

Vandløbsmålinger som grundlag for emissionsbaseret kvælstofregulering

Jane R. Poulsen, Henrik Tornbjerg, Jørgen Windolf, Søren E. Larsen, Brian Kronvang;
Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
Anker L. Højberg; GEUS

Dette projekt er finansieret af:



Indhold

VANDLØBSMÅLINGER SOM GRUNDLAG FOR EMISSIONSBASERET KVÆLSTOFREGULERING.....	1
1 INTRODUKTION	5
2 UDVÆLGELSE AF EGNED E OPLANDE TIL MÅLEPROGRAM	6
2.1 TRAFIKLYSKORTET	6
2.1.1 Tilvæksten i vandafstrømning over et ID15 opland	6
2.1.2 Tilstedeværelse af vandløb i ID15 kystoplande	9
2.1.3 Alderen af det iltede og nitratbærende grundvand i ID15 oplande	11
2.1.4 Grundvandsudsivning under ID15 grænsen til andre ID15 oplande.....	13
2.1.5 Trafiklyskortet	13
2.2 OPLANDSINDELING I FORHOLD TIL HYDROLOGISK REGIME	16
3 PLACERING AF MÅLESTATIONER I OPLANDET.....	19
4 METODE OG MÅLEHYPPIGHED TIL BEREKNING AF DØGNMIDDEL VANDFØRING VED Q/H STATION.....	21
4.1 ETABLERING AF QH-KURVEN	21
4.2 HYPPIGHED AF VANDFØRINGSMÅLINGER.....	21
5 MÅLEHYPPIGHED OG METODE TIL BEREKNING AF DØGNMIDDEL VANDFØRING VED SYNKRONSTATION	26
6 PRØVETAGNINGSHYPPIGHED OG BEREKNING AF KVÆLSTOFTRANSPORT – METODE	29
6.1 METODE	29
6.2 PROCEDURE.....	32
6.3 BEREKNINGSEKSEMPEL	34
7 BEREKNING AF VANDFØRINGSNORMALISERET KVÆLSTOFEMISSION	38
7.1 VANDFØRINGSNORMALISERING	38
7.2 REFERENCESTATIONER	38
7.3 ANTAL MÅLEÅR TIL BEREKNING AF VANDFØRINGSNORMALISERET KVÆLSTOFEMISSION	43
8 KILDEOPSPLITNING OG KVÆLSTOFTRANSPORT – METODE.....	47
8.1 METODE	47
8.2 BEREKNINGSPROCEDURE	48
8.3 USIKKERHEDER PÅ KVÆLSTOFKILDERNES RETENTION.....	49
8.4 BEREKNINGSEKSEMPEL	52
9 NYE MÅLEMETODER.....	54
10 ANBEFALINGER TIL MÅLEPROGRAMMER	55
11 FORBEHOLD OG DET VIDERE ARBEJDE.....	57
REFERENCER	59
BILAG 1	60
BILAG 2. BEREKNINGER OG ANALYSER AF Q/H – DATA (KAPITEL 7)	66
BILAG 3	67
BILAG 4. BEREKNING AF NORMALISERET OG TRENDANALYSERET N-EMISSION (KAPITEL 11)	70

BILAG 5. KILDEOPSPLITNING	71
BILAG 6. SIMULERINGER AF ÅRLIGE N-EMISSIONER	73

1 INTRODUKTION

Formålet med dette kapitel er at give en oversigt over de faglige overvejelser og problemstillinger, som er forbundet med at opgøre emissionen af kvælstof fra dyrkede arealer til overfladevand ved at udføre målinger i vandløb. I kapitlet er der inddraget nye resultater fra statistiske analyser suppleret med viden fra tidligere og eksisterende tekniske anvisninger. Der er tale om måle- og beregningsmetoder, der hovedsageligt benyttes indenfor det hydrologiske og det vandkvalitetsmæssige felt. En liste over de gældende tekniske anvisninger på området fra det statslige overvågningsprogram, NOVANA, kan ses i Tabel 1. Der henvises til disse tekniske anvisninger for de praktiske vejledninger i dataindsamling/prøvetagning, som er nødvendig i forbindelse med, at et monitoringsprogram startes med det formål at fastlægge emissionen af kvælstof fra dyrkede arealer til overfladevand. Udgangspunktet for de analyser, der diskuteres i kapitlet er en inddeling af vandløbsoplande i arealer med et gennemsnit på 15 km² (ID15 oplande), som er defineret i forbindelse med udviklingen af det nationale retentionskort (Højberg et al. 2015).

Tabel 1: Oversigt over eksisterende tekniske anvisninger omkring hydrometri og stoffbelastning (Tekniske anvisninger, 2015).

Oversigt over Tekniske Anvisninger i NOVANA
Teknisk anvisning B01: Vandløbskemi - prøvetagning, feltmålinger og -analyser
Teknisk anvisning B02: Hydrometriske stationer, etablering, drift og vedligeholdelse
Teknisk anvisning B03: Vandføringsmåling med vingeinstrument
Teknisk anvisning B04: Vandføringsmåling med akustisk Doppler instrument (ADCP)
Teknisk anvisning B05: Hydrometriske stationer, databehandling og beregninger
Datateknisk anvisning DB01: Stoftransport
Datateknisk anvisning DB02: Hydrometri

I kapitlet gennemgås først en række analyser, som er udført for at undersøge hvilke ID15 oplande, der forventes potentielt at være egnede til at indgå i et måleprogram. Dernæst diskuteres måle- og beregningsprocedurer i vandløb, både i forhold til antal prøvetagninger, analyse- og beregningsmetoder og de usikkerheder, der introduceres ved forskellige dataindsamlings- og analysestrategier. Det sidste afsnit i kapitlet omhandler den endelige inddeling af oplande efter egnethed i forhold til vandløbsmålinger samt vejledninger i måleprocedurer i de enkelte oplandstyper.

2 UDVÆLGELSE AF EGENDE OPLANDE TIL MÅLEPROGRAM

For at kunne gennemføre et måleprogram i vandløb, som kan give et meningsfyldt estimat af den samlede kvælstofemission fra landbrugsarealerne i oplandet, er det nødvendigt, at en række hydrologiske forhold tages i betragtning. Det drejer sig både om oplandets placering i forhold til vandløbsnetværket samt interaktionen imellem overfladevandet og grundvandet i oplandet, herunder oplandets hydrologiske respons på nedbør (grundvands-/overfladevands domineret, leret/sandet). Disse forskellige forhold har alle betydning for, om et opland er egnet til at indgå i et måleprogram og i den forbindelse om måleprogrammet er realistisk at gennemføre både i forhold til tidshorisonten for opnåelse af et resultat og i forhold til indsatsen i forbindelse med dataindsamlingen og opnåelse af et resultat med en rimelig sikkerhed.

En af hovedtankerne bag udviklingen af målekonceptet for monitorering af kvælstofemission i vandløb har været, at samtlige ID15 oplande inddeles efter 1) om oplandet opfylder nogle hydrologiske krav til, at et måleprogram kan etableres i oplandet; 2) hydrologisk regime, som danner baggrunden for anbefalinger til, hvordan måleprogrammer sammensættes i de enkelte oplande. I de følgende afsnit vil de forskellige analyser blive gennemgået og inddelingen af oplandene efter hydrologisk regime vil blive beskrevet.

2.1 Trafiklyskortet

I forbindelse med undersøgelsen af, om de forskellige ID15 oplande vil være hydrologisk egnede som måleoplande, er det vurderet, at der er tre primære forhold, som skal tages i betragtning:

- 1) Tilvæksten i vandafstrømning over et ID15 opland
- 2) Tilstedeværelse af vandløb i ID15 kystoplande
- 3) Alderen af det iltede og nitratbærende grundvand i ID15 oplandet
- 4) Grundvandsudsivning under ID15 grænsen til andre ID15 oplande

Disse fire klassificeringer danner grundlaget for sammensætningen af det overordnede kort (trafiklyskortet) over egnede og ikke egnede ID15 oplande i forhold til målinger og opgørelsen af kvælstofemissionen.

2.1.1 Tilvæksten i vandafstrømning over et ID15 opland

I forbindelse med at der skal måles på kvælstofemissionen fra et givent ID15 opland, er det nødvendigt først at afgøre, om det er muligt at måle en signifikant forskel imellem den mængde vand oplandet modtager fra opstrøms oplande, og så den tilføjelse af vand, der sker henover det undersøgte opland. Det er denne tilføjelse af vand henover oplandet (ΔQ), som det er relevant at måle på i forbindelse med kvælstofemissionen i oplandet. Undersøgelsen af ΔQ vil dog kun være relevant i vandløbsoplande, som ligger nedstrøms i vandløbsnetværket. For vandløbsoplande som ligger opstrøms i vandløbsnetværket (1. ordens vandløb), antages det, at det vand der måles ved oplandets udløb udelukkende stammer fra det opland, som skal monitoreres.

For at bestemme, hvor stor ΔQ skal være, for at kunne adskilles signifikant fra ind- og udløb, er der lavet en teoretisk analyse beskrevet ved den generelle formel for bestemmelse af usikkerheden på differencen imellem to parametre:

$$U_{\Delta Q} = \frac{\sqrt{(U_Q \cdot Q_{ind})^2 + (U_Q \cdot Q_{ud})^2}}{Q_{ud} - Q_{ind}} * 100\% \quad (1)$$

Q_{ind} og Q_{ud} betegner henholdsvis det vand, som løber ind i oplandet, og det vand som løber ud af oplandet. U_1 og U_2 betegner den usikkerhed, som det antages, at den årlige vandføring i vandløb kan bestemmes med. Da der vil være forskel på usikkerhederne på årlige vandføringer afhængigt af de lokale forhold (store vandløb, små vandløb, sedimenttransport, beregningsmetode, grøde osv.), er der lavet tre teoretiske analyser af usikkerheden på ΔQ , hvor der er benyttet henholdsvis 4%, 6% og 10% usikkerhed på bestemmelsen af den årlige vandføring ind og ud af oplandet. Baggrunden for at benytte disse tre usikkerheder er, at en hydrograf baseret på kontinuert vandstandsmåling og et antal direkte vandføringsmålinger generelt antages at have en usikkerhed på omkring 5%, under den forudsætning, at målinger og beregninger følger de anbefalede procedurer (Hersch, 1999). Erfaringen fra danske vandløb er imidlertid, at de lokale fysiske/morfologiske forhold kan spille en betydelig rolle i usikkerheden på bestemmelsen af den årlige afstrømning. Der er således eksempler på større danske vandløb med meget stabile strømningsforhold (f.eks. Skjern å ved Ahlergårde (Sebok et al., 2016)), som har en meget godt bestemt hydrograf. Derfor er usikkerheden på 4% valgt til at repræsentere disse meget stabile vandløb. Mellemstore vandløb med en vis grødevækst vil ofte have en lidt større usikkerhed på estimeringen af den årlige afstrømning, og det er de 6% valgt til at repræsentere. Endeligt er der nogle vandløb, som af forskellige årsager (grødevækst, bagvand, sandvandring osv.) har en mere betydelig usikkerhed ved bestemmelsen af den årlige afstrømning, og derfor er der valgt en usikkerhed på 10% til at repræsentere de vandløb.

Når ligning 1 benyttes sammen med de tre forskellige usikkerheder på årlig vandføring fremkommer der tre kurver, som beskriver usikkerheden på ΔQ som funktion af den procentvise tilvækst i afstrømning henover et givent ID15 opland (Fig. 1). Det ses som forventet, at når den procentvise tilvækst henover oplandet stiger, så falder usikkerheden på ΔQ , og jo bedre bestemt vandføringen ind og ud af oplandet er, jo mindre bliver usikkerheden på ΔQ . Med en tilvækst i Q på 40% vil usikkerheden på ΔQ være <20%, hvis årlig afstrømning bestemmes med en usikkerhed på 4%. Derimod vil usikkerheden på ΔQ være ca. 45%, hvis den årlige afstrømning bestemmes med en usikkerhed på 10%.

På baggrund af analysen, som ses i figur 1, er det valgt, at der skal være en afstrømningstilvækst på minimum 40% henover et opland, for at det er sandsynligt, at kvælstofemission via vandløbet kan bestemmes med en rimelig sikkerhed. Afhængigt af hvor godt bestemt den årlige ind- og udstrømning er (4, 6 eller 10 % usikkerhed), vil tilvæksten kunne bestemmes med en usikkerhed på imellem 15 – 40 %, hvor den største usikkerhed følger de oplande med den største usikkerhed på bestemmelsen af ind- og udstrømningen.

Inddelingen af samtlige ID15 oplande i forhold til, om de genererer en tilstrækkelig stor afstrømningstilvækst ses i Fig. 2. Oplande markeret med grøn repræsenterer oplande med >40% afstrømningstilvækster og de antages at have en tilstrækkelig stor afstrømningstilvækst henover oplandet til, at den kan detekteres med acceptabel sikkerhed. De gule oplande repræsenterer oplande som har afstrømningstilvækster på i mellem 20-40 %, og som ikke umiddelbart findes målbare, medmindre de undersøges yderligere f.eks. med henblik på mere intensive monitoringsprogrammer. De røde oplande er de oplande, som har mindre end 20% afstrømningstilvækst, og som derfor genererer for store usikkerheder på ΔQ til at oplandets bidrag til den samlede oplandsafstrømning kan fastlægges.

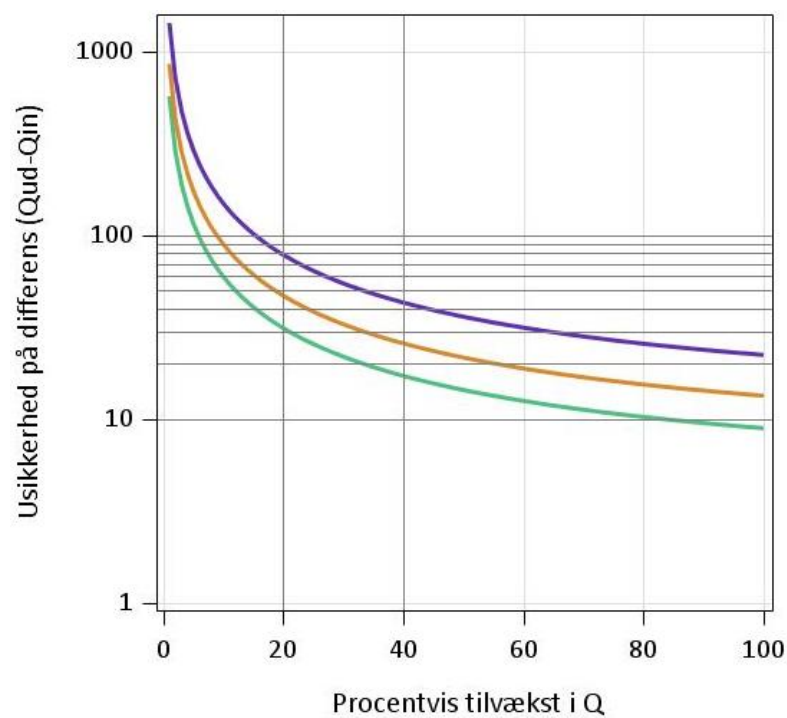


Fig. 1. Udviklingen i usikkerheden på bestemmelsen af differensen i mellem indløb (Q_{in}) og udløb (Q_{ud}) fra et opland, ved tre forskellige usikkerheder (4 (grøn), 6 (gul) og 10% (lilla)) på bestemmelsen af den årlige ind- og udstrømning (hydrograf-usikkerhed).

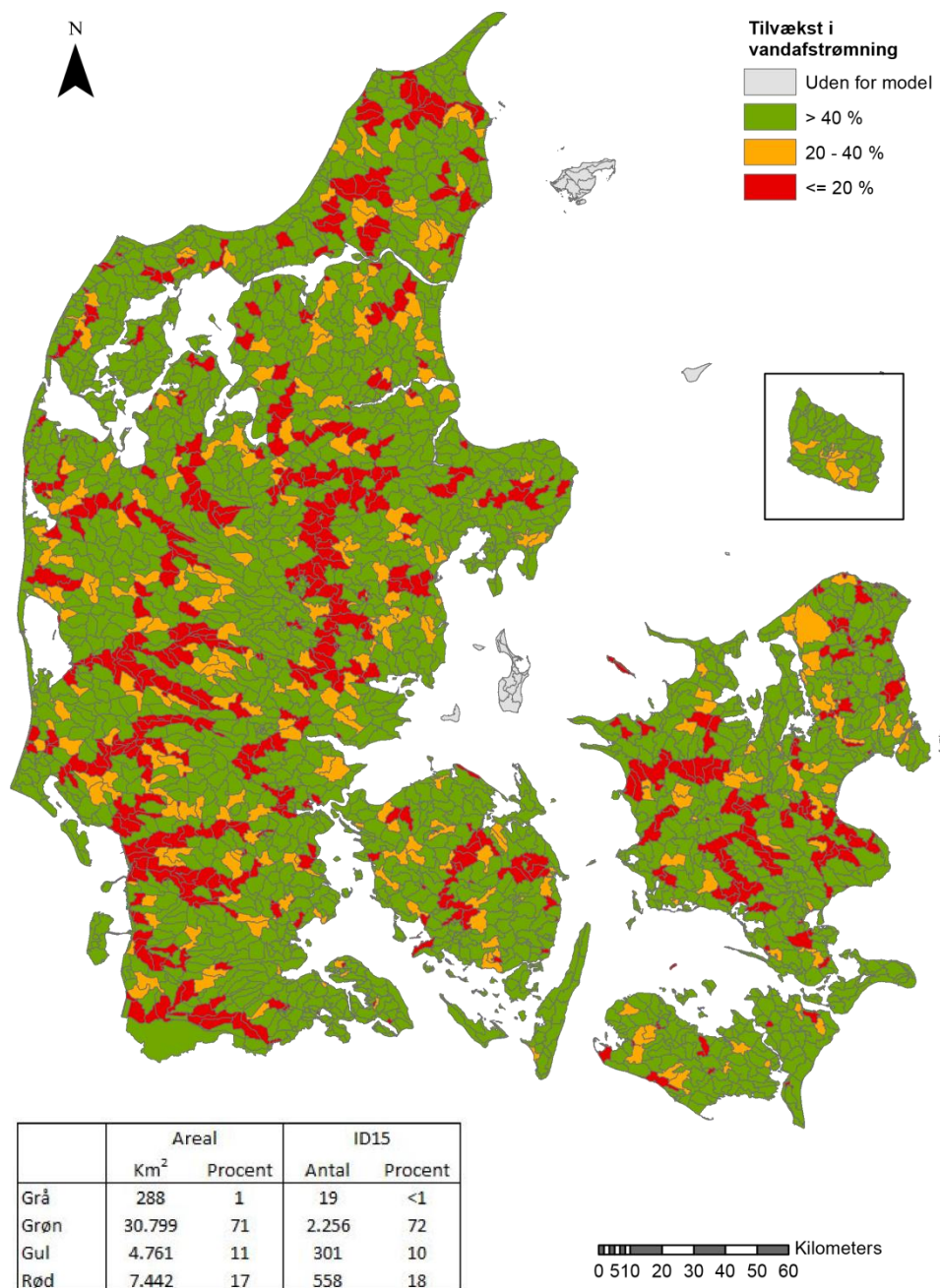


Fig. 2. Kort med inddeling af ID15 oplande i tre grupper (rød, gul, grøn) i forhold til den modelestimerede tilvækst i afstrømning henover oplandet (Gennemsnit af årlige DK-model estimater for perioden 1990-2010).

2.1.2 Tilstedeværelse af vandløb i ID15 kystoplande

I forbindelse med ID15-kystoplandene kan der være en udfordring i forhold til, at der i nogle oplande vil være en stor diffus grundvandsafstrømning og få eller ingen målbare vandløb, hvilket vil vanskeliggøre en kvantificering af oplandets kvælstofudledning. For at undersøge, om de forskellige ID15-kystoplande har vandløb, som det forventes, at der kan foretages målinger i, er der foretaget en analyse af densiteten af vandløb i FOT kortet i de kystnære ID15-oplande med direkte afløb til kystvande (Fig. 3). Det er antaget, at hvis densiteten af vandløb (km vandløb/km²) i et ID15-kystopland ligger omkring eller over mediandensiteten for samtlige af landets ID15 oplande (densitet=1,41 km/km²), så vil der være et tilstrækkeligt antal målbare vandløb. Hvis vandløbsdensiteten ligger imellem medianværdier og 25-percentilen (densitet=0,87

km/km²) for samtlige ID15 oplande, vil det være nødvendigt med en pilotundersøgelse af vandløbene i oplandet, før det kan afgøres, om vandløbene er egnede til opsætning af målestationer. Hvis vandløbsdensiteten i kystoplandet er mindre end 0,87 km/km² forventes det, at den diffuse grundvandsafstrømning er for stor, og at oplandet derfor ikke er egnet til at indgå i et måleprogram.

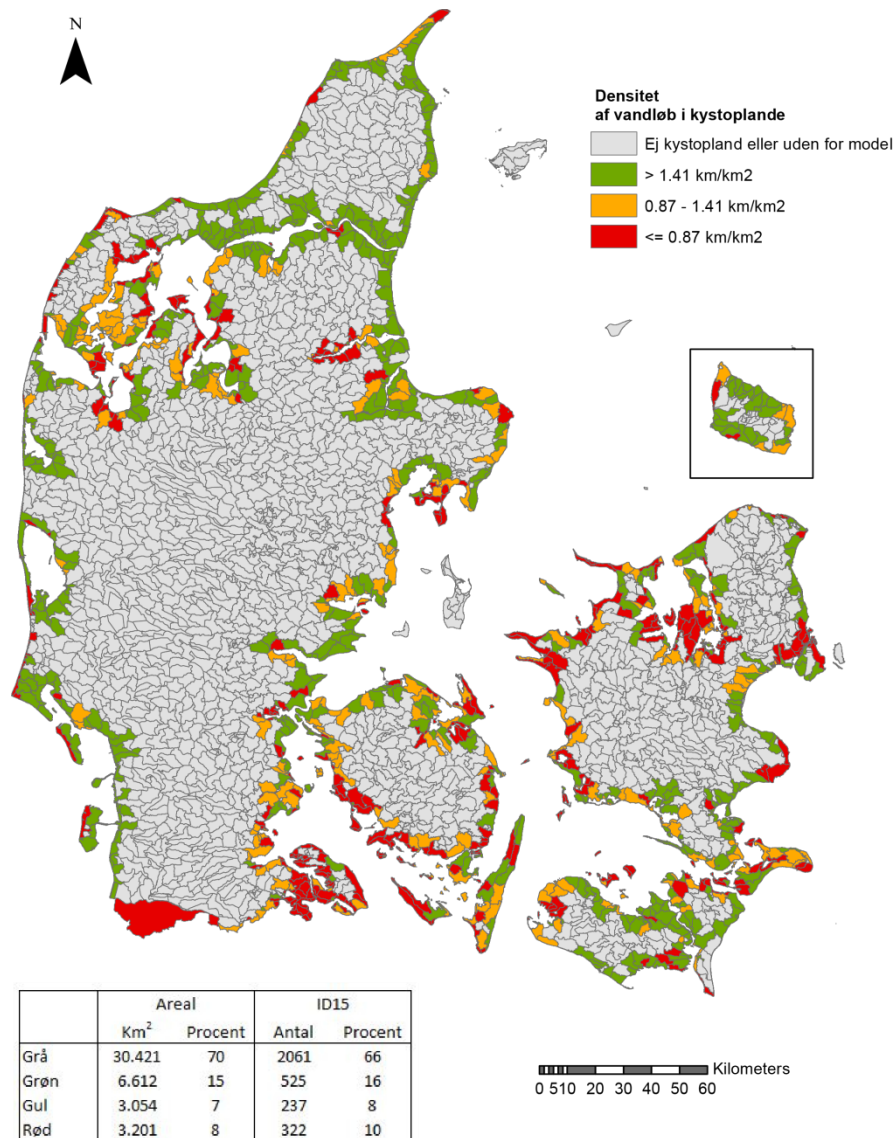


Fig. 3. Inndeling af kystoplande i forhold til vandløbsdensiteten.

I forbindelse med eventuelle målinger i kystoplande er det væsentligt at bemærke, at oprettelse af hydrometristationerne skal overholde de forskellige anvisninger (se kapitlerne 4 og 5 og teknisk anvisning B05 og DB02). Dermed er det i alle tilfælde en nødvendighed at udføre en visuel inspektion af vandløbsforholdene for at fastlægge, om hydrometristationer kan oprettes uden at blive påvirket af tidevand og vindstuvning, og om der evt. kan træffes nogle foranstaltninger (f.eks. ekstra måleudstyr som hastighedssensorer, der kan registrere stuvning i forbindelse med tidevand og vindpåvirkning) som muliggør målinger trods disse påvirkninger.

2.1.3 Alderen af det iltede og nitratbærende grundvand i ID15 oplande

I forbindelse med at det afgøres, om et ID15 opland er egnet til at indgå i et monitoringsprogram, er det væsentligt, at vandets tidsmæssige forsinkelse fra nedbør til det når frem til vandløb ikke er for stor. Hvis der skal måles over en længere årrække for at kunne detektere eventuelle ændringer i vandløbets kvælstofkoncentration som følge af ændringer foretaget på markfladen, vil det i praksis ikke være hensigtsmæssigt med en emissionsbaseret monitoringsstilgang i vandløb til bestemmelse af kvælstofudledningen. Et sådant tilfælde vil i givet fald kræve, at monitoringen foregår over en meget lang periode. Da kvælstof transporteres i det iltede grundvand, er det transporttiden for denne del af grundvandet, som er interessant. Derfor er der i hvert ID15 opland foretaget en beregning af aldersfordelingen af det iltede grundvand, der strømmer til vandløbene, og det er opgjort hvor lang tid det tager for 90 % af det iltede grundvand at nå frem til vandløbet. Til det formål er der benyttet modelestimer af aldersfordelingen af det iltede grundvand i ID15 oplandene fra den nationale kvælstofmodel (Højberg et al., 2015). Det er antaget, at hvis 90 % af det iltede grundvand er mindre end 6 år undervejs (Fig. 4, grøn) vil det ikke være en forhindring i forhold til at gennemføre målinger til bestemmelse af kvælstofemissionen. Er det undervejs imellem 6 og 12 år (Fig. 4, gul) vil det kræve en noget længere monitoringsperiode, og det vil afhænge af de andre lokale hydrologiske forhold, hvorvidt et måleprogram vil være en mulighed. Hvis det iltede grundvand er mere end 12 år undervejs (Fig. 4, rød), vurderes det, at et måleprogram ikke vil være meningsfyldt i det pågældende opland, eftersom det vil kræve minimum 12 års målinger for at kunne detektere emissionen/ændringer i emissionen.

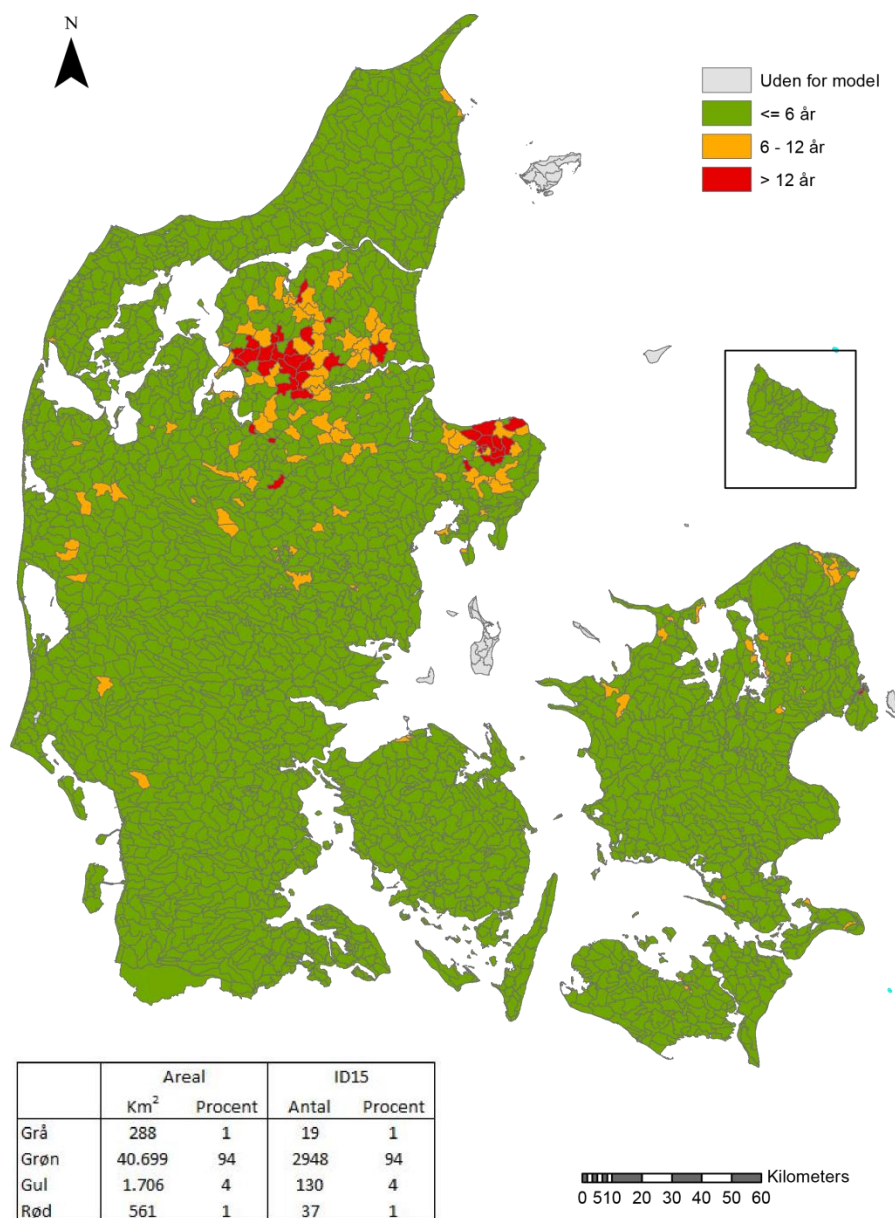


Fig. 4. Kort med inddeling af ID15 oplande i fem grupper i forhold til den modelestimerede transporttid for 90 % af det iltede grundvand, fra rodzone til vandløb.

Det er valgt, at 90 % af det iltede grundvand skal være nået frem indenfor de tre trafiklysgupper i Fig. 4. I Fig. 5 ses ændringen i arealfordelingen indenfor de tre klasser (y-aksen) afhængigt af, hvor stor en andel af de iltede grundvandspartikler, der er nået frem (x-aksen). Det ses, at hvis f.eks. kravet til andelen af iltet grundvand, der når frem indenfor 0-6 år, nedsættes til 60 %, så vil samtlige ID15 oplande falde i den grønne kategori. I enkelte regioner i landet er transporttiderne imidlertid meget lange, hvilket viste sig at udgøre en særlig udfordring at reproducere med den nationale kvælstofmodel. Det er derfor valgt at fastholde kriteriet om, at 90 % af de iltede partikler skal være nået frem indenfor 0-6 år.

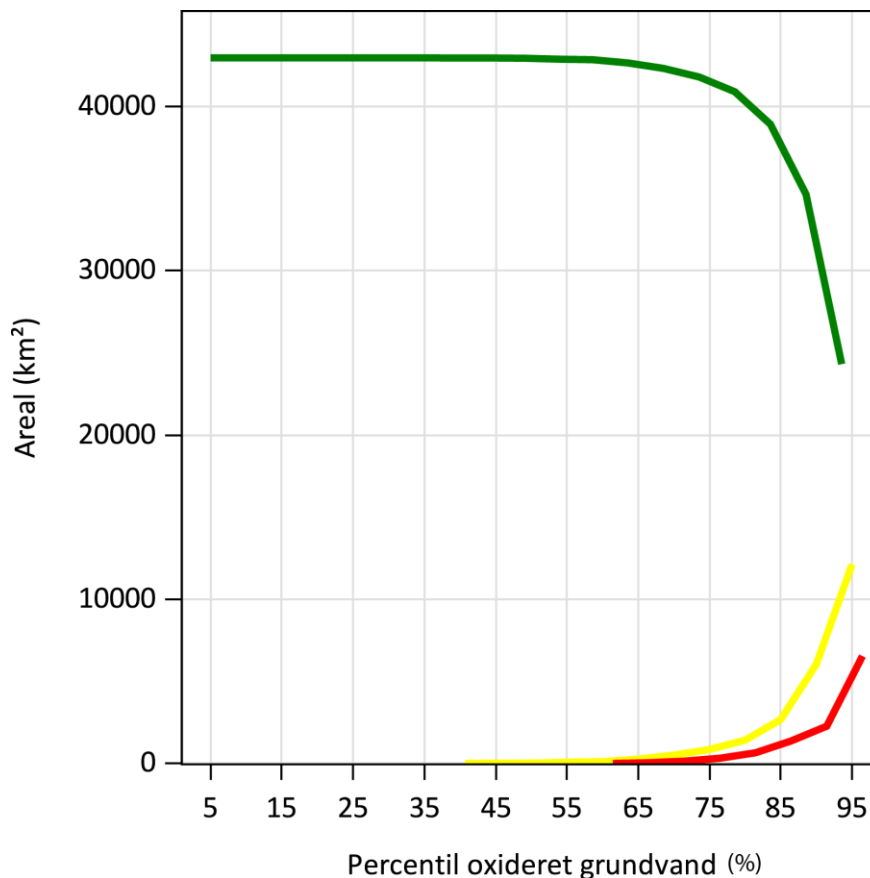


Fig. 5. Udviklingen i arealfordelingen indenfor de tre grupper af transporttider for det iltede grundvand (grøn = 0-6 år, gul = 6-12 år og rød > 12 år), når kriteriet for procentdelen af partikler, der skal nå frem til vandløb, varierer.

2.1.4 Grundvandsudsivning under ID15 grænsen til andre ID15 oplande

I forbindelse med at det opgøres, hvor stor en kvælstofemission de dyrkede arealer bidrager med i et opland, er det også relevant, om der *tabes* grundvand til nærliggende oplande. Hvis et opland mister en større del af sit iltede grundvand med kvælstof til andre nabooplunde ved udsivning med grundvandet, er det ikke muligt at opnå en sikker bestemmelse af kvælstofemissionen fra det konkrete ID15 opland. Det er derfor blevet undersøgt, om der blandt de 3.135 ID15 oplande er oplande, hvor der estimeres at være et tab af iltet grundvand over oplandsgrænsen, som overstiger 5%. Til det formål er der benyttet modelestimer af grundvandstrømningerne i ID15 oplandene fra den nationale kvælstofmodel (Højberg et al., 2015). Det blev konstateret, at der på baggrund af modelestimerne ikke var nogen ID15 oplande, hvor mere end 5% af det iltede grundvand, som bærer nitrat, strømmer til nabooplunde.

2.1.5 Trafiklyskortet

De tre ovenstående kriterier er sammenstillet til det endelige trafiklyskort, hvor det skrappeste kriterium er udslagsgivende for farven af ID15 oplandene. Dvs. grøn betyder, at alle kriterier er grønne, gul at mindst et kriterium er gul og resten er grønne, mens rød forekommer, når blot et kriterium er rødt. I Figur 6 ses resultatet af sammenstillingen og i Tabel 2 er kriterierne opsummeret. Det ses, at den største del af landets areal (55% af landets areal, 53% af ID15 oplandene) udgøres af ID15 oplande, som falder i den grønne og dermed forventede målbare ID15 kategori. I alt 19% af landets areal (18% af ID15 oplandene) udgøres af ID15 oplande, der falder i den gule og ikke umiddelbart målbare kategori. I alt 26% af landets areal (28% af ID15 oplandene), falder i den røde kategori, hvor det ikke umiddelbart forventes, at et måleprogram kan benyttes.

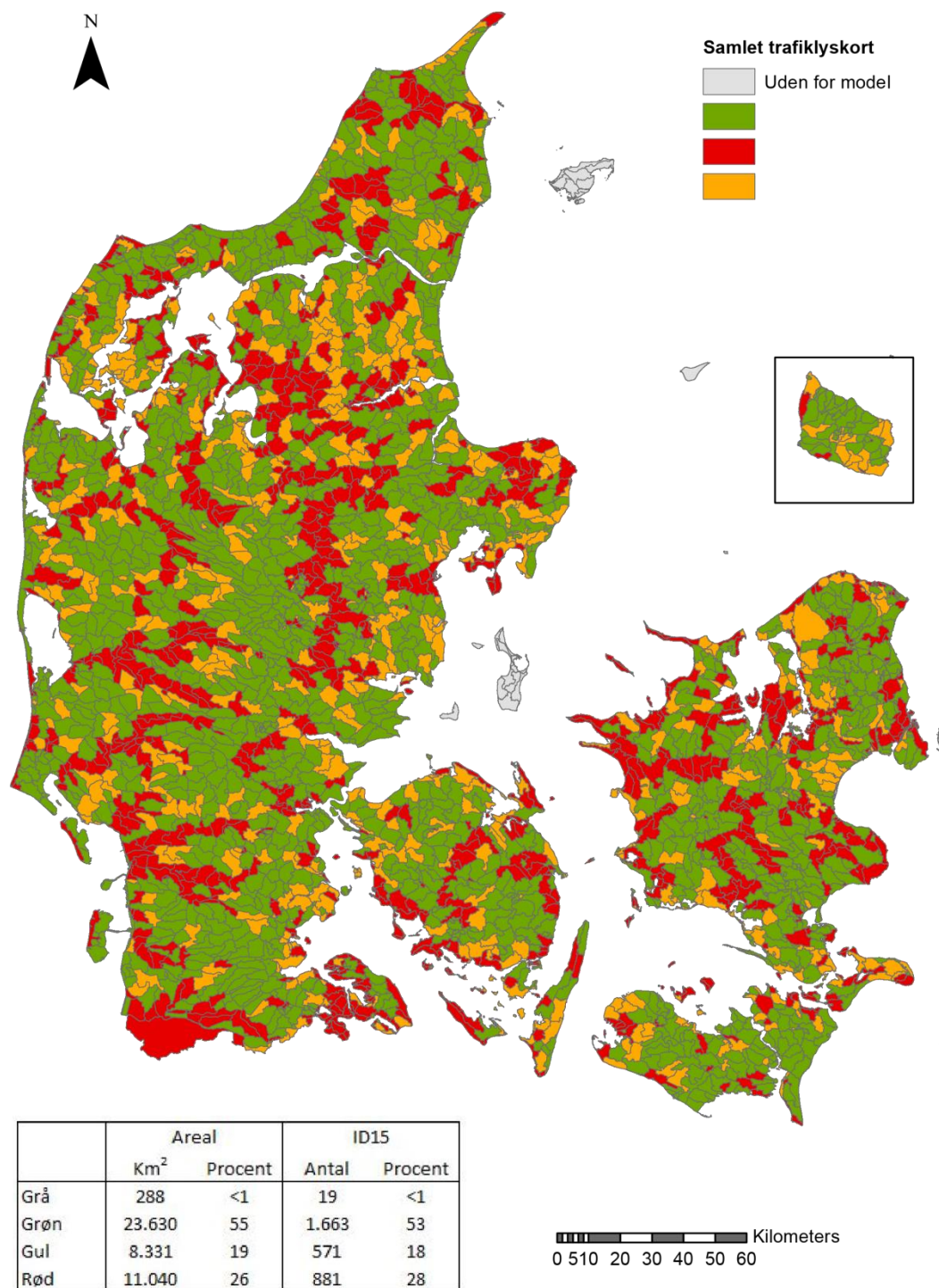


Fig. 6. Trafiklyskortet, som viser resultater af sammenstillingen af de tre delkort: Tilvæksten i vandafstrømning (ΔQ) henover ID15 oplandet, vandløbsdensitet i kystoplande, der afvander direkte til havet og det iltede og nitratbærende grundvands transporttid. Hvert opland er klassificeret i forhold til, om alle kriterier er fuldt opfyldt (grøn), om nogle kriterier er delvist opfyldt (gul), eller om et af kriterierne ikke er opfyldt (rød).

Tabel 2. Kriterier som danner baggrunden for udviklingen af trafiklyskortet (Fig. 5).

	Vandløbsdensitet i kystoplande (km/km ²)	Transporttid for iltet grundvand (år)	Afstrømningsstigning på tværs af oplandet (%)
Rød	<0.87	>12	<20
Gul	0.87 – 1.41	6-12	20-40
Grøn	> 1.41	<6	>40

Da et opland kun ender i den grønne trafiklyskategori, hvis alle tre kategorier er grønne og i den røde eller gule, hvis bare én af kategorierne er rød eller gul, er der forskellige mulige kombinationer i forhold til, hvad der får et opland til at falde i en bestemt kategori (Fig. 7 og Fig. 8). I fig. 7 er det illustreret, hvordan de samlede ID15 arealer fordeler sig, i forhold til hvilke kriterier der får oplandene til at havne i den gule kategori.

Det ses, at kravet om minimum 40 % stigning i afstrømningen henover oplandet er det kriterium, der får den største andel af ID15 arealerne til at falde i den gule kategori, og det samme kan observeres for den røde kategori (Fig. 8). Både i forhold til den røde og den gule kategori er der enkelte oplande, som overskrider to af kriterierne på samme tid. F.eks. ses det i fig. 7, at omkring 250 km² ID15 oplandsareal havner i den gule kategori både på baggrund af kriteriet om transporttid og dQ.

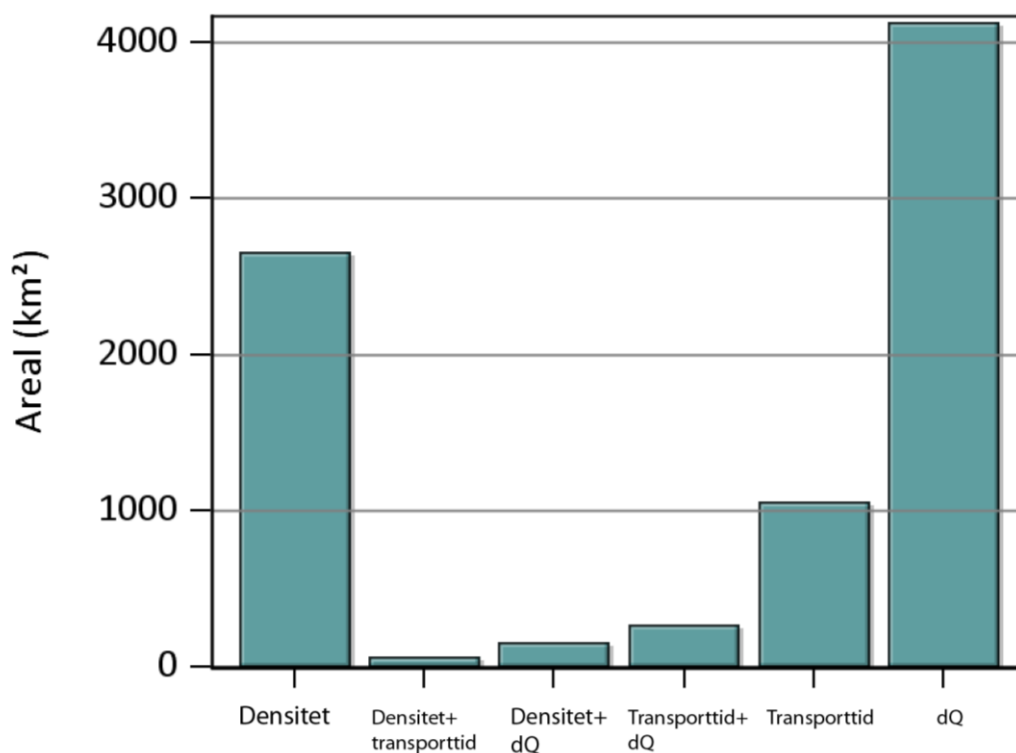


Fig. 7. Arealfordeling af de gule ID15 oplande i forhold til hvilke kriterier, der ikke opfyldes. Densitet = vandløbsdensitet i kystopland, transporttid = grundvandets transporttid, dQ = stigning i afstrømning henover oplandet.

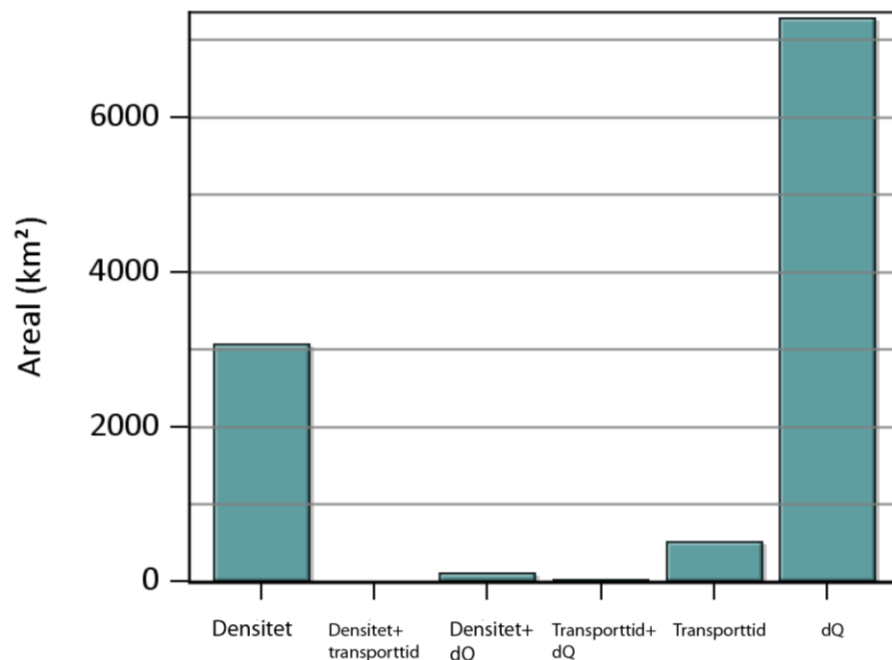


Fig. 8. Arealfordeling af de røde ID15 oplande i forhold til hvilke kriterier der ikke opfyldes. Densitet = vandløbsdensitet i kystopland, transporttid = grundvandets transporttid, dQ = stigning i afstrømning henover oplandet.

2.2 Oplandsinddeling i forhold til hydrologisk regime

Det forventes, at der selv for de oplande, som falder i den grønne målbare kategori, vil være en forskel på, hvordan et optimalt måleprogram i vandløb skal udføres. Det skyldes, at parametre som vandløbets størrelse, omkringliggende dræn, områdets geologi/jordbund og interaktionen med grundvandet (grundvandsdomineret versus overfladevandsdomineret) alle vil have en betydning for, hvor stabil vandføringen i vandløbet er, og dermed hvor få eller hvor mange direkte målinger, der skal udføres i vandløbet, for at daglige kvælstoftransporter via vandløbet kan bestemmes. Disse hydrauliske og hydrologiske forhold kan forenklet beskrives via det, der her defineres som det hydrologiske regime udtrykt ved formelen:

$$\text{Hydrologisk regime} = \frac{Q_{P90\max}}{Q_{P90\min}} \quad (2)$$

$Q_{P90\max}$ er 90 % percentilen af månedlige maksimumsafstrømningsværdier og $Q_{P90\min}$ er 90% percentilen for månedlige minimumsafstrømningsværdier, for perioden 1990-2010. De månedlige afstrømningsværdier for hvert ID15 oplands afstrømning er estimeret ved hjælp af Den Nationale Vandresource Model fra GEUS (DK-modellen).

For at teste klassificeringen beregnet ud fra modelestimer af oplandsafstrømningen, blev de hydrologiske regimer beregnet på baggrund af hhv. observerede data og modelberegninger, og derefter blev de sammenholdt (Fig. 9) for 58 vandføringsstationer (se Bilag 1). Det skal bemærkes, at de oplande, der har oplandsareal < 2 km², ikke er medtaget i fig. 9. Det skyldes, at oplande mindre end 2 km² i særligt høj grad viste stor variation i forholdet mellem målte og modellerede hydrologisk regimer. Denne variation skyldes givetvis, at sikkerheden, hvormed DK modellen kan estimere ID15 afstrømninger, falder markant for små oplande. Samtidig forventes det, at oplande med arealer mindre end 2 km² under alle omstændigheder vil være vanskelige at måle i, da vandafstrømning og vandløb vil være ganske små. Derfor anbefales det, at

der i de få oplande med et areal mindre end 2 km², udføres en lokal undersøgelse af afstrømningsforholdene for at fastlægge det hydrologiske regime.

Ved udviklingen af de hydrologiske regimer blev forskellige klassificeringer afprøvet, bl.a. forholdet i mellem median minimums og maximums afstrømningen. Det viste sig i imidlertid, at DK modellens estimer af disse værdier ikke var tilstrækkeligt præcist, særligt for små oplande og vandløb, der løb tørre i løbet af sommerperioden. Ved at benytte Q_{P90max} og Q_{P90min} blev en bedre klassificering opnået.

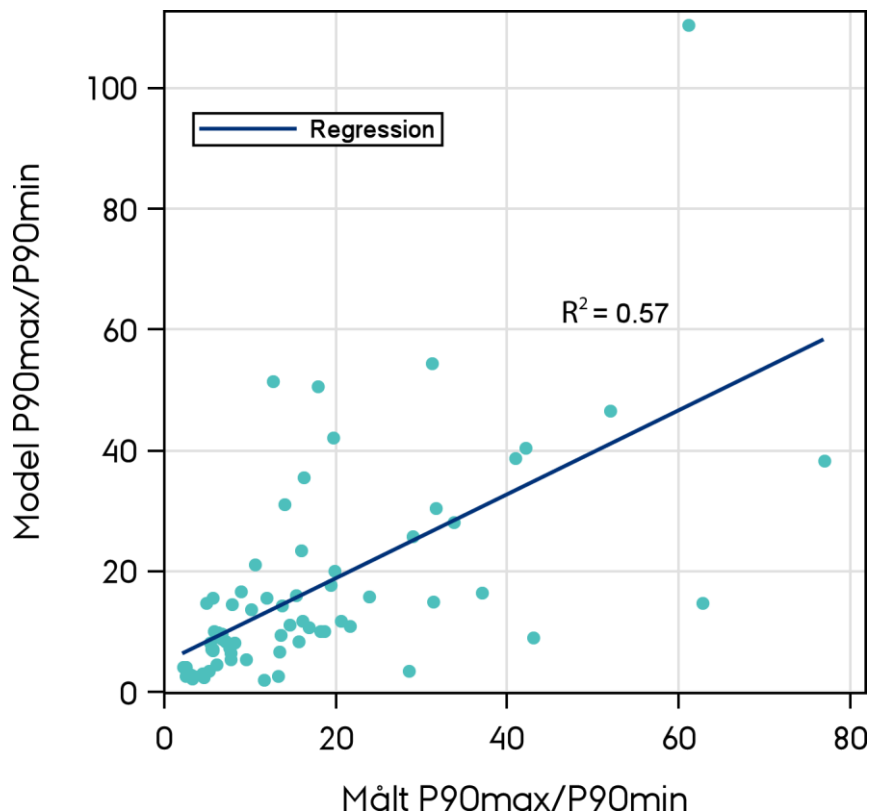


Fig. 9. Målte hydrologiske regimer mod modellerede hydrologiske regimer.

Resultatet af analysen for hydrologiske regimer ses i fig. 10. Det hydrologiske regime er opdelt i fire kategorier, hvor kategori I har hydrologiske regime < 6 , kategori II har hydrologisk regime på $6 - 12$, kategori III har hydrologisk regime på $12 - 40$ og kategori IV der har hydrologiske regime > 40 . Inddelingen af hydrologisk regime i disse fire kategorier er baseret på en analyse af, hvordan oplandene grupperede sig ved en mere detaljeret gruppering sammen med erfaringer omkring afstrømningsvariationer forskellige steder i landet. Der er en klar tendens til, at ID15 oplandene med de højeste regimer primært ligger i Østdanmark, særligt på Sjælland, og ID15 oplandene med de laveste hydrologiske regimer primært ligger i Jylland og med særligt lave regimer i den centrale del af Midtjylland/Himmerland, Djursland og Nordjylland (Fig. 10). Det overordnede billede af hydrologiske regimer stemmer overens med, at grundvandsdominerede vandløb i sandede områder har forholdsvis stabile (lave) hydrologiske regimer, hvorimod mindre grundvandsdominerede vandløb i lerede områder har højere hydrologiske regimer. Opdelingen af samtlige ID15 oplande i forhold til hydrologisk regime har dannet grundlaget for en analyse af sammenhængen imellem hydrologisk regime og henholdsvis antal vandføringsmålinger og antal vandprøver, der er nødvendige for at en given sikkerhed kan opnås på den samlede kvælstoftransport fra ID15 oplandet. Disse analyser er beskrevet i

afsnittene 4, 5 og 6. Det er disse analyser, der sammen med eksisterende tekniske anvisninger er brugt til at definere de optimale måleprogrammer i de enkelte ID15-oplande, som opsummeres i kapitel 10.

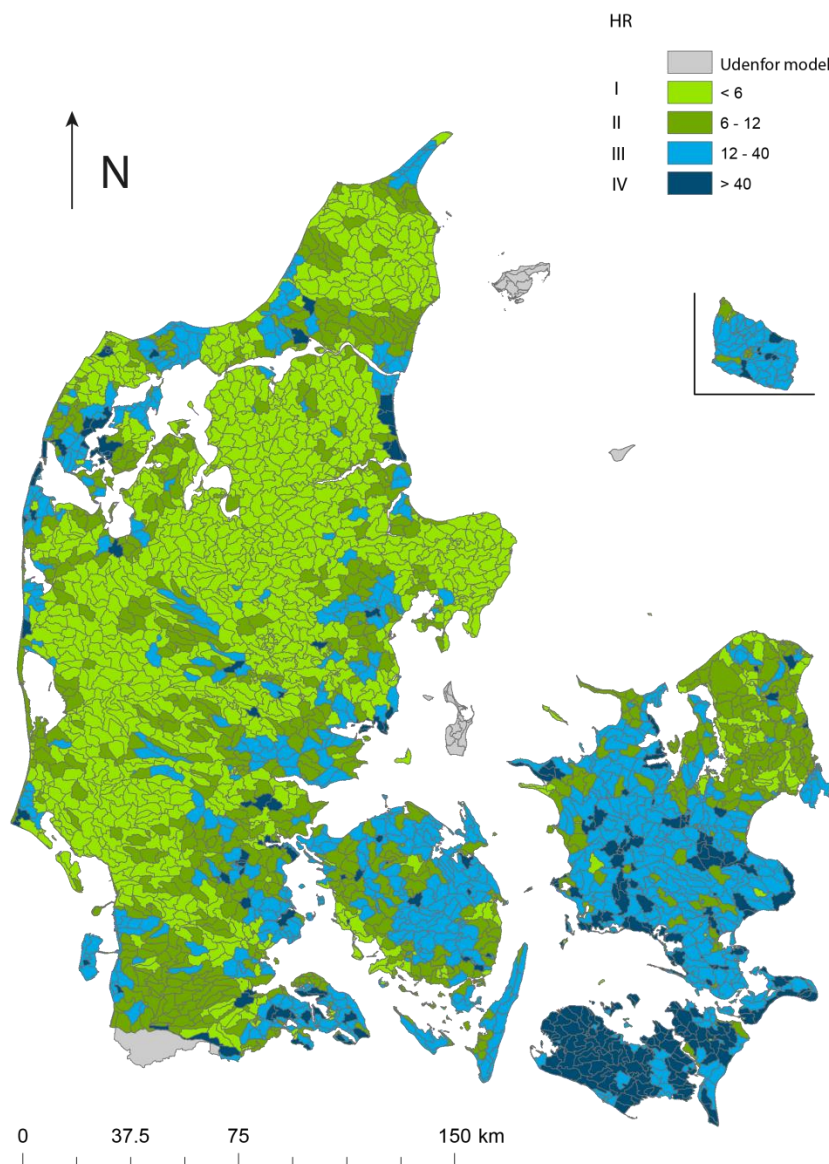


Fig. 10. Kort over Danmark med samtlige ID15 oplande inddelt efter forholdet i mellem 90 % percentilen for måneds maksimum- og 90% percentilen for månedsminimum afstrømningerne (HR = Hydrologisk regime), beregnet på baggrund af DK-model estimer af månedsafstrømningerne for perioden 1990-2010. HR < 6 kaldes kategori I, HR = 6 – 12 kaldes kategori II, HR = 12 – 40 kaldes kategori III og HR > 40 kaldes kategori IV.

3 PLACERING AF MÅLESTATIONER I OPLANDET

Udgangspunktet for konceptet om emissionsbaseret regulering af kvælstofemissionen fra dyrkede arealer er ID15 arealinddelingen, hvor de daglige afstrømninger ved udløbet af oplandet monitoreres (hovedstationen, både vandføring og vandstand måles), og hvor vandprøver indsamles ofte. Det forventes dog, at der i mange tilfælde både vil være mulighed for og interesse fra de involverede lodsejere i, at der laves en yderligere underinddeling af oplandet, med hensyntagen til både vandløbs- og drænforløb samt markafgrænsninger. På den måde vil det potentielt være muligt at lave en yderligere underinddeling af oplandet i forhold til kvælstofemissionen fra deloplande. Denne underopdeling kan f.eks. foregå ved, at der opstrøms i vandløbsnetværket placeres målestationer med en mindre intensiv prøvetagning (synkronstation), hvor afstrømningen monitoreres via punktmålinger af vandføringen, som så relateres til hovedstationen med en relation imellem vandføringer målt på samme dag ved hovedstation og synkronstation. Vandprøver udtages manuelt, som beskrevet i kapitel 10.

Der er en række forhold, som skal opfyldes, før et ID15 opland kan forsøges underopdelt. Det vil i første omgang være nødvendigt at undersøge, hvordan vandløbsnetværket ser ud, og om det har en forgrening som muliggør, at der kan måles i tilløb til hovedløbet. Hvis vandløbet har mange forgreninger, vil man forsøge at få synkronstationer placeret, så de små tilløb bliver målt. Dernæst skal information om drænforløb og markgrænser inddrages, sådan at eventuelle synkronstationer placeres bedst muligt i forhold til at repræsentere forskellige drænsystemer. Samtidig er det vigtigt, at eventuelle lodsejerinteresser tages med i betragtning (f.eks. hvis lodsejere gerne vil have deres dræn skilt fra naboens, eller hvis en lodsejer ikke ønsker at deltage, og som derfor ønskes udelukket fra måleprogrammet). Når der ud fra kort og drænmateriale er udpeget nogle potentielt egnede steder til at oprette synkronstationer, udføres en forundersøgelse i oplandet på en dag uden nedbør, og hvor der i vandløbene er en situation med omtrentlig middelvandføring. Tidspunkter med meget små eller store vandføringer skal undgås, eftersom der i sådanne situationer kan herske ekstraordinære forhold i oplandet, som kan påvirke vandføringen helt lokalt. Under forundersøgelsen måles der vandføring ved alle de udpegede synkronstationer, og dernæst vurderes det, om forskellen imellem deloplandets afstrømning og afstrømningen ved hovedstationen er stor nok til, at den kan bestemmes med en tilfredsstillende sikkerhed (se afsnit 2.1.1 for usikkerhed på kontinuert vandføring). Hvis det er tilfældet, kan de valgte synkronstationer indgå i måleprogrammet.

Hvis det ID15 opland, som ønskes målt, falder i den grønne målbare kategori, men med en placering nedstrøms i vandløbssystemet, hvor det modtager vand fra flere opstrøms oplande, skal tilstrømningen af vand bestemmes. Det kan i nogle tilfælde gøres via en synkronstation placeret ved indløbet/ene til oplandet. Det kan være vanskeligt at afgøre, om det er tilstrækkeligt at etablere en synkronstation, hvor kun punktmålinger af vandføringen og vandprøver indsamles, eftersom det vil kræve viden om, hvorvidt daglige vandføringer i indløbet til oplandet kan bestemmes via punktmålinger i indløbet og en relation til hovedstationen ved udløbet af det målte opland. Derfor er det nødvendigt først at udføre en række synkronmålinger, altså målinger af vandføringen ved ind- og udløb den samme dag, og teste om relationen er signifikant. Er den ikke det, skal der enten etableres en selvstændig hovedstation ved indløbet, eller laves en synkronrelation til en anden nærliggende station, hvor en bedre relation kan etableres (f.eks. til et andet opland med lignende geologi, hvis det er muligt).

I fig. 11 ses to eksempler på underopdelinger af ID15 oplande. Det ene opland drænes af Odder å, og det ses, at de nordlige tilløb monitoreres med separate stationer (små røde cirkler) og at hovedstationen ligger ved selve oplandets udløb (stor rød cirkel). Synkronstationerne, der dræner de nordlige deloplande, er valgt sådan, at de delvist repræsenterer to forskellige bedrífers drænsystemer. Det andet opland drænes af Sal-

tø å, hvor vandløbsforgreningen i de fleste tilfælde monitoreres med en synkronstation, eftersom forgreningen også delvist repræsenterer forskellige drænsystemer.

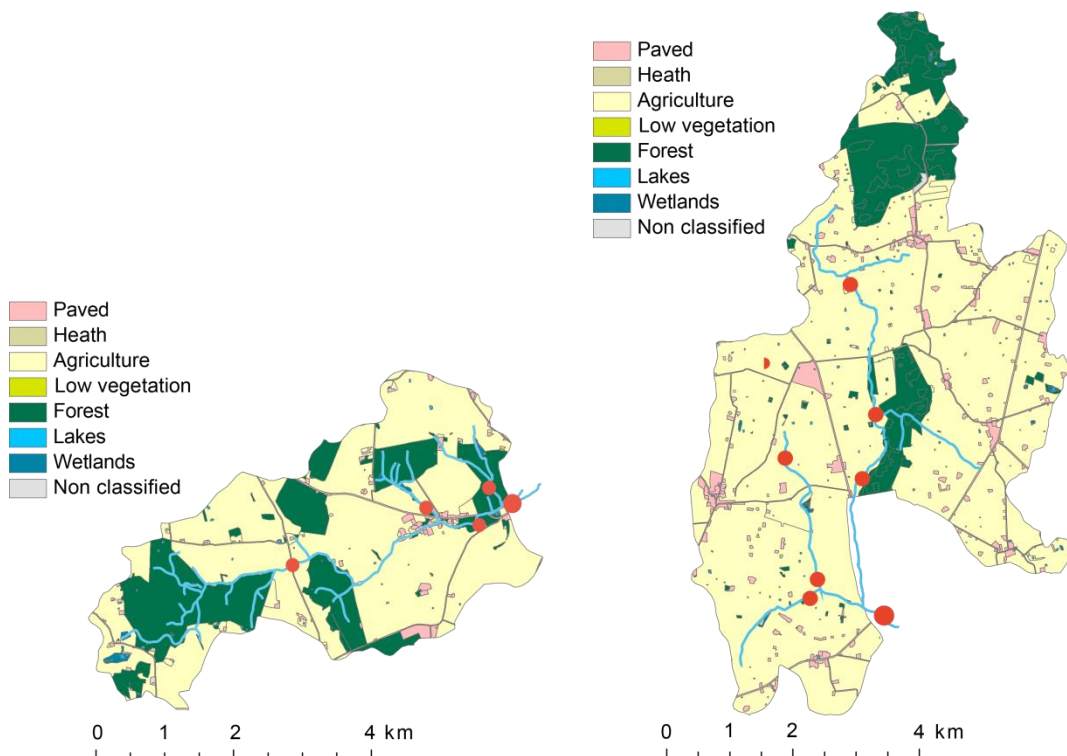


Fig. 11. Eksempler på en underinddeling af oplande med placeringerne af hovedstationen (stor rød cirkel ved oplandsranden) og opstrøms synkronstationer (små røde cirkler) vist i henholdsvis et delopland til Odde å (venstre) og et delopland til Saltø å (højre).

4 METODE OG MÅLEHYPPIGHED TIL BEREGNING AF DØGNMIDDEL VANDFØRING VED Q/H STATION

Dette kapitel omhandler proceduren for beregning af døgnlige vandføringsværdier og anbefalinger omkring målehyppighed. Proceduren for beregning af døgnlige vandføringer er i overensstemmelse med de nationale og internationale standarder (B05, ISO 1100-2) og hertil henvises for en detaljeret beskrivelse af vandføringsberegninger og krav til metoder. Anbefalingerne til målehyppighed er dels baseret på eksisterende anbefalinger (ISO 1100-2, B05) og dels en analyse af vandføringsdata fra ti forskellige hydrometristationer specifikt med fokus på mindre vandløb.

4.1 Etablering af QH-kurven

For at det kan estimeres, hvor meget vand der samlet løber gennem en hydrometristation over tid, er det nødvendigt at registrere vandføringen kontinuerligt. Dette gøres ved at registrere vandstanden i vandløbet og dernæst beregne vandføringen ved hjælp af det, der kaldes en QH-relation, som er en relation mellem målte vandføringer og vandstande. QH-relationen er en empirisk funktion som har formen:

$$Q(H)=A(H-H_0)^N \quad (4)$$

Q er vandføringen, H er vandstanden, og H_0 er vandstanden, når der ikke længere løber vand i vandløbet. A og N er ligningens ubekendte parametre, som bestemmes ved hjælp af de direkte vandførings- og vandstandsmålinger. I praksis gøres det ved, at samhörørende daglige værdier af vandføringer og vandstande plottes i et x,y-plot og en funktion af formen som ovenfor tilpasses data, typisk vha. et numerisk program, der optimerer funktionen og bestemmer parametrene A og N. Når QH-relationen for det givne vandløb er bestemt, benyttes den sammen med de kontinuert registrerede vandstande til at beregne vandføringer til tidspunkter, hvor der ikke er målt en vandføring.

I en stor del af de danske vandløb er der en betydelig grødevækst henover sommerhalvåret. Når grøden vokser op i vandløbet bevirker det, at friktionen imellem vandstrømmen og vandløbets bund/sider stiger markant. Denne stigning i modstand eller ruhed betyder ofte, at QH-relationen ændrer sig henover sommerhalvåret, mest markant i vandløb med meget grøde og ingen eller begrænset grødeskæring. Det betyder, at det henover året er nødvendigt at justere QH-kurven.

Afhængigt af de hydrauliske forhold i vandløbet (vandløbsprofilets form, vandløbets størrelse, vandløbsbundens sedimenttype osv.) er proceduren i Danmark at benytte tre forskellige metoder til at forskyde QH-kurven: brændpunktmetoden, proportionalmetoden og bundforskydningsmetoden. Den QH-kurve, der kan etableres på baggrund af målinger fra vinterperioden (ikke påvirket af grøde) kaldes grundkurven, og det er denne kurve, der danner udgangspunktet for de kurvevarianter, der laves henover året ved hjælp af en af de tre nævnte metoder. For en detaljeret beskrivelse af metoderne og kriterierne for deres anvendelse henvises til Hedeselskabet (1998) og Teknisk anvisning B05.

4.2 Hyppighed af vandføringsmålinger

Usikkerheden på en samlet årlig kvælstoftransport afhænger i høj grad af usikkerheden på de vandføringer, der benyttes til beregningen. I forhold til usikkerheden på de daglige vandføringsværdier er det antallet af direkte vandføringsmålinger (og deres placering henover året) og det hydrologiske regime, der er mest afgørende for usikkerheden på de beregnede vandføringsværdier. Jo flere målinger, jo kortere perioder skal der interpoleres over, og dermed vil usikkerheden på de vandføringer, der er beregnet typisk være

mindre. Samtidig er det af stor betydning, om vandføring og ruhed i vandløbet er meget varierende, da det kan resultere i hyppige og markante skift i QH-relationen, som det kræver et stort antal direkte vandføringsmålinger at dække.

På baggrund af den opdeling af landet i hydrauliske regimer (Fig. 10), som er bestemmende for det enkelte ID15 oplands egnethed til at indgå i et måleprogram, er ti forskellige hydrometrystationer, som repræsenterer forskellige hydrologiske regimer, blevet udvalgt (Fig. 12, tabel 3) til en nærmere analyse af betydningen af hyppigheden af vandføringsmålinger i forhold til usikkerheden på estimatet af den årlige afstrømning. Hydrometrystationerne har alle en periode på minimum 3 år, hvor vandføringsmålinger er udført mere end 20 gange pr. år. Fire forskellige vandføringsserier, kaldet testserier, er blevet konstrueret ved de udvalgte stationer. Testserierne er konstrueret ved, at der ud fra de oprindelige serier, med de minimum 20 årlige vandføringsmålinger, er lavet nye serier med færre målinger. Serien er konstrueret manuelt for at få serierne til at ligne hinanden fra station til station, og de forskellige series antal vandføringsmålinger ses i tabel 4. Den første serie indeholder tre vandføringsmålinger, en i januar, en i juli og en i november. Denne kombination af måneder er valgt sådan, for at få en måling i hver sæson, sådan at både forskellige vandføringsstørrelser og grødeindflydelse repræsenteres. Den næste serie indeholder også tre målinger, men med alle tre målinger placeret i den grødefri sæson februar, marts og april. Den tredje type serie indeholder seks vandføringsmålinger, med en måling hver anden måned. Den sidste serie indeholder tolv vandføringsmålinger, med en måling hver måned.



Fig. 12. Danmarkskort der viser den geografiske placering af de stationer, som er udvalgt til analysen af målefrekvens af vandføringsmålinger.

Tabel 3. Oversigt over de primære stationer, der er benyttet til analyser af vandføringer og stoftransporter.

Stationsnavn	Stationsnummer (DMU nr.)	Oplandsstørrelse (km ²)	Måleperiode
Højvadsrende, Lille Rosning	620014	10	1992-1995
Oddebæk, Farsøbroen	130011	11	1989-1992
Bolbro bæk, Basseklint	420012	8	1998-2001
Horndrup bæk, Sortholmvej	210752	5	1992-1995
Lillebæk, Fredskovvej	470033	4	1993-1996
Lille-Vejle å, Pilemøllen	530010	26	1989-1992
Romdrup å, Lodsholm	100011	28	1989-1992
Viby å, 2.90	430007	29	1989-1992
Hulebæk, N. F. Broskov	600027	8	1992-1995
Tude å, Skrætholm	560003	59	1994-1997

På baggrund af de konstruerede testserier blev der konstrueret nye QH-kurver og dernæst beregnet daglige vandføringer. For ikke at introducere en yderligere usikkerhed ved bestemmelse af grundkurven for hver testserie blev den samme QH-relation brugt til alle testserierne ved hver station. Til beregningen af hydrograferne blev det hydrometriske beregningsprogram HYMER benyttet. Hver af de hydrografer, der blev konstrueret på baggrund af testserierne, blev sammenlignet med den sande vandføringsserie, som i denne sammenhæng er den hydrograf, som blev beregnet ud fra det fulde datasæt med i mellem 22 og 35 målinger pr. år. Afvigelsen blev beregnet via følgende fremgangsmåde (se i øvrigt bilag 2). Lad $y_i, i = 1, 2, \dots, N$ betegne den "sande" vandføringstidsserie og $x_i, i = 1, 2, \dots, N$ betegne en af de fire konstruerede testserier, hvor N er antal daglige vandføringer fra QH - beregningen. Dernæst beregnes følgende differenser:

$$d_i = x_i - y_i, i = 1, 2, \dots, N \quad (5)$$

Ud fra disse differenser bliver følgende størrelser beregnet, som er afvigelsen af vandføringsserien baseret på testserien fra den "sande" vandføringsserie:

$$Afvigelse (\%) = \frac{100}{N} \sum_{i=1}^N \frac{d_i}{y_i} \quad (6)$$

Dernæst beregnes det der kaldes præcisionen, som usikkerheden på den estimerede afstrømning, altså i hvilket spænd man kan få afvigelser:

$$Præcision (\%) = 100 \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{d_i^2}{y_i^2}} \quad (7)$$

Resultatet af analysen ses i tabel 4, og i fig. 13. I tabel 4 ses de beregnede gennemsnitlige afvigelser og standardafvigelser (STD) for alle tre år ved hver station. En negativ afvigelse betyder, at den konstruerede vandføringsserie underestimerer den årlige afstrømning i forhold til den "sande" serie. I figur 13 ses alle års afvigelser, plottet efter hydrologisk regime.

Tabel 4. Estimeret relativ afvigelse (%) på den årlige afstrømning, beregnet på baggrund af afvigelsen af den konstruerede vandføringsserie fra den "sande" vandføringsserie. Værdierne repræsenterer et gennemsnit af den relative afvigelse og af præcisionen for de tre undersøgte år ved hver station. HR = hydrologisk regime.

	HR	Afgivelse +/- Præcision (%)			
		Q1 ^a	Q2 ^b	Q3 ^c	Q4 ^d
Odderbæk	I	4 +/-10	12 +/-2	1 +/-7	-0,4 +/-5
Romdrup Å	I	-11 +/-11	58 +/-17	-1 +/-10	2 +/-10
Lille-Vejle Å	II	6.4 +/-14	-0.4 +/- 16	-2 +/-11	15 +/-12
Bolbro Bæk	II	12 +/-3	82 +/-9	10 +/-28	2 +/-5
Viby Å	II	3 +/-3	53 +/-8	3 +/-2	4 +/-5
Horndrup Bæk	III	26 +/-41	27 +/-20	12 +/-12	7 +/-11
Lillebæk	III	11 +/-10	14 +/-15	10 +/-13	7 +/-9
Hulebæk	III	2 +/-6	213 +/-226	17 +/-22	1 +/-3
Tude Å	III	32 +/-27	67 +/-22	14 +/-30	9 +/-14
Højvadsrende	IV	20 +/-32	485 +/-766	4 +/-11	17 +/-17

^a Q1: En vandføringsmåling i jan, jul og nov

^b Q2: En vandføringsmåling i feb, mar og april.

^c Q3: En vandføringsmåling i jan, mar, maj, jul, sep og nov

^d Q4: En vandføringsmåling alle årets måneder

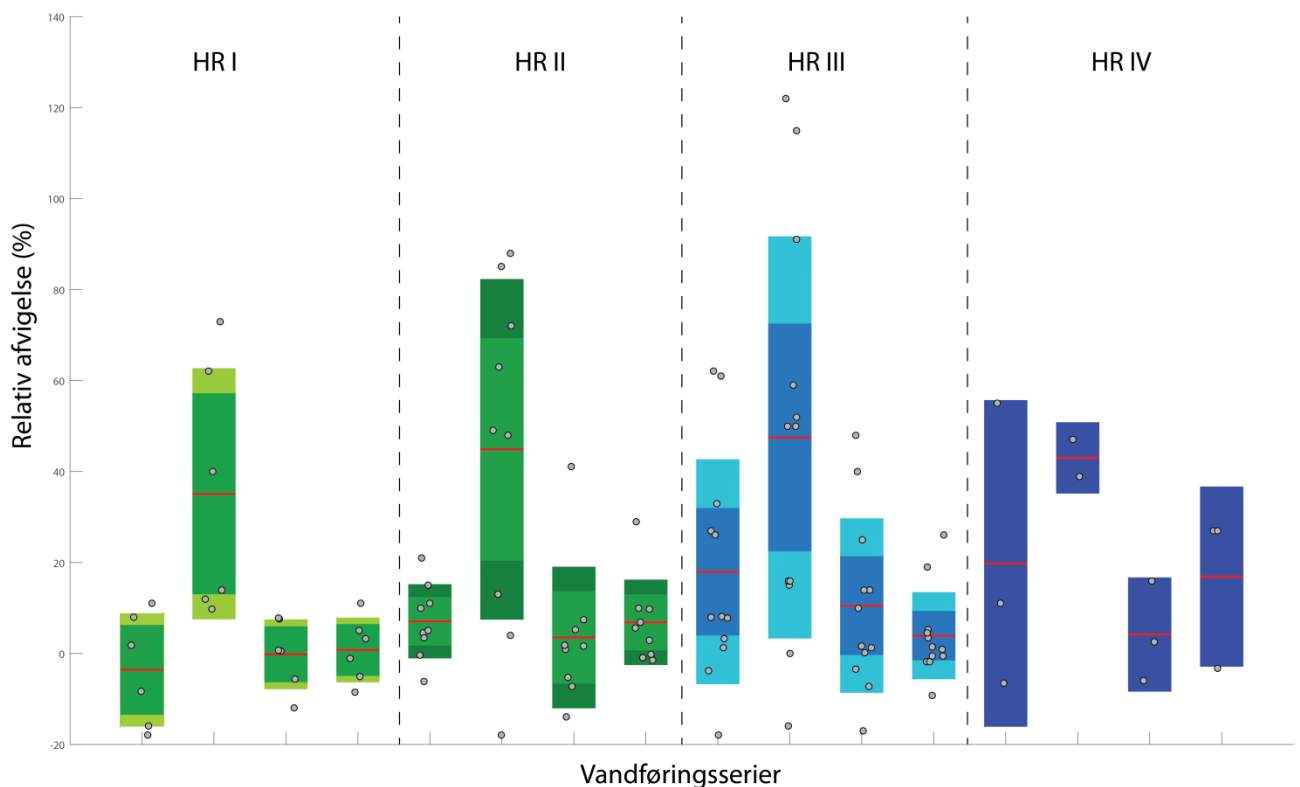


Fig. 13. Relativ afvigelse af vandføringsserierne baseret på de konstruerede serier fra den "sande" vandføringsserie. Hvert punkt repræsenterer en årlig gennemsnitsafvigelse, inddelt efter hydrologisk regime (HR). Boksene viser middelværdien af de årlige afvigelser som en rød streg, 1 standardafvigelse og 95% konfidensintervallet. For HR IV, vises kun spredningen, da der kun er tre punkter.

Overordnet kan det på baggrund af analysen konkluderes, at vandløb, der har en stor forskel imellem minimumsafstrømningen og maksimumsafstrømningen, også er de vandløb, som er mest sensitive overfor antallet af vandføringsmålinger. Modsat er de mest stabile vandløb mindre følsomme overfor antallet af vandføringsmålinger. På baggrund af analysen vurderes det derfor, at hvis en usikkerhed på omkring 10 % skal opnås på det årlige estimat af den samlede vandløbsafstrømning, så vil det kræve minimum seks direkte vandføringsmålinger (en måling hver 2. måned) om året for de mest stabile vandløb, og tolv eller flere målinger (minimum en pr. måned) om året for de mest ustabile. Analysen understreger vigtigheden af, at individuelle forhold tages i betragtning for hvert vandløb, sådan at måleprogrammet designes bedst muligt. Den eksisterende vejledende anbefaling til antallet af direkte vandføringsmålinger til estimering af daglige vandføringer er ti-tolv målinger pr. år, fordelt jævnt udover alle sæsoner (Teknisk anvisning B05). På baggrund af disse standarder og den gennemførte analyse, anbefales det, at oplande med hydrauliske regimer i kategori I (se fig. 10) følger eksisterende anvisninger, med minimum ti direkte vandføringsmålinger årligt, jævnt fordelt henover året. Derimod udføres der i oplande med hydrauliske regimer i kategorien II-IV minimum tolv direkte vandføringsmålinger pr. år, med en måling hver måned.

5 MÅLEHYPPIGHED OG METODE TIL BEREKNING AF DØGNMIDDEL VANDFØRING VED SYNKRONSTATION

I forbindelse med etableringen af synkronstationer til monitorering af deloplandene er det nødvendigt, at der udføres et tilstrækkeligt antal vandføringsmålinger til, at en relation (Qq) kan etableres imellem vandføringer ved synkronstationen (q) og vandføringer ved hovedstationen (Q). Denne relation benyttes så til at beregne daglige vandføringer ved synkronstationen, uden at der også skal måles vandstande. For at teste betydningen af antallet af synkronmålinger for, hvor godt en Qq relation kan bestemmes, er der udført en analyse af data fra oplandet til Lillebæk. Oplandet indgår i Landovervågningsprogrammet, og derfor er der etableret en hydrometrystation både ved indløbet og ved udløbet af oplandet. Samtidig er der i perioden 1989-1992 og 1995-1998 udført synkrone vandføringsmålinger ved begge stationer 2-3 gange månedligt. Dermed har det været muligt at konstruere forskellige synkron-dataset, med varierende antal målinger og målinger udført på forskellige tidspunkter af året.

I tabel 5 ses de forskellige konstruerede dataserier, som er navngivet $Qq1$ til $Qq7$. Hver Qqx serie indeholder et bestemt antal synkronmålinger, og for hver af disse serier er der fundet en lineær relation imellem Qq målingerne, og disse relationer ses i figur 14. De relationer, der ses i figur 14 er dernæst benyttet til at beregne en kontinuert vandføring ved synkronstationen, ved at indsætte den kontinuert målte vandføring fra hovedstationen i Qq -ligningerne. Derved fremkommer en beregnet vandføringsserie ved synkronstationen, som er sammenlignet med den kontinuerte vandføringsserie, der rent faktisk blev målt ved synkronstationen. Afvigelserne imellem de beregnede vandføringsserier og den "sande" målte vandføring ved synkronstationen er beregnet via ligningerne 5-7 (kapitel 4.2), og resultaterne for de årlige afvigelser i de to undersøgte perioder i Lillebæk, ses i figur 15.

Tabel 5. Oversigt over konstruerede dataserier til analyse af målefrekvensen ved synkronstationer.

Tidsserie	Målefrekvens, synkronmålinger
$Qq1$	De to højeste og de to laveste målinger per år
$Qq2$	En måling hver måned sommer (maj–okt), hver 2. måned vinter (nov–apr).
$Qq3$	En måling hver måned vinter (nov–apr), hver 2. måned sommer (maj–okt).
$Qq4$	En måling hver 2. måned
$Qq5$	En måling hver 3. måned
$Qq6$	En måling hver måned

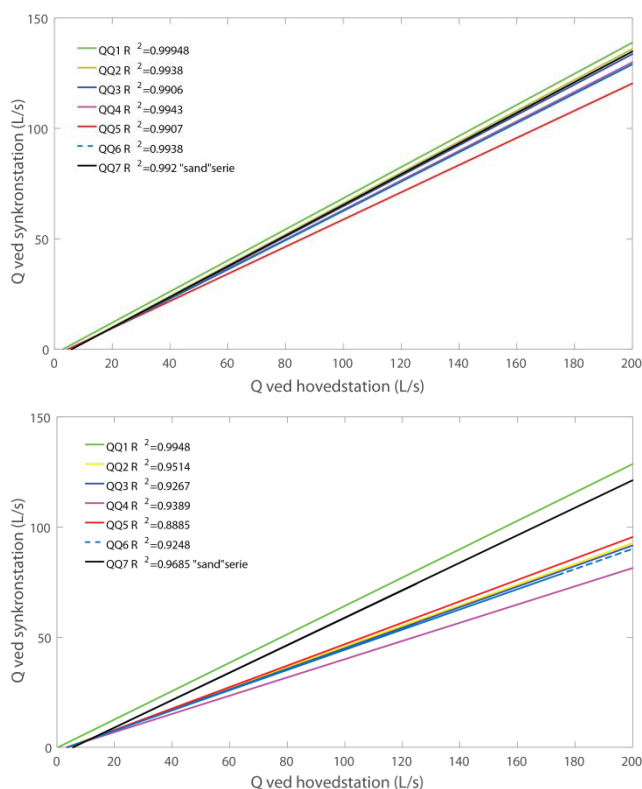


Fig. 14. Qqrelationer i mellem vandføringer målt ved ind- og udløb i oplandet til Lillebæk, på baggrund af de forskellige konstruerede testserier (tabel 5), i perioden 1989-1992 (venstre) og perioden 1995-1998 (højre).

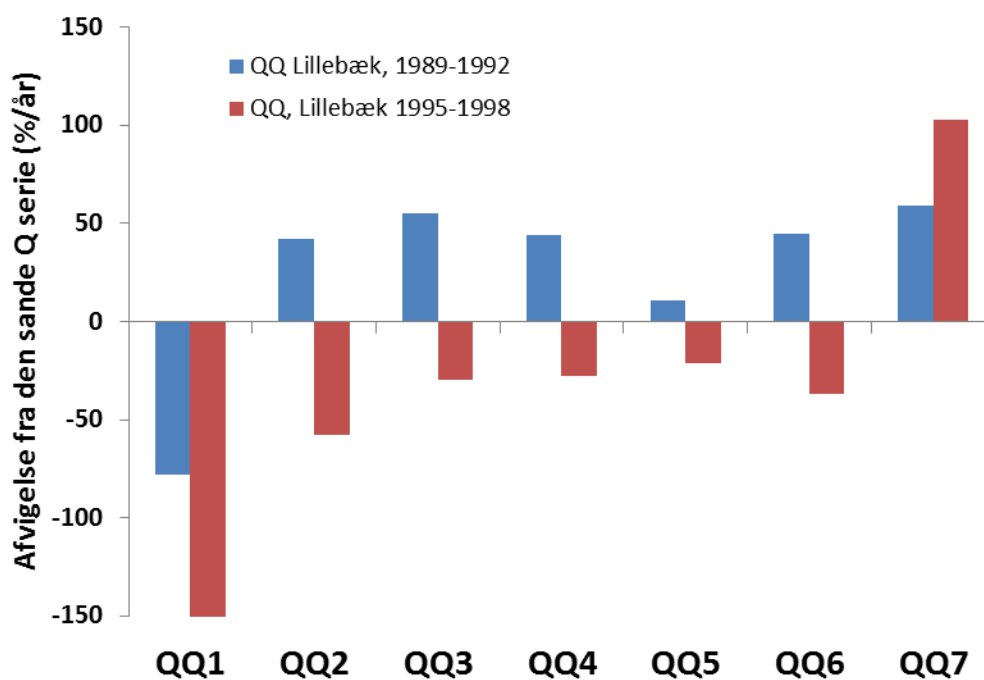


Fig. 15. Beregnet afvigelse af den beregnede vandføringsserie ved synkronstationen (på baggrund af den etablerede Qq-relation fra den "sande" målte vandføringsserie ved synkronstationen). For forklaring på Qqx navngivningen se tabel 5.

Det ses, at de etablerede Qq relationer generelt er godt bestemt for begge perioder og alle datakombinationer med høje R^2 værdier (Fig. 14). Qq relationen baseret på færrest synkronmålinger (Qq5, 3-4 målinger per år) har den laveste R^2 værdi, som dog stadigvæk er relativt højt. Det ses imidlertid, at selvom R^2 værdierne er høje, så varierer Qq-relationernes hældninger, hvilket betyder, at de estimerede vandafstrømninger varierer afhængigt af, hvor mange Qq-målinger Qq-relationen baseres på. Det ses f.eks. for begge perioder, at den Qq-relation, der kommer tættest på Qq-relationen, der er baseret på alle målinger (Qq7), faktisk er Qq-serien bestående af årets to højeste og to laveste målinger (Qq1) (Fig. 14). I perioden 1995-1998 er det Qq-serien, der er baseret på en synkronmåling hver anden måned (Qq4), som giver en Qq-relation længst væk fra den med alle målinger (Qq7).

Når de årlige estimerede afstrømningers afvigelser fra den målte vandføring ved synkronstationen betragtes (fig. 15) ses det, at der er ganske betydelige afvigelser imellem den målte og den estimerede. Det ses endog, at serien estimeret på baggrund af alle data faktisk giver en af de højeste afvigelser i forhold til den faktiske målte vandafstrømning ved synkronstationen. En af forklaringerne på de relativt dårlige Qq-relationer forventes at være, at der i perioder over sommeren strømmer ganske lidt vand, særligt ved den opstrøms synkronstation i Lillebæk. Sådanne perioder kan være vanskelige at repræsentere via Qq-relationerne, da der typisk vil være en anden afstrømningsdynamik i tørre perioder, f.eks. ved at afstrømningen kan være nul ved synkronstationen, selvom der er variationer i vandføringen ved hovedstation.

Baseret på Qq-analysen fra Lillebæk er det derfor vanskeligt at sige noget entydigt omkring det optimale antal synkronmålinger, eftersom det givetvis vil variere afhængigt af vandløbstype, og afhængigt af, om f.eks. synkronstationen i perioder løber tør. Derfor anbefales det foreløbigt, at hvis det er nødvendigt at benytte synkronstationer, så skal antallet af synkronmålinger til monitorering af deloplande følge anbefalingerne for hovedstationerne (se kapitel 7), da det hydrauliske regime også forventes at være en betydende faktor for bestemmelse af deloplandenes afstrømning. Det vil dog være hensigtsmæssigt, at der udføres en yderligere analyse, hvor flere typer stationer indgår, for at få et bedre grundlag for at vurdere anvendeligheden af synkronstationer.

6 PRØVETAGNINGSHYPPIGHED OG BEREKNING AF KVÆLSTOFTRANSPORT – METODE

Transporten af kvælstof ved en målestation i et vandløb beregnes normalt ud fra den beregnede døgnmiddel vandføring ved målestationen og punktprøver eller puljede prøver, der er blevet analyseret for koncentrationen af kvælstof, oftest total kvælstof. Det forudsættes derfor, at der forefindes en fuld dataserie af døgnoplysninger om vandføringen beregnet efter gældende tekniske anvisninger og et antal vandprøvetagninger, hvor der er foretaget en analyse af kvælstof. Transporten af kvælstof i vandløbet ved en given målestation integrerer så tabet fra alle kilderne i det hydrologiske opland til målestationen (se kapitel 8).

6.1 Metode

Den 'sande' kvælstoftransport i et vandløb kan ikke opgøres, da det vil kræve dataserier af vandføring og koncentration for hvert enkelt tidspunkt igennem den periode, man er interesseret i at opgøre transporten over. Da dette ikke i dag kan lade sig gøre har man normalt kun stikprøvemålinger af, hvad koncentrationen af kvælstof i virkeligheden har været igennem måleperioden (Fig. 16).

Beregning af kvælstoftransporten foretages derfor efter følgende ligning:

$$\text{Transport af kvælstof} = k \sum_{i=1}^n Q_i \cdot C_i \quad (8)$$

Hvor k er en konstant til omregning af enheder. Hvis transport skal være i kg er k = 31,536 (normalt år) i skudår er k = 31,6224.

Q_i er den daglige vandføring (L/s) og C_i er den målte og beregnede koncentration (mg/L).

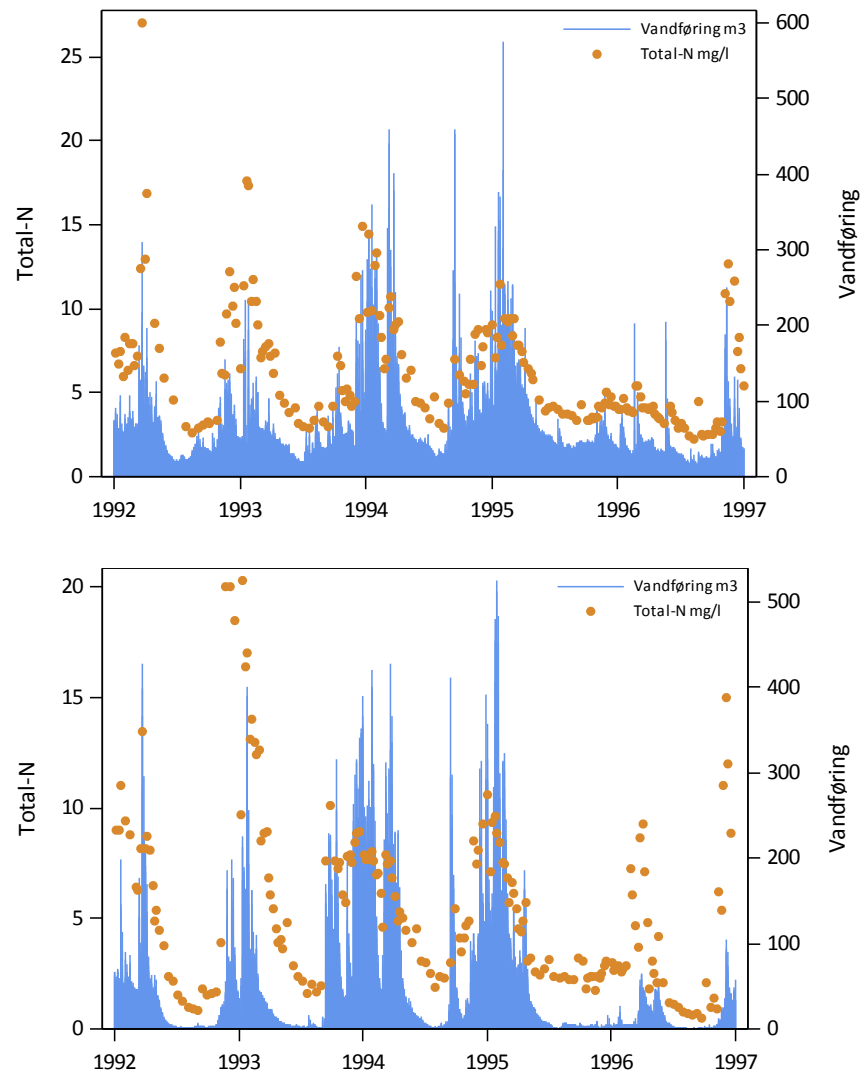


Fig. 16. Målinger af koncentrationen af total kvælstof samt vandføringen gennem en periode på 5 år ved vandløbsstationen Oddebæk (øverst) og for Højvadsrende (nederst). Vandføringen er givet i $\text{m}^3/\text{døgn}$.

Til beregning af den samlede kvælstoftransport er det nødvendigt at foretage en interpolation mellem målepunkterne, hvilket kan gøres med mange forskellige metoder. I Danmark anvendes i det nationale overvågningsprogram en meget simpel men robust metode, som kaldes 'lineær interpolationsmetoden' (Fig. 17). Test af forskellige andre metoder er foretaget i f.eks. Kronvang og Bruhn (1996). Andre relevante metoder kan være afarter af 'C-Q regressionsmetoder, hvor der etableres en regressionsammenhæng mellem koncentrationen og vandføringen (Fig. 18).

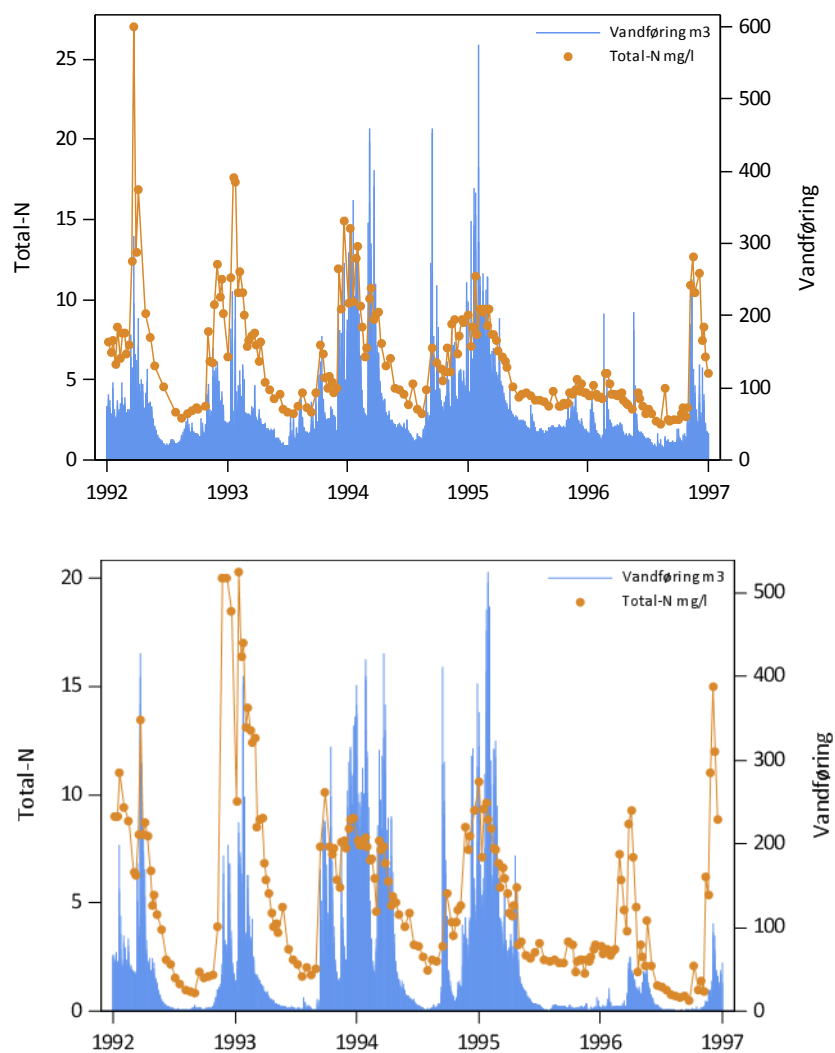


Fig. 17. Et eksempel på lineær interpolation mellem observerede koncentrationer af total kvælstof gennem en periode på 5 år i Oddebæk (øverst) og Højvads Rende (nederst). Vandføringen er givet i m³/dgn.

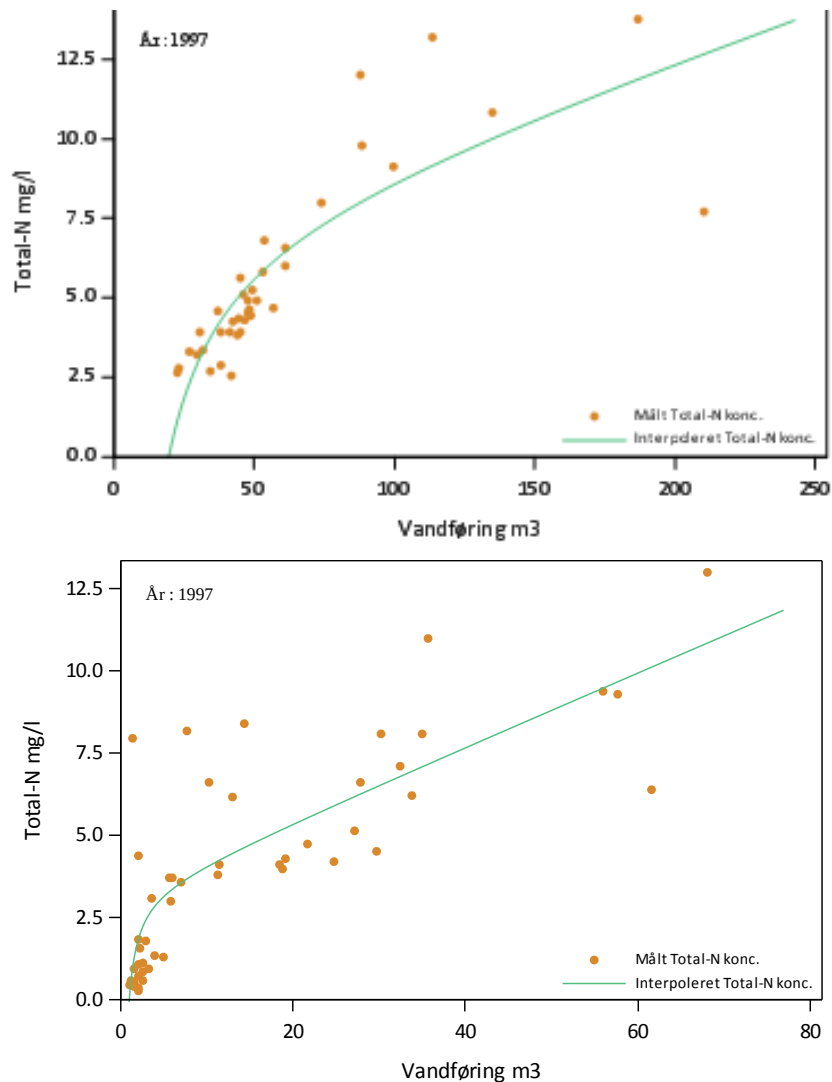


Fig. 18: Et eksempel på regressions sammenhænge mellem vandføring og målte koncentrationer af total kvælstof i Odderbæk (top) og Højvads Rende (nederst) i 1997. Vandføringen er givet i $\text{m}^3/\text{døgn}$.

6.2 Procedure

Ved den 'lineære interpolationsmetode' interpoleres der lineært mellem årets koncentrationsmålinger af kvælstof for på dette grundlag at kunne generere døgnkoncentrationer af kvælstof. Ved årets start og slut interpoleres der desuden hen til den nærmeste koncentrationsmåling i det tilstødende år, dog højst 6 uger inde i dette år, for at interpolationen skal være retvisende. Hvis der ikke findes målinger i det tilstødende år kan der ekstrapoleres lineært fra årets første/sidste koncentration hen til årsskiftet.

Der må højst være 6 uger mellem to koncentrationsmålinger, medmindre vandløbet i den pågældende periode har været tørlagt (vandføringen er nul: $Q=0$). Der må desuden højst ekstrapoleres 4 uger ved årets start og slut.

Det er afgørende, hvor mange stikprøver af vand, der skal udtages hvert år (prøvetagningsfrekvensen), og hvordan de skal fordeles over året. Der er lavet en analyse af dette med udgangspunkt i data fra forskellige

typer af vandløb (Odderbæk: HR I, Højvadsrende: HR IV, Bolbro bæk: HR II) (se bilag 6 for detaljeret metodebeskrivelse). Analysen viser entydigt, at en stigende prøvetagningsfrekvens i vandløbene reducerer usikkerheden på den beregnede årlige kvælstoftransport (Fig. 19 og 20). Usikkerheden er angivet som bias, dvs. afvigelsen fra den 'sande' kvælstoftransport her antaget som værende den, hvor alle prøverne i året er anvendt i beregningen (N=32). Når bias i Fig. 19 er negativ viser det, at den 'sande' kvælstoftransport er underestimeret. Desuden er der i Fig. 19 vist spredningen ved forskellige antal prøvetagninger pr. år, som et mål for hvor sikkert bestemmelsen af den årlige kvælstoftransport er beregnet.

Det ses af fig. 19, at der som minimum skal en prøvetagningsfrekvens på 12 vandprøver pr. år til for at nå under en bias på 5 % ved beregningen af den årlige kvælstoftransport med lineær interpolation. I to af de 9 år er 12 prøver ikke nok, og en frekvens på minimum 16 prøver pr. år skal benyttes for at alle 9 analyserede år har en bias på under 5 %. I fig. 20 er spredningen på den beregnede årlige kvælstoftransport med anvendelse af de forskellige prøvetagninger pr. år vist. Det er tydeligt, at der skal mere end 12 årlige prøver til, hvis kvælstoftransporten i vandløb skal beregnes med en spredning, der er mindre end ± 10 %.

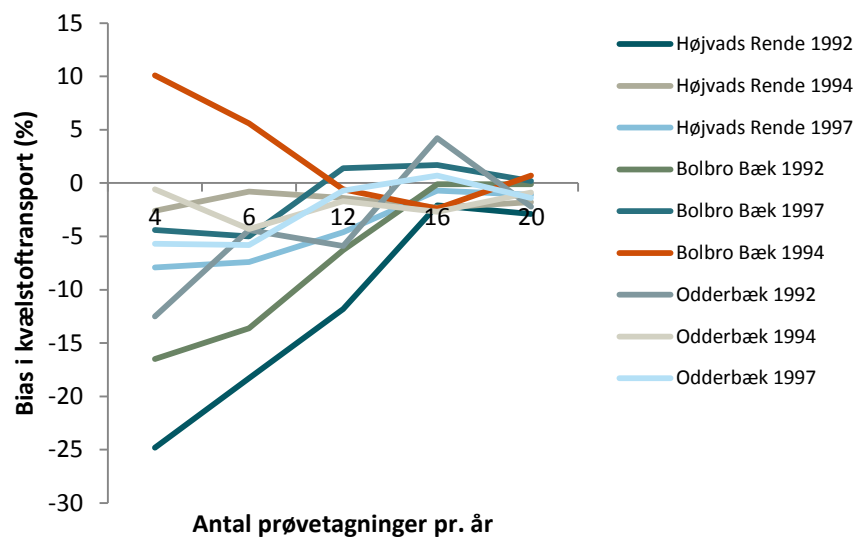


Fig. 19. Bias ved forskellige antal prøvetagninger pr. år i tre forskellige vandløbstyper.

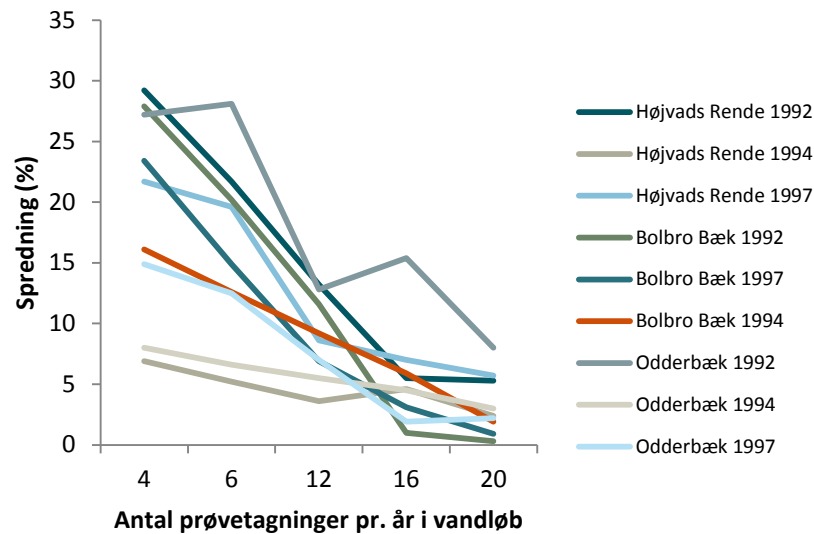


Fig. 20. Spredning ved forskellige antal prøvetagninger pr. år i tre forskellige vandløbstyper.

Når der tages hensyn til de 3 forskellige vandløbstyper, er konklusionen, at der som minimum skal udtages 12 årlige prøver, dog med et større antal prøver, f.eks. 18 i vandløb, som er meget dynamiske (f.eks. Højvads Rende). De 12 prøvetagninger foretages med en prøve hver måned, mens de 18 prøvetagninger er en hver måned i sommerhalvåret (april-september) og hver 14'ende dag i vinterhalvåret (oktober-marts). Det skal bemærkes, at i analysen for prøvetagningsfrekvensen til bestemmelse af kvælstoftransporten, er der kun set på betydningen af antallet af vandprøver til koncentrationsbestemmelse. Dermed er der ikke lavet en samlet analyse, hvor både usikkerheden forbundet med antallet af vandprøver og usikkerheden på bestemmelsen af vandføringen tages i betragtning i forhold til bestemmelsen af kvælstoftransporten. Da usikkerheden på vandføringsbestemmelsen er stationsafhængig i forhold til valg af hydrometrisk stationstype og kvaliteten af selve målestationen ift. fysiske forhold (skikkelse, fald) og grødepåvirkning vil det være hensigtsmæssigt, at en sådan analyse fremadrettet gennemføres for en række af typestationer.

6.3 Beregningseksempel

I det følgende er der vist et eksempel på beregning af total kvælstoftransport med anvendelse af 3 forskellige metoder. Analysen er foretaget på baggrund af et unikt datasæt med næsten daglige prøvetagninger og analyser for total kvælstof i Odense Å ved målestationen Kratholm.

Test er foretaget for tre år 1992, 1994 og 1997, år som var meget forskellige i deres nedbørsforhold og dermed hydrologi og koncentrationer af total kvælstof (Fig. 21).

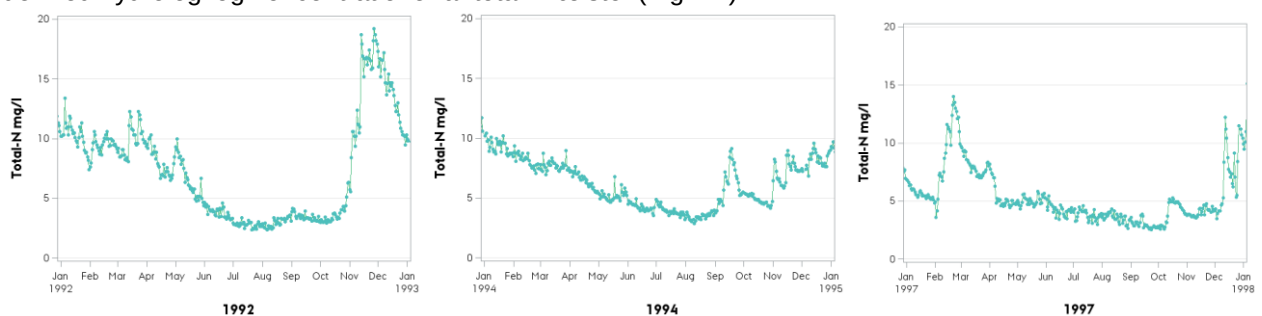


Fig. 21. Koncentrationen af total kvælstof i Odense Å ved Kratholm målestationen i de tre år 1992, 1994 og 1997.

Der er afprøvet 3 beregningsmetoder på data fra Odense Å, Kratholm. C-lineær interpolation, som er beskrevet ovenfor som standard metode i overvågningen og en metode med LogC – LogQ regression ($C = \exp(a) \cdot (Q^b) \cdot \exp(0.5 \cdot \text{mse})$, hvor mse står for "mean square error"). Derudover er en ny Helcom regressionsmetode benyttet ($C = a/Q + b + c \cdot Q$, fra HELCOM 2013). Der er blevet gennemført en test med tilfældigt udtag af henholdsvis 12 prøver, 26 prøver og 52 prøver pr. år. I fig. 22 er der vist et eksempel på et resultat at de tre forskellige prøvetagningsfrekvenser.

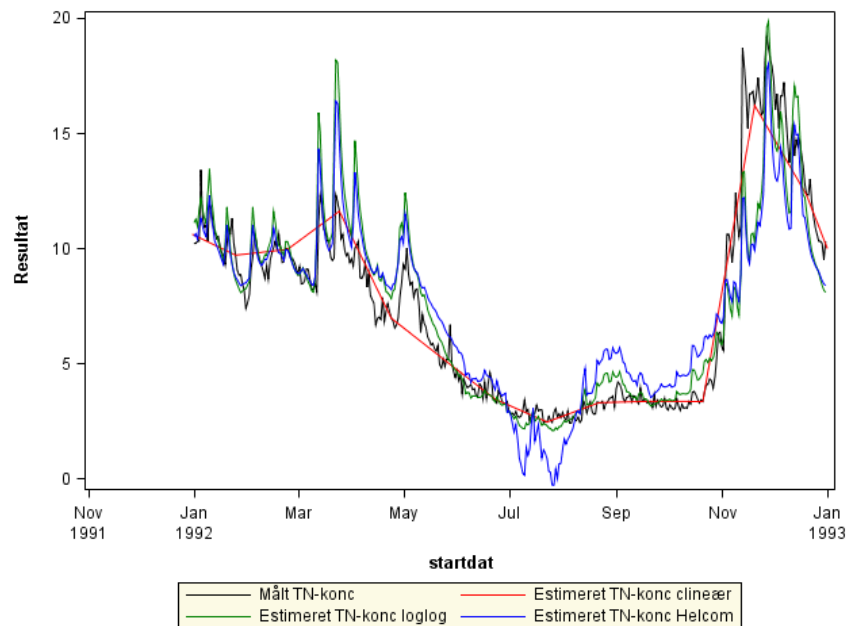
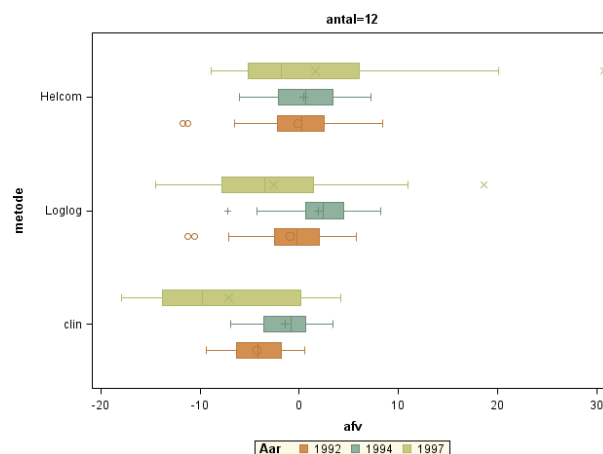


Fig. 22. Målte koncentrationer af total N sammenholdt med de interpolerede koncentrationer som fremkommer ved anvendelse af de tre metoder.

Analysen af, hvor gode de 3 metoder er til at beregne total kvælstoftransport, er vist i fig. 23. Det ses, at der ved anvendelse af lineær interpolation er en entydig bias, som er en underestimering af kvælstoftransporten. Den nye HELCOM metode er næsten uden bias, især ved 26 årlige prøver med relativ stor spredning. LogC-LogQ regressionsmetoden er mindre robust end de andre to metoder med både positiv og negativ bias og med samme spredning som lineær interpolation.



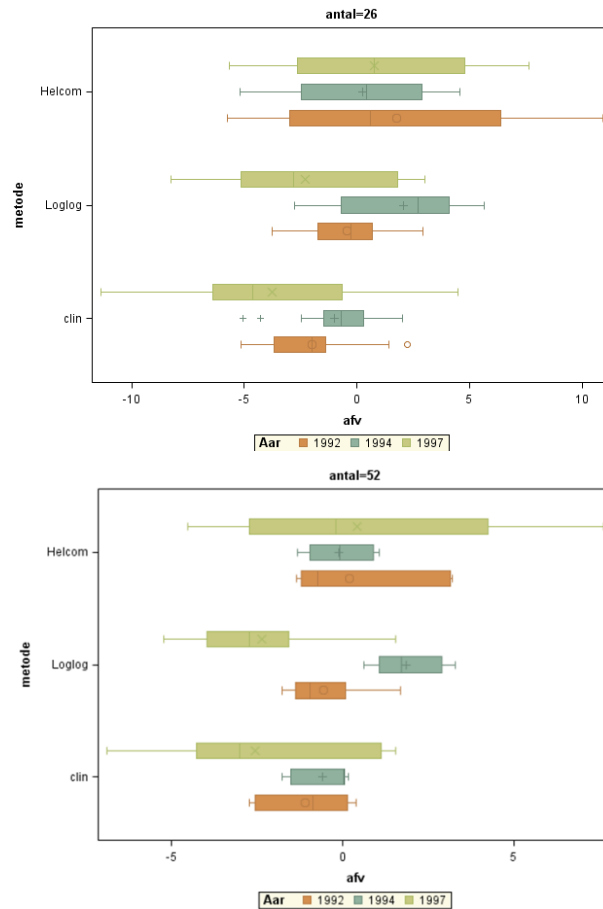


Fig. 23. Fordelingen af afvigelser af den modelberegnete kvælstoftransport fra den målte kvælstoftransport. Den modelberegnete kvælstoftransport er udført med 3 forskellige metoder i 3 år ud fra gentagne udtag af et dagligt datasæt (N=25, N=13 og N=7 ved de tre prøvetagningsfrekvenser 12, 26 og 52 gange pr. år). De farvede kasser angiver 25 og 75 percentilerne, og hviskerne angiver 10 og 90 percentilerne. Lodrette streger i de farvede bokse angiver medianværdien og krydserne angiver middelværdien.

En test af de tre transportberegningemetoder er også foretaget i LOOP oplandet Højvads Rende (Fig. 24). Det ses, at i dette meget mindre vandløb end Odense Å rammer de to regressionsmetoder ikke de målte koncentrationer særlig godt.

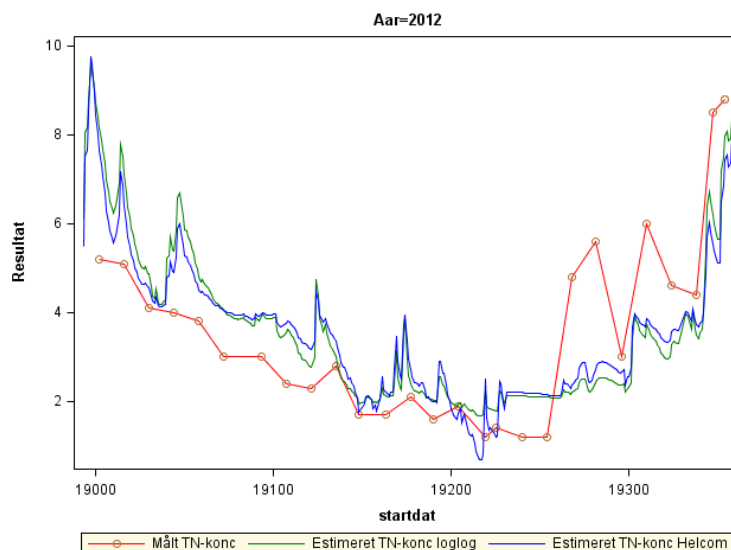


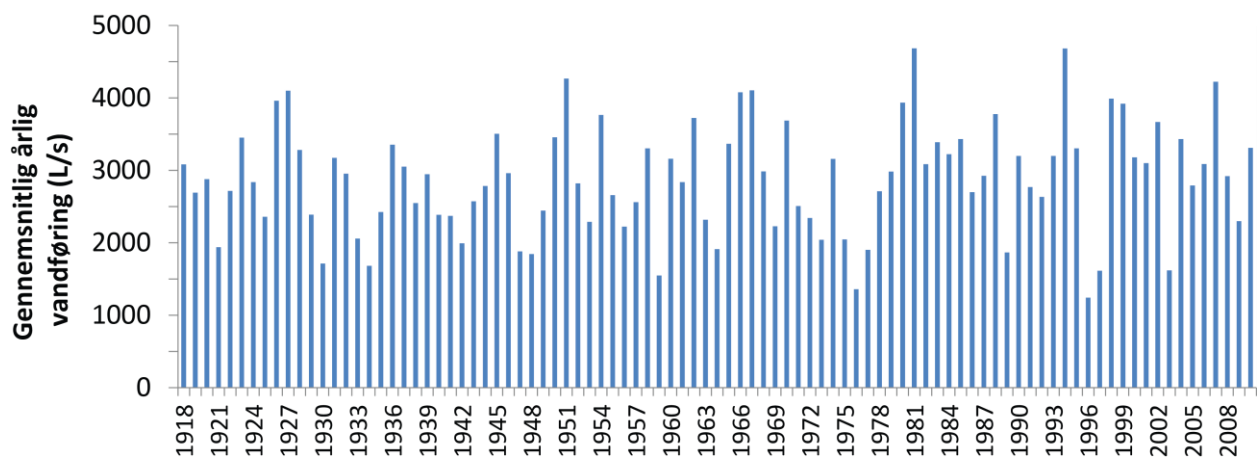
Fig. 24. Målte totale kvælstofkoncentrationer og de simulerede koncentrationer med de to regressionsmetoder i Højvads Rende i 2012.

De foretagne statistiske analyser viser, at det er vanskeligt entydigt at pege på en bedre metode end lineær interpolation til beregning af total kvælstoftransport i vandløb. Den lineære metoder er endvidere simpel, robust og anvendes i det landsdækkende overvågningsprogram. Resultaterne fra eksemplet fra Odense å antyder dog, at der er et behov for at se på de nye metoder til stoftransportberegninger.

7 BEREGNING AF VANDFØRINGSNORMALISERET KVÆLSTOFEMISSION

7.1 Vandføringsnormalisering

I forbindelse med opgørelsen af kvælstofemissioner fra et opland, som skal baseres på få års målinger, er det nødvendigt at tage højde for klimavariationer, herunder specifikt variationer i afstrømningen, da kvælstofemissionen afhænger betydeligt af det enkelte års afstrømningsforhold. Et meget tørt år vil typisk resultere i en mindre kvælstofemission end et vådt år. Nødvendigheden af at tage højde for klimaets påvirkning af afstrømningsforholdene kan også illustreres via fig. 25. Fig. 25 viser den målte årlige afstrømning ved en hydrometristation i Odense å. Det er tydeligt, at de årlige afstrømninger varierer betydeligt. Hvis målinger udføres i f.eks. en treårig periode med afstrømningsforhold som dem, der observeres omkring 1975, vil det give et andet resultat, end hvis der måles i en periode med afstrømningsforhold lignende dem, der kan observeres omkring 1980 (Fig. 25).



Figur 25. Årlige afstrømninger beregnet for hydrometristationen Nørre Broby i Odense å, i perioden 1917 til 2010.

Derfor er det vigtigt, at den årlige afstrømning, der skal bruges til at beregne kvælstoftransporten fra et ID15-opland, normaliseres i forhold til vandføringen, sådan at de store år-år variationer bliver udjævnet. Den vandføringsnormaliserede kvælstofemission ved en station i et ID15-opland kan beregnes via følgende formel:

$$L_{iN} = L_i \cdot \frac{\bar{Q}}{Q_i}, i = 1, 2, \dots, k. \quad (9)$$

$L_i, i = 1, 2, \dots, k$ betegner de årlige kvælstofemissioner for årene 1 til k målt i ID15-oplandet og Q_i betegner de tilhørende afstrømninger fra ID15-oplandet for de samme år. $\bar{Q}$ betegner den gennemsnitlige årlige afstrømning for ID15-oplandet for en tyveårig periode.

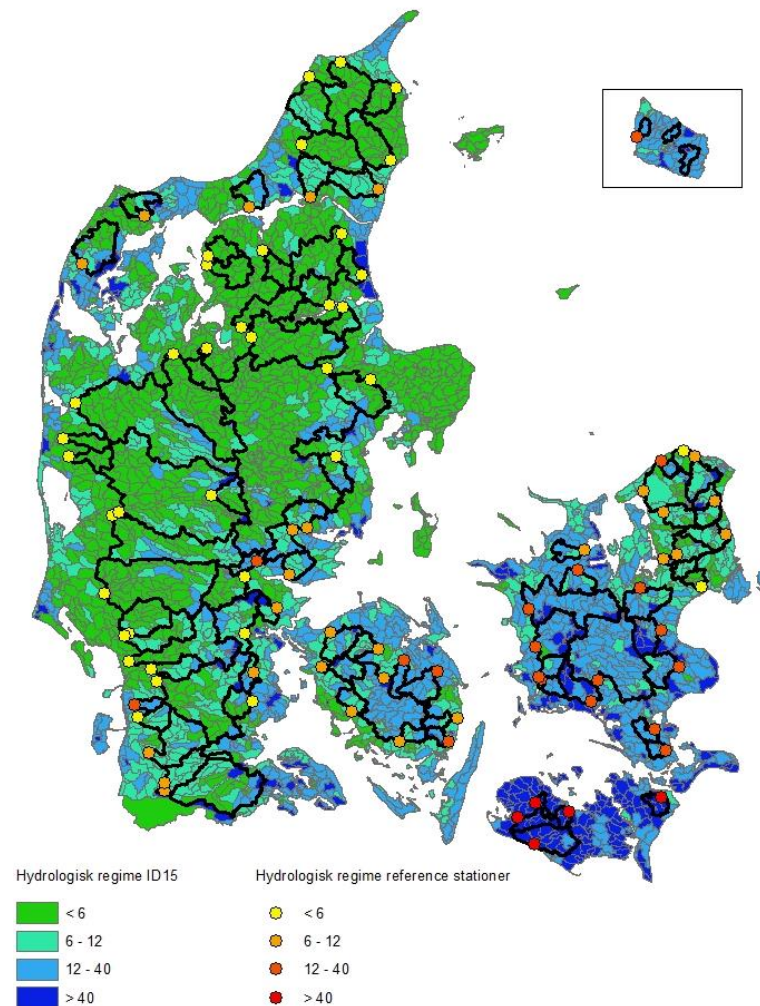
7.2 Referencestationer

For at kunne vandføringsnormalisere afstrømninger målt i en kortere årrække i et ID15 opland uden en eksisterende lang afstrømningstidsserie, er det nødvendigt at have afstrømningsdata for en lang tidsperiode fra en anden hydrometri station inden for det samme vandløbssystem eller i et nærliggende vandløbssystem. De år, hvor der måles en afstrømning i ID15 oplandet, kan så bruges til at etablere en relation imellem vandføringen i ID15 oplandet og den nærliggende hydrometri station, som vil fungere som en referen-

cestation med en lang tidsserie. Denne relation kan så bruges til at beregne en afstrømningstidsserie bagud i tid ved hydrometri stationen i ID15 oplandet, sådan at $\bar{Q}$ i ligning 8 kan beregnes.

For at en station er egnet som referencestation til vandføringsnormalisering, skal den være aktiv og der skal være en lang vandføringstidsserie, som minimum har en tidsserie med 20 års målinger. Dernæst er det væsentligt, at stationen dræner et opland af en vis størrelse. Hvis oplandet er for lille, er der en stor sandsynlighed for, at det er de helt lokale afstrømningsforhold, der afspejles i tidsserien, og dermed forventes det, at en relation til et andet mindre opland vil være vanskelig at etablere. Derfor er referencestationerne udvalgt på baggrund af dels kriteriet om de lange tidsserier og dels et kriterium om, at oplandet skal have et areal på $>20 \text{ km}^2$. I fig. 26 ses resultatet af udvælgelsen af referencestationer. Der er i alt fundet 90 egnede referencestationer, på baggrund af det eksisterende hydrometristsationsnet i Danmark. Dermed vil et ID15 opland skulle vandføringsnormaliseres til den nedstrøms referencestation i samme opland. I de områder, som ikke er dækket af en referencestation, vil det være nødvendigt at foretage en individuel vurdering af de nærmeste referencestationer, i forhold til om deres afstrømninger har et lignende afstrømningsmønster. Dette er særligt aktuelt i kystområderne og på Djursland (Fig. 26). Detaljerede stationsoplysninger på de 90 udvalgte referencestationer kan findes i Bilag 3.

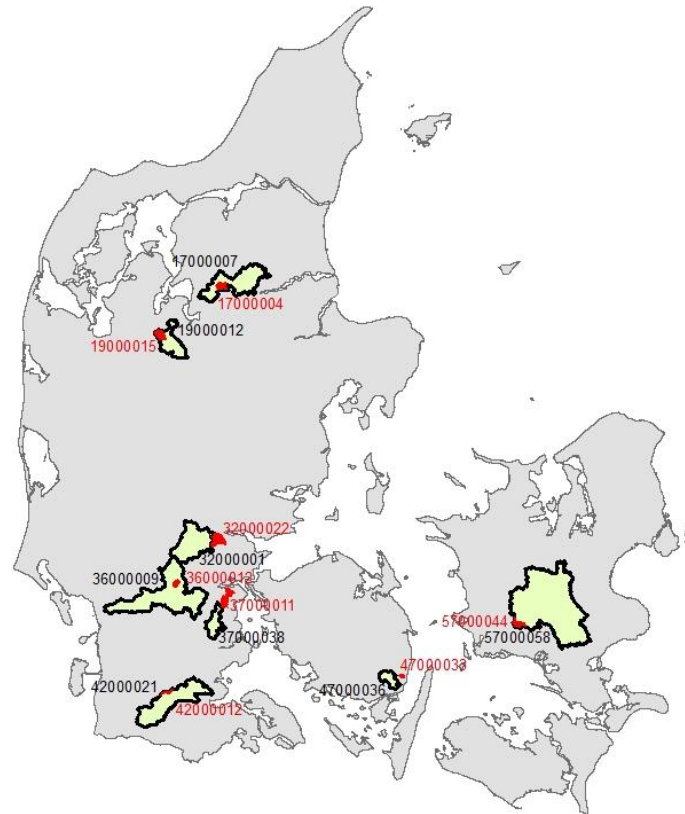
Der er også nogle referencestationer, som repræsenterer meget store oplande (f.eks. Gudenåens opland). Det vil i disse oplande være nødvendigt at udføre en yderligere undersøgelse af, hvilken station der kan benyttes som referencestation. Der vil f.eks. givetvis være nogle af de små opstrøms oplande i Gudenåens opland, som ikke nødvendigvis kan korreleres til den store nedstrøms station. I sådanne tilfælde vil det være nødvendigt at lave yderligere undersøgelser i forhold til stationer i nabooplande og/eller ændre på de kriterier om oplandsstørrelse og lange tidsserier. I forhold til en endelig anbefaling omkring referencestationer er det nødvendigt, at der udføres yderligere analyser, både af eksisterende data fra hydrometri stationer og eventuelt også af modelestimer af afstrømninger. Med den nuværende analyse er det ikke muligt at give et kvalificeret bud på, hvor mange ID15 oplande der potentielt vil være problematiske i forhold til at koble dem med en nedstrøms referencestation.



Figur 26. Fordelingen af referencestationer og tilhørende oplande til brug for beregning af en vandføringsnormaliseret afstrømning i et givet ID15-opland. Oplandenes farver angiver hvilket hydrologisk regime hvert enkelt ID15 opland tilhører. De farvede cirkler angiver, hvilket hydrologisk regime, der er ved referencestationen.

Der er lavet en analyse af data fra otte forskellige, mindre typeoplande og dertil hørende referencestationer for at teste, hvor godt en vandføringsnormaliseret afstrømning kan estimeres i typeoplandet via relationen til referencestationen med den lange afstrømningstidsserie. Typeoplandene antages i denne sammenhæng at repræsentere et ID15-opland.

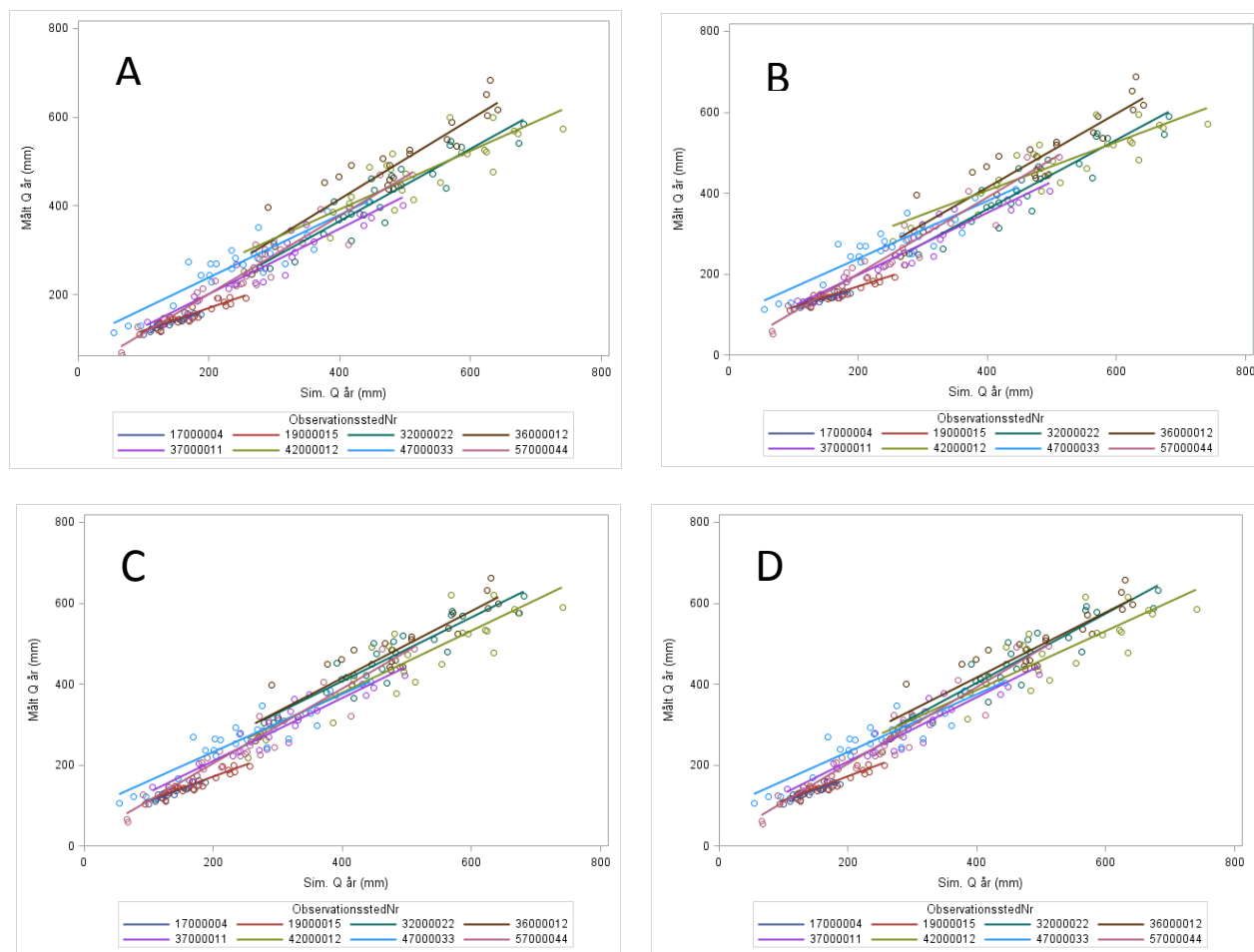
Typeoplandene og referencestationerne er udvalgt sådan, at de dækker de forskellige hydrologiske regime typer (se afsnit 2.2). Placeringen af de udvalgte typeoplande, referenceoplande og referencestationer er vist i fig. 27. Fælles for de otte udvalgte typeoplande og referencestationer er, at der ved begge stationstyper er afstrømningsdata tilgængelige i perioden 1990 til 2014. Dette muliggør, at den klimanormaliserede årlige afstrømning beregnet for de små oplande via relationen til referencestationen kan valideres i forhold til den gennemsnitlige afstrømning, der rent faktisk blev målt i perioden.



Figur 27. De otte undersøgte typeoplande (rød) og tilhørende referenceoplande (grøn).

Relationerne i mellem typeoplandene og referenceoplandene er etableret ved at benytte både månedsværdier og kvartalsværdier af afstrømningerne. I Fig. 28 ses henholdsvis månedsværdier og kvartalsværdier ved referencestationerne og ved de små stationer, der dækker typeoplandene og de tilhørende lineære relationer. De lineære relationer har generelt gode forklaringsgrader, med den laveste R^2 -værdi ved station nr. 17000004 på 0,47, og den højeste ved station nr. 36000012 på 0,95. I tabel 6 ses resultaterne af de beregnede årlige afstrømninger i typeoplandene for de udvalgte oplande og referencestationer. Generelt er der ifølge analysen ikke nogen signifikant forskel på, om relationerne etableres på basis af månedsværdier eller kvartalsafstrømninger, og dernæst om der er brugt 3 eller 6 års data til at etablere relationerne.

For de otte undersøgte typeoplande, er der ingen signifikant sammenhæng i mellem hydrologisk regime for typeoplandet og så usikkerheden på bestemmelsen af middelaflstrømningen ($R^2=0,3$). Derfor konkluderes det, at relationerne i mellem ID15-oplandene og referencestationerne skal etableres ved at benytte månedsværdier af afstrømningen og ved at benytte minimum tre års afstrømningsmålinger i ID15-oplandet uafhængigt af hydrologisk regime. Den relation, der etableres imellem ID15-oplandets og referenceoplandets afstrømning baseret på de minimum 3 års målinger kan så benyttes til at beregne den gennemsnitlige afstrømning fra ID15-oplandet over den seneste tyveårige periode. Denne værdi benyttes til at beregne en vandføringsnormaliseret kvælstoftransport fra ID15-oplandet for måleperioden (ligning 9).



Figur 28. Qq-relationer for de otte udvalgte typeoplade og deres referenceoplade. A) og B) viser Qq relationer for henholdsvis tre års og seks års målinger, når der benyttes månedsværdier for afstrømninger, og C) og D) viser Qq-relationer for henholdsvis tre og seks års målinger, når der benyttes kvartalsværdier.

Tabel 6. Sammenligning mellem målt og beregnede gennemsnitlige (klimanormaliserede) afstrømninger i perioden 1990-2014 for de otte testede typeoplande.

Typeopland	Målte afstrømninger, typeoplande	Vandføringsnormaliseret gennemsnitlig vandafstrømning, middel og gennemsnitlig afvigelse fra målt i periode 1990-2014							
		Kvartalsafstrømninger, 3 årig periode (mm/år)		Kvartalsafstrømninger, 6 årig periode (mm/år)		Månedsafstrømninger, 3 årig periode (mm/år)		Månedsafstrømninger, 6 årig periode (mm/år)	
		Mid (mm/år)	Afv. (%)	Mid (mm/år)	Afv. (%)	Mid (mm/år)	Afv. (%)	Mid (mm/år)	Afv. (%)
17000004	135	134	-1	131	-3	134	-1	130	-4
19000015	169	153	-9	153	-9	153	-9	153	-9
32000022	466	418	-10	459	-2	416	-11	459	-2
36000012	473	479	1	474	0,2	479	1	474	0,2
37000011	290	266	-8	279	-4	267	-8	279	-4
42000012	516	468	-9	467	-9	475	-8	469	-9
47000033	242	267	10	261	8	267	10	261	8
57000044	263	256	-3	262	-0,4	259	-2	262	-0,4
Abs. Mid afv.%			7		4		6		5
Spredning %			±3,8		±3,7		±4,2		±3,7

7.3 Antal måleår til beregning af vandføringsnormaliseret kvælstofemission

Der er gennemført en statistisk analyse af sammenhængen mellem antallet af måleår og den nøjagtighed, hvormed man kan bestemme en normaliseret årlig transport af total kvælstof i et vandløb. Det vil sige en analyse af, hvor mange år man skal måle i et givet opland for at få en repræsentativ gennemsnitlig normaliseret årlig transport. Metoden er beskrevet i Bilag 4. I analysen er der anvendt data fra 58 mindre vandløb, der afvander oplande af omkring samme størrelse som ID15 fra det landsdækkende overvågningsprogram (NOVANA) (Bilag 1). Fordelingen af oplandsstørrelser i analysen er vist i Tabel 7.

Der er gennemført analyser med udgangspunkt i en nøjagtighed på 5%, 10%, 15% og 20% i bestemmelsen af den normaliserede årlige kvælstoftransport. Resultatet er grupperet i forhold til de hydrologiske regimer i hvert af de 58 vandløb (se kapitel 2.2).

Tabel 7. Oversigt over størrelsen af de vandløbsoplande, som indgår i den statistiske analyse.

Oplandsstørrelser	Antal oplande
< 500 ha	11
500-10.000 ha	11
10.000-20.000 ha	17
20.000-30.000 ha	6
	4
>40.000 ha	9
I alt	58

Resultatet af de gennemførte analyser viser, at der skal måles i mange år, før man kan beregne en normaliseret årlig kvælstoftransport med en sikkerhed på 5 % afhængig af hydrologisk regimetype (Fig. 29). I de jyske vandløb kræver det målinger i 30-50 år og for vandløb på øerne er det 40-70 år. Det er selvfølgelig en urealistisk lang måleperiode. Ved en nøjagtighed på 10 % falder kravet i de jyske vandløb da også til 7-10 år og i vandløb på Øerne til 10-20 år (Fig. 30). Sænkes kravet til nøjagtigheden på bestemmelsen af den normaliserede kvælstoftransport til 15 % eller 20 % usikkerhed falder antallet af måleår markant (Fig. 31 og 32). Ved en nøjagtighed på 15 % skal der typisk måles 4-6 år i vandløb i Jylland og 4-9 år i vandløb på Øerne (Fig. 31). Ved 20 % nøjagtighed er der tale om målinger i 3-5 år uanset, hvor vandløbet ligger (Fig. 32). Anbefalingerne i forhold til antallet af måleår er derfor knyttet til både den hydrologiske regimetype, som vandløbet tilhører, og den geologiske region, som vandløbet ligger i.

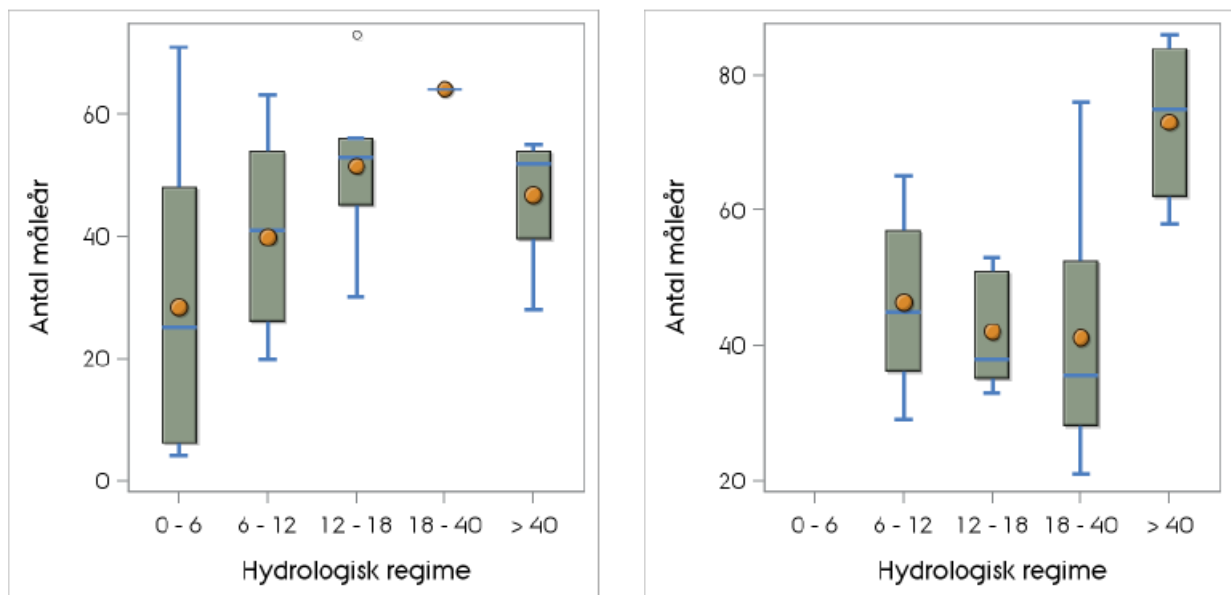


Fig 29. Kravet til antal af måleår ved en nøjagtighed på 5 % i bestemmelsen af den normaliserede kvælstoftransport i vandløb ved forskellige hydrologisk regimetyper i Jylland (venstre) og på Øerne (højre). De farvede kasser angiver 25 og 75 percentilerne, og hviskerne angiver 10 og 90 percentilerne. Vandrette streger i de farvede bokse angiver medianværdien og cirklerne angiver middelværdien.

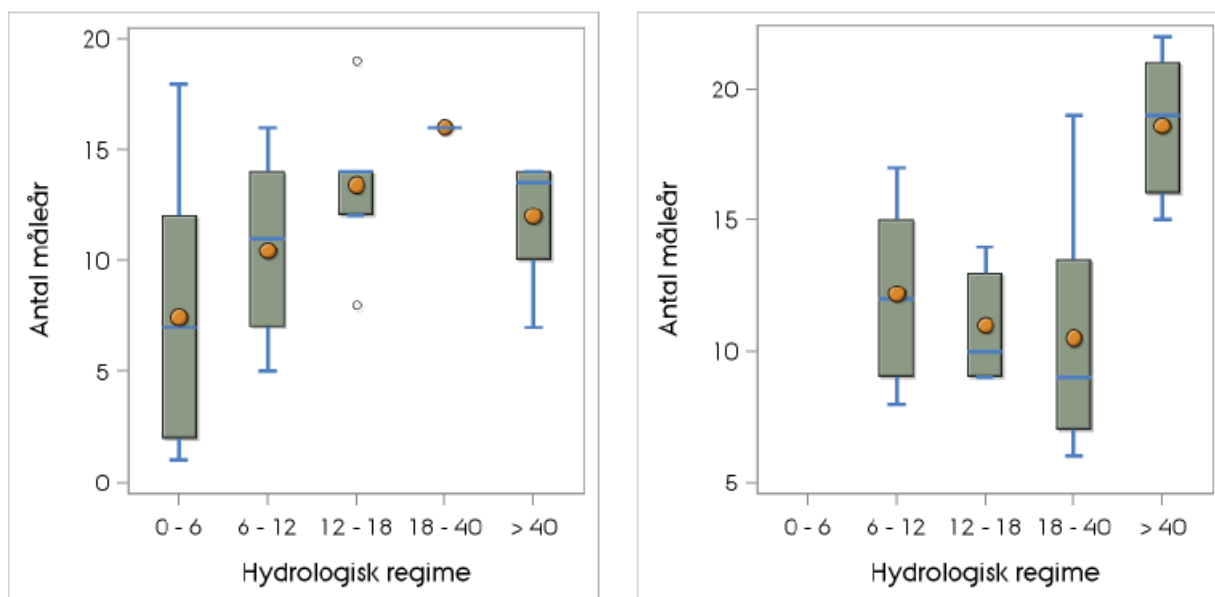


Fig. 30. Kravet til antal af måleår ved en nøjagtighed på 10 % i bestemmelsen af den normaliserede kvælstoftransport i vandløb ved forskellige hydrologisk regimetyper i Jylland (venstre) og på Øerne (højre). De farvede kasser angiver 25 og 75 percentilerne, og hviskerne angiver 10 og 90 percentilerne. Vandrette streger i de farvede bokse angiver medianværdien og cirklerne angiver middelværdien.

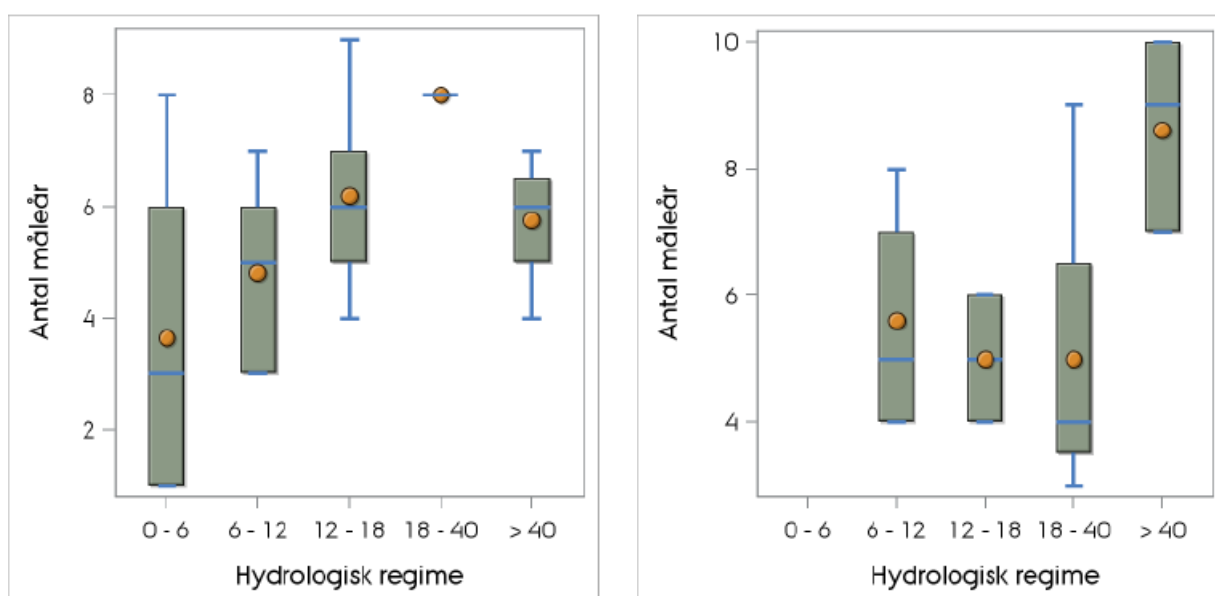


Fig. 31. Kravet til antal af måleår ved en nøjagtighed på 15 % i bestemmelsen af den normaliserede kvælstoftransport i vandløb ved forskellige hydrologisk regimetyper i Jylland (højre) og på Øerne (venstre). De farvede kasser angiver 25 og 75 percentilerne, og hviskerne angiver 10 og 90 percentilerne. Vandrette streger i de farvede bokse angiver medianværdien og cirklerne angiver middelværdien.

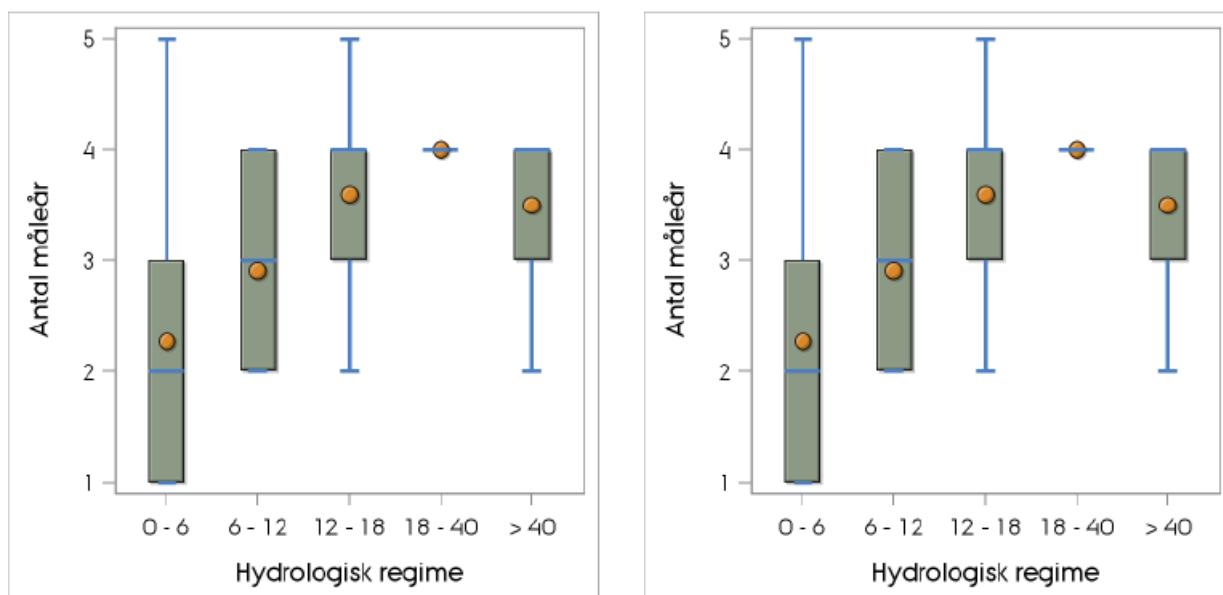


Fig. 32. Kravet til antal af måleår ved en nøjagtighed på 20 % i bestemmelsen af den normaliserede kvælstoftransport i vandløb ved forskellige hydrologisk regimetyper i Jylland (venstre) og på Øerne (højre). De farvede kasser angiver 25 og 75 percentilerne, og hviskerne angiver 10 og 90 percentilerne. Vandrette streger i de farvede bokse angiver medianværdien og cirklerne angiver middelværdien.

8 KILDEOPSPLITNING OG KVÆLSTOFTRANSPORT – METODE

Kildeopsplitning af målte og beregnede kvælstoftransporter i vandløb bidrager til at få en viden om betydningen af kvælstofemissioner fra de forskellige kilder i et givet opland. Oftest anvendes kildeopsplitningen til at beregne emissioner af kvælstof fra det dyrkede areal indenfor et givet opland. F.eks. beregnes betydningen af alle punktkilder og de diffuse kilder for den mængde af total kvælstof (TN) som er målt over et givet tidsrum. Oftest udføres kildeopsplitningen for et år af gangen, da variationer i TN på mindre tidsskala oftest er vanskelige at estimere.

8.1 Metode

Kildeopsplitningen af kvælstofemissioner indenfor et opland gennemføres ved anvendelse af en massebalanceligning. Massebalanceligningen beskriver beregningen af den totale transport af kvælstof, der kan måles i et punkt i vandløbet og er givet ved:

$$T_0 = L_E - L_E R_L + P_E - P_E R_P + B_E - B_E R_B + A_E - A_E R_A \quad (10)$$

T_0 = Total kvælstoftransport ud af et opland som den er målt og beregnet ved en vandløbsstation.

P_E = Udledninger (emissioner) af total kvælstof til ferskt overfladevand fra alle punktkilder i oplandet (rensningsanlæg, særskilte industrielle udledninger, ferskvandsdambrug, spredt bebyggelse og regnvandsbetingede udledninger).

B_E = Udledninger (emissioner) fra alle naturarealer i oplandet til ferskt overfladevand, hvorfra der naturligt altid vil være en baggrundsemission af total kvælstof. Naturarealer er defineret som arealer, der ikke er dyrkede, ikke er vanddækkede (vandløb, søer og vådområder) og ikke er befæstede arealer. Baggrundsemissionen inkluderer den nuværende atmosfæriske deposition på arealerne.

L_E = Udledninger (emissioner) fra det dyrkede areal i oplandet til ferskt overfladevand, som kan tilskrives dyrkningen af afgrøder og den dertil hørende gødsning, græsning og jordbearbejdning samt den naturlige baggrundsemission fra de dyrkede arealer.

A_E = Den atmosfæriske deposition direkte på åbne vandoverflader indenfor oplandet (vandløb, søer og vådområder).

R_x = Retentionen af total kvælstof i overfladevand (små og store vandløb, små søer (< 5 ha), store søer (> 5 ha) og vådområder (eksisterende og retablerede)) internt i ID15 oplandet for hver enkelt kilde.

Det vil sige, at den målte transport, som defineret i ligning 10, er summen af alle kilders udledning fratrukket retentionerne, som hver enkelt kilde har været påvirket af på vejen igennem ferskvandssystemet indenfor oplandet.

Da $L_R + P_R + B_R + A_R$ i ligning 10 er lig med den samlede mængde kvælstof, der er fjernet via den retention, som hver enkelt kilde har været udsat for, benævnes dette led ofte R_0 , og da kan ligningen for beregning af emissioner af total kvælstof fra dyrkede arealer estimeres ved hjælp af følgende ligning (se i øvrigt bilag 5):

$$L_E = T_0 - B_E - P_E - A_E + R_0 \quad (11)$$

De enkelte led på højre side af ligning 11 skal derfor bedst muligt opgøres og/eller data herfor indhentes fra eksisterende databaser.

8.2 Beregningsprocedure

De enkelte dele af ligning 10 og 11 gennemgås i det følgende og næste afsnit.

Beregning af den årlige transport af total kvælstof (T_0) i ligning 10 sker som beskrevet bl.a. i afsnit 6 og 7. Transporten opgøres i kg. Data om udledninger af total kvælstof fra de 5 punktkildetyper (P_E) (vist herunder) i ligning 10 skal indhentes fra den eksisterende punktkildedatabase:

- Kommunale rensningsanlæg.
- Særskilte industrielle udledninger.
- Ferskvandsdambrug.
- Spredt bebyggelse.
- Regnvandsbetingede udledninger.

Udledningerne skal indhentes i kg.

Data for den årlige naturlige baggrundsudledning af total kvælstof (B_E) skal beregnes for det enkelte opland ved hjælp af viden om det målte og beregnede volumen af ferskvand, som afstrømmer fra oplandet i det givne år (Q_i i m^3) ved den opsatte vandløbsstation. Da baggrundsbidraget kun skal beregnes for den del af oplandet, som er naturarealer, skal Q_i korrigeres med en faktor, der er givet som summen af disse arealer divideret med hele ID15 oplandsarealet:

$$Q_i(\text{korr}) = Q_i \times A_N/A_{ID15} \quad (12)$$

A_N angiver det samlede areal af naturområder og skov, og A_{ID15} angiver hele oplandets areal. Arealet af naturområder og skov findes ved at fratrække det dyrkede areal (givet via de seneste dyrkningsindberetninger), det befæstede areal (findes i Basemap2012) og ferskvandsarealet (søer og vandløb, fra Kvælstofmodellen) fra det samlede oplandsareal. Den vandføringsvægtede koncentration af total kvælstof i det afstrømmende vand, som stammer fra den naturlige baggrundsbelastning, skal beregnes ved hjælp af et eksisterende GIS tema med koncentrationer, som kan hentes via DCE Aarhus Universitet (www.dce.au.dk). På baggrund af kortets 5 x 5 km grid beregnes der en arealvægtet, vandføringsvægtet total kvælstofkoncentration (QC_i (mg N/L)), der gælder for hele oplandet.

Transporten, der stammer fra baggrundsbidraget i det enkelte år ($B_{E(i)}$), beregnes herefter som angivet i ligning (10):

$$B_{E(i)} = Q_{i(\text{korr})} \times QC_i \times 10^{-3} \text{ kg} \quad (13)$$

Den atmosfæriske deposition af kvælstofforbindelser på de vanddækkede arealer i oplandet (A_E) beregnes for det pågældende år ved at anvende et GIS tema om atmosfærisk deposition for Danmark i et 5 x 5 km

grid (www.envs.au.dk). I det enkelte opland beregnes antal hektar frie vandoverflader (søer og vandløb). Det anbefales, at Kvælstofmodellens sø- og vandløbsarealer benyttes.

Herefter udregnes den atmosfæriske deposition ved at multiplicere arealet med frit vandspejl (ha) med den arealvægtede kvælstofdeposition (kg N/ha) indenfor oplandet i det enkelte år (eller som gennemsnit over en periode af år).

I beregningen af kildeopsplitningen af kvælstoftransporten i et vandløb i et givet ID15 opland, er det væsentligt at tage hensyn til den interne retention i søer, vandløb og vådområder (R_0 i ligning 11). Ved beregningen af R_0 antages det, at alle kilder udsættes for den samme relative retention (se afsnit 8.3).

R_0 i ligning 11 kan da beregnes ved, at den interne retentionsprocent ($R\%$) for ferskvand i det aktuelle ID15-opland (beregnet ved hjælp af Kvælstofmodellen for perioden 1990-2010 inkl. de retablerede vådområder) benyttes til at beregne, hvor meget kvælstof, der er fjernet ved transport igennem ferskvandssystemet internt i oplandet (se bilag 5). Det vil sige, at R_0 i ligning 11 beregnes via følgende ligning:

$$R_0 = (T_0 / (100\% - R\%)) * R\% \quad (14)$$

8.3 Usikkerheder på kvælstofkildernes retention

I kildeopsplitningen indgår retentionen i overfladevand som en vigtig faktor, der skal tillægges de enkelte kilder for at kunne regne tilbage til kvælstofemissionens størrelse. Hidtil har proceduren for dette været, at det er antaget, at alle kilder påføres den samme fulde retentionsprocent (beregnet via Kvælstofmodellen), uanset kildetypen og hvor i oplandet kilderne når overfladevandet. Ved at gøre dette, begås der en fejl i forhold til, at der ikke skelnes i mellem retentionen af diffuse- og punktkilder, alle kilder udsættes for den samme retentionsprocent. Denne procedure benyttes, på trods af fejlen, idet det i langt de fleste oplande er bidraget fra landbrugsarealer, der helt dominerer udledningen af kvælstof, hvor punktkildernes bidrag ligger under 5 %. Dermed forventes det, at i langt de fleste tilfælde vil fejlen ved at benytte den samme retentionsprocent for alle kildetyper være beskedent.

Hvis retentionen skulle beregnes helt korrekt, skulle der tages højde for den aktuelle retention af de enkelte kilder, og emissionen af kvælstof fra landbrugsarealer skulle så beregnes via den fulde ligning 10 (se bilag 5). Dette vil imidlertid kræve, at retentionen for de enkelte kilder kendes i forhold til, dels hvor udledningen sker og dels udledningens sammensætning af kvælstofforbindelser (primært nitrat og organisk kvælstof). Dette er en større beregning i forhold til udledningerne fra især de større punktkilder (renseanlæg, dambrug, og industri), da de større punktkildeudledninger sker forskellige steder indenfor ID15 oplandet og derfor har hver deres individuelle retention. En sådan individuel retentionsberegning koblet til de enkelte større punktkilder kan ikke umiddelbart gennemføres med det nuværende datagrundlag.

På grund af denne antagelse om ens retentionsprocenter på alle kilderne, er det underordnet, om kildeopsplitningen udføres i forhold til kildernes udledning før retention (ved vandløbskanten) eller om kildeopsplitningen udføres i forhold til målepunktet i vandløbet. Kildernes procentvise andel af den samlede udledning vil være den samme, både ved vandløbskanten og ved målepunktet i vandløbet. Kun i det tilfælde, at de forskellige kilders individuelle retention kendes, vil kildernes procentvise andel af den samlede udledning være forskellig, afhængigt af, om kildeopsplitningen beregnes i forhold til vandløbskanten (før retention) eller i forhold til et punkt i vandløbet (efter retention) (se Bilag 5).

En anden problematik i forhold til ferskvandsretentionen er, at hvis der i et opland sker en stor intern retention af kvælstof vil eventuelle usikkerheder i opgørelsen af retention få forholdsvis stor betydning for, hvor sikkert opgørelsen af emissionen fra de dyrkede arealer vil kunne foretages. Kvælstofretentionen i overfladevand kan endvidere ændres, hvis f.eks. tilstanden i en sø forbedres, så den overgår til en klarvandet tilstand med undervandsplanter, eller hvis der etableres vådområder i vandløbssystemet. Dette vil kunne medføre en stigning i kvælstofretentionen. Da retentionen i ferskvandet ikke er målt direkte i samtlige ID15 oplande, er estimeret på oplandenes interne retentioner beregnet ved hjælp af Kvælstofmodellen (Højberg et al., 2015) (Fig. 32). Dermed er usikkerheden på den interne retentionsprocent, som benyttes til kildeopsplitningen, begrænset af Kvælstofmodellens præcision.

Derfor skal man ved gennemførelse af en kildeopsplitning til beregning af emissionen fra de dyrkede arealer være ekstra opmærksom på den usikkerhed, der påføres residualestimatet, hvis der er en meget stor kvælstofretention i det pågældende ID15 opland og generelt i forhold til Kvælstofmodellens begrænsninger. I Fig. 33 er vist de ID15 oplande, som har en stor intern kvælstofretention, hvor retentionen er modelestimeret. For den største del af landet (86%) overstiger den interne oplandsretention ikke 10%, og kun 6% af landets areal udgøres af ID15 oplande med en retention på mere end 20%.

Samtidig er der på nuværende tidspunkt den begrænsning i forhold til Kvælstofmodellen, at den ikke automatisk opdateres i forhold til tiltag i oplandene såsom vådområder og vandløbsrestaurering mm. Derfor vil det i forbindelse med en eventuel kildeopsplitning i et ID15 opland være nødvendigt at tage højde for, om der er sket ændringer i ferskvandsretentionen siden 2010.

Helt generelt er der altså en række udfordringer ved at udføre kildeopsplitningen helt ned på ID15 niveau, og det er vigtigt, at disse tages med i betragtning i forhold til en videreudvikling af et koncept, hvor kildeopsplitning skal benyttes i forbindelse med estimering af kvælstofemission fra landbrugsarealer.

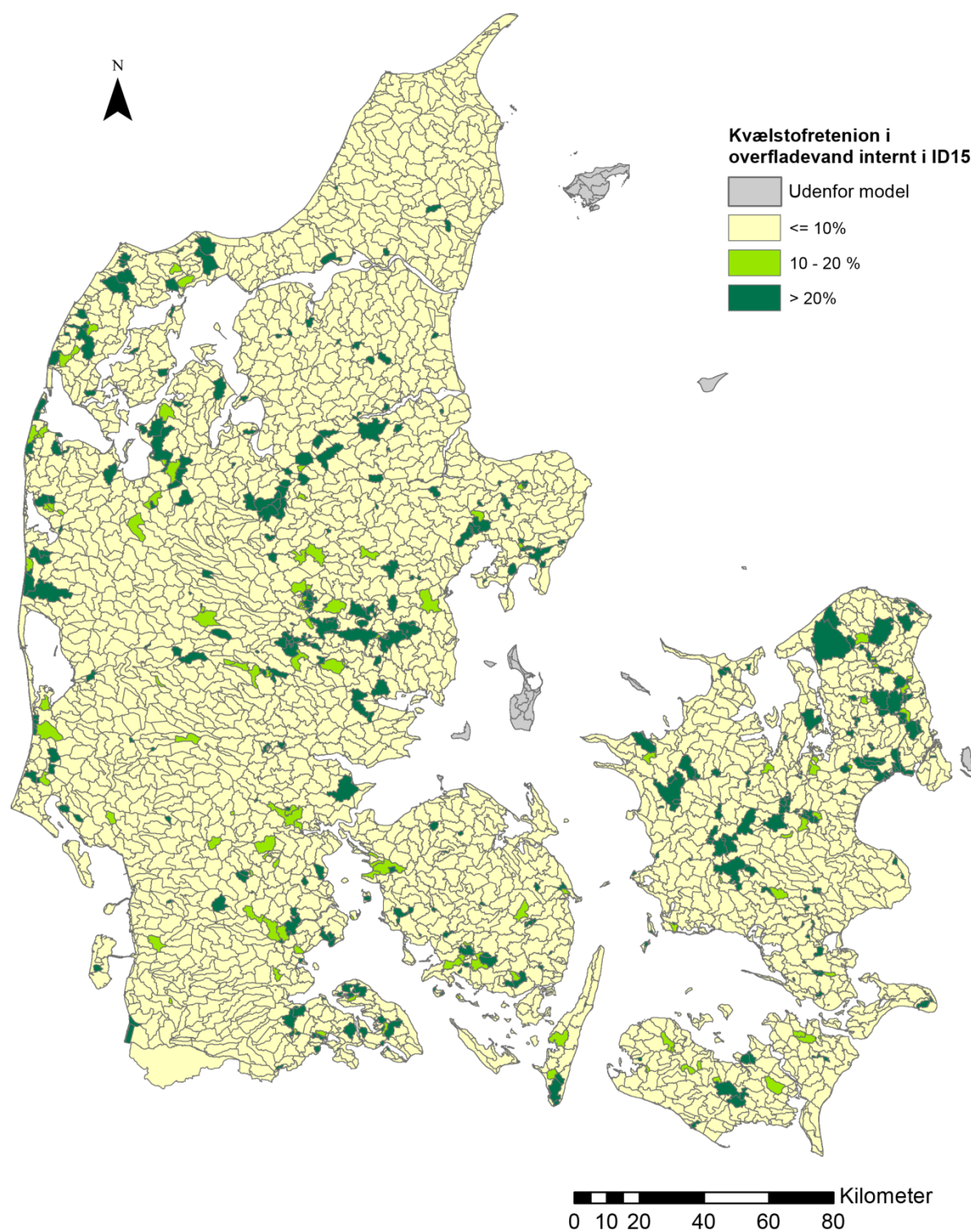


Fig. 33. Kort med inddeling af ID15 oplande i forhold til den modelestimerede kvælstofretention (søer, vandløb, vådområder) internt i oplandene, data fra Kvælstofmodellen.

8.4 Beregningseksempel

I det følgende er der vist et eksempel på en kildeopsplitning af total kvælstof fra Odderbæk i Himmerland (Tabel 8).

Tabel 8: Eksempel på kildeopsplitning af total kvælstof for Odderbæk oplandet i Himmerland.

År	Målt transport af total N, kg	Punkt-kilde udledninger, kg	Baggrundsbidrag fra naturarealer, kg	Atm. deposition, kg	Retention, kg	Beregnet emission fra landbrugsarealer, kg
2006	17.444	65	261	3	1.058	18.173 (16 kg N/ha)
2007	16.958	63	292	3	1.142	17.743 (16 kg N/ha)
2008	15.712	60	275	3	1.100	16.474 (15 kg N/ha)
2009	15.318	61	275	3	796	15.775 (14 kg N/ha)
2010	13.848	61	225	3	811	14.370 (12 kg N/ha)

Det dyrkede opland i Odderbæk udgør i alt 1.117 ha. Derfor kan emissionen af total kvælstof fra landbrugsarealerne i oplandet også beregnes pr. hektar dyrket jord og i perioden 2006-2010 lå den mellem 12-16 kg N/ha pr. år (se Tabel 8).

Et plot med andelen af total kvælstof, der udledes fra de forskellige kilder i perioden 1990-2010 ses af Fig. 34, og i det følgende er der vist et eksempel på en kildeopsplitning af total kvælstof fra Højvads Rende på Lolland (Tabel 9).

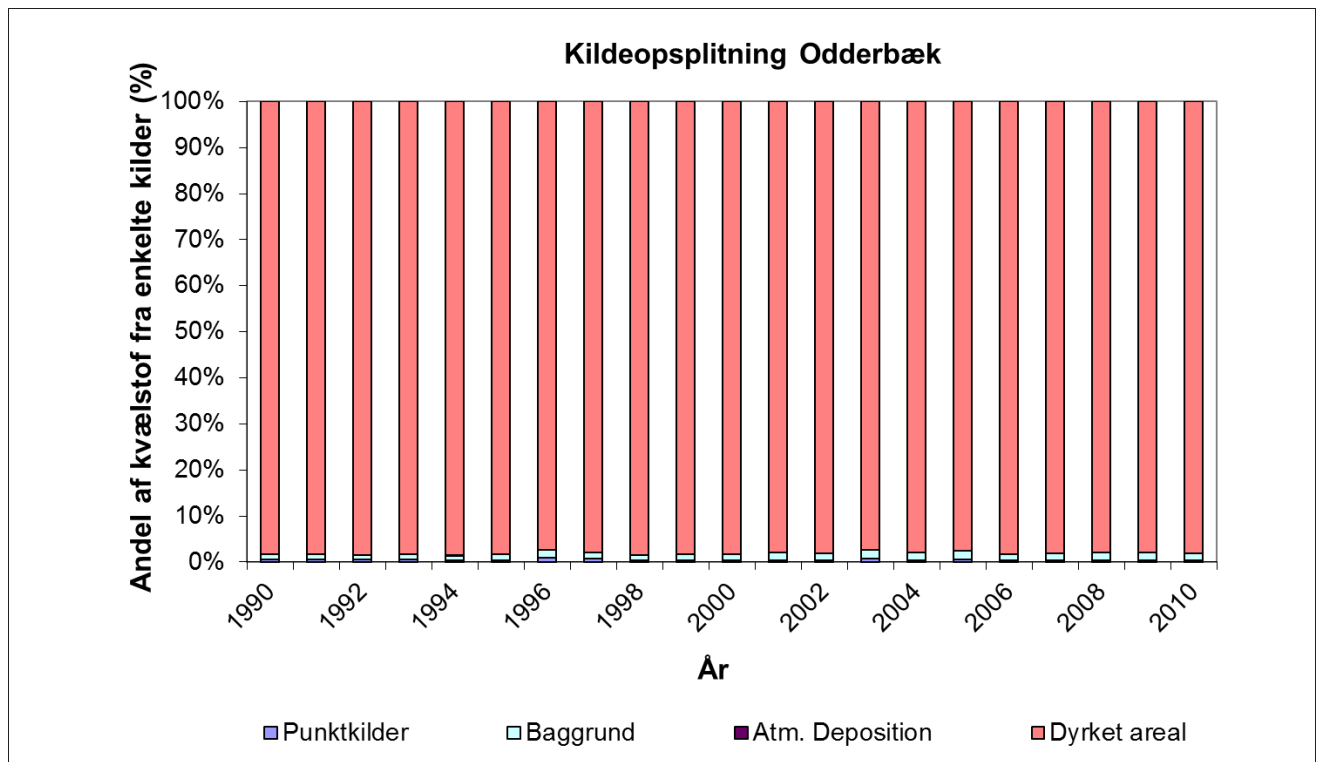
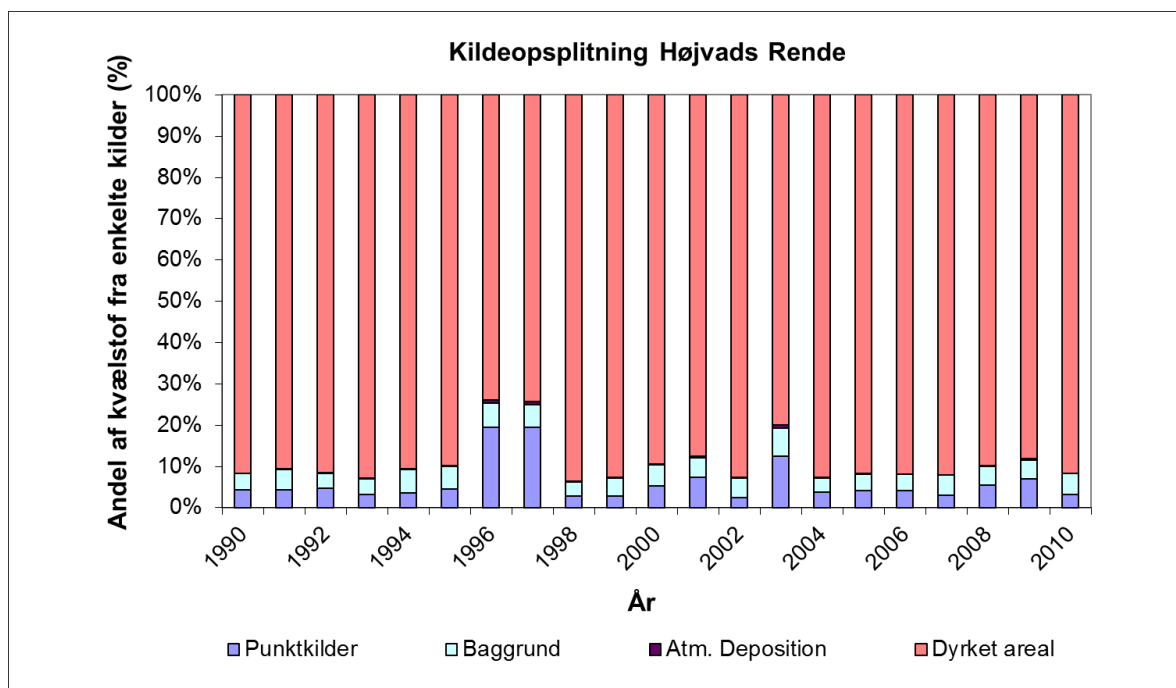


Fig. 34. Andel af total kvælstof, som udledes til Odderbæk i Himmerland i perioden 1990-2010.

Tabel 9. Eksempel på kildeopsplitning af total kvælstofemissionen for oplandet til Højvads Rende, Lolland.

År	Målt transport af total N, kg	Punkt-kilde udledninger, kg	Baggrunds-bidrag fra naturarealer, kg	Atm. deposition, kg	Retention, kg	Beregnet emission fra landbrugsarealer, kg
2006	11.433	493	471	18	570	11.022 (15 kg N/ha)
2007	14.953	489	751	19	825	14.519 (20 kg N/ha)
2008	7.873	472	379	18	667	7.672 (11 kg N/ha)
2009	6.426	485	323	17	543	6.144 (9 kg N/ha)
2010	14.878	506	765	16	508	14.098 (20 kg N/ha)

Det dyrkede opland i Højvads Rende udgør i alt 715 ha. Derfor kan emissionen fra landbrugsarealerne i oplandet af total kvælstof også beregnes pr. hektar dyrket jord og i perioden 2006-2010 lå den mellem 9 og 20 kg N/ha pr. år (se Tabel 9). Et plot med andelen af total kvælstof, der udledes fra de forskellige kilder i perioden 1990-2010 ses af Fig. 35.

**Fig. 35.** Andel af total kvælstof, som udledes til Højvads Rende på Lolland i perioden 1990-2010.

9 NYE MÅLEMETODER

Afsnit der beskriver de nye muligheder for at benytte sensorer til målingerne af kvælstofkoncentrationer. Afsnittet kan tilføjes efter endt måleprogram (efterår 2017).

10 ANBEFALINGER TIL MÅLEPROGRAMMER

I de oplande, der falder i den røde kategori i trafiklyskortet (se kapitel 2.1.4, Fig. 6) forventes det, at der ikke umiddelbart kan igangsættes et måleprogram til beregning af kvælstofemissionen ud fra målinger i vandløb. Dette skyldes, at der er et eller flere af de tre kriterier, som ikke opfyldes. Det vil være nødvendigt med yderligere lokale undersøgelser af det enkelte opland, hvis det skal afklares, om der alligevel vil være mulighed for at etablere et måleprogram.

I de oplande, der falder i den gule kategori i trafiklyskortet, kan der ikke anbefales et entydigt måleprogram, eftersom et måleprogram vil afhænge af, hvilket af de tre kriterier, der er årsag til at oplandet falder i den gule kategori. Det er muligt, at der i mange tilfælde kan etableres et måleprogram i oplande i den gule kategori, men før et måleprogram kan igangsættes, vil det være nødvendigt med yderligere undersøgelser i det enkelte opland, for at fastlægge om der kan kompenseres, f.eks. ved at måle mere intensivt eller over en længere periode.

Tabel 10. Antal vandføringsmålinger og vandprøver pr. år, afhængigt af hydrologisk regime, med antagelse om en usikkerhed < 10 % på bestemmelsen af vandføring og koncentration.

Type af måling	Hydrologisk regime			
	I	II	III	IV
Vandføringsmåling, (QH) hovedstation	10 ^a	12 ^b	12 ^b	12 ^b
Vandføringsmåling, (Qq)synkronstation	10 ^a	12 ^b	12 ^b	12 ^b
Vandprøver	12 ^b	18 ^c	18 ^c	26 ^d

^a Vandføringsmålinger jævnt fordelt over året, men hvor der kan udelades målinger i to måneder med gennemsnitsafstrømning (dvs. ikke baseflow og peakflow perioder).

^b En måling/vandprøve hver måned.

^c En vandprøve i hver af månederne apr.-sept. og en måling hver 14. dag i perioden okt.-marts.

^d En vandprøve hver 14. dag hele året.

Ved grønt trafiklys forventes det, at der potentielt er mulighed for at gennemføre et måleprogram til bestemmelse af emissionen fra dyrkede arealer til vandløbet. I Tabel 10 angives de forskellige anbefalinger til prøvetagningsfrekvenser afhængigt af de fire hydrologiske regimer. I Tabel 11 ses estimerne på, hvor lang tid, der skal udføres målinger i et vandløb, afhængigt af det hydrologiske regime og den præcision, hvormed man ønsker at bestemme den årlige kvælstoftransport.

Tabel 11. Perioden, hvor der skal udføres vandløbsmålinger (vandføring og vandprøver) afhængigt af det hydrologiske regime og afhængigt af den ønskede præcision på estimeringen af den samlede årlige kvælstoftransport pr. år.

	Hydrologisk regime			
	I	II	III	IV
Måleperiode (år) ^a	8	10	13	19
Måleperiode (år) ^b	4	5	6	8
Måleperiode (år) ^c	3	3	4	5

^aMed forudsætningen om 10 % usikkerhed på estimatet.

^bMed forudsætningen om 15 % usikkerhed på estimatet.

^cMed forudsætningen om 20 % usikkerhed på estimatet.

11 FORBEHOLD OG DET VIDERE ARBEJDE

Der er på baggrund af eksisterende data og modeldata udfærdiget et forslag til, hvordan vandløbsmonitoring af kvælstofemission fra ID15 oplande potentielt kan designes. Der er en række forbehold, som det er nødvendigt at tage i betragtning både i forbindelse med det specifikke formål med et eventuelt vandløbsmåleprogram og i forbindelse med en videreudvikling af konceptet. Overordnet kan de væsentligste forbehold og kilder til usikkerhed i forbindelse med vandløbsprogrammet opsummeres med følgende punkter:

- **Trafiklyskortet** repræsenterer et overordnet bud på en inddeling af ID15 oplande, i forhold til de fire kriterier, der er valgt som grundlag (tilvækst i vandafstrømning, vandløb i kystoplande, alderen af iltet nitratbærende grundvand, grundvandsudsivning). Inddelingen af oplandene er udført på baggrund af modeldata, og er dermed ikke nødvendigvis retvisende for alle ID15 oplande, eftersom der ikke eksisterer data, hvormed trafiklyskortets validitet kan testes for samtlige ID15 oplande. Derfor skal trafiklyskortet ses som vejledende for udvælgelsen af egnede ID15 oplande til måling af kvælstofemission i vandløb. Der kan være lokale forhold indenfor ID15 oplandene, som gør, at der i dele af oplandet kan etableres målinger af kvælstofemission.

- Det **hydrologiske regimekort** er fremstillet på baggrund af modelestimater af afstrømningen og testet mod 58 hydrometristationer. Derfor skal inddelingen af ID15 oplande i forhold til hydrologisk regime i lighed med trafiklyskortet ses som vejledende. Igen vil der være lokale forhold i de enkelte ID15 oplande, som modellen ikke kan tage højde for. En forbedring af det udviklede hydrologiske regimekort er med nuværende datagrundlag vanskelig, i det der ikke findes målte afstrømningsdata i et omfang, så hvert enkelt ID15 oplands modelberegnete hydrologiske regime kan testes. Derfor skal også det hydrologiske regimekort benyttes som et værktøj til at få et overordnet billede af afstrømningsforskelle på tværs af landet, med den begrænsning, at de lokale forhold kan medføre, at det enkelte ID15 opland eller dele heraf afviger fra kortets bestemmelse af hydrologisk regime.

- **Tilvæksten i afstrømningen** på tværs af ID15 oplandet er den parameter, der flest gange ikke opfyldes, og dermed får oplande til enten at falde i den røde eller den gule kategori i trafiklyskortet. Dette illustrerer, at der er en betydelig udfordring, når der skal måles på oplande helt ned på ID15 skala eller mindre i oplande nedstrøms i vandløbssystemet. Dette skyldes, at det kan være vanskeligt at differentiere imellem det, der føres ind i oplandet opstrøms fra, og det der bidrages med fra selve oplandet. I nogle ID15 oplande nedstrøms i vandløbssystemet vil dette stille høje krav til målingernes præcision og frekvenser, hvilket kan føre til meget intensive måleprogrammer. I denne sammenhæng er det derfor vigtigt på forhånd at fastslå, med hvilken præcision oplandets kvælstofemission skal kendes, da dette vil være afgørende for selve måleprogrammet.

- **Synkronstationer** placeret internt i ID15 oplandene er beskrevet som en potentiel mulighed for at gå helt ned på markskala. Det skal dog understreges, at det på disse ganske små skalastørrelser ikke er muligt at give en generel anbefaling til stationsplacering og måleprogram. Det vil afhænge af en forhåndsundersøgelse, hvor de lokale forhold undersøges både i forhold til hydrogeologien og drænsystemerne.

- **Vandføringsnormalisering** har den udfordring, at der ikke eksisterer hydrometristationer med lange tidsserier tæt ved alle ID15 oplande. Der er foreslået en procedure med referencestationer til at kompensere for dette, men det vil være meget forskelligt på tværs af landet, hvor godt referencestationerne repræsenterer afstrømningen i det enkelte ID15 opland. Proceduren for vandføringsnormaliseringen kan muligvis forbedres, hvis der f.eks. blev udført en række test ved brug af den Nationale Vandresourcemodel, hvor modelestimater af afstrømningen ved referencestationerne og ID15 oplandene sammenlignes. Dette kunne

gøres for at teste, om der er nogle af de opstrøms ID15-oplandes afstrømningsdynamik, som ikke repræsenteres tilfredsstillende af referencestationerne. Dermed ville man kunne få et bedre billede af, hvilke oplande der kan være vanskelige at beregne en vandføringsnormaliseret afstrømning for, og hvor der derfor skal tages nogle forholdsregler, i forhold til antallet af måleår, der er nødvendige for at opnå en vandføringsnormaliseret kvælstoftransport med en given sikkerhed.

- **Kildeopsplitningen** er baseret på en procedure, som oprindeligt er udviklet til at beregne kvælstofemissionens sammensætning ved udløb til fjorde og kyster. Derfor er der en iboende usikkerhed ved at anvende denne procedure helt ned på ID15 niveau, bl.a. fordi der ikke eksisterer målte værdier for baggrundsbelastningen og retentionen af kvælstof internt i ID15 oplandene. Derfor benyttes der for retentionen modelestimer og for baggrundsbelastningen en kombination af målinger fra såkaldte naturoplande og en model-ekstrapolering af disse værdier til at dække hele landet. Særligt opgørelsen af retentionen er en udfordring, da usikkerheden af denne i nogle oplande kan være stor, og der findes i dag ikke måledata, der kan forbedre opgørelsen af retentionen i vandløb og vådområder. Der er igangsat et nyt overvågningsprogram for retablerede vådområder som på sigt vil kunne bidrage med nye data om vådområders evne til at omsætte nitrat. Samtidig er der den udfordring i forhold til den anvendte Kvælstofmodel, til estimering af retention i ID15 oplande, at modellen ikke på nuværende tidspunkt løbende opdateres med nye måledata og oplysninger om retablerede vådområder, mv. Det betyder, at der i nogle oplande, hvor der f.eks. er restaureret vandløb, etableret vådområder eller genoprettet søer, vil være et oftest for lille retentionsestimat fra Kvælstofmodellen, fordi modellen ikke er opdateret med de nyeste tiltag.

Samlet set skal de foreslåede måleprocedurer for opgørelse af kvælstofemission i vandløb derfor ses som et første forsøg på at udvikle et koncept for målinger i vandløb. Det er nødvendigt, at der arbejdes videre med enkelte delelementer, særligt i forhold til at kunne opgøre usikkerhederne på de endelige estimer, både på den totale emission og på det specifikke bidrag fra dyrkede arealer. I projektets anden fase vil trafiklyskortets klassificering blive valideret i tre oplande, hvor der i forbindelse med projektet er etableret målestationer i vandløb. Derudover vil de udviklede måleprocedurer til den emissionsbaserede måling af kvælstofemission i vandløb blive efterprøvet med data fra de tre oplande. Herunder vil også kildeopsplitningen blive afprøvet i de tre måleoplande inklusiv en vurdering af betydningen af problemstillingen omkring opdatering af Kvælstofmodellens retentionsestimat. Desuden vil anvendelsen af synkronmålestationer i vandløb til at måle kvælstofemissionen i vandløb fra oplande mindre end ID15 blive analyseret og vurderet.

Referencer

BEK nr 900 af 17/08/2011: Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger.
<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=138231>

Bøgestrand, J. og Johansson, L. S., 2013. Vandløbskemi: prøvetagning, feltmålinger og –analyser. Version 1. DCE, AU

Hersch, R. W., 1999. Hydrometry, principles and practices, 2. ed. John Wiley & Sons, Inc.

Hoffmann et al. 2005: Overvågning af effekten af retablerede vådområder. Teknisk anvisning fra DMU, Nr. 19, 4. udgave, 112 s.

Højberg, A. L., Windolf, J., Børgesen, C. D., Trolborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H., Ernsten, V. National kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler, kortleverancer. GEUS, DCE og DCA, Aarhus Universitet, 15 s.

Hedeselskabets Hydrometrisystem HYMER, Teknisk dokumentation. Rev. 2.0, marts 2000. 25 p.

ISO 1100-2, 2010. Hydrometry, measurement of liquid flow in open channels. Part 2: Determination of the stage-discharge relationship. 2nd edition. International Standards, Switzerland, pp. 34.

Jensen, P.N., Boutrup, S., Fredshavn, J.R., Svendsen, L.M., Blicher-Mathiesen, G., Wiberg-Larsen, P., Johansson, L.S., Hansen, J.W., Nygaard, B., Søgaard, B., Holm, T.E.,

Ellermann, T., Thorling, L. & Holm, A.G. 2015. Vandmiljø og Natur 2014. NOVANA. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 92 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 170, <http://dce2.au.dk/pub/SR170.pdf>

Ovesen, N. B., 2011. Hydrometriske stationer, etablering, drift og vedligeholdelse. Teknisk anvisning B02, DCE Aarhus Universitet.

Ovesen, N. B., 2011. Vandføringsmåling med vingeinstrument. Teknisk anvisning B03, DCE Aarhus Universitet.

Poulsen, J. B., Ovesen, N. B., 2011. Vandføringsmåling med akustisk Doppler instrument. Teknisk anvisning B04. DCE, Aarhus Universitet.

Sebok, E., Refsgaard, J. C., Warmink, J. J., Stiesen, S., Jensen, K. H., 2016. Using expert elicitation to quantify catchment water balances and their uncertainties. Water Resour. Res., 52, 5111 – 5131, doi: 10.1002/2015WR018461.

Tekniske anvisninger 2015, se (fra <http://bios.au.dk/videnudveksling/til-myndigheder-og-saerligt-interesse-rede/fagdatacentre/fdcfersk/>).

Måleprocedure vandløb

Delrapport A

Bilag 1

ODA nr	Vandløb	Observationssted	Oplandstype	Oplandsareal km2	Hydrologisk regime P90max/p90min	n_05	n_10	n_15	n_20	n_25	n_30
2000005	ELLING Å	ELLING KIRKE	Landbrug	123.4	3	7	2	1	1	1	1
8000001	GERÅ	MELHOLT KIRKE	Landbrug	153.8	7	41	11	5	3	2	2
13000011	ODDERBÆK	FARSØ BROEN	LOOP	11.43	2	25	7	3	2	1	1
16000030	LYBY-GRØNNING GRØFT	HULEBRO	Landbrug	11.29	3	22	6	3	2	1	1
17000004	HVAM BÆK	GL. HVAM	Landbrug	15.16	4	4	1	1	1	1	1
19000015	LÅNUM BÆK	BÆKGÅRD	Landbrug	17.12	3	6	2	1	1	1	1
21000030	KNUD Å	SOPHIENDAL	Landbrug	32.20	7	63	16	7	4	3	2
21000487	MAUSING MØLLEBÆK	VED ENGBRO	Landbrug	27.54	2	30	8	4	2	2	1
21000572	KNUD Å, VÆNGE TILLØB	TILLØB N.VÆNGE SØ	Landbrug	1.34	3	92	23	11	6	4	3
21000648	HYLTE BÆK	Afløb Ballen Rens., os Nr. Vissing-Veng vej	Landbrug	2.29	8	33	9	4	3	2	1
21000752	HORNDROP BÆK	SORTHOLMVEJ	LOOP	5.98	14	30	8	4	2	2	1
21000759	JAVNGYDE BÆK	OS RENSNINGSANLÆG	Landbrug	10.58	42	53	14	6	4	3	2
21000786	HAURBÆK	250 M OS. SØEN	Landbrug	3.14	3	66	17	8	5	3	2
21000803	SKJELLEGRØFTEN	SKJELLERUPGRØFTEN	Landbrug	10.62	18	73	19	9	5	3	3
22000043	ELLEBÆK	ELLEBÆK BRO	Landbrug	19.02	9	54	14	6	4	3	2
22000048	IDOM Å	IDUM	Landbrug	22.92	4	28	7	4	2	2	1
22000053	SUNDS MØLLEBÆK	GAMMEL SUNDS	Landbrug	48.47	11	26	7	3	2	2	1
24000061	FELDBÆK	SØ FOR FELDBÆKGÅRD	Landbrug	0.59	11	27	7	3	2	2	1
32000017	ENGELSHOLM BÆK	N.Ø.FOR ENGELSHOLM SLOT	Landbrug	5.98	30	64	16	8	4	3	2
32000031	ENGELSHOLM SØ, TILLØB E8	ANDERI	Landbrug	0.60	4	28	7	4	2	2	1
35000011	SMØRPØT BÆK	V. A11	Landbrug	6.57	3	5	2	1	1	1	1

Måleprocedure i vandløb
Delra Bilag 1

ODA nr	Vandløb	Observationssted	Oplandstype	Oplandsareal km2	Hydrologisk regime P90max/p90min	n_05	n_10	n_15	n_20	n_25	n_30
35000013	STENDERUP BÆK	BRO STENDERUP-TOBØL LANDEVEJ	Landbrug	9.68	10	46	12	6	3	2	2
36000012	GAMST MØLLEBÆK	VED STYRT	Landbrug	9.56	7	20	5	3	2	1	1
36000018	SØGÅRD SØ, TILLØB S5	T.T.SØGÅRD SØ, S5	Landbrug	3.32	14	56	14	7	4	3	2
37000011	SOLKÆR Å	MØLLEBRO	Landbrug	29.47	10	45	12	5	3	2	2
37000036	KÆR MØLLE Å	TILL. T. HEJLS NOR	Landbrug	4.92	5	48	12	6	3	2	2
37000038	TAPS Å	VED RENSNINGSANLÆG	GUDP	65.14	11	29	8	4	2	2	1
38000020	BLÅ Å (LILLEÅ)	T.T. JELS OVERSØ	Landbrug	10.96	51	51	13	6	4	3	2
39000002	REJSBY Å	VADEHAVET	Landbrug	43.48	15	53	14	6	4	3	2
41000012	ELSTED BÆK	T.T.GENNER BUGT	Landbrug	12.41	7	22	6	3	2	1	1
41000014	FISKBÆK	T.T.FLENSBORG FJORD	Landbrug	19.78	47	55	14	7	4	3	2
41000016	PULVERBÆK	T.T.MJANG DAM, ALS	Landbrug	13.55	54	28	7	4	2	2	1
42000012	BOLBRO BÆK	BASSEKLINT	LOOP	7.53	10	60	15	7	4	3	2
42000014	BJERNDROP MØLLEÅ	T.T.LILLE SØGÅRD SØ	Landbrug	32.47	15	45	12	5	3	2	2
42000017	SLOGSBÆK	T.T. ST.SØGÅRD SØ, C5	LOOP	3.25	1	71	18	8	5	3	2
45000034	ARRESKOV SØ, TILLØB 5	ARRESKOV SØ, TILLØB 5	Landbrug	6.59	8	36	9	4	3	2	1
45000035	ARRESKOV SØ, TILLØB 1	ARRESKOV SØ, TILLØB 1	Landbrug	1.70	12	47	12	6	3	2	2
45000043	LINDVED Å	1.2	Landbrug	64.74	17	51	13	6	4	3	2
45000058	GEELS Å	3.45	Landbrug	28.28	16	53	14	6	4	3	2
46000018	SØHOLM SØ, TILLØB 1	SØHOLM SØ, TILLØB 1	Landbrug	4.15	23	32	8	4	2	2	1
47000036	VEJSTRUP Å	1.8	Landbrug	39.98	16	35	9	4	3	2	1
48000011	ØSTERBÆK	SV FOR STENSTRUPGÅRD	Landbrug	8.90	8	65	17	8	5	3	2

Måleprocedure i vandløb
Delra Bilag 1

ODA nr	Vandløb	Observationssted	Oplandstype	Oplandsareal km2	Hydrologisk regime P90max/p90min	n_05	n_10	n_15	n_20	n_25	n_30
49000057	LYNGBY Å	PUMPESTATION	Landbrug	19.38	8	29	8	4	2	2	1
49000061	ÆBELHOLT Å	SØSTERBRO MØLLE	Landbrug	11.85	6	45	12	5	3	2	2
52000033	MADEMOSE Å	S FOR TØRSLEV	Landbrug	5.41	31	21	6	3	2	1	1
53000010	LL. VEJLE Å	PILEMØLLEN	Landbrug	25.51	8	57	15	7	4	3	2
54000002	FLADMOSE Å	DYSSEGÅRD	Landbrug	13.97	40	58	15	7	4	3	2
56000003	TUDEÅ	SKRÆTHOLM	GUDP	58.10	21	76	19	9	5	4	3
57000044	HULEBÆK	HULEBÆKSHUS	LOOP	15.05	39	48	12	6	3	2	2
58000019	BORUP BÆK	SØ. F. LAMMESTRUP	Landbrug	4.26	38	57	15	7	4	3	2
60000027	HULEBÆK	N.F. BROSKOV	Landbrug	7.79	16	33	9	4	3	2	1
60000031	MERN Å	SAGEBY BRO	GUDP	42.88	28	35	9	4	3	2	1
60000035	TRANEGÅRD LILLE Å	TRANEGÅRD	Landbrug	18.48	26	36	9	4	3	2	1
62000014	HØJVADS RENDE	LILLE ROSNING	LOOP	9.85	110	86	22	10	6	4	3
62000015	MARREBÆKSRENDE	LILLE KØBELEV	Landbrug	24.57	110	75	19	9	5	3	3
62000022	ÅMOSE RENDEN	N.F. HULEBÆK HUSE	Landbrug	16.91	299	84	21	10	6	4	3
64000025	NÆLDEVADS Å	STRÆDESKOV (32L)	Landbrug	39.83	176	62	16	7	4	3	2
66000014	Bagge Å	ved målestation 650 m OS havet	Landbrug	42.59	15	38	10	5	3	2	2
ODA nr	Vandløb	Observationssted	Oplandstype	Oplandsareal km2	Hydrologisk regime P90max/p90min	n_05	n_10	n_15	n_20	n_25	n_30
2000005	ELLING Å	ELLING KIRKE	Landbrug	123.4	3	7	2	1	1	1	1
8000001	GERÅ	MELHOLT KIRKE	Landbrug	153.8	7	41	11	5	3	2	2
13000011	ODDERBÆK	FARSØ BROEN	LOOP	11.43	2	25	7	3	2	1	1

Måleprocedure i vandløb
Delra Bilag 1

ODA nr	Vandløb	Observationssted	Oplandstype	Oplandsareal km2	Hydrologisk regime P90max/p90min	n_05	n_10	n_15	n_20	n_25	n_30
16000030	LYBY-GRØNNING GRØFT	HULEBRO	Landbrug	11.29	3	22	6	3	2	1	1
17000004	HVAM BÆK	GL. HVAM	Landbrug	15.16	4	4	1	1	1	1	1
19000015	LÅNUM BÆK	BÆKGÅRD	Landbrug	17.12	3	6	2	1	1	1	1
21000030	KNUD Å	SOPHIENDAL	Landbrug	32.20	7	63	16	7	4	3	2
21000487	MAUSING MØLLEBÆK	VED ENGBRO	Landbrug	27.54	2	30	8	4	2	2	1
21000572	KNUD Å, VÆNGE TILLØB	TILLØB N.VÆNGE SØ	Landbrug	1.34	3	92	23	11	6	4	3
21000648	HYLTE BÆK	Afløb Ballen Rens., os Nr. Vissing-Veng vej	Landbrug	2.29	8	33	9	4	3	2	1
21000752	HORNDROP BÆK	SORTHOLMVEJ	LOOP	5.98	14	30	8	4	2	2	1
21000759	JAVNGYDE BÆK	OS RENSNINGSANLÆG	Landbrug	10.58	42	53	14	6	4	3	2
21000786	HAURBÆK	250 M OS. SØEN	Landbrug	3.14	3	66	17	8	5	3	2
21000803	SKJELLEGRØFTEN	SKJELLERUPGRØFTEN	Landbrug	10.62	18	73	19	9	5	3	3
22000043	ELLEBÆK	ELLEBÆK BRO	Landbrug	19.02	9	54	14	6	4	3	2
22000048	IDOM Å	IDUM	Landbrug	22.92	4	28	7	4	2	2	1
22000053	SUNDS MØLLEBÆK	GAMMEL SUNDS	Landbrug	48.47	11	26	7	3	2	2	1
24000061	FELDBÆK	SØ FOR FELDBÆKGÅRD	Landbrug	0.59	11	27	7	3	2	2	1
32000017	ENGELSHOLM BÆK	N.Ø.FOR ENGELSHOLM SLOT	Landbrug	5.98	30	64	16	8	4	3	2
32000031	ENGELSHOLM SØ, TILLØB E8	ANDERI	Landbrug	0.60	4	28	7	4	2	2	1
35000011	SMØRPØT BÆK	V. A11	Landbrug	6.57	3	5	2	1	1	1	1
35000013	STENDERUP BÆK	BRO STENDERUP-TOBØL LANDEVEJ	Landbrug	9.68	10	46	12	6	3	2	2
36000012	GAMST MØLLEBÆK	VED STYRT	Landbrug	9.56	7	20	5	3	2	1	1
36000018	SØGÅRD SØ, TILLØB S5	T.T.SØGÅRD SØ, S5	Landbrug	3.32	14	56	14	7	4	3	2

Måleprocedure i vandløb
Delra Bilag 1

ODA nr	Vandløb	Observationssted	Oplandstype	Oplandsareal km2	Hydrologisk regime P90max/p90min	n_05	n_10	n_15	n_20	n_25	n_30
37000011	SOLKÆR Å	MØLLEBRO	Landbrug	29.47	10	45	12	5	3	2	2
37000036	KÆR MØLLE Å	TILL. T. HEJLS NOR	Landbrug	4.92	5	48	12	6	3	2	2
37000038	TAPS Å	VED RENSNINGSANLÆG	GUDP	65.14	11	29	8	4	2	2	1
38000020	BLÅ Å (LILLEÅ)	T.T. JELS OVERSØ	Landbrug	10.96	51	51	13	6	4	3	2
39000002	REJSBY Å	VADEHAVET	Landbrug	43.48	15	53	14	6	4	3	2
41000012	ELSTED BÆK	T.T.GENNER BUGT	Landbrug	12.41	7	22	6	3	2	1	1
41000014	FISKBÆK	T.T.FLENSBORG FJORD	Landbrug	19.78	47	55	14	7	4	3	2
41000016	PULVERBÆK	T.T.MJANG DAM, ALS	Landbrug	13.55	54	28	7	4	2	2	1
42000012	BOLBRO BÆK	BASSEKLINT	LOOP	7.53	10	60	15	7	4	3	2
42000014	BJERNDRUP MØLLEÅ	T.T.LILLE SØGÅRD SØ	Landbrug	32.47	15	45	12	5	3	2	2
42000017	SLOGSBÆK	T.T. ST.SØGÅRD SØ, C5	LOOP	3.25	1	71	18	8	5	3	2
45000034	ARRESKOV SØ, TILLØB 5	ARRESKOV SØ, TILLØB 5	Landbrug	6.59	8	36	9	4	3	2	1
45000035	ARRESKOV SØ, TILLØB 1	ARRESKOV SØ, TILLØB 1	Landbrug	1.70	12	47	12	6	3	2	2
45000043	LINDVED Å	1.2	Landbrug	64.74	17	51	13	6	4	3	2
45000058	GEELS Å	3.45	Landbrug	28.28	16	53	14	6	4	3	2
46000018	SØHOLM SØ, TILLØB 1	SØHOLM SØ, TILLØB 1	Landbrug	4.15	23	32	8	4	2	2	1
47000036	VEJSTRUP Å	1.8	Landbrug	39.98	16	35	9	4	3	2	1
48000011	ØSTERBÆK	SV FOR STENSTRUPGÅRD	Landbrug	8.90	8	65	17	8	5	3	2
49000057	LYNGBY Å	PUMPESTATION	Landbrug	19.38	8	29	8	4	2	2	1
49000061	ÆBELHOLT Å	SØSTERBRO MØLLE	Landbrug	11.85	6	45	12	5	3	2	2
52000033	MADEMOSE Å	S FOR TØRSLEV	Landbrug	5.41	31	21	6	3	2	1	1

Måleprocedure i vandløb
Delra Bilag 1

ODA nr	Vandløb	Observationssted	Oplandstype	Oplandsareal km2	Hydrologisk regime P90max/p90min	n_05	n_10	n_15	n_20	n_25	n_30
53000010	LL. VEJLE Å	PILEMØLLEN	Landbrug	25.51	8	57	15	7	4	3	2
54000002	FLADMOSE Å	DYSSEGÅRD	Landbrug	13.97	40	58	15	7	4	3	2
56000003	TUDEÅ	SKRÆTHOLM	GUDP	58.10	21	76	19	9	5	4	3
57000044	HULEBÆK	HULEBÆKSHUS	LOOP	15.05	39	48	12	6	3	2	2
58000019	BORUP BÆK	SØ. F. LAMMESTRUP	Landbrug	4.26	38	57	15	7	4	3	2
60000027	HULEBÆK	N.F. BROSKOV	Landbrug	7.79	16	33	9	4	3	2	1
60000031	MERN Å	SAGEBY BRO	GUDP	42.88	28	35	9	4	3	2	1
60000035	TRANEGÅRD LILLE Å	TRANEGÅRD	Landbrug	18.48	26	36	9	4	3	2	1
62000014	HØJVADS RENDE	LILLE ROSNING	LOOP	9.85	110	86	22	10	6	4	3
62000015	MARREBÆKSRENDE	LILLE KØBELEV	Landbrug	24.57	110	75	19	9	5	3	3
62000022	ÅMOSE RENDEN	N.F. HULEBÆK HUSE	Landbrug	16.91	299	84	21	10	6	4	3
64000025	NÆLDEVADS Å	STRÆDESKOV (32L)	Landbrug	39.83	176	62	16	7	4	3	2
66000014	Bagge Å	ved målestation 650 m OS havet	Landbrug	42.59	15	38	10	5	3	2	2

BILAG 2. BEREGNINGER OG ANALYSER AF Q/H – DATA (KAPITEL 7)

Der er givet, hvad vi kunne kalde en "sand" tidsserie af q -data. Derudover er der givet et antal tidsserier af q , som er fremkommet ved forskellige strategier for estimering af q .

Lad $y_i, i = 1, 2, \dots, N$ betegne den "sande" q -tidsserie og $x_i, i = 1, 2, \dots, N$ en q -tidsserie fremkommet ved anvendelse af en specifik strategi til beregning af q .

Man beregner følgende differencer

$$d_i = x_i - y_i, i = 1, 2, \dots, N.$$

På disse bliver følgende størrelser beregnet

$$bias (\%) = \frac{100}{N} \sum_{i=1}^N \frac{d_i}{y_i}$$

$$præcision (\%) = 100 \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{d_i^2}{y_i^2}}$$

Samt der udføres en test om middelværdien af d_i kan antages at være lig nul. Til det anvendes standard Student's T-test.

Bilag 3

Oda nr	Lokalitet	Oplandsareal	X-utm	Y-utm
		Km ²	Meter	
2000005	Elling å, s.f. Elling kirke	123.4	589162	6370985
3000002	Uggerby å, ns. Ransbæk	347.5	566337	6381281
4000005	Liver å	253.7	553809	6375173
5000003	Voer å, Fæbroen	238.7	586856	6341491
6000001	Ry å, Manna	284.7	550825	6347700
7000002	Lindholm å, Voerbjerg bro	154.5	554174	6326714
8000001	Ger å, Melholt kirke	153.8	581872	6329750
9000001	Storå, Bromølle	95.7	487213	6319228
9000021	Tranum å, Øland-Attrup pumpestation	121.7	529649	6322588
10000009	Herreds å, Vegger bro	107.1	535013	6305217
11000011	Hvidbjerg å, Hvidbjerg møllegård	235.8	461981	6299723
13000010	Trend å, Trend	138.4	512530	6299294
13000065	Bjørnsholm å, Vitskøl kloster	95.0	512881	6302951
14000016	Lindborg å, Møllebro	318.8	566947	6311600
15000002	Kastbjerg å, gl. bro Norup-Falslev	96.3	567611	6281876
15000032	Haslevgård å, ns. trepælebro	81.5	575072	6295316
15000035	Villestrup å, Ouegård mølle	125.8	561920	6282786
17000007	Simested å, Skive - Hobrovej	218.1	526413	6274202
18000077	Skals å, Løvel bro	529.9	530281	6269978
19000012*	Jordbro å, Jordbromølle	109.7	512640	6265359
20000024	Karup å, Nørkær bro	448.5	498919	6263300
21000413	Alling å, ns. Ny Rævebro, Fløjstrup	237.9	578524	6252880
21000467	Gudenå, ved motorvejsbro, a10	2574.2	561144	6257258
22000062	Storå, Skærumbro v/Vemb	1096.7	459529	6243554
25000020	Holtum å, Hygild	117.3	514240	6206177
25000075	Hover å, Hee bro	91.8	456668	6221596
25000078	Omme å, Sønderskov bro	622.3	474400	6197740
25000086	Tim å, sø for Tim Kirkeby	80.6	454397	6228785
25000097	Skjern å, Gjaldbæk bro	1551.8	476907	6199420
26000082*	Århus å, Skibby bro	118.6	564657	6221583

Bilag 3

Oda nr	Lokalitet	Oplandsareal	X-utm	Y-utm
		Km ²	Meter	
27000045	Hansted å, store Hansted bro	136.3	552791	6192996
28000001	Kørup bro, Kørup bro	129.5	547191	6192162
29000009	300 meter ns årupmølle dambrug,	98.0	545677	6174075
31000027	Grindsted-Varde å, Vagtborghus	814.6	471082	6166434
32000001	Vejle å, Haraldskær	198.9	527667	6173011
32000004	Grejs å, Grejsdalens planteskole	63.4	532822	6179194
33000004	Spang å, Bredstrup	64.5	540896	6160615
34000019	Kolding å, alpedalen	268.1	527579	6150125
35000006	Bramming-Holsted å, sdr. Vong styrt	212.8	479056	6149077
35000010	Sneum å, Nørå bro	223.4	480791	6150064
36000009	Konge å, Vilslev spang	346.8	481155	6138719
37000034	Haderslev møllestrøm, ved stemmeværk	104.5	531122	6122458
37000038	Taps å, nedstrøms rensningsanlægget	65.1	531511	6134183
38000023	Hjortvad å, Bremskrog - Vester Enge bro	118.3	490004	6135526
38000024	Ribe å, Staunager bro	675.5	492189	6130695
39000001	Brøns å, nedstrøms forsøgsdambruget	94.1	484366	6116426
39000002	Rejsby å, opstrøms jernbanen	43.5	483013	6121271
40000001	Brede å, Bredebro	290.0	488844	6101735
42000016	Grønå, Rørkær, Elhjem bro	513.1	495547	6086554
42000021	Vidå, Store Emmerske, Dyveengvej	180.8	495520	6089644
43000001	Stor å, st. 4.60	136.8	562619	6150437
44000021	Vindinge å, st. 9.90	127.6	605875	6134734
45000003	Odense å, Kratholm,	485.9	584160	6132328
45000005	Stavis å, st. 8.25	78.0	581835	6143647
45000043	Lindved å, st. 1.20, hovedvej a1	64.7	592368	6139210
46000001	Brende å, st. 5.30	102.5	558744	6136648
46000017	Hårby å, st. 3.10	78.5	570825	6118829
47000001	Hundstrup å, st. 6.86	57.8	590463	6106460
47000036	Vejstrup å, st. 1.80	40.0	610425	6106412
47000037	Stokkebækken, st. 1.80	53.3	613765	6116052

Bilag 3

Oda nr	Lokalitet	Oplandsareal	X-utm	Y-utm
		Km ²	Meter	
48000004	Esrum å, Ørnevej	128.2	709876	6221615
48000007	Højbro å, nv for Hanebjerggård	36.3	696263	6219962
48000010	Søborg kanal, Parkvej	57.7	705371	6223930
49000054	Arresø kanal, Arresødal sluse	256.6	689223	6207584
50000051	Mølleåen, Stampen mølle	120.1	722477	6190319
50000056	Nive å, Jellebro	62.4	717656	6203890
50000057	Usserød å, Nive mølle	74.8	718236	6203581
51000020	Lammefjord Søkanal, Audebo	62.3	664933	6183736
51000024	Tuse å, Nybro	106.9	662560	6175730
52000029	Havelse å, Strø bro	102.7	696997	6199419
52000039	Værebros å, Veksø bro	110.5	702528	6181968
52000063	Hove å, syd for Gundsøgård	67.8	696916	6180156
52000068	Langvad å, v. Møllebro	175.2	687664	6168515
53000011	Store Vejleå, Vejlebro	51.8	712401	6168919
55000015	Halleby å, afløb Tissø	419.1	642677	6160255
56000001	Bjerge å, Fårdrup	56.3	647457	6131481
56000002	Seerdrup å, Johannesdal	68.7	646906	6132704
56000005	Tude å, Valbygård	259.3	645242	6144611
57000055*	Saltø å, ns Harrested å	146.3	668060	6122814
57000058	Suså, s for Holløse bro	756.1	670756	6131430
58000047	Køge å, v. Lellinge dambrug	134.1	696143	6151420
59000006	Tryggevejle å, v. ll. Linde	130.3	703224	6136667
60000031	Mern å, Sagebybro	42.9	698244	6102754
60000036	Tubæk, Tubæk mølle	54.0	693478	6111254
61000013	Fribrødre å, 7f, Todemark	54.8	696178	6084108
62000012	Halsted å, 17l, Borgebro	30.4	645325	6081855
62000017	Ryde å, 9l, pumpestation indv.	85.2	638281	6075720
64000025	Nældeveds å, 32l, Strædeskov	39.8	658696	6078297
65000001	Hovedkanal, 39l, Kramnitse pumpestation	203.1	644958	6064985
66000014	Bagge å, Hasle Klinker	26.4	863801	6126707

BILAG 4. BEREGNING AF NORMALISERET OG TRENDANALYSERET N-EMISSION (KAPITEL 11)

I dette afsnit angiver vi en statistisk metode til detrending samt beregning af det nødvendige antal år i tids-serien for at opnå en vis sikkerhed for den gennemsnitlige N-emission.

Detrending af de normaliserede N-emissioner kan foretages på følgende måde. Man antager, at trenden tilnærmelsesvis er lineær og kan modelleres med

$$L_{iN} = \alpha + \beta \cdot i, i = 1, 2, \dots, k.$$

De to parametre α og β estimeres ved anvendelse af mindste kvadraters metode og detrended normaliserede N-emissioner beregnes ved

$$L_{iND} = L_{iN} - \hat{\beta} \cdot (i - \bar{i}), i = 1, 2, \dots, k,$$

hvor $\hat{\beta}$ er parameterestimatet og

$$\bar{i} = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k i.$$

Antag nu, at man ønsker at bestemme den gennemsnitlige normaliserede og detrended N-emission med en sikkerhed på p %. Spørgsmålet er hvor mange år skal man måle i for at have en sikkerhed på p %. Antallet af år m kan beregnes ved anvendelse af formlen

$$m = \frac{t(k - 1, 0.975) \cdot V^2}{M^2},$$

Hvor $t(k - 1, 0.975)$ er 97,5 % - fraktilen i en t -fordeling med $k-1$ frihedsgrader og,

$$V = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^k (L_{iND} - \overline{L_{iND}})^2}{k - 1}},$$

$$\overline{L_{iND}} = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k L_{iND},$$

$$M = p \cdot \overline{L_{iND}}.$$

BILAG 5. KILDEOPSPLITNING

Forkortelser

T_0 = Den totale mængde af kvælstof der er målt i et punkt i vandløbet.

L = Kildestyrken* af bidrag fra landbrugsarealer

P = Punktkildernes kildestyrke

B = Naturarealernes kildestyrke

A = Kildestyrken fra den atmosfæriske deposition

R_x = Retentionen på kilde x . Angives som fraktion, dvs. $R=R(\%)/100$, hvor $R\%$ er retentionsprocenten (som den er givet via Oplandsmodellen f.eks.).

Beregning af kildeopsplitningen

Massebalanceligningen der beskriver den totale transport af kvælstof, der kan måles i et punkt i vandløbet er givet ved:

$$T_0 = L - LR_L + P - PR_P + B - BR_B + A - AR_A \quad (1)$$

Det vil sige at den målte transport er summen af alle kilders udledning før retention fratrasket retentionerne som hver enkelt kilde har været påvirket af på vejen igennem ferskvandssystemet.

Oftest vil den ukendte, og dermed interessante, parameter være kildestyrken fra landbrugsarealerne, dvs. udledningen fra landbrugsarealerne ved vandløbskanten, altså før retention i ferskvandssystemet. Det vil sige, at vi ønsker at finde L i ligning 1:

$$T_0 = L - LR_L + P - PR_P + B - BR_B + A - AR_A \Rightarrow$$

$$T_0 = L(1 - R_L) + P(1 - R_P) + B(1 - R_B) + A(1 - R_A) \Rightarrow$$

$$L = \frac{T_0 - P(1 - R_P) - B(1 - R_B) - A(1 - R_A)}{1 - R_L} \quad (2)$$

Da $LR_L + PR_P + BR_B + AR_A$ er lig med den samlede mængde kvælstof der er fjernet via den retention som hver enkelt kilde har været udsat for, benævnes dette led ofte R_0 og da kan ligningen for beregning af landbrugs kildestyrken skrives som:

$$T_0 = L - LR_L + P - PR_P + B - BR_B + A - AR_A \Rightarrow$$

$$T_0 = L + B + P + A - (LR_L + PR_P + BR_B + AR_A) \Rightarrow$$

$$L = T_0 - B - P - A + R_0 \quad (3)$$

I det tilfælde at alle kilder udsættes for den samme retention vil $R_L=R_P=R_B=R_A$ og dermed kan den samlede mængde kvælstof fjernet ved retention findes ved at beregne den ved hjælp af retentionsprocenten og den samlede transport af kvælstof målt i vandløbet, dermed kan retentionen R_0 skrives via det kortere udtryk:

$$\begin{aligned} R_0 &= LR + PR + BR + AR \Rightarrow \\ R_0 &= R(L + P + B + A) \end{aligned} \quad (4)$$

Hvor R angiver den interne retentionsprocent i ferskvandet i ID15 oplandet (angives som fraktion, dvs. $R=R(\%)/100$). Da summen af kildestyrkerne før retention svarer til den totale transport målt i vandløbet plus den mængde der er fjernet via retention ned igennem ferskvandssystemet kan ligning 4 også skrives som:

$$\begin{aligned} R_0 &= R \left(T_0 + \frac{T_0 R}{1 - R} \right) \Rightarrow \\ R_0 &= RT_0 + \frac{R^2 T_0}{1 - R} \Rightarrow \\ R_0 &= \frac{RT_0 - R^2 T_0 + R^2 T_0}{1 - R} \Rightarrow \\ R_0 &= \frac{RT_0}{1 - R} \end{aligned} \quad (5)$$

Dermed kan kildestyrken af landbrugsbidraget beregnes via:

$$L = T_0 - B - P - A + \frac{T_0 R}{1 - R} \quad (6)$$

Da

$$T_0 + \frac{T_0 R}{1 - R} = \frac{T_0 - T_0 R + T_0 R}{1 - R} = \frac{T_0}{1 - R}$$

kan ligningen for kildestyrken af landbrugsbidraget også skrives på den kortere form:

$$L = \frac{T_0}{1 - R} - B - P - A \quad (7)$$

Ligning 7 kan som sagt kun benyttes, når det antages, at alle kilder udsættes for den samme retentionsstyrke/retentionsprocent. Dermed giver det ingen forskel om landbrugsbidragets kildestyrke beregnes ved at beregne hver enkelt kildes retention via ligning 2, eller om den forkortede version i ligning 6 og 7 benyttes.

For at opsummere kan ligningen for kildestyrken af landbrugsbidraget skrives på følgende tre forskellige måder, når den samme retentionsprocent benyttes for alle kilder:

$$L = T_0 - P - B - A + R_0 \quad \text{eksempel 1}$$

$$L = T_0 - B - P - A + \frac{T_0 R}{1 - R} \quad \text{eksempel 2}$$

$$L = \frac{T_0}{1 - R} - B - P - A \quad \text{eksempel 3}$$

BILAG 6. SIMULERINGER AF ÅRLIGE N-EMISSIONER

For en række vandløbsstationer og måleår, hvor det årlige antal prøvetagninger er større end 25 har vi analyseret betydningen af antallet af årlige prøvetagninger for størrelsen af bias og præcision af estimeringen af den årlige N-emission. Den "sande" N-emission beregnes på baggrund af alle prøvetagninger og ved anvendelse af lineær interpolationsmetode.

Der udtages tilfældigt, med samme sandsynlighed og jævnt henover året 4, 6, 12, 16, eller 20 prøvetagninger og N-emissionen beregnes ved lineær interpolationsmetode. Dette gøres 20 gange for hver N (4, 6, 12, 16, 20).

Nu beregnes bias og præcision for hver N som

$$bias (\%) = \frac{100}{20} \sum_{i=1}^{20} \frac{(x_i - y)}{y}$$

$$præcision (\%) = 100 \sqrt{\frac{1}{20} \sum_{i=1}^{20} \frac{(x_i - y)^2}{y^2}}$$

Hvor y betegner "sand" N-emission og x_i betegner N-emission beregnet for hver af de 20 ($i = 1, 2, \dots, 20$) simuleringer.