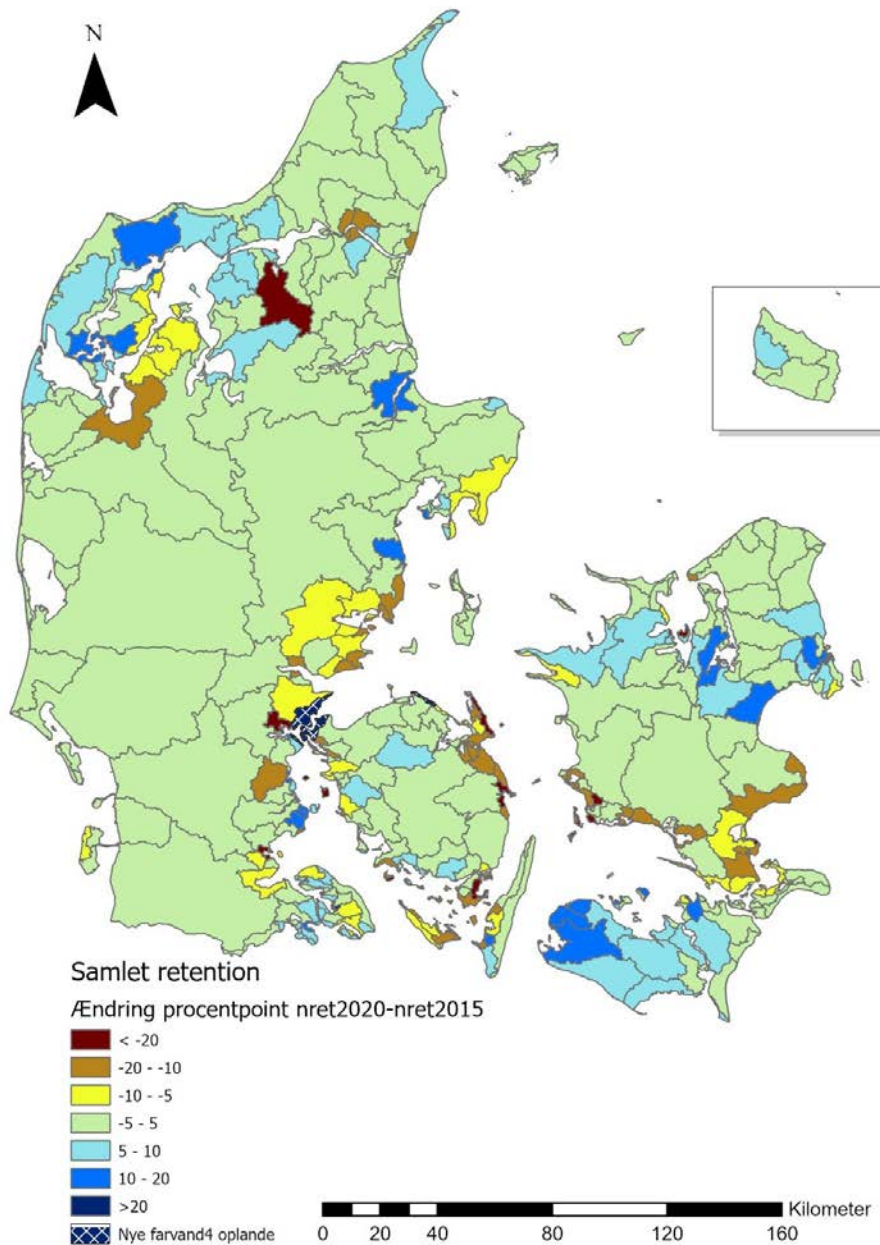


**Figur 55** Forskel i modelleret overfladevandskvælstofretention mellem NKM2015 and NKM2020, på farvand 4 geografisk skala.

Det ses at kvælstofretentionen er næsten uændret i store dele af landet. I store dele af Jylland og Fyn ses der en lavere overfladeretention mens der i Thy, Østhimmerland og Østsjælland samt Falster ses større overfladeretention. I oplandet til Halkær bredning i Himmerland er der rettet en fejl fra NKM2015 og for Hejlsnor mellem Kolding og Haderslev er dette område overgået fra at være en sø til at være et marint område, derfor er sø-retentionen i disse farvand 4 områder reduceret markant.

### 6.4.3 Sammenligning med NKM2015 for samlet kvælstofretention

Forskellen i den samlede kvælstofretention imellem NKM2015 og NKM2020 ses af Figur 56. For langt den største del af landet ses forskellen at ligge imellem  $\pm 5\%$ . Der ses generelt højere kvælstofretention i Nordvestjylland, Lolland og dele af Sjælland. Der ses lavere kvælstofretention i Salling, dele af Østjylland og Sydsjælland.



**Figur 56** Forskel i modelleret samlet kvælstofretention mellem NKM2015 and NKM2020, på farvand 4 geografisk skala.

## 7. Vurdering af modellen

Opdateringen af kvælstofmodellen har sikret, at modellen er baseret på de nyeste delmodeller, der igen er baseret på nyeste viden og datagrundlag. I forhold til den tidligere kvælstofmodel har dette også resulteret i nogle forbedringer i forhold til beskrivelse af N-transporten. I den tidligere modelversion blev det fx fundet nødvendigt at anvende en konceptuel terrænnær retention til beskrivelse af en N-omsætning på en så lille rummelig skala, at den ikke kan repræsenteres direkte i modellen. Anvendelse af de opdaterede modeller, indbygning af en øvre redoxgrænse samt separat håndtering af dræn og grundvandsstrømning resulterede i en bedre rumlig beskrivelse af kvælstofretentionen, der har gjort det tidligere anvendte konceptuelle lag unødvendig.

Det opdaterede modelkoncept for opsplitning af dræn- og grundvandsstrømning vurderes at bidrage med forbedret beskrivelse af dræn og grundvandsstrømning. Desuden giver konceptet mulighed for at vurdere de to bidrag separat og ikke som en samlet størrelse. Dette er specielt væsentligt i forbindelse med en efterfølgende vurdering af effekten af forskellig type N-virkemidler, som fx drænvirkemidler. Endelig giver metoden mulighed for at associere en reduktion til drænandel, hvilket er særlig relevant i tilfælde, hvor dræn afskæres i skræntfoden ved lavbundsarealer/vådområder, hvor der efterfølgende kan ske en stor omsætning. Data om afskæring af dræn er dog ikke nationalt tilgængelig og derfor ikke inkluderet i den opdaterede kvælstofmodel.

Modellen er kalibreret mod observerede årlige N-transporter fra vandløbsstationer. Der er benyttet en national tilgang ved kalibrering af modellen, hvor den rumlige variation i transport og retention er bestemt af de naturgivne variationer, fx tætheden af vandløbsnetværket og de geologiske og geokemiske forhold i undergrunden. Denne tilgang har gjort det muligt at anvende modellen til at overføre viden fra målte til umålte oplande og herved estimere transporten og omsætningen af kvælstof i de umålte oplande, ligesom det er muligt at underindele de målte oplande til estimering af retentionen på mindre skala. Ved at sammenholde modelberegningerne med de observerede transportter har det endvidere været muligt at give et bud på usikkerheden på såvel den beregnede kvælstoftransport som retentionsprocenterne.

Med den nationale kalibrering opnås en model, der giver den bedste samlede beskrivelse af de målte N-transporter i vandløbene. Modellen vil imidlertid ikke kunne beskrive alle lokale/regionale variationer. Ved vurdering af usikkerheden er det søgt at kvantificere usikkerheden på modelresultaterne, men enhver anvendelse af modellen bør bero på en konkret vurdering af modelresultaterne.

Ved opgørelse af den samlede belastning til havet bør måledata anvendes som første prioritet. Det er imidlertid ikke alle målestationer, der har en fuld tidsserie, og det kan derfor være nødvendigt at anvende modellen til huludfyldning eller forlængelse af tidserien. I kvælstofmodellen er der indbygget en rutine til en stationsspecifik korrektion af kvælstof-transporten. Korrektionen foretages ved korrektion af den beregnede retention og sikrer overensstemmelse mellem den samlede observerede og beregnede kvælstoftransport for den periode, hvor der eksisterer målinger ved stationen. Denne metode har for de fleste vandløb vist sig

meget effektiv i forhold til korrektion af de samlede kvælstoftransporter. For størstedelen af landet giver modellen ligeledes en god beskrivelse af år til år variationerne i kvælstoftransporten, men den ses at have problemer med at beskrive specielt de meget lave transporter, der observeres for nogle år. Dette er specielt relateret til transporterne på Sjælland samt Lolland, Falster og Møn.

For vandløbsstationer, hvor der i perioden med både måledata og simulerede værdier er en forskellig relativ udvikling i de målte og modellerede data, kan modellen ikke umiddelbart anvendes i den nuværende version til ekstrapolering eller huludfyldning af en ukomplet måletidsserie (specielt aktuelt for stationer i biasregion 10). Her vil det være nødvendigt med en videreudvikling af modellen, eksempelvis ved opdatering af den geologiske beskrivelse i DK-modellen, der er styrende for grundvandets strømningsveje og transporttider. Alternativt kan modelresultaterne suppleres med opretningsteknikker, der netop søger at tage højde for denne relative forskel i udviklingen. En sådan tilgang er indarbejdet i den model, der indtil nu er brugt i det nationale overvågningsprogram (Windolf et al., 2012).

På mindre skala (ID15 niveau eller mindre) er der stor rumlig variation i det observerede oplandstab, hvilket kun i mindre grad kan reproduceres med modellen. Det vurderes derfor, at modellen inden for de estimerede usikkerheder er anvendelig til beregning af kvælstoftransporten for de målte oplande samt aggregerede transporter fra umålte arealer over 50 km<sup>2</sup>. Modellen vurderes derimod ikke anvendelig til estimering af absolutte kvælstoftransporter på mindre skala.

Med modellen kan der beregnes en samlet kvælstofretention på basis af kvælstoftilførsel og omsætning for en specifik periode. Ved anvendelse af en lang periode opnås et estimat for en "middel" retention, der er robust i forhold til klimatiske år til år variationer. For de beregnede retentionsprocenter er der estimeret et tilnærmelsesvis 95% konfidensinterval, hvilket betyder, at den sande retentionsprocent med 95% sandsynlighed vil ligge inden for intervallet. I områder med væsentlig forskel i observeret og beregnet udvikling i kvælstoftransporter vil den estimerede usikkerhed på retentionen imidlertid ikke være dækkende. Den samlede usikkerhed på målte oplande vil dog altid være lille for hele perioden 1990-2010 samlet set pga. den stationsspecifikke korrektion. Den faktiske usikkerhed på modellens beregninger for umålte oplande kan kun endelig testes ved etablering af nye målinger i områder, der for nuværende er umålte.

Den samlede N-retention beregnes som forskellen mellem N-udvaskningen samt tilførsel af øvrige kilder og den observerede N-vandløbstransport. Ved sammenligning mellem observerede og simulerede transporter er det således muligt at få en vurdering af den samlede retention inden for et opland, under forudsætning af at de tilførte kilder er kendte. Den samlede retention er efterfølgende underinddelt i en grundvands- og overfladevandsretention. Denne opdeling er det imidlertid ikke muligt at teste med observationer. I forhold til den samlede retention er der derfor en ekstra usikkerhed forbundet ved estimering af disse retentionsprocenter. De vil samtidigt være indbyrdes afhængige. Underestimeres eksempelvis grundvandsretentionen inden for et målt opland, vil dette modvirkes af en overestimering af retentionen i overfladevandet, da den samlede retention skal være uændret.

Beregningsstørrelsen i kvælstofmodellen udgøres af ID15-oplande, der i middel har et areal på ca. 13 km<sup>2</sup>. Dette middel dækker dog over en væsentlig forskel og inkluderer oplande ned til få hektar. Da DK-modellens gridopløsning er 25 ha, vil beskrivelsen grundvandstransporten for disse små oplande være meget usikker. Retentionsprocenterne fra disse oplande bør derfor anvendes varsomt og ske ved en individuel vurdering for oplandet.

Retentionsprocenterne estimeret med modellen giver et estimat for den effektive middel retention inden for et ID15-opland, og usikkerheden er relateret til dette estimat. Usikkerheden giver derimod ikke informationer om variationen af retentionsprocenten inden for et ID15-opland. Kvælstofmodellen kan derfor ikke anvendes direkte til estimering af retentionen på mindre skala. Da beregningerne af dræn og grundvandstransport teknisk foregår på en mindre skala (500 m grid), vil det imidlertid være muligt at analysere de rumlige variationer med henblik på at identificere områder med hhv. lille og stor variation i grundvandsreduktionen. Ligeledes vil modellens separate håndtering af dræn og grundvandsbidragene give mulighed for analyse af de rumlige variationer heri, hvilket potentielt vil kunne udnyttes fremadrettet ved prioritering af fx drænvirkemidler. Denne analyse er dog ikke gennemført som del af nuværende opgave.

## 8. Referencer

- Abrahamsen, P. and Hansen S. (2000). Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling and Software*. 15, 313-330.
- Blicher-Mathiesen, G. (2011). Notat om status for N-udledning fra lavbundsarealer. Bidrag til diskussion af landbrugsarealers sårbarhed med hensyn til N-udledning til vandmiljøet. Workshop afholdt 13. december 2011 hos Videncenter for Landbrug. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Grant, R., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. (2013). Landovervågningsoplande 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 74. <http://dce2.au.dk/pub/SR74.pdf>
- Børgesen, C.D. & Heidmann, T. (2002). Landsberegning af kvælstofudvaskning fra landbruget med SKEP/Daisy og SIM IIIB modellerne. Danmarks Jordbrugsforskning. DJF rapport Markbrug nr. 62. <https://pure.au.dk/ws/files/458462/djfm62.pdf>
- Børgesen, C.D., Waagepetersen, J., Iversen, T.M., Grant, R., Jacobsen, B. & Elmholt, S. (2009). Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III – hoved og baggrundsnotater. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet og Danmarks Miljøundersøgelser. DJF rapport Markbrug nr. 142. 233s.
- Børgesen, C.D., Sørensen P., Blicher-Mathiesen G., Kristensen M.K., Pullens, J.W.M., Zhao J., Olesen J.E. (2019). NLES5 - An empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. Aarhus University, DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. 116 p. - DCA report No. 163. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1313>
- Børgesen, Christen Duus, Poul Nordemann Jensen, Gitte Blicher-Mathiesen og Kirsten Schelde (editors) (2013). Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr. 31, 153 s. Aarhus Universitet
- Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B., (2019): Atmosfærisk deposition 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 84s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 351. <http://dce2.au.dk/pub/SR351.pdf>
- Eriksen, J, Jensen P.N., Jacobsen, B.H. (Ed) (2014). Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. DCA rapport nr 52. <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1188>
- Ernstsen, V., Henriksen, H.J. and von Platen, F. (2001). Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen. Miljøstyrelsen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 24.
- Gundersen, P., Sevel, L., Christiansen, J.R., Vesterdal, L, Hansen, K. & Bastrup-Birk, A. (2009) Do indicators of nitrogen retention and leaching differ between coniferous and broadleaved forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 258, 1137-1146.
- Gyldenkerne, S. & Frederiksen P. (Red). (2015). The Danish SINKs project. Final report on the Danish monitoring project for Land Use, Land Use Change and Forestry under the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy,

- 111 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 155  
<http://dce2.au.dk/pub/SR155.pdf>
- Hoffmann, C.C., Dahl, M., Kamp-Nielsen, L. & Stryhn, H. (1993). Vand- og stofbalance i en natureng. Miljøprojekt nr. 231, 150 pp, Miljøstyrelsen.
- Hoffmann, C.C. (1998). Nutrient retention in wet meadows and fens. PhD thesis, University of Copenhagen, Freshwater Biological Institute, and National Environmental Research Institute, Department of streams and Riparian Areas, 134 pp.
- Hoffmann, C.C., Rysgaard, S. and Berg, P. (2000). Denitrification Rates Predicted by Nitrogen-15 Labeled Nitrate Microcosm Studies, In Situ Measurements, and Modeling. *J. Environ. Qual.* 29(6), 2020-2028.
- Højberg A.L., Windolf J., Børgesen C.D., Troldborg L., Tornbjerg H., Blicher-Mathiesen G., Kronvang B., Thodsen H. & Ernsten V. (2015a) National kvælstofmodel, Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metode rapport - Revideret udgave september 2015. GEUS, 111 s.
- Højberg A.L., Windolf J., Børgesen C.D., Troldborg L., Tornbjerg H., Blicher-Mathiesen G., Kronvang B., Thodsen H. & Ernsten V. (2015b) National kvælstofmodel, Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Bilag - Revideret udgave september 2015. GEUS, 402 s.
- Jensen, P.N. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Vinther, F.V., Børgesen, C.D., Schelde, K., Rubæk, G., Sørensen, P., Olesen, J.E., Knudsen, L. (2014). Fastsættelse af baseline 2021. Effektvurdering af planlagte virkemidler og ændrede betingelser for landbrugsproduktion i forhold til kvælstofudvaskning fra rodzonen for perioden 2013- 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 76 s. – Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 43 <http://dce2.au.dk/pub/TR43.pdf>
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, P.H. Møller & K. Sandby, (1998). Changes in nitrogen retention in shallow eutrophic lakes following a decline in density of cyprinids. - *Arch. Hydrobiol.* 142, 129- 151.
- Koch J., Stisen S., Refsgaard J.C., Ernsten V., Jakobsen P.R., Højberg A.L. (2019a) Modelling depth of the redox interface at high resolution at national scale using Random Forest and residual Gaussian simulation, *Water Resources. Research.*, <https://doi.org/10.1029/2018WR023939>
- Koch J., Stisen S., Refsgaard J.C., Ernsten V., Jakobsen P.R., Højberg A.L. (2019b) Nyt nationalt redoxkort i høj opløsning. In Tema: TReNDS. *Vand & Jord*, 26 (1)
- Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R. (2003) Genberegning af modellen N-LES. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning.
- Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., (2008). Reestimation and further development in the model N-LES to N-LES4. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. DJF rapport 139.
- Larsen, S.E., Windolf, J., Tornbjerg, H., Hoffmann, C.C., Søndergaard, M. & Blicher-Mathiesen. (2018). Genopretning af fejlbehæftede kvælstof- og fosforanalyser. Ferskvand. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 72 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 110 <http://dce2.au.dk/pub/TR110.pdf>

- Larsen (2018). Dokumentation for genopretning af TN og TP data fra perioden 2007-14. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 8 s. – Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi [https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater\\_2018/Dokumentation\\_genopretning\\_TN\\_TP.pdf](https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Dokumentation_genopretning_TN_TP.pdf)
- Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Søndergaard, M., Thodsen, H. & Blicher-Mathiesen, G. (2020). Forskelle i målt koncentration af totalkvælstof og totalfosfor i ferskvand ved at anvende de to oplukningsmetoder til organisk stof; autoklave- og UV-metode. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 53 s. – Fagligt notat nr. 2020|38 [https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet\\_2020/N2020\\_38.pdf](https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_38.pdf)
- Levin G, Iosub C-I, Rudbeck Jepsen M. (2017). Basemap02. In: Technical report from DCE, Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, pp: 68.
- Pedersen, E.F. (1985): Drænvandsundersøgelser på marsk- og dyb tørvejord 1971-84. Tidsskrift Planteavl 89: 319-329.
- Piil, K. & Knudsen, L. (2013). Drænvandsundersøgelsen 2012/13. VidenCenter for Landbrug s. 90.
- Seitzinger, S.P., Styles, R.V., Boyer, E.W., Alexander, R.B., Billen, G., Howarth, R.W., Mayer, B. & Breemen, N.V., (2002). Nitrogen retention in rivers: Model development and application to watersheds in the Northeastern U.S.A. Biogeochemistry 57/58: 199-237.
- Stisen S., Ondracek M., Troldborg L., Schneider, R.J.M., van Til M.J. (2019) National Vandressource Model. Modelopstilling og kalibrering af DK-model 2019. GEUS rapport 2019/31. <https://vandmodel.dk/publikationer>
- Svendsen, L.M. & Jung-Madsen, S. (red.) (2020). Homogenitetsbrud og potentielle fejl i nedbørsdata. Eksempler på konsekvenser for myndighedsbetjeningen. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. – Fagligt notat nr. 2020|51 [https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet\\_2020/N2020\\_51.pdf](https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_51.pdf)
- Thodsen, H., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Højbjerg, A.L., Stisen, S. & Troldborg, L. (2020). Betydning af sandsynligvis underestimeret nedbør på den beregnede tilførsel af vand, kvælstof og fosfor til havet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Teknisk rapport nr. 185 <http://dce2.au.dk/pub/TR185.pdf>
- Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rasmussen, J.J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Kjeldgaard, A. & Windolf, J. (2019). Vandløb 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport nr. 353 <http://dce2.au.dk/pub/SR353.pdf>
- Windolf, J., Jeppesen, E., Jensen, J.P. & Kristensen, P. (1996). Modelling of seasonal variation in nitrogen retention and in-lake concentration. A four-year mass balance study in 16 shallow Danish lakes. Biogeochemistry 33: 25-44.
- Windolf, J., Bøgestrand, J. & Kjeldgaard, A. (2012) Beregning af kvælstoftilførsel til en række udpegede danske fjorde Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.
- Windolf, J., Thodsen, H., Troldborg, L., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Ovesen, B. & Kronvang, B. (2011) A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark. Journal of Environmental Monitoring 13: 2645-2658.