

Beregning af nitrat-reduktionsfaktorer for zonen mellem rodzonen og frem til vandløbet

Data og metode for 1. generationskortet

Vibeke Ernstsén, Anker Lajer Højberg, Peter Roll Jakobsen,
Frants von Platen-Hallermund, Lisbeth Tougaard,
Jeppe Rølmer Hansen, Gitte Blicher-Mathiasen,
Jens Bøgestrand & Christen Duus Børgesen

2. revised edition



Beregning af nitrat-reduktionsfaktorer for zonen mellem rodzonen og frem til vandløbet

Data og metode for 1. generationskortet

Vibeke Ernstsens¹, Anker Lajer Højberg¹, Peter Roll Jakobsen¹
Frants von Platen-Hallermund¹, Lisbeth Tougaard¹,
Jeppe Rølmer Hansen¹, Gitte Blicher-Mathiasen²,
Jens Bøgestrand² & Christen Duus Børgesen³

¹Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS)

²Danmarks Miljøundersøgelser (DMU)

³Danmarks Jordbrugsforskning

2. revised edition

Indholdsfortegnelse

Sammendrag	4
Indledning	6
1. N-udvaskning fra rodzonen	7
2. N-målinger i vandløb	8
3. Det nationale redoxkort	10
3.1 Datagrundlag for redoxkort	10
3.2 Metode anvendt ved udarbejdelse af redoxkort.....	10
4. Model, beregninger og usikkerheder	16
4.1 Anvendelsen af den nationale vandressourcemodel	16
4.2 Den nationalvandressourcemodel	16
5. Metode til bestemmelse af reduktionsfaktorer	19
5.1 Forhold der forventeligt kan influere på beregningerne	20
6. Kalibrering og test af beregningsmetode	24
6.1 Datagrundlag	24
6.2 Kalibrering og test.....	25
6.3 Vurdering af usikkerhed.....	29
7. GIS – bearbejdning af data til korttemaer	31
7.1 N-udvaskning – fra kommuner til oplande	31
7.2 Grundlaget for oplandsgrænser	31
8. N-reduktionsklasser – fra rodzone til vandløb	35
8.1 Beregningskategorier og datagrundlag.....	35
8.2 Det nationale kort over N-reduktionsklasser	36
9. Litteratur	39
BILAG	41
Tabel 1	42
Tabel 2	44

Sammendrag

Skov- og Naturstyrelsen igangsatte sommeren 2006 udarbejdelse af vejledningen til kommunernes administration af ansøgninger om etablering, ændringer og udvidelser af husdyrbrug. Vejledningen indeholder de metoder, som skal anvendes i forbindelse med den administrative behandling af ansøgningerne.

Nærværende rapport beskriver metoden og datagrundlaget som er anvendt i forbindelse med at fremstille et første generationskort over nitratreduktionen fra bunden af rodzonen og frem til vandløbet. Arbejdet blev igangsat hen over sommeren 2006.

Kortet over reduktionsfaktorer er baseret på eksisterende data. Således er bidraget af nitrat fra rodzonen beregnes på kommuneniveau baseret på oplysninger om gødning og gødningsfordeling på amtsniveau. Redoxforholdene beskrives på baggrund af eksisterende boringsoplysninger, vandflukse indenfor oplandene beskrives ved DK-modellen og N-belastningen af vandløbene er baseret på data indsamlet af DMU.

Udvaskningen af nitrat fra rodzonen er beregnet ved hjælp af to metoder, SKEP-Daisy og N-LES på kommuneniveau i 1989, da det af tidsmæssige årsager har været nødvendigt at anvende data, som var umiddelbart tilgængelige. Året 1989 er valgt, da kvælstofoverskuddet i dansk landbrug var nogenlunde konstant i perioden forud, og kvælstoftabet fra rodzonen kunne sammenholdes med kvælstoftilførslen til vandløb ud fra overvågningsdata. Da der er store variationer i nedbør og afstrømning, er det valgt at opgøre udvaskningen som gennemsnit af 10 års beregninger. Ovenstående data er anvendt til grov beregning af nitratreduktionen under transporten fra bunden af rodzonen og frem til vandskanten og er baseret på opgørelser i kg N/ha. En række usikkerheder er knyttet til udvaskningsberegningerne, herunder modeltekniske usikkerheder, detaljeringsgrad af inputdata som eksempelvis anvendelse af handelsgødning, samt at beregninger kun er baseret på klimadata fra seks målestationer.

Beregning af kvælstofreduktionen fra vandet forlader rodzonen, til det når frem til vandløbet, er baseret på beregning af vandflukse med DK-modellen og viden om redoxgrænsens beliggenhed indenfor 1x1 km beregningsceller (grids).

Redoxgrænsen er fastlagt ud fra sedimenternes farver i 11.999 borer. I grids med flere borer er redoxgrænsen beregnet som en gennemsnitsværdi. I områder uden boringsoplysninger er dybden til redoxgrænsen vurderet på baggrund af oplysninger om områdets geologiske opbygning, landskabstype (morfologi), karakteristiske dybder for redoxgrænsen i de omkringliggende borer, GEUS jordartskort, topografiske forhold samt prækvartærøverfladens topografiske forhold.

Princippet i beregninger er, at redoxgrænsen fastlægges først, hvorefter modellen beregner hvor stor en andel af vandet, der transporteres henholdsvis over og under redoxgrænsen. Under antagelse af at alt nitrat reduceres under redoxgrænsen beregnes reduktionen ved andelen af vandtransport henholdsvis over og under redoxgrænsen.

Det er dog en noget forsimplet antagelse, at der ikke sker reduktion over redoxgrænsen, ligesom der er nogle usikkerheder forbundet med de estimerede vandflukse fra DK-modellen, da denne model er en storskala model til beskrivelse af de overordnede vandbalancer. Metoden er derfor kalibreret i forhold til N-reduktioner opgjort på baggrund af kvælstofstrømme i 56 målte vandløbsoplande på mere end omkring 100 km² og med søarealer på under 2 %. Vandløbsoplandene findes nogenlunde jævnt fordelt over landet med undtagelse af Bornholm, hvor der kun fandtes målinger fra et enkelt, mindre opland (43 km²).

I de målte vandløbsoplande er udvaskningen fra rodzonen modelberegnet mens N-transporten i vandløbene er målt og korrigeret for punktkilder samt N-retentionen i vandløb og søer, som derved antages at repræsentere nitrat tilførslen fra diffuse kilder.

Beregningen af kvælstofreduktionen er foretaget med forskellig sikkerhed i de forskellige kategorier af oplande. Sikkerheden er størst for de 56 oplande i beregningskategorierne 1 og 2 som er anvendt til modelopstilling og kalibrering. Beregningskategori 3 omfatter oplande, der indgår i DK-modellen dækningsområde, har en sikkerhed der er lavere end for kategori 1 og 2 og her gør det sig i øvrigt gældende at bestemmelsen er bedre for oplande større end 100 km² end for mindre oplande. Oplande i beregningskategorierne 4 og 5 er usikkert bestemt, da disse områder er uden for DK-modellens dækningsområde og derfor ikke har en fysisk beskrivelse af vandløbene.

Det kortlagte areal er på i alt 3.738.766 ha. Beregningskategori 1 udgør 25,2 %, beregningskategori 2 udgør 24,9 %, beregningskategori 3 udgør 39,7 %, beregningskategori 4 udgør 8,3 % og beregningskategori 5 udgør 2,0 % af arealet.

Resultaterne fra de fem beregningskategorier over N-reduktionen fra rodzone til vandløb er sammenstillet i 3 N-reduktionsklasser, der er opdelt som beskrevet af Skov- og Naturstyrelsen. N-reduktionsklasse 1 omfatter oplande med N-reduktioner på 0-50 %, N-reduktionsklasse 2 omfatter oplande med N-reduktioner på 51-75 % og N-reduktionsklasse 3 omfatter oplande med N-reduktioner på 76-100 %. N-reduktionsklasserne 1, 2 og 3 udgør henholdsvis 39,1 %, 41,9 % og 19,0 % af det kortlagte areal.

Det skal bemærkes, at den her beskrevne første generation af N-reduktionklassekortet er beregnet på oplandsniveau, der foruden usikkerheder på henholdsvis udvaskningen fra rodzonen og N-retentionen i søer og vandløb, ikke inddrager bl.a. en reduktion af nitrat i den umættede zone, kvælstoffjernelse i vådområder, den rummelige variation i redoxgrænsens udbredelse i de anvendte beregningsceller (grid), samt den tidsmæssige udvikling i udvaskningen af nitrat.

Indledning

Som følge af kommunalreformen overtager kommunerne fra 1. januar 2007 den miljømæssige administration af etablering, ændringer og udvidelser af husdyrbrug i én samlet godkendelsesprocedure. I den forbindelse ønsker regeringspartierne (Venstre og Konservative), Dansk Folkeparti og Det Radikale Venstre med den politiske aftale af 22. juni 2006 at reducere de administrative byrder og sikre en hurtigere, gennemskuelig og ensartet sagsbehandling i de kommende kommuner.

Skov- og Naturstyrelsen igangsatte i sommeren 2006 udarbejdelse af en vejledning til kommunernes administration af ansøgninger om etablering, ændringer og udvidelser af husdyrbrug. Vejledningen skal bl.a. beskrive relevante metoder samt estimeringsværktøjer, som skal anvendes ved vurdering af ansøgningerne.

I efteråret 2005 nedsatte Skov og Naturstyrelsen syv arbejdsgrupper, som skulle bidrage indenfor forskellige faglige emner med relevans for miljøgodkendelsen, herunder en gruppe der skulle beskæftige sig med nitrat. En af nitratgruppens formål var at udarbejde retningslinier for hvorledes nitratreduktionen fra bunden af rodzonen til henholdsvis grundvand og ferskvand kan beregnes. De foreløbige principper blev diskuteret i nitratgruppen og beskrevet i "Beregning af nitratudvaskning" (Petersen et al., 2006).

Nærværende rapport beskriver metoden og datagrundlaget som er anvendt i forbindelse med fremstillingen af et 1. generationskort over nitrat-reduktionsfaktorer for zonen mellem bunden af rodzonen og frem til vandløbet. Arbejdet blev igangsat hen over sommeren 2006.

Kortet over reduktionsfaktorer er baseret på eksisterende data. Således er bidraget af nitrat fra rodzonen beregnet på kommuneniveau baseret på oplysninger om gødning og gødningsfordeling på amtsniveau. Redoxgrænsens beliggenhed beskrives på baggrund af eksisterende boringsoplysninger i Jupiter databasen ved GEUS, vandflukse beregnes ved brug af DK-modellen og til beregning af N-belastningen af vandløbene er anvendt data indsamlet af DMU.

Det i rapporten beskrevne 1. generationskort over nitrat-reduktionsfaktorer fra rodzonen og frem til vandløbet indgår, sammen med supplerende beregninger af N-retentionen i vandløb og søer, i en beregning af N-reduktionen frem til kysten. Korttemaet skal anvendes i en vurdering af beskyttelsesniveauet i forbindelse med sårbare Natura 2000 områder, som beskrevet i vejledningen fra Skov- og Naturstyrelsen vedrørende *Tilladelse og Miljøgodkendelse m.v. af husdyrbrug* (2006) samt i DMU rapport *Kvælstofreduktionen fra rodzonen til kyst for Danmark* (Blicher-Mathiesen et al., in prep).

1. N-udvaskning fra rodzonen

Til opgørelse af N-reduktionen for målte vandløbsoplande er udvaskningen af nitrat fra rodzonen for landbrugsarealet beregnet ved hjælp af to metoder, SKEP-Daisy og N-LES. Beregningerne er fra VMPII slutevalueringen (Børgesen og Grant 2003), da det af tidsmæssige årsager har været nødvendigt at anvende data, som var umiddelbart tilgængelige. Opgørelsesåret 1989 er valgt, da kvælstofoverskuddet i dansk landbrug var nogenlunde konstant i perioden forud for 1989, og kvælstoftabet fra rodzonen kunne sammenholdes med kvælstoftilførslen til vandløb ud fra overvågningsdata. Da der er store variationer fra år til år i nedbør og afstrømning, er det valgt at opgøre udvaskningen som gennemsnit af 10 års beregninger.

Beregningerne er gennemført på kommune niveau således, at der for hver kommune er lavet en separat beregning for sædskifter med tilhørende gødningsplaner på fire bedriftstyper; svinebrug, kvægbrug, blandet brug og planteavlsbrug. Beregningerne er gennemført med to sandjorde af typerne JB1 og JB3 (vandet og uvandet) og to lerjorde af typerne JB4 og JB6 (uvandet). Resultaterne for hver af kombinationerne bedriftstype og jordtype er vægtet i forhold til jordbundsforholdene i den enkelte kommune. Sædskifterne og gødningsplaner fra 1989 baseres på både arealanvendelse og forbrug af handelsgødning opgjort på amtsniveau kombineret med dyretællinger på kommuneniveau. Mængden af husdyrgødning beregnes ud fra antallet af dyreenheder i kommunen.

Rodzonedrevudvaskningen af nitrat fra skov, heder og overdrev, øvrige naturareal og bebyggede areal er opgjort ud fra erfaringstal for N-udvaskning, tabel 1, samt de respektive naturtypers arealfordeling i AIS kortlægningen (Nielsen et al., 2000).

Table 1. Anvendte erfaringstal for N-udvaskningen fra skov, hede og overdrev, øvrige natur inklusiv lav vegetation og befæstede arealer.

Areal type	Udvaskning fra rodzonen (kg N/ha/år)	Kilder
Landbrug	Beregnet af SKEP-Daisy og N-LES3	DJF og DMU
Skov	5	Få målinger fra FSL, Christensen et al. (1990)
Hede og overdrev	2	Christensen et al. (1990); Nielsen et al. (1999)
Øvrig natur	3	Foreløbige data FSL
Befæstede arealer	4	Antagelser
Søer og vanddækkede arealer	-	-

En række usikkerheder er knyttet til udvaskningsberegningerne, herunder modeltekniske usikkerheder, detaljeringsgrad af inputdata som eksempelvis anvendelse af handelsgødning, samt at beregningerne er baseret på klimadata fra kun seks målestationer. En mere udførlig beskrivelse fremgår af Blicher-Mathisen et al. (in prep).

2. N-målinger i vandløb

I forbindelse med opgørelsen af N-reduktion fra rodzonen til vandløbskanten for målte vandløbsoplande skulle målingerne af kvælstof i vandløbene anvendes til at kalibrere beregningerne med DK-modellen. For at minimere usikkerhederne på N-udvaskningen fra rodzonen og N-transporten i vandløbene blev det valgt at anvende forholdsvis store oplande på omkring 100 km² eller mere. Desuden skulle vandløbsoplande indeholde få søer, idet der knytter sig ret store usikkerheder på beregningerne af N-retentionen i søerne.

Ud af i alt 65 store målte vandløbsoplande blev der udvalgt 56 med forholdsvis få søer. For hver af disse målte vandløbsoplande blev der beregnet en gennemsnitlig årlig transport af det totale kvælstofindhold for perioden 1989-93. Den målte N-transport fratrækkes den målte belastning fra punktkilder (renseanlæg, dambrug og industri), en beregnet belastning fra spredt bebyggelse og en beregnet atmosfærisk deposition direkte på vandoverflader for at komme frem til, hvor stor en del af den målte stoftransport på målestationen, der hidrører fra landbaserede diffuse kilder.

Kildeopsplitningen er foretaget på det totale kvælstof og ikke nitrat-kvælstof. Den målte nitratmængde i vandløbet vil være mindre end den nitratmængde, der tilføres vandløbet fra oplande, idet nitrat i vandløbsvand og søer optages af planter og plankton, denitrificeres i sedimenter eller belægninger samt indgår i den generelle omsætning af organiske stof. Det målte nitrat-kvælstof udgør typisk 80-85 % af den samlede, totale kvælstoftransport i vandløbene.

Den målte diffuse kvælstoftransport er en underestimering af tilførslen til vandløbet, idet noget af kvælstof som førnævnt forsvinder ved denitrifikation (retention) inden det når frem til målestationen. Den samlede diffuse tilførsel til vandløbskanten er derfor beregnet ved at addere et estimat af retentionen i vandløbssystemet. Hertil er N-retention beregnet med to metoder.

Ved metode 1 beregnes retentionen i vandløbet som 2 pct. af N-belastningen til vandløbet og retentionen i søerne beregnes som 400 kg N pr. ha søareal.

Ved metode 2 foretages beregningerne efter en tysk "Vandløbssystem model" der indgår i en samling af forskellige europæiske metoder til opgørelse af N-retention i ferskvand (Kronvang et al., 2004). Her indgår følgende beregninger:

- Retention (tons N) = målt N-transport (tons N) *1,9 (vandafstrømning/areal af overfladevand)^{-0,49}
- Areal (søer og vandløb) = areal af søer + 0,001*oplandets areal^{1,185}

Modellen beregner det samlede reduktionspotentiale ud fra empiriske sammenhænge mellem oplandsareal og det samlede areal af vandløb samt oplandets vandafstrømning. Modellen er udviklet af Behrendt og Optiz (2000) på afstrømningsdata fra 100 forholdsvis store vandløb primært fra Central Europa. Alle oplande er større end 100 km², idet oplande un-

der 100 km² opfører sig anderledes. Modellen forklarer ca. 65 % af variationen i N-retentionen.

Kalibreringsparametrene 1,9 og potensen -0,49 er fra retentionsberegninger fra *Nutrient Retention handbook* (Kronvang et al., 2004). Heri er modellen kalibreret i forhold til afstrømningsdata fra vandløbsoplande fordelt i Europa.

Beregningen af N-retentionen i de udvalgte 56 målte oplande er gennemført efter begge metoder for at fastlægge et estimationsinterval.

Den samlede diffuse N-tilførsel til vandløb for de 56 målte vandløbsoplande opgjort efter henholdsvis metode 1 og metode 2 fremgår af tabel 1 i bilag 1.

N-udvaskningen fra rodzonen og N-transporten i vandløb er anvendt til en grov beregning af nitratreduktionsfaktorer fra rodzonen og frem til vandløbene for de 56 målte vandløbsoplande. Beregningerne er baseret på opgørelser opgjort i kg N pr. ha.

3. Det nationale redoxkort

Dybden til redoxgrænsen samt DK-modellens vandflukse indgår i beregningen af reduktionsfaktorer for vandopløbsoplandene. En lang række undersøgelser af danske kvartære sedimenter har vist at indholdet af nitrat falder markant ved redoxgrænsen og at indholdet af nitrat er under målegrænsen i den reducerede zone (bl.a. Ernstsens et al., 1990; Ernstsens og Thorling, 1997; Postma et al., 1991). Kortet over redoxgrænsens beliggenhed er etableret på baggrund af dels eksisterende boringsoplysninger dels ekspertvurderinger i områder uden boringsoplysninger.

3.1 Datagrundlag for redoxkort

Jupiter databasen ved GEUS rummer bl.a. oplysninger fra prøvebeskrivelser af jordprøver, der er udtaget i forbindelse med etablering af borer. For ældre borer findes kun en enkelt beskrivende parameter (det såkaldte DGU-symbol) lagret i databasen, men for borer, der er beskrevet indenfor de sidste omkring 25 år, findes en mere fuldstændige beskrivelse, herunder angivelse af jordprøvens farve. I Jupiter databasen findes i alt cirka 19.000 borer forsynet med oplysninger om farver for jordprøver udtaget i forskellige dybder.

3.2 Metode anvendt ved udarbejdelse af redoxkort

I forbindelse med oxidationen af sedimenterne antager de gule, gulbrune, brune og gråbrune farvenuancer, mens reducerede sedimenter fremstår ved brungrå, grå eller sorte farvenuancer (Ernstsens et al., 2001). De gråbrun og brungrå farver indikerer begge ændringer fra det oprindelige reducerede geokemisk miljø, i retning mod et mere oxideret geokemisk miljø. Når prøverne opdeles efter oxiderede og reducerede geokemiske forhold henregnes prøver med farvebeskrivelser der slutter på grå til den reducerede zone mens prøver der har farvebeskrivelser der slutter på brun henregnes til den oxiderede zone. Gruppen af jordprøver, der er beskrevet ved brungrå eller gråbrun farve byder på specielle problemer ved den anvendte opdeling mellem kun to geokemiske miljøer, hvor der ikke tages hensyn til et suboxisk geokemisk miljø. Prøvebeskriverens vurdering af farven som værende "mere grå end brun" eller "mere brun end grå" vil således have afgørende betydning for om prøven henregnes til den oxiderede eller den reducerede zone og gør opdelingen mindre entydig end for de andre nævnte farveangivelser.

Redoxgrænsen er fastlagt ved et program hvor farvenuancerne definerer jordprøvernes tilhørsforhold til henholdsvis det oxiderede og det reducerede geokemiske miljø. Overgangen fra det ene til det andet miljø beskrives ved redoxgrænsen (der til tider også ses beskrevet som nitratfronten). Programmet registrer desuden hvilke sedimenttype (jordart) skiftet er knyttet til.

Efter den første analyse af de i alt ca. 19.000 borer, der alle havde de ønskede farvebeskrivelser, blev der efterfølgende foretaget endnu en analyse af om farveskiftet var knyttet

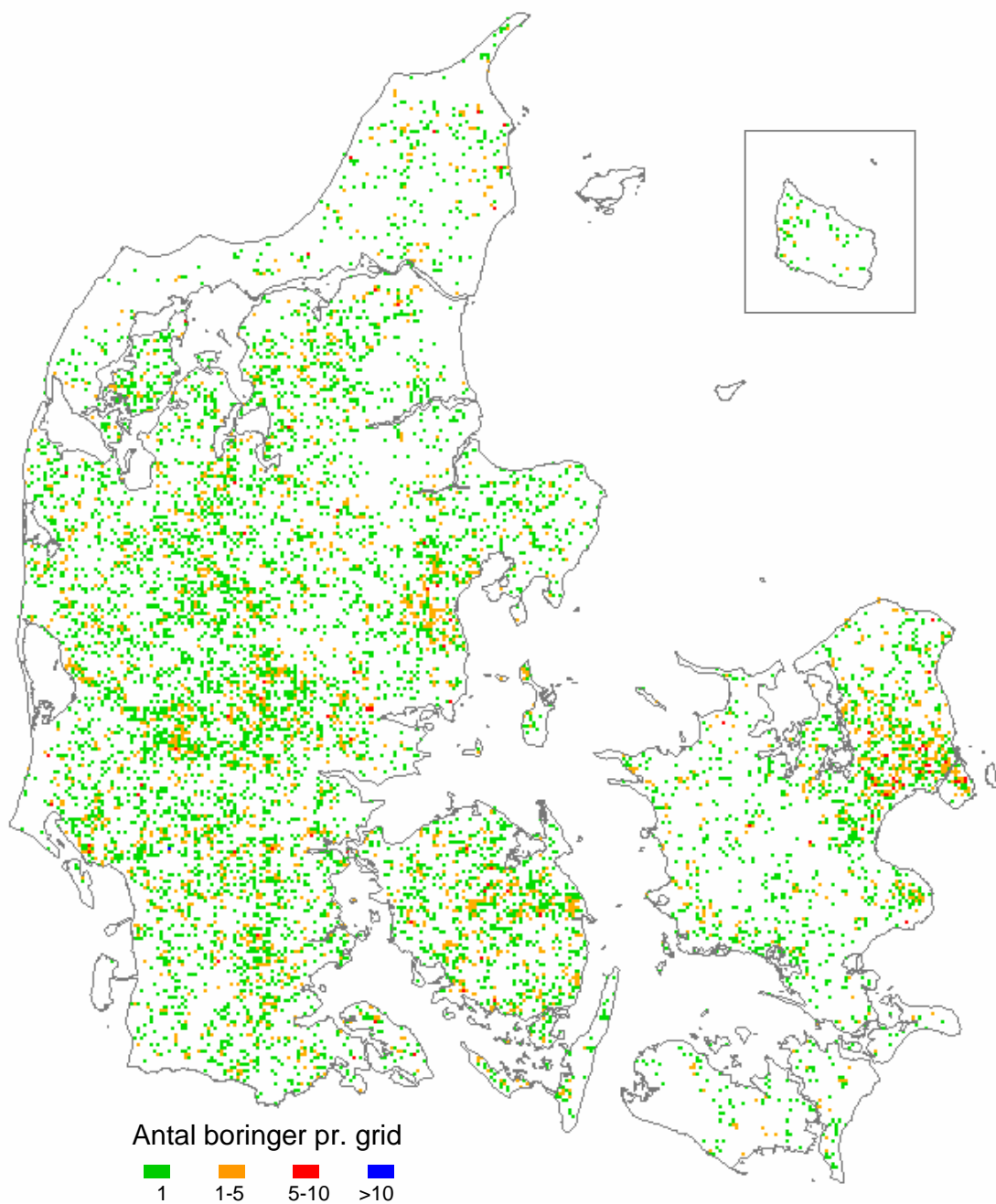
til kvartære eller prækvartære aflejringer idet sammenhængen mellem udbredelse af nitrat, sedimentfarve og redoxmiljø kun er etableret for unge kvartære sedimenter (eksempelvis Ernstsen et al., 2001).

Efter anden gennemgang af boringsoplysningerne, var der 11.999 borer som var karakteriseret ved kvartære sedimenter såvel over som under redoxgrænsen og derfor var egnede for korttemaet. Antallet af borerne fordelt på 1x1 km grid fremgår af figur 1. Såvel størrelse som udbredelse af de anvendte grid svarende til de der anvendes i den nationale vandressourcemodel (i daglig tale DK-modellen). Grid med boringsoplysninger indeholder typisk oplysninger fra en enkelt boring og kun et mindre antal grid indeholder oplysninger fra to eller flere borer. I de grid hvor der foreligger oplysninger om redoxgrænsens beliggenhed i flere borer er dybden til redoxgrænsen for det pågældende grid anført ved en middelværdi, der senere blev klassificeret efter et system med syv kategorier med redoxgrænsen beliggende i dybder < 1 m, 1-5 m, 5-10 m, 10-15 m, 15-30 m, 30-50 m og 50-100 m under terræn. Dybden til redoxgrænsen for grid med boringsoplysninger fremgår af figur 2.

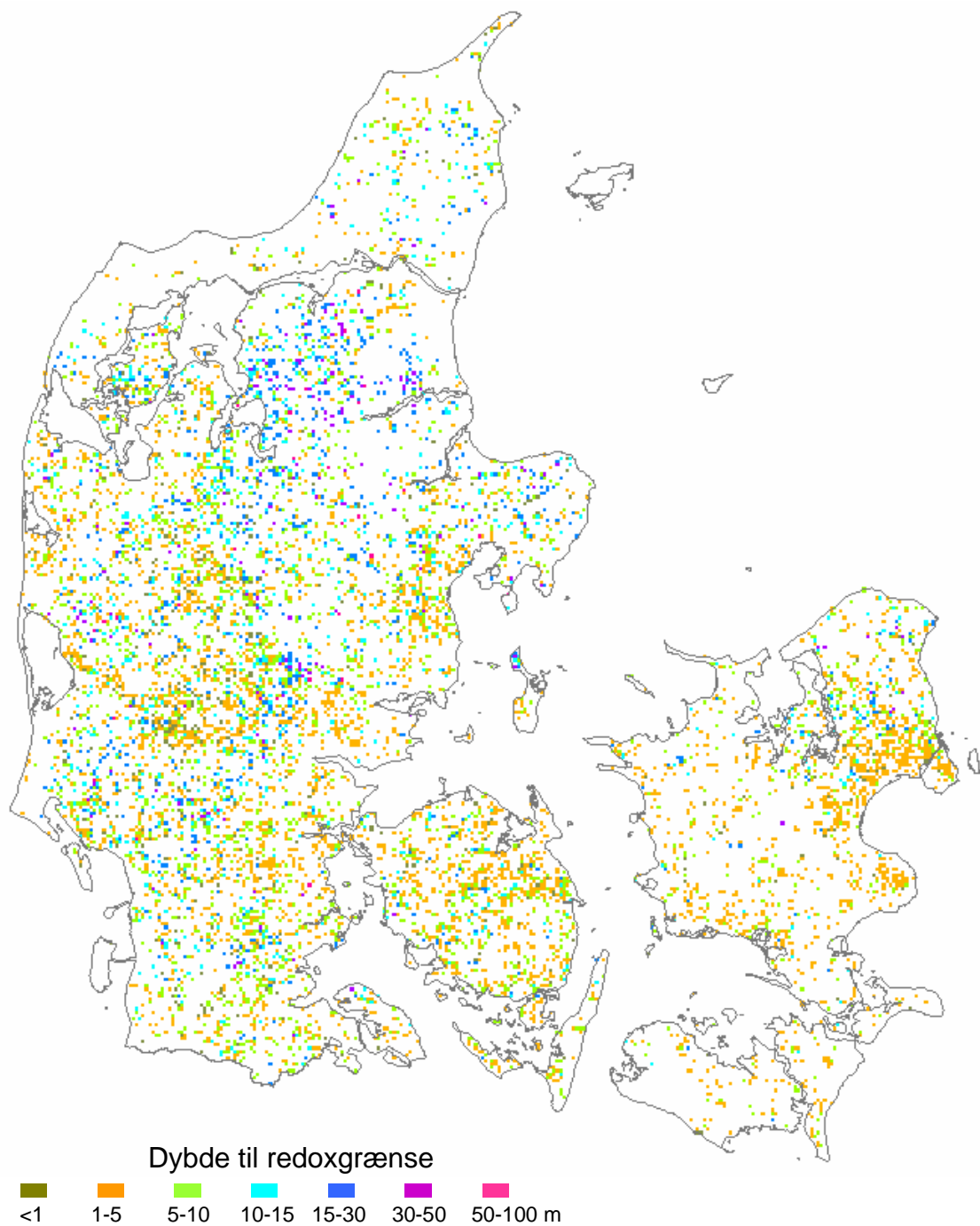
For grid uden boringsoplysninger blev dybden til redoxgrænsen vurderet på baggrund af oplysninger om områdets geologiske opbygning, landskabstypen (morfologi), karakteristiske dybder for redoxgrænsen i de omkringliggende borer, GEUS jordartskort (i kortlagte områder med skala 1:25.000 og i ikke kortlagte områder med skala 1:200.000), topografiske forhold (med bl.a. dybe dale) og prækvartæroverfladens topografiske forhold (med bl.a. begravede dale) og tildelt et dybdeinterval svarende til en af de 7 kategorier, figur 3.

I forbindelse med den ekspertvurderede dybde til redoxgrænsen, blev der inden for oplandet taget hensyn til mindre forekomster af jordarter, der skønnedes at have en fra den dominerende jordart afvigende dybde til redoxgrænse. Således blev bidraget fra disse ikke dominerende jordarter samlet i et passende antal 1x1 km grid. Langs vandløb er der foretaget en vægtet tildeling af grid med 0,1-1 meter til redoxgrænse baseret på GEUS jordartskort. I områder med dybe prækvartære dale eller begravede dale blev oplysningerne om redoxgrænsen ligeledes revurderet.

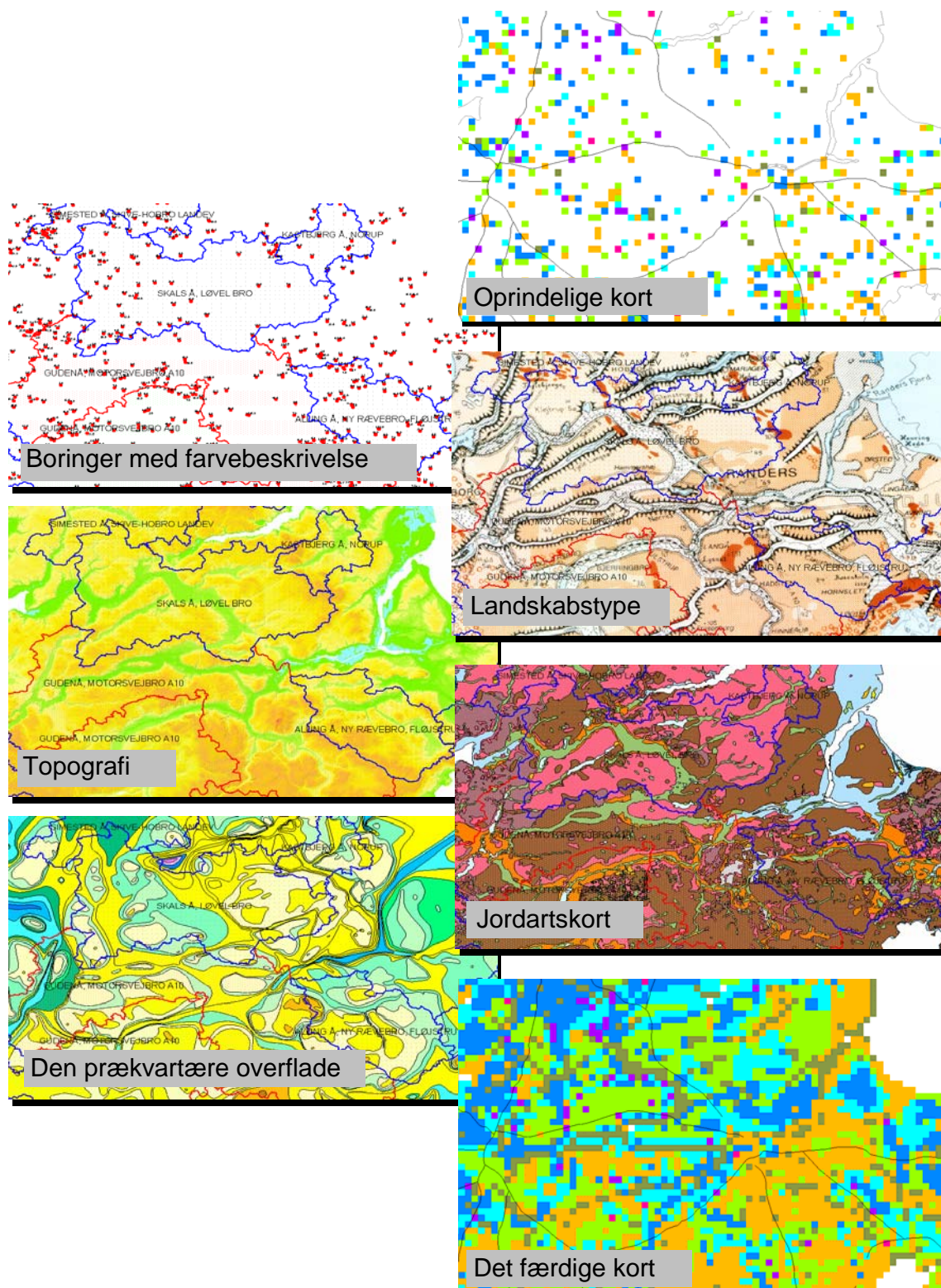
Oplysningerne om dybden til redoxgrænsen på 1x1 km grid er sammenstillet i et landsdækkende kort som vist i figur 4.



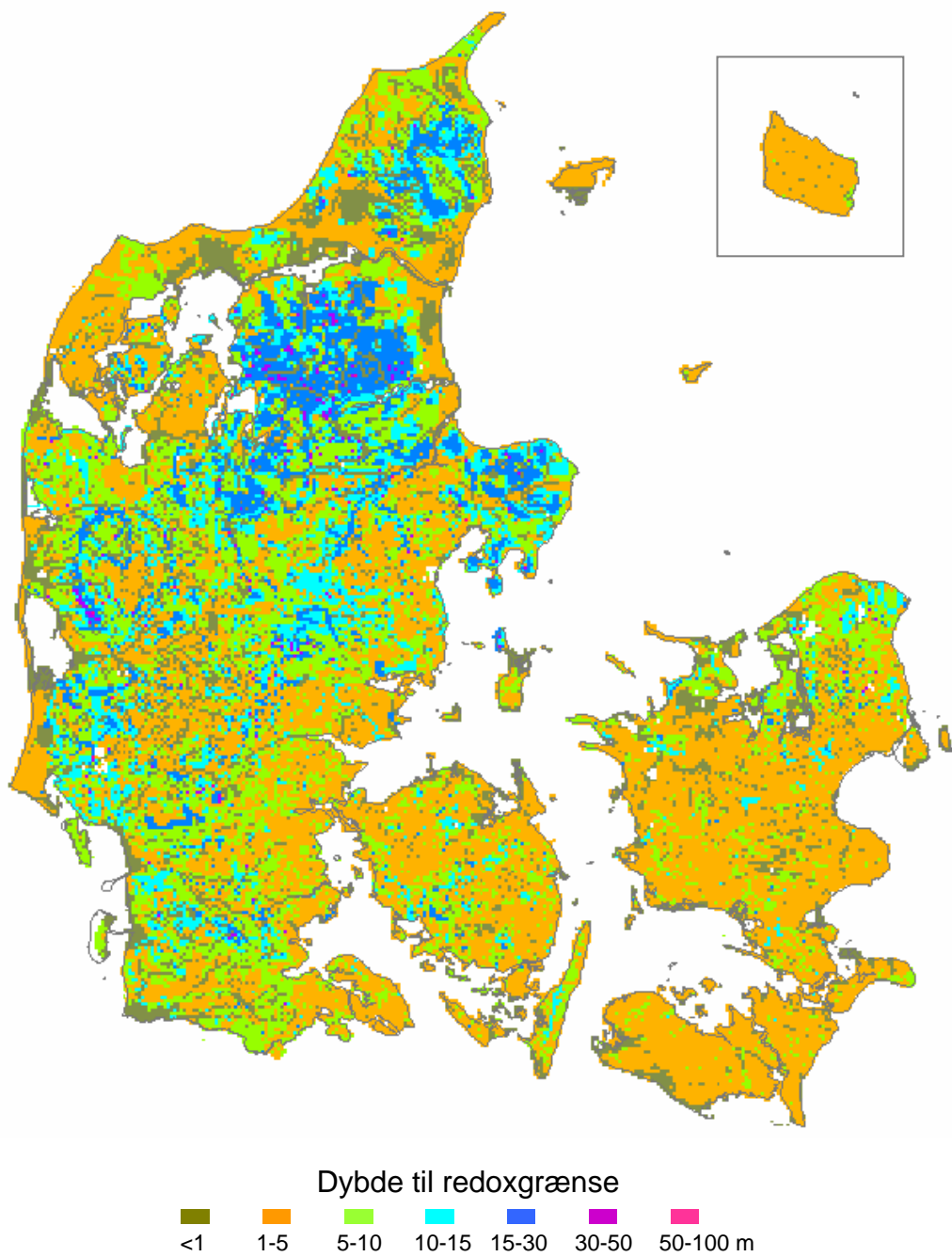
Figur 1. Antal borer, fordelt på 1x1 km grid, med oplysninger om farver til brug for en beskrivelse af dybden til redoxgrænsen i unge kvartære sedimenter.



Figur 2. Kort over redoxgrænsens beliggenhed baseret på boringsoplysninger. For de hvide områder foreligger ingen boringsoplysninger.



Figur 3. I grid uden relevante borningsoplysninger er redoxgrænsen fastlagt ud fra oplysninger om områdets geologiske opbygning, landskabstype (morfologi), karakteristiske dybder for redoxgrænsen i de omkringliggende boringer, GEUS jordartskort (i kortlagte områder med skala 1:25.000 og i ikke kortlagte områder med skala 1:200.000), topografiske forhold (for bl.a. dybe dale) og prækvartæroverfladens topografiske forhold (for bl.a. begravede dale).



Figur 4. Første generation af et landsdækkende kort over dybden til redoxgrænsen for 1x1 km grid, der er baseret på borningsoplysninger og ekspertvurderinger. Vurderingerne er, som også nævnt under figur 3, baseret på oplysninger om området geologiske opbygning, landskabstype (morfologi), karakteristiske dybder for redoxgrænsen i de omkringliggende boringer, GEUS jordartskort, topografiske forhold og prækvartæroverfladens topografiske forhold.

4. Model, beregninger og usikkerheder

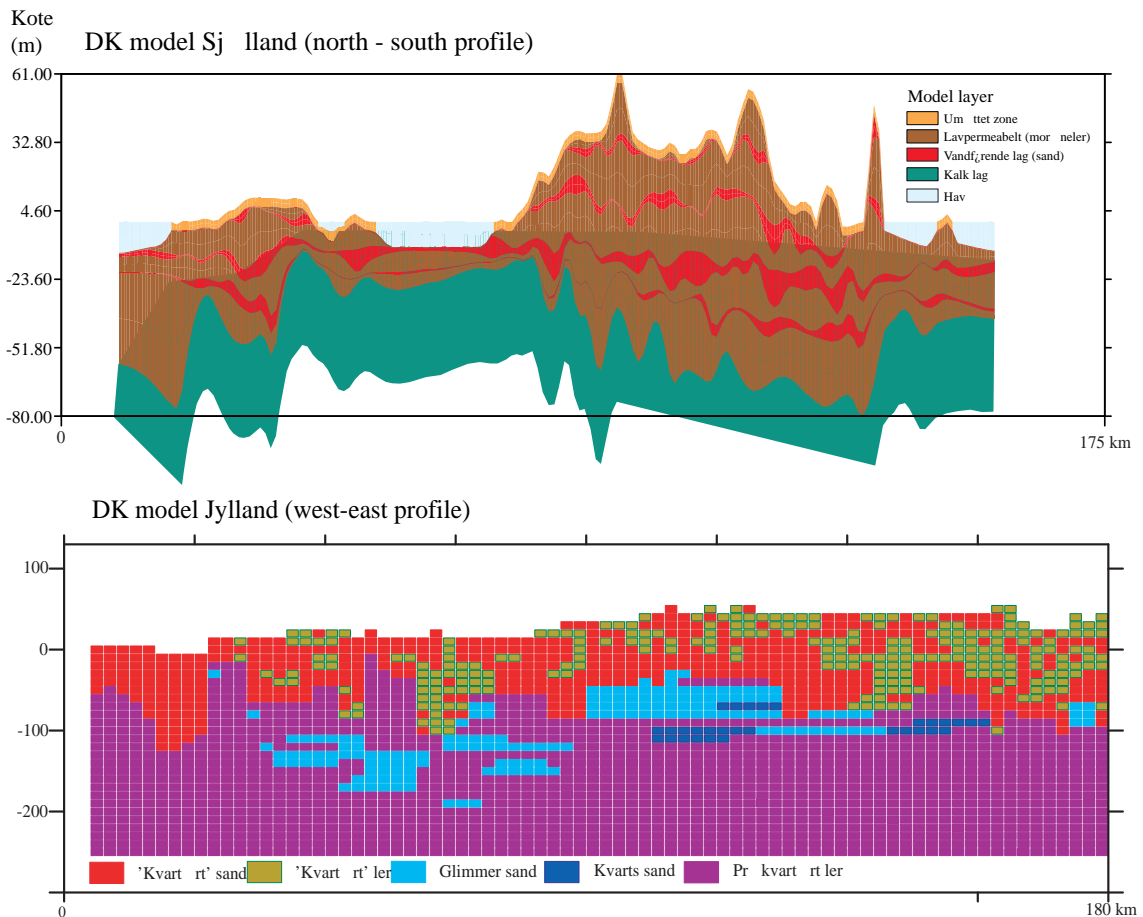
4.1 Anvendelsen af den nationale vandressourcemodel

Metoden til bestemmelse af reduktionen mellem rodzonen og vandløb er baseret på udtræk af relevante flukse fra den nationale vandressource model. En kort beskrivelse af modellen, dens oprindelige formål samt dens begrænsninger i forhold til nærværende projekt er givet herunder. Endvidere præsenteres den anvendte metode for beregningerne samt hvilke justeringer der foretaget.

4.2 Den nationalvandressourcemodel

Den nationale vandressourcemodel, i daglige tale DK-modellen, er en landsdækkende vandressourcemodel, der beskriver de væsentligste komponenter af ferskvandssystemet på landfasen. Modellen er baseret på modelsystemet MIKE SHE (Abbott et al., 1986), som er en fysisk distribueret model. I forbindelse med DK-modellen anvendes MIKE SHE's beskrivelse af grundvandsstrømning, overfladevandsafstrømning og vandløbsafstrømning, mens der vha. en separat rodzonemodel beregnes nettonedbør baseret på daglige værdier for nedbør, fordampning og temperatur (Henriksen et al., 2003a; Henriksen et al., 2003b). Grundvandsstrømningen beskrives tredimensionelt, mens der er anvendt todimensional beskrivelse af overfladiskafstrømning og endimensional beskrivelse af vandløbsstrømningen.

Horisontal er modellen diskretiseret i et beregningsnet på 1x1 km. For øerne (Fyn, Sjælland og sydhavsøerne) er der anvendt en variable vertikal diskretisering, hvor beregningslagene følger de geologiske lag, hver beregningslag har således en variable tykkelse. På grund af den store variation i de geologiske forhold i Jylland er der ikke tolket gennemgående geologiske lag, men derimod anvendt en pixeltolkning, hvor geologien bliver tolket i kasser på 1000x1000x10 meter. Som for Øerne er der først opstillet en hydrogeologisk tolkningsmodel, hvorpå de geologiske laggrænser er trukket ud af boringsdatabasen ZEUS/JUPITER. Herefter er hver boring opdelt i 10 meter sektioner ud fra koten, hvor geologien bestemmes ud fra den dominerende geologi (>50 %). Samme metode er anvendt for Bornholm, dog er geologien her tolket i 500x500x5 meter pixels. Mellem topografien og kote 0 meter er modellen for Jylland inddelt i 5 model lag. Mægtigheden af de øverste model lag er derved varierende og afhænger af topografien. Under kote 0 meter er der anvendt model lag med en konstant tykkelse på 10 meter i de øverste lag, mens tykkelsen af model lagene stiger i den dybere del af modellen. Forskellen i de to tolkningsmetoder anvendt for henholdsvis øerne og Jylland samt Bornholm er vist i figur 5.



Figur 5. Illustration af de to forskellige geologiske tolkningsmetoder der er anvendt i DK-modellen for øerne (øverst) og Jylland (nederst).

DK-modellen er kalibreret mod observationsdata for hydraulisk trykniveau og vandløbsafstrømning, og er efterfølgende valideret i en split-sample test mod samme datatyper. Modeldokumentation kan findes i Henriksen et al. (1998), Henriksen et al. (1997) og Henriksen et al. (2003b).

DK-modellen har som primært formål at simulere grundvandsressourcens størrelse, regionale fordeling og tidlige variationer. Modellen vurderes at være et pålideligt værktøj til vurdering af overordnede vandressourceforhold på landsplan, og til vurderinger af den regionale fordeling. Modellen er i stand til at simulere den tidlige udvikling i grundvandsstand og afstrømning i vandløb. Resultaterne har størst gyldighed ved regionale betragtninger og modelskalaen (1x1 km) bevirker eksempelvis, at simuleringer af vandløbsafstrømningen i de enkelte tilløb og mindre vandløb kan være afvigende i forhold til observationer.

Modellens prediktive evner er hovedsageligt blevet testet mod observationer af grundvandsstanden i de dybe regionale magasiner samt mod observationer af vandløbsafstrømning. Det kan derfor forventes, at modellen giver en pålidelig beskrivelse af den overordnede vandbalance, trykforholdene i de dybereliggende grundvandsmagasiner, samt vandføringen i vandløb. Der er fokuseret mindre på modellens evne til at reproducere vandstanden i de overfladenære strømningsystemer (vandløb, det øvre grundvand) og til at reproducere strømningsveje. Modellen vurderes således ikke at kunne give en meget detaljeret

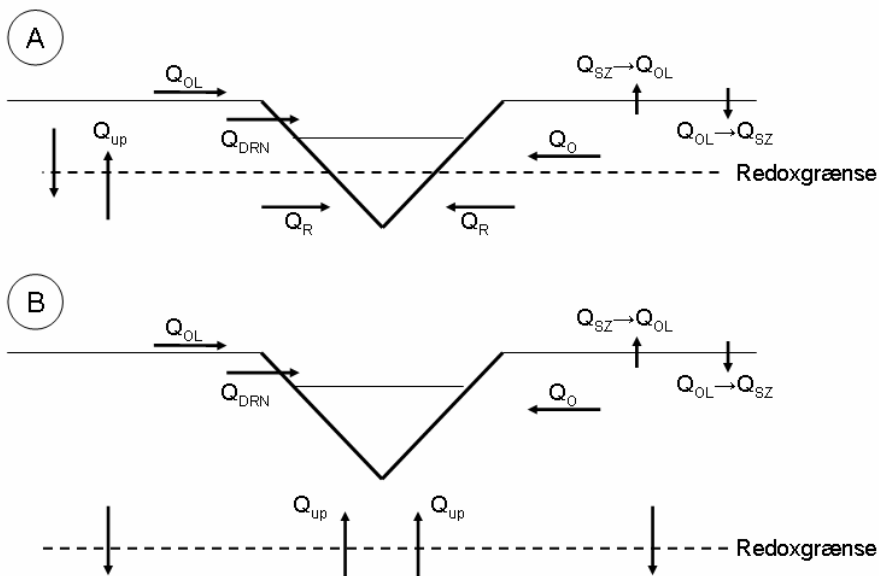
beskrivelse af strømningsvejene i de øvre magasiner. Under den dynamiske kalibrering af modellen har der imidlertid været stor fokus på at reproducere såvel vandbalancen samt dynamikken i vandløbene. Det er således søgt at få en troværdig fordeling mellem hurtig og langsom tilstrømning til vandløbene, hvor hurtig tilstrømning primært udgøres af overfladisk afstrømning samt drænafstrømning, mens langsomt tilstrømning primært skyldes at vandløbene fødes via grundvandssystemet. Denne opdeling er vigtig i forbindelse med nærværende projekt, hvor der skal kunne skelnes mellem vand der strømmer til vandløbene overfladenært i den oxiderede zone og vand der strømmer til vandløbene i den reducerede zone. På grund af skalaforholdene har det ikke været muligt at medtage samtlige vandløb i Danmark. Mindre vandløb samt grøfter er derfor medtaget i den hydrologiske beskrivelse ved at ligge dræn ind i modellen 0.5 m under terræn. Denne metode har vist sig velegnet til at håndtere mindre vandløb og grøfter der ikke medtages eksplicit, men i forbindelse med nærværende projekt har det dog den ulempe, at en del af det vand der i naturen strømmer til vandløbene via grundvandet vil registreres som drænafstrømning i modellen, hvorfor drænafstrømning vil overestimeres, se også afsnit 5.1.

Den anvendte modelkode (MIKE SHE) er udviklet til beskrivelse af grundvandsstrømninger i et porøst medie, dvs. evt. sprækkestrømninger beskrives ikke direkte, men kun via en ækvivalent porøsitet. Det har stor betydning for Bornholm da de aktuelle strømningsveje vil være markant anderledes end i et porøst medie og i område bestående af grundfjeld med sprækketransport. Endvidere er der kun data for et enkelt mindre opland (43 km²) på Bornholm, hvorfor det ikke er muligt at teste den udviklede metode. Det er derfor valgt ikke at beregne reduktionsfaktorer for Bornholm.

5. Metode til bestemmelse af reduktionsfaktorer

Den potentielle reduktionskapacitet under vandets strømning fra rodzonen til et vandløb baseres på de simulerede vandflukse fra DK-modellen og en tolket eller beregnet placering af redoxgrænsen. Det fundamentale udgangspunkt for metoden er en antagelse af, at der ikke sker nogen reduktion af nitrat over redoxgrænsen (oxiderede forhold), hvorimod der sker en fuldstændig og momentan reduktion under redoxgrænsen. En reduktionsfaktor kan derved principielt bestemmes på baggrund af forholdet mellem det vand, der strømmer til vandløbene under henholdsvis fuldt oxiderede forhold og det der under strømningen har været under redoxgrænsen. De vandflukse der er taget i betragtning ved beregningen af nitrat reduktionen er illustreret på figur 6 mens deres betydning og antagede redox forhold er listet i tabel 2.

Tilstrømningen af reduceret vand til vandløbene kan have tilbagelagt to forskellige strømningsveje. Vandet kan enten have infiltreret under redoxgrænsen og strømmet til vandløbet i den reducerede zone (Q_R i figur 6A). Alternativt kan vandet have infiltreret under redoxgrænsen for derefter at strømme op over redoxgrænsen under strømningen til vandløbet (Q_{up} i figur 6). For at medtage begge bidrag summeres således den opadrettede fluks der passerer redoxgrænsen og den fluks der strømmer til vandløbet under redoxgrænsen, som derved antages at udgøre den samlede tilførelse af reduceret vand til vandløbet. Den samlede tilstrømning til vandløbet udgøres af strømningskomponenterne Q_O , Q_R , Q_{DRN} samt Q_{OL} (korrigeret for udvekslingen mellem overfladen og grundvand, dvs. $Q_{SZ \rightarrow OL}$ og $Q_{OL \rightarrow SZ}$). Reduktionsfaktoren beregnes efterfølgende som et forholdstal mellem den del af vandet der når under redoxgrænsen og den samlede vandfluks til vandløbet.



Figur 6. Principskitse over strømningsveje til vandløb. I eksempel A ligger redoxgrænsen i et niveau over vandløbsbunden og i eksempel B ligger redoxgrænsen i et niveau under vandløbsbunden.

Table 2. Liste over strømningsskategorier der indgår i beregningen af N-reduktion samt deres redox forhold.

Fluks	Beskrivelse	Redoxforhold
Q_{OL}	Overfladisk afstrømning til vandløb	Oxideret
$Q_{SZ \rightarrow Q_{OL}}$	Fluks fra den mættede zone til jordoverflade	Oxideret/reduceret afhængig af redoxgrænsens placering
$Q_{OL \rightarrow Q_{SZ}}$	Vand der infiltrerer fra jordoverfladen til den mættede zone	Oxideret
Q_{DRN}	Vand der strømmer til vandløb via dræn	Oxideret
Q_O/Q_R	Vand der strømmer til vandløb i den mættede zone	Oxideret (Q_O)/reduceret (Q_R) afhængig af redoxgrænsens placering
Q_{UP}	Opadrettet vandfluks der krydser redoxgrænsen	Reduceret

Modelteknisk er det kun muligt at udtrække udvekslingen mellem grundvandet og vandløbene for de beregningsceller der er i direkte kontakt med vandløbene, figur 6. Det giver derfor kun mening at lave en beregning på vandløbsoplandsniveau, og det er således ikke muligt at foretage en differentiering af reduktionskapaciteten indenfor et opland. En sådan differentiering vil kræve at der foretages detaljerede partikelbane simuleringer, hvorved vandpartiklernes strømning kan følges fra de infiltrerer til de fjernes fra systemet via eksempelvis vandløb eller oppumpning. Partikelbane simuleringer kræver imidlertid en detaljeret beskrivelse af de geologiske forhold for at opnå en tilstrækkelig troværdighed. En geologisk model på denne detaljeringsgrad er ikke tilgængelig på nationalt niveau. Det vil derfor heller ikke være fagligt forsvarligt at anvende den eksisterende DK-model til detaljeret partikelbanesimuleringer.

Forud for opstillingen af metoden og beregninger af reduktionspotentialer blev der identificerede nogle forhold der forventelig ville have en indflydelse på anvendelse af DK-modellen samt de beregnede reduktionskapaciteter. Disse forhold er listet nedenfor.

5.1 Forhold der forventeligt kan influere på beregningerne

Input koncentration. Som beskrevet i afsnit 1 er de simulerede input koncentrationer (udvaskning fra rodzonen) ikke baseret på den faktiske udbringning af nitrat, men er estimeret på baggrund af statistik om dyrkningspraksis indenfor et amt for 1989. Klimadata for modelleringen er 10 års normaliseret klimadata fra 6 klimastationer for perioden 1990/91 til 2000/01, eksklusiv data fra 1992/93. Den beregnede udvaskning fra rodzonen må anses som værende usikker, idet beregninger ikke er baseret på data om det reelle forbrug, men derimod korrelation mellem dyrkede afgrøder og N-forbrug. Endvidere vil anvendelsen af klimadata fra de seks klimastationer introducere en væsentlig usikkerhedsfaktor. Med kun seks klimastationer, må det forventes at den klimatiske variabilitet for landet som helhed kun i meget begrænset omfang tilgodeses. Udvasning af N fra rodzonen er imidlertid meget følsom overfor de faktiske nedbørsforhold. Endvidere er DK-modellen baseret på DMIs

40x40 km grid, og er således ikke sammenfaldende med de klimadata der er anvendt ved beregningen af N-udvaskning.

Løsningsforslag: I metoden indbygges en korrektionsfaktor (kalibreringsfaktor). Det antages, at usikkerheden på den beregnede udvaskning er ens for alle oplande, hvorfor der anvendes én faktor.

Repræsentation af den terrænnære grundvandsstrømning. DK-modellen er en storskala model med fokus på en beskrivelse af den overordnede vandbalance samt grundvandsdannelsen til de dybereliggende magasiner, hvorfra den primære indvinding finder sted. Modellen giver således ikke en meget detaljeret beskrivelse af den terrænnære strømning. Dette vurderes at være en væsentlig usikkerhedsfaktor, specielt i geologisk komplicerede morænelers områder, hvor redoxgrænsen samtidigt er beliggende relativt tæt på overfladen. I disse områder vil DK-modellen generelt være repræsenteret ved et sammenhængende morænelersdække, men tager ikke eksplicit hensyn til eventuel sprækketransport, og kun i begrænset omfang inkluderer sandlinser i de øverste lag. Modellen må derfor forventes at underestimere den vertikale transport i de øverste lag, og som konsekvens overestimere den overfladiske- og/eller drænafstrømningen. Kombineret med en forholdsvis terrænnær redoxgrænse betyder dette, at den andel af grundvandsstrømningen der når under redoxgrænsen givetvis underestimeres. Anvendelsen af dræn i modellen (se beskrivelse under af afsnit 4.2) betyder, at noget af den strømning der registreres i modellen som drænafstrømning i virkeligheden repræsenterer en strømning fra grundvandet til vandløbet, hvilket specielt vil kunne forekomme i lavtliggende områder tæt ved vandløb. I områder med en højt beliggende redoxgrænse kan der ske en underestimering af den reducerede komponent, da alt drænvand i nærværende metode antages at være oxideret, mens grundvandstilstrømningen i naturen i virkeligheden potentielt er reduceret. Disse forhold vurderes specielt problematisk hvor redoxgrænsen ligger tæt på overfladen, hvilket ofte er tilfældet i de lerede områder.

Løsningsforslag: I metoden indbygges en korrektionsfaktor (kalibreringsfaktor). Det antages, at usikkerheden på den simulerede terrænnære afstrømning er ens for alle områder hvor toplaget består af moræneler, og alle områder hvor toplaget består af sand.

Reduktion over redoxgrænsen. Som udgangspunkt antages det, at der kun sker en reduktion af nitrat under redoxgrænsen. Der vil imidlertid kunne ske en reduktion over redoxgrænsen i mikromiljøer med reducerede forhold i den zone der ellers er karakteriseret som overvejende oxideret (Ernstsen, 2005). Det vurderes at udbredelsen af mikromiljøer er mest hyppige forekommende inden for de øverste ca. 3 meter hvor rodudvikling og nedvaskningen af organisk stof til stadig sikre nye puljer af lettilgængeligt organisk stof (Ernstsen, 2005). Desuden kan reduktionen i særdeleshed være betydelig i de ånære områder, hvor mikrobiel aktivitet introducerer iltfrie forhold og dermed skaber det rette miljø for en reduktion og omdannelse af nitrat. Hvor de ånære områder har et stort indhold af biotilgængeligt organisk stof, må det således forventes, at der vil ske en reduktion i en del af det vand, der ellers ikke har været under redoxgrænsen.

Løsningsforslag: Der eksisterer ingen vurderinger af, hvor stor en reduktion der potentielt kan ske i den oxiderede zone, men det vurderes, at der kan være en forskel i omfanget af denne reduktion for henholdsvis lerede og sandede områder. Med hensyn til reduktionen i de ånære områder vil dette være meget afhængig af de faktiske strømningsforhold på en meget lille skala. Det er derfor tvivlsomt, om der på baggrund af datamaterialet kan identifi-

ceres en entydig sammenhæng mellem jordbundsforhold og ånær geologi og variationer i reduktionskapaciteten i den oxiderede zone. Der foretages derfor ikke en differentiering af denne faktor på basis af informationer om de fysiske forhold ved vandløb. Reduktion i den oxiderede zone vil dog implicit bliver taget i betragtning i kalibreringsfaktorerne som er identificeret ovenfor.

Placering af redoxgrænse. Der vil være en forholdsvis stor usikkerhed forbundet med fastlæggelsen af en redoxgrænse for hele landet. Denne usikkerhed vil stamme dels fra det tilgrundliggende datamateriale (farvebeskrivelse i Jupiter), samt interpolering/ekstrapolering til områder med datahuller. En betydelig usikkerhed introduceres ligeledes på grund af den rumlige opløsning i DK-modellen. Vandfluksene kan kun udtrækkes for model lag, det vil sige at hvis redoxgrænsen er placeret midt i et model- eller magasin lag, skal der vælges hvorvidt hele modellaget (magasinet) skal antages at være reduceret eller oxideret. I DK-model Sjælland og Fyn kan tykkelsen af model lagene være betydelige. Er redoxgrænsen placeret midt i et magasin af stor mægtighed vil der potentiel kunne begås en stor fejl ved at antage at hele magasinet er enten reduceret eller oxideret. Redoxgrænsen for Fyn og Sjælland er dog generelt karakteriseret ved at være beliggende tæt på overfladen og en antagelse om fuldt reducerede forhold i det øverste magasin forventes derfor ikke at være en væsentlig usikkerhedsfaktor. I Jylland har model lagene under kote 0 meter en konstant tykkelse på 10 meter i de øvre lag, hvor redoxgrænsen findes. Over kote 0 meter er der anvendt en variabel vertikale diskretisering. Hvor topografien er over kote 50 meter vil de øvre lag have en mægtighed på mere end 10 meter, mens der opnås en bedre vertikal opløsning hvor topografien er under 50 meter. I det omfang redoxgrænsen er beliggende i et model lag med en konstant tykkelse på 10 meter, vurderes det ikke at modellens diskretisering medfører en større usikkerhed end den der er forbundet ved fastlæggelsen af redoxgrænsen. I områder med en højt beliggende redoxgrænse i Jylland, kan det dog forventes at diskretiseringen af modellen vil give en større usikkerhed.

Løsningsforslag: Betydningen af placeringen af redoxgrænsen undersøges gennem en følsomhedsanalyse, hvor reduktionsfaktorerne beregnes ved at placere redoxgrænsen i niveauer bestemt ved den øvre og nedre grænse for de valgte dybde intervaller som vist på figur 4.

Negligering af dispersion. I områder hvor redoxgrænsen er placeret forholdsvis dybt, vil den dominerende strømningsretning være horisontal. I sådanne tilfælde vil den fysiske dispersion være en styrende faktor for, hvor reduktionen af nitrat vil stige for stigende dispersion, idet mere stof herved bringes over redoxgrænsen.

Løsningsforslag: I forhold til de øvrige usikkerhedsfaktorer vurderes det, at usikkerheden på grund af negligering af dispersionen er minimal. Specielt i sammenligning med usikkerheden med hensyn til anvendelsen af helt oxiderede eller helt reducerede model lag. Usikkerheden på grund af dispersion medtages derfor ikke.

Ud fra de beskrevne forhold forventes det således at beregningerne foretaget på basis af vandfluksene fra DK-modellen skal korrigeres, og at der må forventes forskellig korrektioner for henholdsvis overvejende sandede og overvejende lerede oplande.

Beregningen af reduktionsfaktorerne indenfor et opland kan følgelig beskrives ved

$$N_{red} = \frac{Q_R + Q_{up} + Q_O \beta(ler)}{Q_R + Q_O} \alpha_{IC} \quad (1)$$

hvor α_{IC} er en generel korrektionsfaktor gældende for alle oplande. Den terrænnære grundvandsafstrømning forventes specielt at have betydning for de lerede oplande, hvorfor disse korrigeres yderligere med $\beta(ler)$, det vil sige at den samlede reducerede fluks (tælleren i ligning 1) tildeles en procentdel af den fluks der identificeres som værende oxideret.

6. Kalibrering og test af beregningsmetode

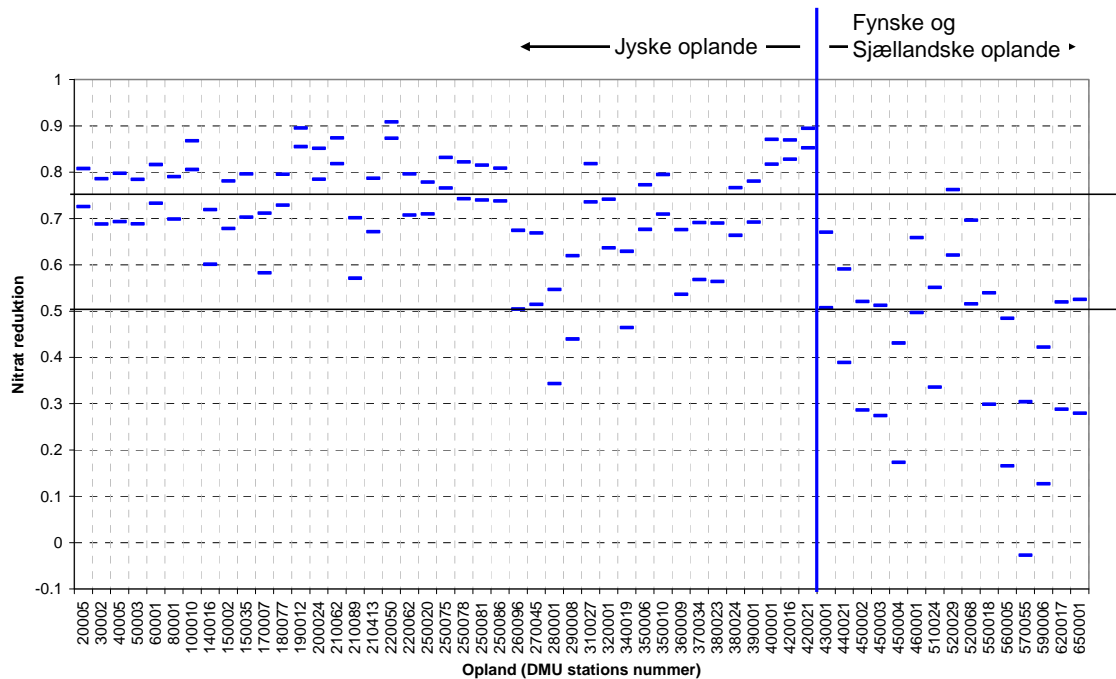
Metoden blev kalibreret og testet ved, på oplandsbasis, at sammenligne følgende størrelser:

- *Calc_red*, der er reduktionsprocenten beregnet af den opstillede metode baseret på DK-model flukse.
- *Obs_red*, der er reduktionsprocenten beregnet på baggrund af beregninger af N-udvaskninger fra rodzonen, som beskrevet i afsnit 1, og observeret total kvælstof i vandløbene korrigeret for retention, som beskrevet i afsnit 2. Det skal bemærkes, at denne størrelse ikke er en egentlig observeret størrelse, men det er dog denne værdi, der vil blive kalibreret imod.

6.1 Datagrundlag

Indledningsvis blev der udvalgt 32 oplande til kalibrering og test af metoden. Udvælgelsen skete på baggrund af kriterier om at de dominerende geologiske typeområder samt landskabstyper i Danmark var repræsenteret og så vidt muligt gav en geografisk dækning af landet. For at minimere usikkerhederne mest muligt, blev der endvidere opstillet krav til oplandsstørrelsen (omkring 100km² eller derover) samt oplandets samlede sø procent (< 2 %). Af de 32 oplande blev 17 udvalgt til kalibrering af kalibreringsparametrene, mens de øvrige 15 oplande indgik til test og validering af metoden. Efterfølgende blev der foretaget beregninger for 24 ekstra oplande, der blev inkluderet i testen og i alt 56 oplande har således været anvendt til kalibrering og test af metoden. En liste over de benyttede oplande er givet i tabel 2 i bilag 1, hvor relevante karakteristika er angivet, ligesom det fremgår hvilke oplande der er anvendt i kalibreringen henholdsvis i den efterfølgende test.

På grund af usikkerhederne ved udvaskningsberegningerne samt beregningerne af retention af nitrat i vandløb og søer, er værdierne *Obs_red* behæftet med usikkerhed, hvilket der skal tages højde for under kalibreringen. Et udtryk for usikkerheden på disse størrelser kan fås ved at beregne en minimal og maksimal værdi for *Obs_red* for alle oplande. Dette er gjort ved under antagelse af, at usikkerheden på N-udvaskningen er +/- 10% (afsnit 1) og ved anvendelse af henholdsvis model 1 og model 2 for retentionsberegningerne i vandløbet (afsnit 2 samt tabel 1 i bilag 1). Usikkerheden på *Obs_red* er illustreret i figur 7 med minimums- og maksimumsværdier.



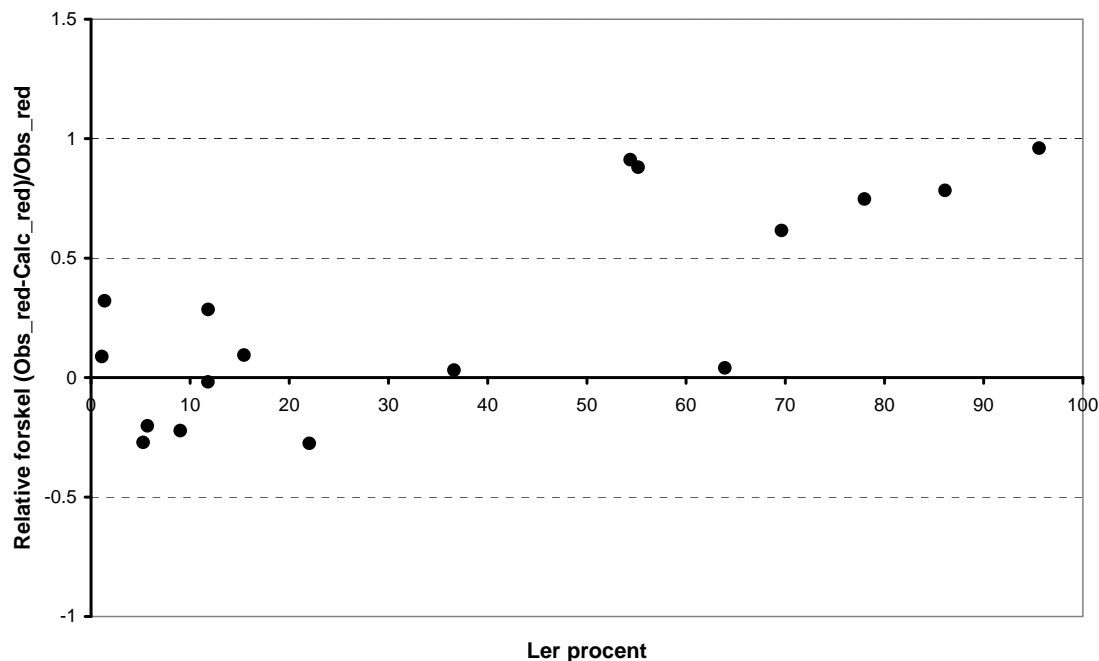
Figur 7. Minimum og maksimum værdier af *Obs_red*, hvilket er reduktionen beregnet på baggrund af N-udvaskningsdata samt observeret og korrigeret totalt N i vandløbene. De vandrette linier er intervalgrænser som anvendes i de af Skov- og Naturstyrelsen beskrevne nitratreduktionsklasser.

Som det fremgår af figur 7, er der en betydelig variation i *Obs_red* på nationalt niveau, hvor den største reduktion generelt findes i de jyske oplande. Usikkerhederne på *Obs_red* varierer betragtelig fra opland til opland og er næsten ubetydelig i nogle oplande men significant i andre. Vigtigt er det imidlertid at pointere, at reduktionen for en stor del af de jyske oplande er meget tæt på de 75 %. Til trods for at usikkerheden for disse oplande er relativ lille ville en klassificering af disse oplande i de tre reduktionsklasser (0-50 %, 50-75 % og 75-100 %) ikke være entydig, men afhænge af hvilken værdi der vælges som repræsentativ for *Obs_red*. Tilsvarende betragtninger gælder for de fynske og sjællandske oplande, hvor valget af henholdsvis minimums- eller maksimumsværdi vil medføre forskellige klassificeringer, dog er det mindre udpræget for øerne end for Jylland.

6.2 Kalibrering og test

Til kalibrering blev de 17 oplande markeret med værdien 1 i kolonnen "kalib" anvendt, tabel 2 i bilag 1. Det første step i kalibrering var en vurdering af rimeligheden i anvendelse af en "sand" og "ler" kalibreringsparameter, frem for en enkelt kalibreringsparameter gældende alle oplande. I figur 8 er den relative forskel mellem *Obs_red* og *Calc_red* optegnet som funktion af oplandets arealmæssige dækning af lerede sedimenter. Det fremgår af figuren, at der ikke er nogen synlig systematisk i den relative forskel for oplande med lav ler procent, men en klar tendens til, at denne størrelse er væsentlig større for oplande hvor mere end ca. 50 % af oplandet er dækket med ler. Der er dog ingen entydig sammenhæng mel-

lem den faktiske ler-dækningsprocent og afvigelsen, hvorfor det blev valgt at anvende en fast kalibreringsfaktor for oplande med en lerdækning på mere end 50 %.



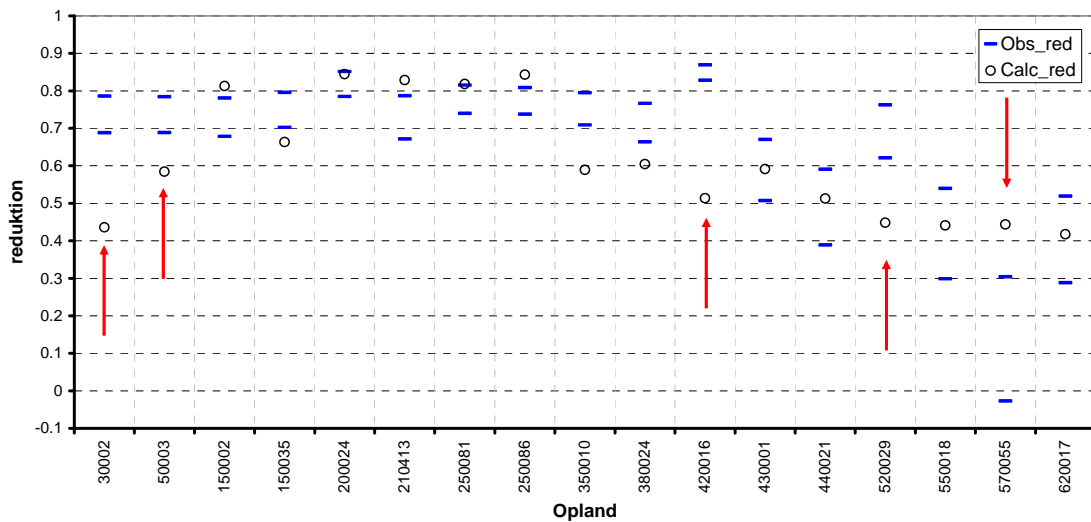
Figur 8. Relativ forskel mellem *Obs_red* og *Calc_red* for kalibrerings oplande som funktion af den procentvise dækning af ler i oplandet.

Kalibreringen er foretaget ved justering af kalibreringsparametrene α_{IC} og $\beta(ler)$ og som kalibreringsmål er der anvendt en middelværdi af *Obs_red* maks og min. α_{IC} er justeret på basis af oplandene med mindre end 50 % lerdækning mens $\beta(ler)$ er baseret på oplande med mere end 50 % lerdækning. Kalibreringsresultatet er vist i figur 9.

Antages *Obs_red*, og dennes usikkerhed, at være et troværdigt estimat på den sande reduktion, burde reduktionen beregnet ved metoden (*Calc_red*) ideelt falde indenfor den estimerede usikkerhed på *Obs_red* for alle oplande. Der er generelt en rimelig overensstemmelse mellem *Obs_red* og *Calc_red*, men der er nogle oplande med en markant afvigelse (angivet med rød pil på figuren).

De markante forskelle kunne ikke forklares på baggrund af simple relationer med oplandenes karakteristika, såsom sø procent. For de to første oplande er det dog gældende, at disse er beliggende på Yoldia fladen i Nordjylland. I følge GEUS jordartskort er disse karakteriseret som værende sandede oplande og derfor kun korrigeret med α_{IC} . Jordartskortene viser dog tillige mange små områder med yoldialer og en nærmere analyse af et større antal boringer fra området viste da også at yoldialer ofte blev antruffet inden for de første 2 meter. Der er således antagelig væsentlig mere ler under jordoverfladen end umiddelbart antaget på baggrund af jordartskortene. Det samme gør sig også gældende for de glaciære områder inden for disse oplande, hvor der er mange små områder med smeltevandssler. Her viste supplerende undersøgelser af boringerne ligeledes mere ler i lagpakken, end

umiddelbar observeret på overfladen. Derfor er oplande på yoldia fladen efterfølgende omkategoriseret fra sand til ler, og modelberegningerne for disse oplande foretaget som lerberegning. Udpegningen af oplande tilhørende yoldia fladen er foretaget ved brug af GIS, idet oplande med blot 10 % arealdækning af Yoldia aflejringer (ud fra det digitale 1:200.000 geologiske kort) blev valgt til at høre til denne kategori. Oplandet til Grøn å (DMU_nr 420016) er beliggende på Tinglev hedeslette og på basis af de geologiske og morfologiske forhold har det ikke været muligt at give en forklaring på den store forskel i Obs_red og Calc_red for dette opland. På Sjælland er Obs_red markant højere for Havelse å (DMU_nr 520029) end for de øvrige vandløb. En mulig forklaring kan være en stor udbredelse af vådområder, en faktor som det ikke har været mulig at inkludere i metoden på grund af det begrænsede datagrundlag samt projektets tidsmæssige og økonomiske rammer. Endelig er der en signifikant lav reduktion i oplandet til Saltø Å (DMU_nr 570055), som ikke er genskabt i metoden.

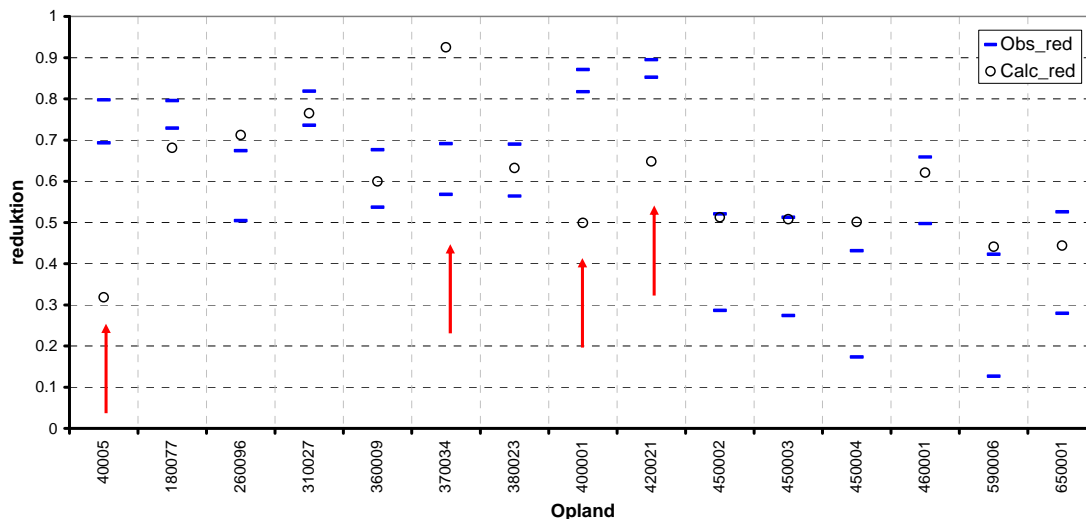


Figur 9. Obs_red og Calc_red for kalibreringsoplandene. Oplande er vist ved DMU-nr.

På basis af analysen af kalibreringsresultatet blev det vurderet, at det på baggrund af det eksisterende datamateriale ikke ville være fagligt forsvarligt at indføre ekstra kalibreringsparameter til opnåelse af et bedre fit mellem de to størrelser.

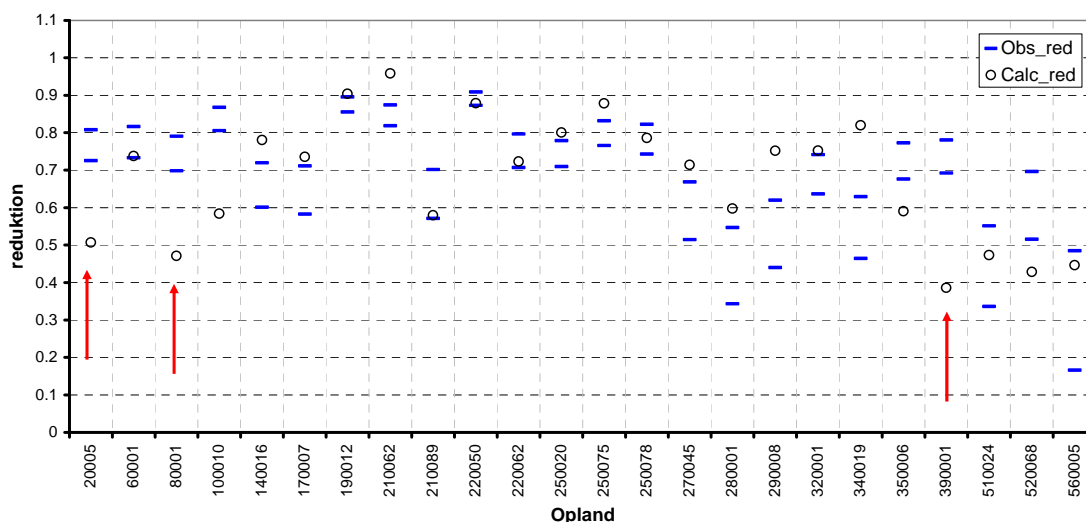
Til validering af metoden blev der i første omgang anvendt de 15 oplande, der er angivet med værdien 2 i tabel 2 i bilag 1. Testen blev udført ved at foretage beregningerne af Calc_red for disse oplande, med værdierne for α_{IC} og $\beta(ler)$ som fundet ved kalibreringen og resultatet heraf ses i figur 10. Det fremgår af figuren, at der blev opnåede et sammenligneligt resultat for valideringsoplandene, dog generelt med et lidt dårligere fit for de lerede oplande (DMU_nr \geq 430001). For valideringsoplandene er der ligeledes oplande med en signifikant forskel mellem Obs_red og Calc_red. Oplandet for Liver Å (DMU_nr 40005) er beliggende på Yoldia fladen, og som tilfældet var for kalibreringsoplandene på denne geologiske enhed er Calc_red signifikant lavere, hvilket bekræfter at denne morfologiske type beskrives dårligt med den anvendte metode. Oplandene for Brede Å (DMU_nr 400001) og Vidå (DMU_nr 420021) er ligesom kalibreringsoplandet Grøn å (DMU_nr 420016) belig-

gende på Tinglev hedeslette og metoden underestimerer her reduktionen i forhold til Obs_red. I Oplandet til Haderslev Møllestrøm (DMU_nr 370034) overestimeres reduktionen tilsyneladende kraftigt.



Figur 10. Obs_red og Calc_red for valideringsoplandene .Oplandene er vist ved DMU_nr.

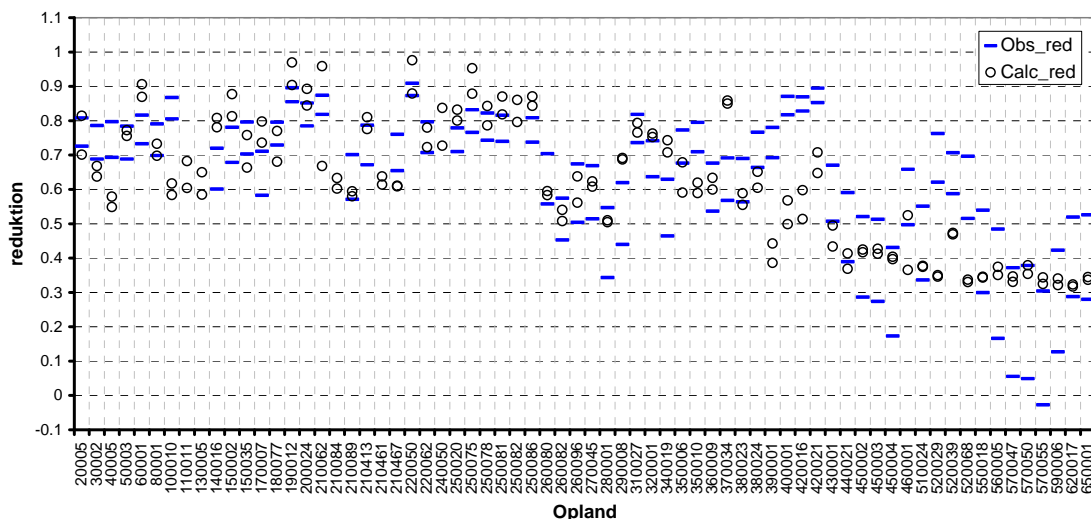
Endeligt blev resultaterne sammenholdt for den sidste gruppe af oplande ("kalib" = 3 i tabel 2 i bilag 1) og resultatet fremgår af figur 11. Her ses samme trend som for kalibrerings og valideringsoplandene, hvor specielt oplandene DMU_nr 20005 og DMU_nr 60001 (på Yoldia fladen) og DMU_nr 390001 på Toftlund bakkeø falder ud.



Figur 11. Sammenligning af Obs_red og Calc_red for de 24 "ekstra" oplande. Oplande er vist ved DMU_nr.

De to Nordsjællandske oplande Havelse Å (DMU-nr 520029) og Værebros Å (DMU_nr 520039) havde i modelberegningen en for lille reduktionsfaktor i forhold til de observerede reduktionsværdier. Områderne er karakteriseret ved mange tætliggende tunneldale, hvori åerne med brede bundflader har store udbredte områder med tørveaflejringer (FT) og dels andre ferskvandsaflejringer af typerne ferskvandsgytje (FP) og ferskvandstørv (FS). Desuden er der store områder med dødisrelief, der er karakteriseret ved mange afløbsløse lavninger med ferskvandsaflejringer. Vi vurderede derfor, at der på grund af en høj procentdel overfladenære sedimenter, der er rige på organisk stof i Nordsjælland, må forventes en større reduktion end den beregnede værdi og som derfor medvirker til en større reduktion end beregnet for lerområder. I denne region, har vi derfor opgraderet lerområderne til en højere nitratreduktionskategori end beregnet. Udpegningen af områderne er foretaget ved brug af GIS, hvor vi har brugt skæringsgrænserne > 30 % arealdækning ler og > 20 % arealdækning ferskvandsaflejringer under brug af det digitale 1:200.000 geologiske kort.

Sammenligning mellem Obs_red og Calc_red efter justeringerne som begrundet ovenfor er vist i figur 12, hvor der er angivet minimums- og maksimumsværdier for Calc_red. For at udnytte informationsværdien i datagrundlaget bedst muligt, er samtlige 56 oplande anvendt til den endelige bestemmelse af værdierne α_{IC} og $\beta(\text{ler})$.

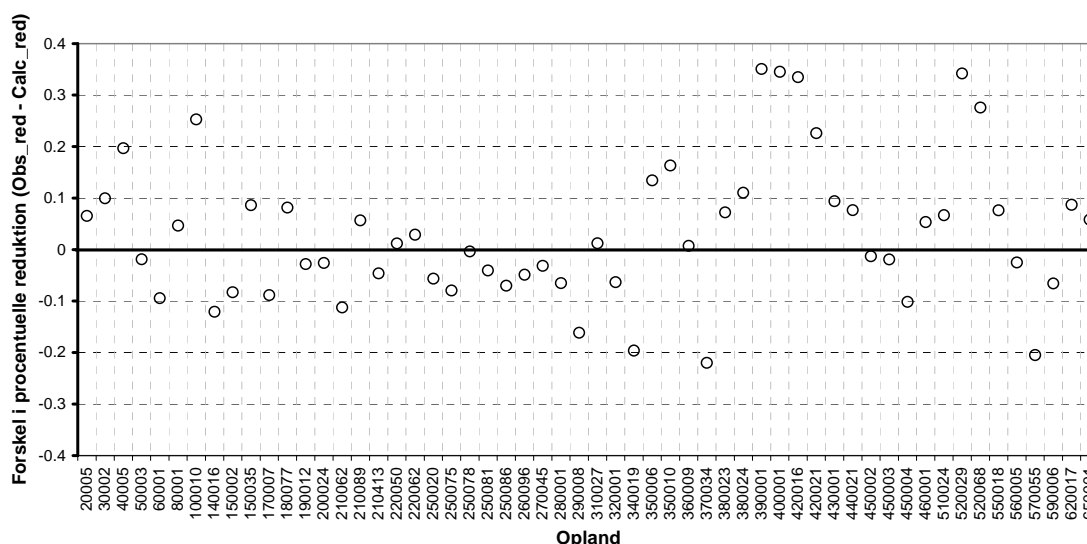


Figur 12. Obs_red og Calc_red angivet ved deres minimums- og maksimumsværdier. Oplande er vist ved DMU-nr.

6.3 Vurdering af usikkerhed

Som tidligere beskrevet vil der være en usikkerhed i forbindelse med tolkningen af redoxgrænsen samt dennes placering i modellen. Dette forhold er belyst ved at beregne en reduktion for oplandende, hvor redoxgrænsen flyttet henholdsvis op og ned med den usikkerhed der er vurderet at være på tolkningen. Resultatet heraf fremgår af figur 12, hvoraf det fremgår, at den vurderede usikkerhed på redoxgrænsens placering kun i mindre grad har indflydelse på de beregnede nitratreduktioner.

Antages middelværdien af minimums- og maksimumsværdierne af Obs_red at være et godt estimat for den faktiske reduktionsfaktor, vil forskellen mellem Obs_red og Calc_red være et udtryk for metodens usikkerhed. Denne forskel er vist på figur 13, hvor de tidligere omtalte oplandende med store afvigelser optræder tydeligt. For de øvrige oplande er dog en rimelig overensstemmelse, hvor forskellen mellem de to reduktionsfaktorer generelt ligger under 10 %.



Figur 13. Forskellen mellem Obs_red og Calc_red for de 56 oplande. Oplande er vist ved DMU_nr.

Da projektet i sidste ende skal munde ud i en klassificering af oplandende i de tre klasser, er det imidlertid vigtigere at opgøre hvorvidt de to metoder (baseret på henholdsvis udtræk fra DK-model og redox kort samt N-udvaskning og vandløbsmålinger) resulterer i en ensartet klassificering. Dette er ikke umiddelbart simpelt, da klassificering på baggrund af Obs_red vil være afhængig af om det er minimums- eller maksimumsværdien der anvendes, da disse størrelser, for mange oplande vil definere forskellige klasser. En rimelig vurdering vil derfor være at opgøre, hvor mange oplande der vil blive helt omklassificeret ved anvendelse af Calc_red frem for Obs_red, det vil sige hvor Calc_red ikke er sammenfaldende med klassen defineret på baggrund af minimums- eller maksimumsværdien for Obs_red. Dette forhold gør sig gældende for 11 ud af de 56 oplande, eller ca. 20 %. I denne gruppe findes de 4 oplande på hedesletten, som må forventes at afvige af samme men ukendte grund, samt oplandet til Havelse å, hvor der formegentligt sker en større reduktion overfladenært på grund af store forekomster af tørve- og ferskvandsaflejringer. Frasorteres disse oplande er der således 6 (11 %) af oplandende, der resulterer i forskellige klasser ved anvendelse af henholdsvis Obs_red og Calc_red, hvor der tilsyneladende ikke er nogle fælles træk, der kan indikere dette, og det vil sige at forskellene tilsyneladende er "tilfældige". Ud fra disse betragtninger, må det derfor forventes at metoden vil kunne føre til en misklassificering i ca. 11 % af oplandende, forudsat at Obs_red kan tages som udtryk for den faktiske reduktion.

7. GIS – bearbejdning af data til korttemaer

7.1 N-udvaskning – fra kommuner til oplande

Som allerede beskrevet i afsnit 1 blev udvaskningen af nitrat fra rodzonen beregnet i kg pr. ha og opgjort på kommuneniveau. Disse oplysninger om kommune relaterede tab af nitrat blev i en GIS-operation kombineret med såvel et kommunekort som et kort over de 69 oplande, som er benyttet i modeludvikling og kalibrering. Ved at beregne den enkelte kommunes relative arealmæssige bidrag til hvert opland blev den samlede udvaskning i kg N pr. ha beregnet på oplandsniveau.

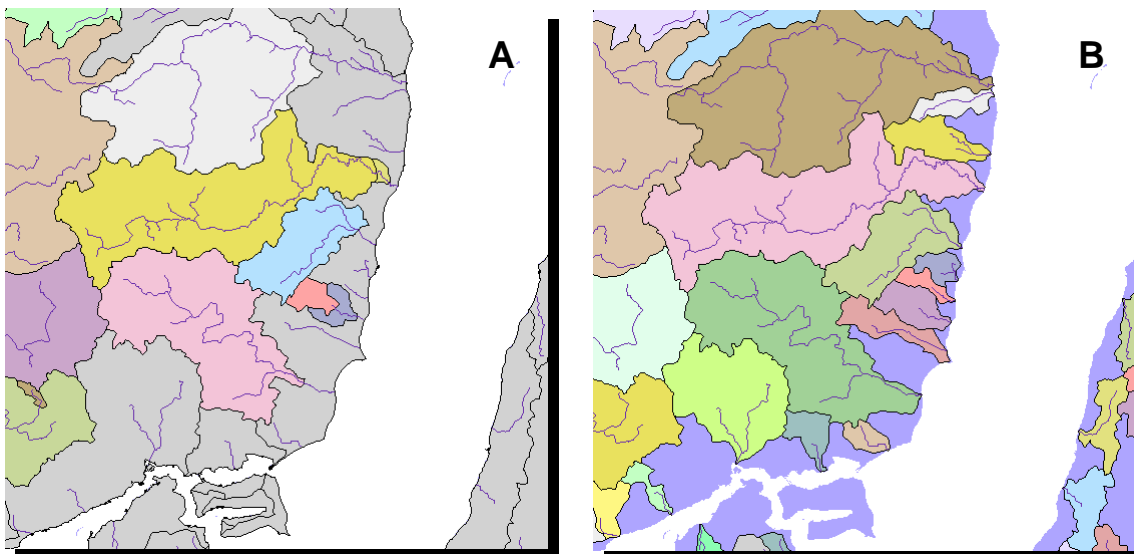
7.2 Grundlaget for oplandsgrænser

Der er i projektet benyttet to forskellige eksisterende digitale kort over vandløbsoplande. Det ene er det oplandstema, der er en del af DMU's Areal Informations System (AIS-systemet) og det andet er GEUS's oplandstema, der er fremkommet i forbindelse med etableringen af det Hydrologiske Reference System.

Disse to temaer er selvfølgelig i store træk sammenfaldende, men har dog forskellige egenskaber. AIS-temaet består således af deloplande, hvis nedre afgrænsninger til dels er bestemt af placeringen af vandløbsmålestationer. Når målinger fra en station skal kombineres med sit opland, kan deloplandene samles så de passer hertil. Når der arbejdes med flere stationer i samme vandløbssystem, vil der således opbygges oplande, som i sagens natur delvis vil overlape hinanden. Det anvendte GEUS-tema er derimod et mere oplands orienteret tema, der er opdelt i undertemaer for 1. ordens oplande, 2. ordens oplande osv.

Opstillingen af modellen til brug for beregning af reduktionsfaktorer bygger på en kalibrering mellem beregnede værdier og faktisk målte værdier for udvalgte store oplande. I denne sammenhæng har det derfor været nødvendigt at arbejde med AIS-temaet, som jo netop er knyttet til målestationerne.

Efter at modellen for beregning af nitratreduktionsfaktorer var opstillet på baggrund af oplysningerne fra de store oplande, udførtes beregningerne for de øvrige oplande som for langt den overvejende del ikke havde oplysninger fra en tilknyttet målestation. I dette projekt er det fundet mest hensigtsmæssigt at arbejde med de stations-uafhængige GEUS-oplande, som bl.a. udmærker sig ved at "nå ud" til kysten. Eksempler på såvel AIS som GEUS oplandstemaer er vist i 14.



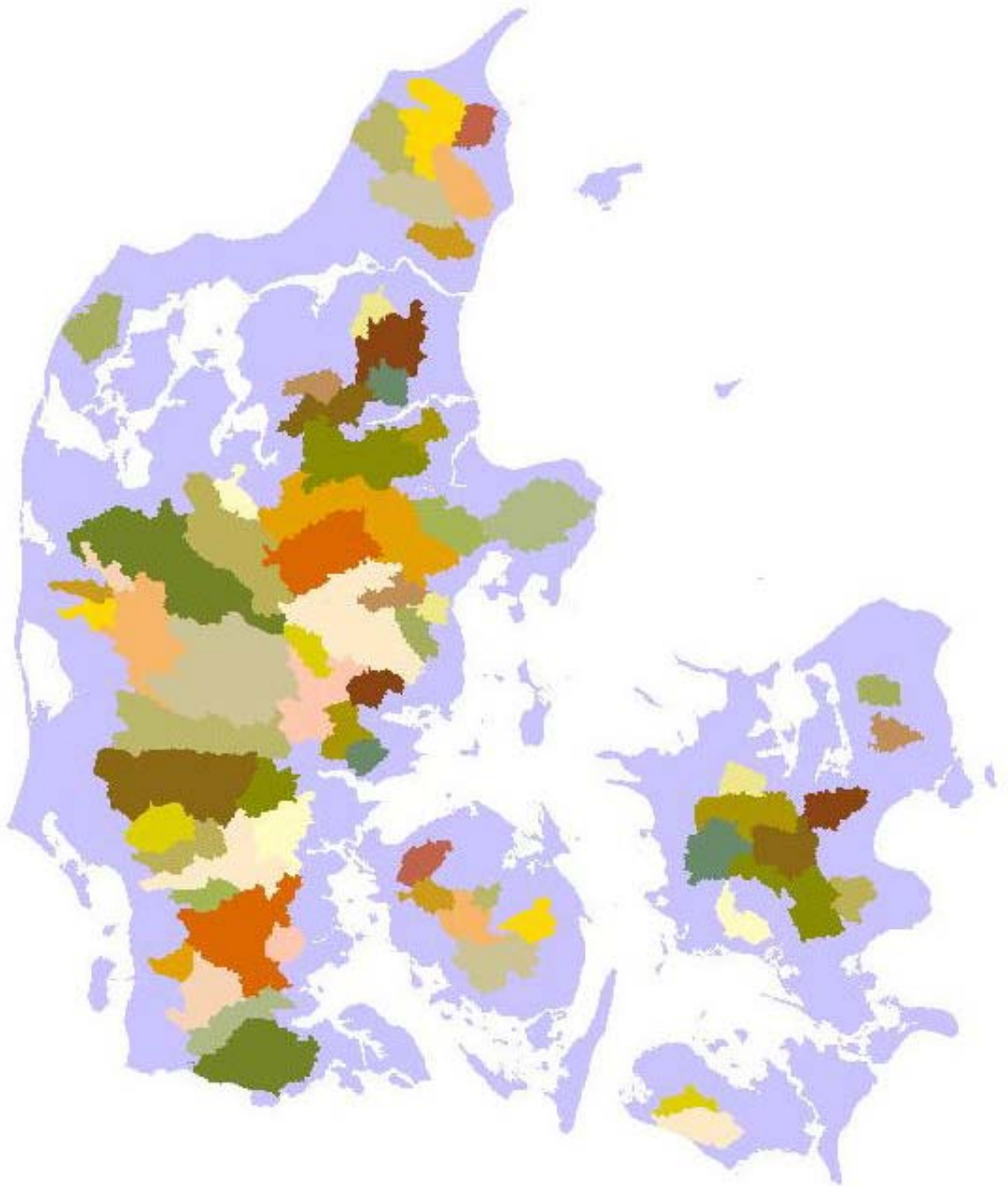
Figur 14. Figuren viser den sydvestlige del af Fyn hvor **A** er med AIS oplande, hvor den nedre afgrænsning er bestemt af placeringen af målestationen og **B** er med GEUS oplande, der når helt ud til kysten.

Ved opbygningen af det oplandstema, der danner grundlaget for det endelige kort over reduktionsfaktorer, er følgende procedure anvendt:

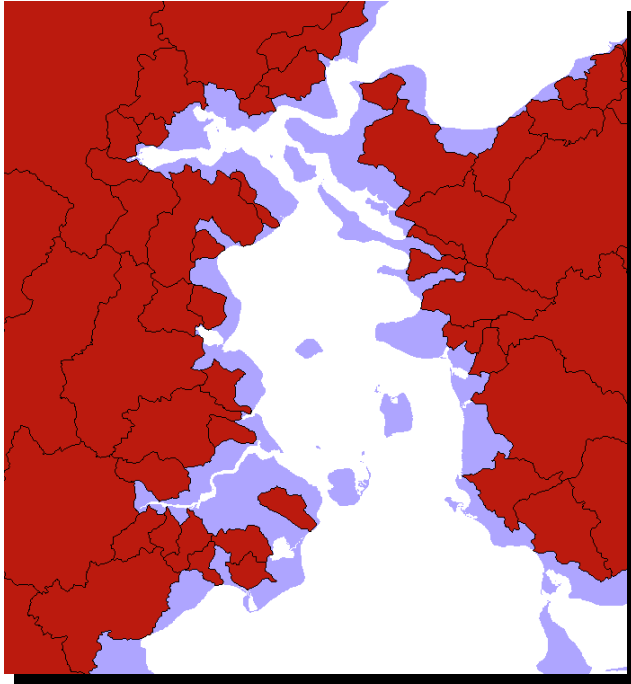
- De udvalgte 69 oplande fra AIS-temaet, figur 15, som er benyttet i modelopstillingen og den efterfølgende modelkalibrering, er rensset for overlappende oplande således at kun det største af de overlappende blev tilbage. Det resulterede i 57 oplande, der repræsenterer det samme samlede areal som for de oprindelige 69 oplande. Oplandet på Bornholm blev på grund af bl.a. størrelse valgt fra således at antallet af oplandet blev 56.
- Dette korttema kombineres med GEUS's 1. ordens oplande, således af de ovenstående 56 klippes ud af dette.
- Dette kombineres med de dele af GEUS's 2. ordens oplande, som ikke allerede er dækket af ovenstående.
- Samme procedure som nævnt under punkt 3 gentages for GEUS's 3. ordens oplande.

Endelig er alle oplande under 400 ha udeladt idet beregninger på disse meget små arealer blev vurderet til at være meget usikre.

Resultatet af denne procedure blev et oplandstema med 763 oplande karakteriseret ved arealer på mellem 400 ha og 260.000 ha. Blandt de tre største oplande hører Gudenåen (260.000 ha), oplandet til Skjern å (155.000 ha) og oplandet til Storåen (110.000 ha). De områder, der ikke er dækket af dette tema, er typisk mindre øer, tanger og næs samt små kystnære områder uden egentlige vandløb, som bl.a. vist i figur 16.



Figur 15. Udbredelse af de oprindelige 69 oplande, der efter den i teksten beskrevne procedure blev reduceret til 56 oplande. Oplandene indgår i opstilling og kalibrering af metode til beregning af nitrat-reduktionsfaktorer for zonen fra bunden af rodzone og frem til vandløb.



Figur 16. Et eksempel på oplandsdækningen for landområder grænsende op til Lillebælt. Ved den lyseblå farve er vist områder, der ikke passer til de valgte kriterierne og derfor ikke er en del af GIS analysen. Det drejer sig bl.a. om øerne Bradsø, Bågø samt Årø, landområderne Fønsskov og Wedellsborg hoved samt nogle arealer ud til Haderslev Fjord.

8. N-reduktionsklasser – fra rodzone til vandløb

8.1 Beregningskategorier og datagrundlag

Beregningsmodellen er opstillet på basis af vandløbsmålinger for 33 store oplande, der findes beskrevet ved beregningskategori 1. Dernæst blev beregningsmodellen afprøvet på yderligere 36 oplande, hvor der ligeledes forelå vandløbsmålinger, og disse oplande hører til beregningskategori 2. Resultaterne fra beregningskategorierne 1 og 2 blev herefter benyttet til at foretage yderligere kalibreringer. De oplande, der i øvrigt var dækket af DK-modellen og hvis vandløbssystem er en del af DK-modellens vandløbsopsætning er samlet under beregningskategori 3. Endelig blev de oplande der indgår i DK-modellens dækningsområde, men som ikke havde fået tildelt betydende vandløb samlet i beregningskategori 4. Denne kategori er fremkommet ved en ekspertvurdering baseret på geologi, landskabstype m.m. som tidligere beskrevet i afsnit 3. Oplande, der falder uden for DK-modellens dækningsområde, eksempelvis øerne Bornholm, Læsø, Samsø, Langeland, Tåsinge og Ærø blev, blev efter en ekspertvurdering på baggrund af de under beregningskategori 4 anvendte kriterier, tildelt beregningskategori 5. Den geografiske fordelingen af de 5 kategorier fremgår af figur 17 og desuden fremgår de enkelte beregningskategorier andel af det totale kortlagte areal af tabel 3.

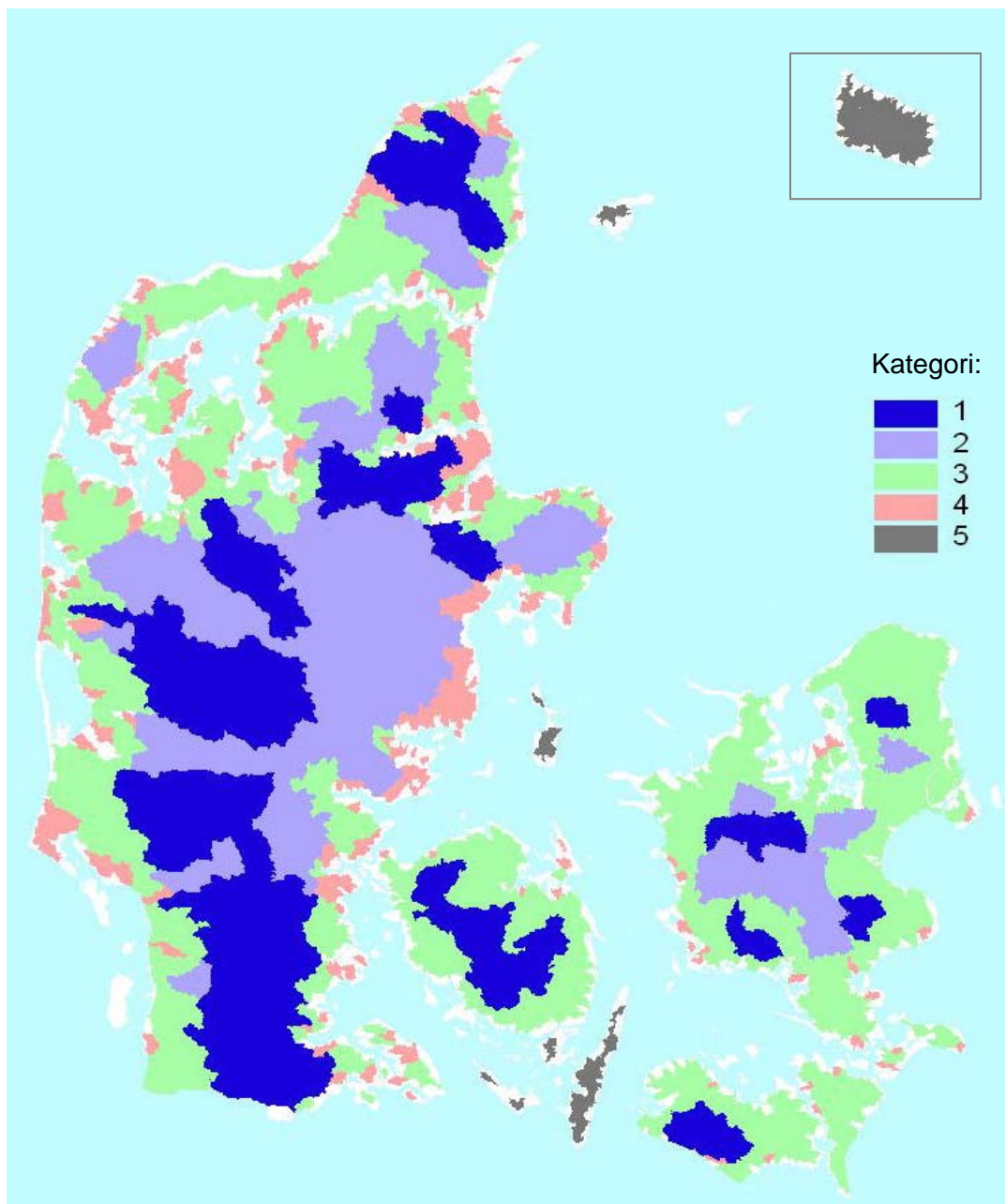
Tabel 3. Beregningskategorier, metoden hvorved de er fremkommet, antal af oplande, det samlede areal for den pågældende kategori samt den procentvise andel af det samlede areal.

Beregnings-kategori	Beskrivelse af kategori	Oplande (antal)	Areal (ha)	Areal (%)
1	DK-model, anvendt ved kalibrering af Metode	17	942.263	25,2
2	DK-model, anvendt ved test af metode	39	929.427	24,9
3	DK-model med vandløb	390	1.484.552	39,7
4	DK-model uden vandløb	257	308.423	8,3
5	Uden for DK-model (Bornholm, Læsø, Samsø, Langeland, Tåsinge, Ærø)	60	74.101	2,0

Note: Når antallet af oplande i beregningskategori 1 og 2 ikke er 33 og 36 som nævnt i teksten men henholdsvis 29 og 27 så skyldes det, at de overlappende oplande er fjernet – samt at et enkelt opland på Bornholm er placeret i kategori 5.

Beregningen af N-reduktionen er foretaget med forskellig sikkerhed i de forskellige oplande i forskellige beregningkategorier. Sikkerheden er størst for de 56 oplande i kategori 1 og 2 som er anvendt til modelopstilling og kalibrering. Disse to kategorier udgør 50,1 % af det kortlagte areal. Kategori 3 omfatter oplande, der indgår i DK-modellen dækningsområde har en sikkerhed der er lavere end for kategori 1 og 2. Her gør det sig i øvrigt gældende, at bestemmelsen er bedre for oplande større end omkring 100 km² end for mindre oplande. Denne kategori udgør 39,7 % af det samlede areal. For de resterende 10,3 % af det kort-

lagte areal, kategori 4 og 5, der er uden for DK-modellens dækningsområde forventes usikkerheden på kvælstofreduktionen at være større end for kategorierne 1, 2 og 3.

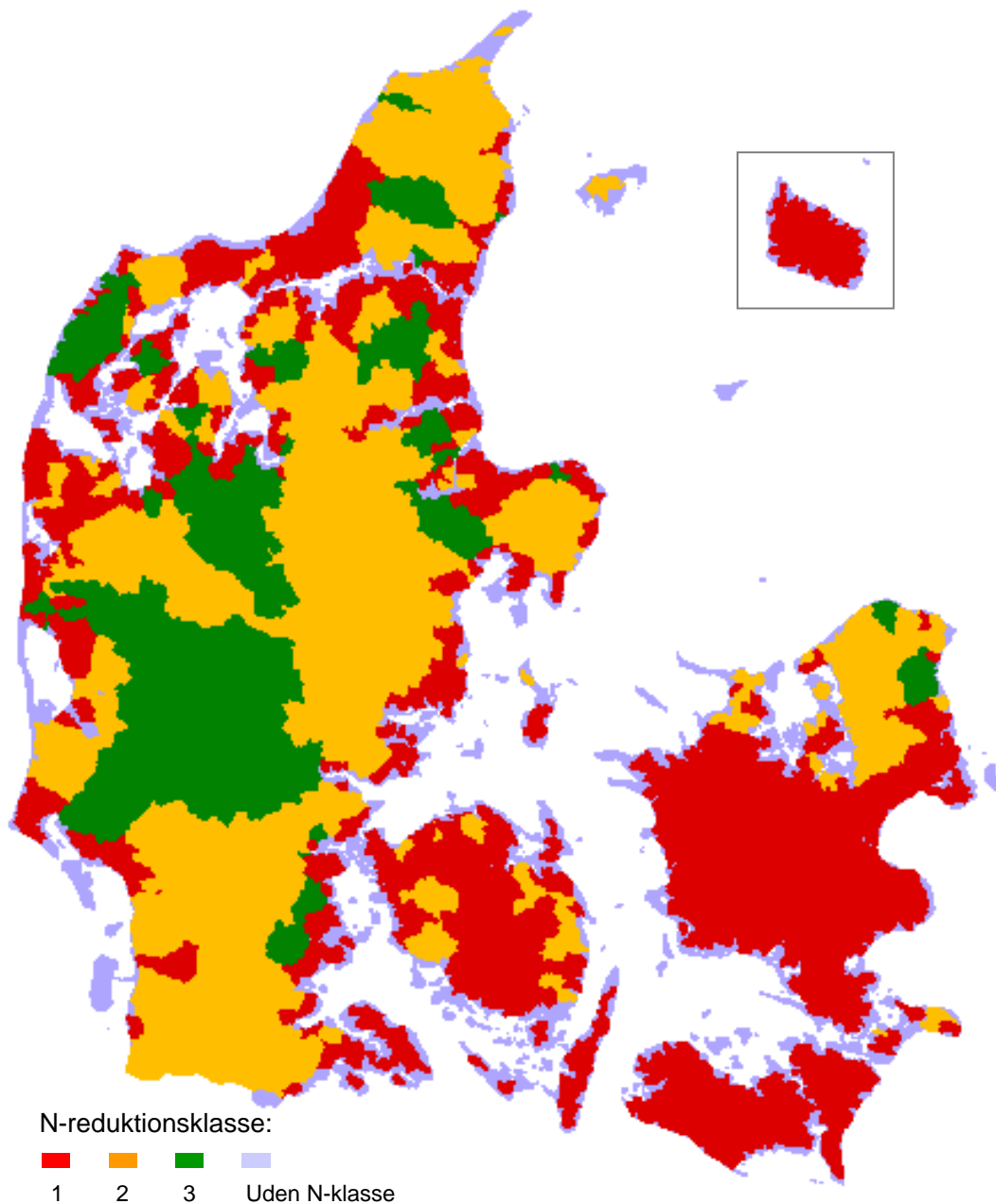


Figur 17. Den geografiske udbredelse af de 5 beregningskategorier som tilsammen udgør grundlaget for kortet over nitratreduktionsfaktorer for zonen fra bunden af rodzonen og frem vandløbet.

8.2 Det nationale kort over N-reduktionsklasser

De beregnede og ekspertvurderede reduktionsfaktorer for zonen mellem rodzone og vandløb for samtlige 763 oplande blev inddelt i 3 N-reduktionsklasser, som beskrevet af Skov-

og Naturstyrelsen. N-reduktionsklasse 1 dækker intervallet 0-50 %, N-reduktionsklasse 2 dækker intervallet 51-75 % og N-reduktionsklasse 3 dækker intervallet 76-100 % nitratreduktion, figur 18. Den geografiske fordeling af de tre N-reduktionsklasser fremgår af figur 19. Heraf fremgår det at betydelige dele af Sjælland og Fyn samt mange kystnære områder er karakteriseret ved N-reduktionsklasse 1 svarende til 0-50 % reduktion mens store dele af Jylland er karakteriseret ved N-reduktionsklasse 2 og 3, svarende til mellem 51-100 % N-reduktion.



Figur 19. N-reduktionsklasser for zonen mellem rodzonen og frem til vandløbet fordelt på N-reduktionsklasse 1 (0-50 %), N-reduktionsklasse 2 (51-75 %) og N-reduktionsklasse 3 (76-100 %).

Den arealmæssige fordeling af de 3 N-reduktionsklasser sammenholdt med hele det kortlagte areal (3.738.766 ha) fremgår af tabel 4. Heraf ses N-reduktionsklasse 1 og 2 at være nogenlunde lige udbredt med arealdækninger på henholdsvis 39,1 % og 41,9 % mens N-reduktionsklasse 3 har en noget mindre arealdækning, med kun 19 %.

Tabel 4. N-reduktionsklasser (som beskrevet af Skov- og Naturstyrelsen), deres antal, arealmæssige dækning og den procentvise andel af det kortlagte areal.

N-reduktionsklasse	N-reduktion (%)	Antal	Areal (ha)	Areal (%)
1	0-50	569	1.461.898	39,1
2	51-75	151	1.565.740	41,9
3	76-100	43	711.128	19,0

9. Litteratur

Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E., og Rasmussen, J. (1986). An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, 'SHE', 1: History and philosophy of a physical-based, distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87: 45–59.

Behrendt, H. & Optiz, D. (2000). Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia* 410: 111-122.

Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J., Kjeldgård, A., Ernstsens, V., Højbjerg, A.L., Jakobsen, P.R., Platen, F. von, Tougaard, L., Hansen, J.R. og Børgesen, C.D. (in prep) Kvæstoffredningen fra rodzonen til kyst for Danmark.

Børgesen, C.D. & Grant, R., (2003). Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II - slutevaluering. Danmarks Jordbrugsforskning og Danmarks Miljøundersøgelser.

<http://www.agrsci.dk/var/agrsci/storage/original/application/phpE3.tmp.pdf>. 22 s.

Christensen, N., Jørgensen, F., Ernstsens, V & Vinther, F.P. (1990). Næringsstofomsætning i marganaliseret landbrugsjord. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A13. 65 s.

Ernstsens, V. (2005). Nitratreduktion i den umættede zone. Miljøprojekt nr. 1023. Miljøstyrelsen. 37 s.

Ernstsens, V., Gravesen, P., Nilsson, B., Brüscher, W., Fredericia, J. og Genders, S. (1990). Transport og omsætning af N og P i oplandet til Langevad å. Danmarks Geologiske Undersøgelse, rapport 44.

Ernstsens, V., Henriksen, H.J., Platen, F. von. (2001). Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 24. 54 s. <http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-713-9/html/>

Ernstsens, V. og L. Thorling. (1997). Geokemiske miljøer og nitrat i et komplekst opbygget grundvandsmagasin ved Grundfør. ATV møde om Grundvandsforskningen i Danmark 1992-96.

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

Henriksen, H.J., Trolborg, L., Højbjerg, A.L., og Nyegaard, P. (2003b). Konstruktion, kalibrering og validering af den nationale vandressourcemodel (DK-model). Kapitel 8 i Henriksen & Sonnenborg (eds.): Ferskvandets kredsløb, NOVA 2003 Temarapport.

Henriksen, H.J., Troldborg, L., Knudby, C.J., Mette Dahl, Per Nygaard, Peter Roll Jakobsen og Per Rasmussen. (1998). National Vandressource model - Sjælland, Lolland, Falster og Møn, GEUS rapport 109.

Henriksen, H.J., Kundby, C.J., Rasmussen, P. og Nyegaard, P. (1997). National Vandressource model – Modelopstilling og kalibrering for Fyn. GEUS rapport nr. 139.

Kronvang, B., Hezlar, J., Boers, P., Jensen, J.P., Brhrendt, H., Anderseon, T., Arheimer, B., Venohr, M. & Hoffmann, C.C. (2004). Nutrient Retention Handbook. Software Manual for EUROHARP-NUTRET and Scientific review on nutrient retention. EUROHARP report 9-2004, NIVA report SNO 4878/2004, Oslo, Norway, 103 pp.

Nielsen, K., Stjernholm, M., Müller-Wohlfeil, D.-I., Madsen, I.-L., Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H.S., Rolev, A.M., Hermansen, B., Skov-Petersen, H., Johannsen, V.K., Hvidbjerg, M., Jensen, J.E., Bacher, V. og Larsen, H. (2000). Areal Information Systemet – AIS. Danmarks Miljøundersøgelser, 110 s.

Nielsen, K.E., Ladekarl, U.L. og Nørnberg, P. (1999). Dynamic soil processes on heathland due to changes in vegetation to oak and Sitka spruce. *Forest Ecology and Management* 114, 107-116.

Petersen, J., Petersen, B.M., Blicher-Mathiesen, G., Ernsten, V. og Waagepetersen, J. (2006). Beregning af nitratudvaskning. Forslag til metode, der sikrer ensartethed i sagsbehandlingen i forbindelse med fremtidig miljøgodkendelse af husdyrproduktioner. *Markbrug* nr. 124. Dansk JordbrugsForskning, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. 114 s.

Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H., og Larsen, F. (1991). Nitrate reduction in an unconfirmed sandy aquifer – water chemistry, reduction processes, and geochemical modelling. *Water Resources Research*, 27: 2027-2045.

Skov og Naturstyrelsen. (2006). Vejledning fra Skov og Naturstyrelsen. Tilladelse og miljøgodkendelse m.v. af husdyrbrug. 126 s.

BILAG 1

Tabel 1.

Den samlede diffuse N-tilførsel til vandløb, der summerer den målte N-belastning i vandløbet samt mængden af kvælstof der forsvinder ved denitrifikation (retention) i vandløb og søer. Ved metode 1 beregnes retentionen i vandløbet som 2 pct. af N-belastningen til vandløbet og retentionen i søerne beregnes som 400 kg N pr. ha søareal. Ved metode 2 foretages beregningerne efter en tysk "Vandløbssystem model" der indgår i en samling af forskellige europæiske metoder til opgørelse af N-retention i ferskvand (Kronvang et al., 2004). Her indgår følgende beregninger:

- Retention (tons N) = Målt N-transport (tons N) *1,9 (vandafstrømning/Areal af overfladevand)^{-0,49}
- Areal (Søer og vandløb) =Areal af søer + 0,001*Oplandets areal^{1.185}

DMU_nr	Vandløb	Oplandsareal (km ²)	Metode 1 Diffus tilført (ton N)	Metode 2 Diffus tilført (ton N)
20005	ELLING Å, ELLING KIRKE	123	170	199
30002	UGGERBY Å, NS RANSBÆK	347	641	764
40005	LIVER Å, RØDE BRO	254	508	629
50003	VOER Å, FÆBROEN	239	486	575
60001	RY Å, MANNA	285	492	585
80001	GERÅ, MELHOLT KIRKE	154	267	314
100010	KÆRS MØLLEÅ, OS INDKILDESTRØMM	101	107	129
140016	LINDENBORG Å, VED MØLLEBRO	318	709	825
150002	KASTBJERG Å, NORUP	96	171	205
150035	VILLESTRUP Å, V. OUEGÅRD	126	239	285
170007	SIMESTED Å, SKIVE-HOBRO LANDEV	218	730	864
180077	SKALS Å, LØVEL BRO	556	1163	1073
190012	JORDBRO Å, JORDBRO MØLLE	111	109	124
200024	KARUP Å, NØRKÆR BRO	626	773	915
210062	SALTEN Å, SALTENBRO	120	95	80
210089	GUDENÅ, VOERVADSBRO	377	909	1069
210413	ALLING Å, NY RÆVEBRO, FLØJSTRUP	238	377	476
220050	RÅSTED LILLE Å, HVODAL	83	77	88
220062	STORÅ, SKÆRUM BRO	1097	2074	2440
250020	HOLTUM Å, HYGILD	117	190	204
250075	HOVER Å, VEJBRO SYD FOR HEE	92	161	183
250078	OMME Å, SØNDERSKOV BRO	612	1020	1207
250081	SKJERN Å, KODBØL	1558	2700	3112
250086	TIM Å, V. SØNDERBY	81	147	165
260096	LYNGBYGÅRDS Å, A 15	131	277	345
270045	HANSTED Å, ST. HANSTED BRO	136	324	389
280001	BYGHOLM Å, KØRUP BRO	154	548	650
290008	ROHDEN Å, N.S. ÅRUP MØLLE DAMB	98	249	300
310027	VARDE Å, V. VAGTBORG	814	1341	1597
320001	VEJLE Å, HARALDSKÆR	198	381	439
340019	KOLDING Å, ALPEDALEN S.F.ELME	269	745	880
350006	BRAMMING Å, V. SDR. VONG	213	487	567
350010	SNEUM Å, V. NØRÅ BRO	223	485	563

360009	KONGE Å, V. VILSLEV SPANG	427	1282	1500
370034	HADERSLEV MØLLESTRØM, HADERSLEV	106	319	279
380023	HJORTVAD Å, V. BREMKROG	118	407	469
380024	RIBE Å, V. STAVNAGER BRO	675	1545	1820
390001	BRØNS Å, BRØNS V.FORSØGSDAMBRUG	94	182	209
400001	BREDE Å, BREDEBRO	290	430	498
420016	GRØNÅ, RØRKÆR	563	679	731
420021	VIDÅ, EMMERSKE	248	277	317
430001	STORÅ, MØLLEBRO (4.6)	137	268	328
440021	VINDINGE Å, NS ULLERSLEV RENS.	128	304	372
450002	ODENSE Å, NS EJBY SLUSE (9.45)	535	1486	1810
450003	ODENSE Å, ST 22.35	486	1409	1717
450004	ODENSE Å, NØRRE BROBY (ST 35.8)	302	1012	1204
460001	BRENDE Å, ST 5.3	103	192	231
510024	TUSE Å, NYBRO	105	235	285
520029	HAVELSE Å, STRØ BRO	102	103	135
520068	LANGVAD Å, STOREMØLLEBRO	175	230	300
550018	ÅMOSE Å, BROMØLLE	292	694	865
560005	TUDEÅ, VALBYGÅRD	261	626	829
570055	SALTØ Å, NS. HARRESTED Å	151	457	552
590006	TRYGGEVÆLDE Å, V. LL. LINDE	129	312	386
620017	RYDE Å, PUMPESTATION	79	182	220
650001	HOVEDKANAL, 39,KRAMNITZE PUMPESTATION	207	433	538

Tabel 2

Oplande som er anvendt i forbindelse med udvikling af metode med angivelse af DMU_nr, vandløb samt amtet hvor vandløbet har sit udløb. Under kategorien "kode" viser kode 1 at oplandet er anvendt i forbindelse med kalibrering af kalibreringsparametre, kode 2 at oplandet er anvendt i forbindelse med de første test og valideringer af metoden og kode 3 at oplandet er anvendt i en senere test af metoden. Kategorierne sø (%), ler (%), Yoldia (%) og ferskvandsaflejringer (%) viser den arealmæssige dækning indenfor oplandet. GEUS jordartskort danner grundlaget for beregningerne af de tre sidst nævnte kategorier.

DMU_nr	Vandløb	Amt	Morfologi	Kode	Oplands-areal (km ²)	Sø (%)	Ler (%)	Yoldia (%)	Ferskvandsaflejringer (%)
30002	UGGERBY Å, NS RANSBÆK	Nordjylland	Yoldia	1	347	0,08	1,37	37,78	18,56
50003	VOER Å, FÆBROEN	Nordjylland	Yoldia	1	239	0,06	1,10	23,80	18,09
150002	KASTBJERG Å, NORUP	Århus	Dybe dale	1	96	0,11	22,00	0,00	11,92
150035	VILLESTRUP Å, V. OUEGÅRD	Nordjylland	Dødis	1	126	0,15	11,79	0,00	14,41
200024	KARUP Å, NØRKÆR BRO	Viborg	Hedeslette	1	627	0,14	5,70	0,00	7,59
210413	ALLING Å, NY RÆVEBRO, FLØJSTRUP	Århus	Dybe dale	1	238	0,19	63,91	0,00	9,98
250081	SKJERN Å, KODBØL	Ringkøbing	Hedeslette /bakkeø	1	1558	0,35	9,00	0,00	10,76
250086	TIM Å, V. SØNDERBY	Ringkøbing	Bakkeø	1	81	0,04	5,26	0,00	12,44
350010	SNEUM Å, V. NØRÅ BRO	Ribe	Bakkeø	1	223	0,04	15,44	0,00	13,35
380024	RIBE Å, V. STAVNAGER BRO	Ribe	Hedeslette /bakkeø	1	675	0,16	36,62	0,00	10,58
420016	GRØNÅ, RØRKÆR	Sønderjylland	Hedeslette	1	563	0,56	11,82	0,00	10,56
430001	STORÅ, MØLLEBRO (4.6)	Fyn	Dødis	1	137	0,04	69,63	0,00	11,66
440021	VINDINGE Å, NS ULLERSLEV RENS	Fyn	Moræneflade	1	128	0,17	78,00	0,00	10,12
520029	HAVELSE Å, STRØ BRO	Frederiksborg	Dødis	1	102	0,12	54,38	0,00	24,53
550018	ÅMOSE Å, BROMØLLE	Vestsjælland	Dødis	1	292	0,14	55,17	0,00	27,97
570055	SALTØ Å, NS. HARRESTED Å	Storstrøm	Moræneflade	1	151	0,01	86,11	0,00	2,67

DMU_nr	Vandløb	Amt	Morfologi	Kode	Oplands-areal (km ²)	Sø (%)	Ler (%)	Yoldia (%)	Ferskvandsaflejringer (%)
620017	RYDE Å, PUMPESTATION	Storstrøm	Moræneflade	1	79	0,05	95,60	0,00	1,80
40005	LIVER Å, RØDE BRO	Nordjylland	Yoldia	2	254	0,04	0,08	54,96	11,85
180077	SKALS Å, LØVEL BRO	Viborg	Dybe dale	2	556	2,35	24,30	0,00	14,47
260096	LYNGBYGÅRDS Å, A 15	Århus	Dybe dale	2	131	0,46	71,86		
310027	VARDE Å, V. VAGTBORG	Ribe	Hedeslette	2	815	0,23	5,64	0,00	12,16
360009	KONGE Å, V. VILSLEV SPANG	Ribe	Hedeslette /bakkeø	2	427	0,10	33,80	0,00	12,65
370034	HADERSLEV MØLLESTRØM, HADERSLE	Sønderjylland	Dødis	2	106	3,57	62,32	0,00	6,95
380023	HJORTVAD Å, V. BREMKROG	Ribe	Bakkeø	2	118	0,02	53,84	0,00	6,15
400001	BREDE Å, BREDEBRO	Sønderjylland	Hedeslette/ bakkeø	2	290	0,05	19,93	0,00	9,29
420021	VIDÅ, EMMERSKE	Sønderjylland	Hedeslette	2	248	0,09	8,82	0,00	7,34
450002	ODENSE Å, NS EJBY SLUSE (9.45)	Fyn	Moræneflade	2	535	1,03	62,94	0,00	11,59
450003	ODENSE Å, ST 22.35	Fyn	Moræneflade	2	486	1,13	61,14		
450004	ODENSE Å, NØRRE BROBY ST 35.8	Fyn	Moræneflade	2	302	1,78	62,02		
460001	BRENDE Å, ST 5.3	Fyn	Dødis	2	103	0,12	60,59	0,00	13,41
590006	TRYGGEVÆLDE Å, V. LL. LINDE	Roskilde	Moræneflade	2	129	0,48	74,03	0,00	13,91
650001	HOVEDKANAL, 39, KRAMNITZE PUMPE-STATION	Storstrøm	Moræneflade	2	207	0,02	76,90	0,00	4,26
20005	ELLING Å, ELLING KIRKE	Nordjylland		3	123	0,04	2,51	12,75	14,59
60001	RY Å, MANNA	Nordjylland		3	285	0,07		20,92	22,57
80001	GERÅ, MELHOLT KIRKE	Nordjylland		3	154	0,05	0,14	44,54	30,34
100010	KÆRS MØLLEÅ, OS INDKILDESTRØM	Nordjylland		3	101	0,09	6,81	0,00	9,52
140016	LINDENBORG Å, VED MØLLEBRO	Nordjylland		3	318	0,86	19,60	0,00	9,58
170007	SIMESTED Å, SKIVE-HOBRO LANDEVEJ	Viborg		3	218	0,09	20,25	0,00	12,85

DMU_nr	Vandløb	Amt	Morfologi	Kode	Oplands- areal (km ²)	Sø (%)	Ler (%)	Yoldia (%)	Ferskvandsaflejringer (%)
190012	JORDBRO Å, JORDBRO MØLLE	Viborg		3	111	0,19	2,15	0,00	8,32
210062	SALTEN Å, SALTENBRO	Århus		3	120	0,82	15,51		
210089	GUDENÅ, VOERVADSBRO	Vejle		3	377	0,44	45,13		
220050	RÅSTED LILLE Å, HVODAL	Ringkøbing		3	83	0,08	2,35		
220062	STORÅ, SKÆRUM BRO	Ringkøbing		3	1097	0,26	16,81	0,00	11,12
250020	HOLTUM Å, HYGILD	Vejle		3	117	1,06	14,95		
250075	HOVER Å, VEJBRO SYD FOR HEE	Ringkøbing		3	92	0,14	8,22	0,00	7,34
250078	OMME Å, SØNDERSKOV BRO	Ringkøbing		3	612	0,09	10,22	0,00	13,62
270045	HANSTED Å, ST. HANSTED BRO	Vejle		3	136	0,29	66,05	0,00	9,21
280001	BYGHOLM Å, KØRUP BRO	Vejle		3	154	0,06	57,58	0,00	5,83
290008	ROHDEN Å, N.S. ÅRUP MØLLE DAMBRUG	Vejle		3	98	0,06	63,46	0,00	5,68
320001	VEJLE Å, HARALDSKÆR	Vejle		3	199	0,38	34,89	0,00	13,72
340019	KOLDING Å, ALPEDALEN S.F.ELME	Vejle		3	269	0,50	52,17	0,00	10,47
350006	BRAMMING Å, V. SDR. VONG	Ribe		3	213	0,02	32,26	0,00	14,17
390001	BRØNS Å, BRØNS VED FORSØGSDAM- BRUG	Sønderjylland		3	94	0,02	5,85	0,00	21,67
510024	TUSE Å, NYBRO	Vestsjælland		3	105	0,07	59,74	0,00	24,32
520068	LANGVAD Å, STOREMØLLEBRO	Roskilde		3	175	0,23	75,41	0,00	14,38
560005	TUDEÅ, VALBYGÅRD	Vestsjælland		3	261	0,57	75,76	0,00	10,33

Tillæg til GEUS rapport 93/2006 "Beregning af nitratreduktionsfaktorer for zonen mellem rodzonen og frem til vandløbet. Data og metoder for 1. generationskortet". Udarbejdet i 2007.

Baggrund

Efter at arbejdet med GEUS rapport 93/2006 (Ernstsen et al., 2006) var afsluttet, fremkom der et ønske fra Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) om, at basere kalibreringerne af modelkonceptet for beregning af nitratreduktionsfaktorer alene på vandløbsmålinger med N-retentioner beregnet efter metode 1, hvor retentionen i vandløb beregnes som 2 % af N-belastningen til vandløbet og retentionen i søer beregnes som 400 kg N pr. ha søareal. DMU vurderede at disse N-retentioner bedst svarede til niveauet baseret på danske målinger.

På baggrund heraf er den opstillede relation til beregning af nitratreduktionsfaktorerne fra rodzonen og frem til vandløbskanten baseret på DK-modellens vandflukse genkalibreret. Nærværende tillæg dokumenterer denne genkalibrering samt de ændringer i nitratreduktionsfaktorerne mellem rodzonen og vandløbskanten dette medfører.

Modelberegninger

Modelberegningerne er gennemført efter samme metode som beskrevet i GEUS rapport 93/2006, men dog således at usikkerheden i den "observerede" nitratreduktion (Obs red) alene er relateret til usikkerheden i N-udvaskningen fra rodzonen, der uændret antages at være +/- 10 %. Som allerede nævnt antages N-retentionen for vandløb at være 2 % af N-udvaskningen til vandløb og 400 kg N pr. ha søareal.

Det reviderede kort over reduktionsfaktorer

Som det fremgår af figur 1 har i alt 43 oplande ændret beregningsklasse i forhold til kortet i GEUS rapport 93/2006. De største oplande der har skiftet kategori inkluderer oplandet til Ny Grenå, Voers Å, Kolling Å, samt Højbro Å.

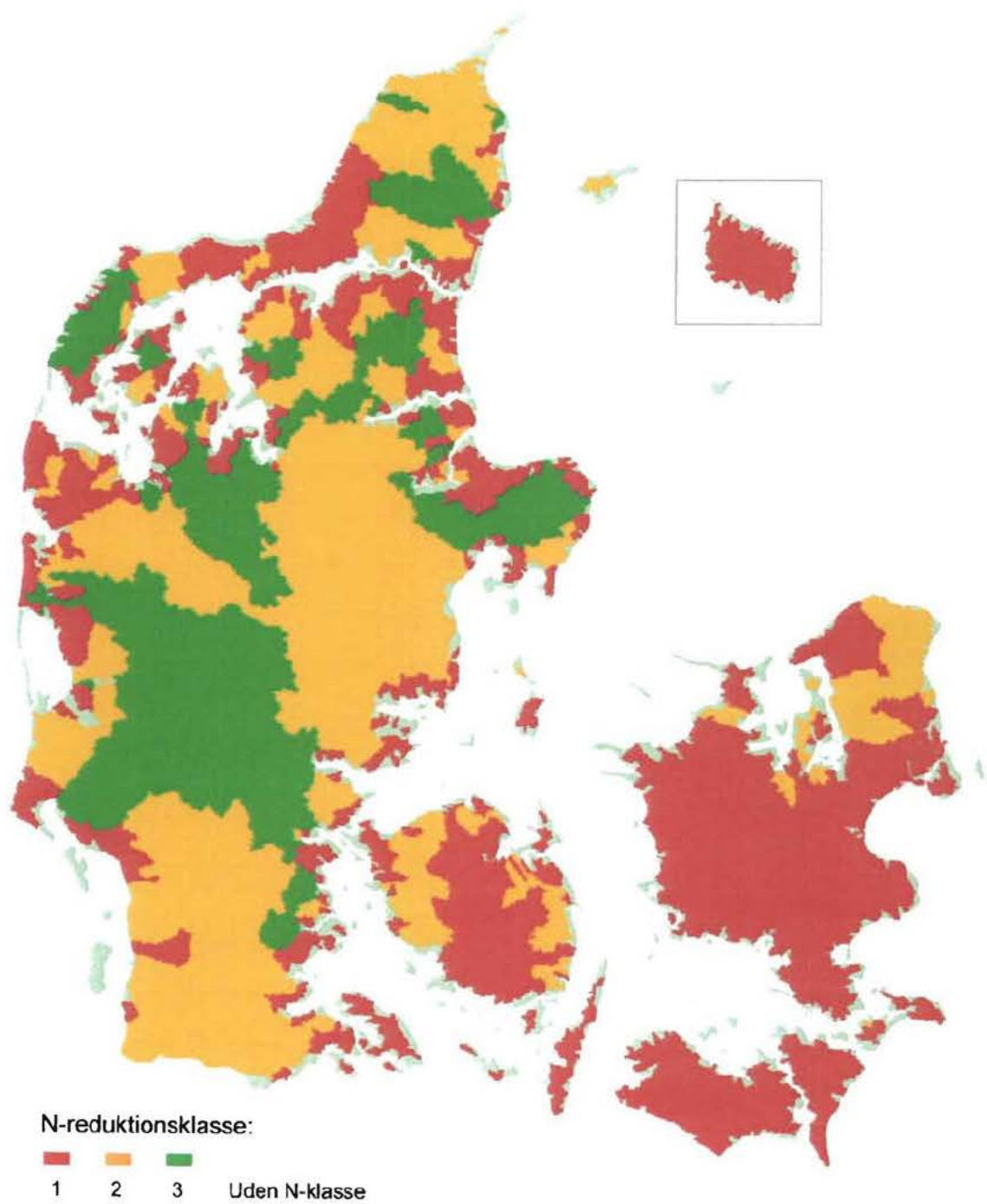
Fordeling af beregningskategorier

N-reduktionsklasser fordelt på beregningskategori, antal oplande, areal og den procentvise andel som beskrevet i GEUS rapport 93/2006 og efter de seneste beregninger fremgår af tabel 1. Samlet set er sket et fald i antallet af oplande på 5 for N-reduktionsklasse 1 og en stigning på 5 oplande for N-reduktionsklasse 3, hvilket skal ses i sammenhæng med et samlet antal oplande på 763. Den arealmæssige dækning af N-reduktionsklasse 1 (0-50 %) er faldet med 0,4 % til 38,7 %, N-reduktionsklasse 2 (51-75 %) er faldet med 2,4 % til 39,5 % mens N-reduktionsklasse 3 (76-100 %) er steget med 2,8 % til 21,8 % af det kortlagte areal. Den geografiske fordeling af de tre N-reduktionsklasser efter genberegningen fremgår af figur 2.

Det skal pointeres, at de i figur 2 viste N-reduktionsklasser er udtryk for den reduktion i kvælstof der sker fra rodzonen og frem til vandløbskanten og således ikke beskriver reduktionen fra rodzonen og frem til kysten.



Figur 1. De 43 oplände, der efter den nye beregning har skiftet N-reduktionsklasse, er vist med lyserød farve. Oplände med uændret N-reduktionsklasse er markeret med grå farve og områder uden N-reduktionsklasse er vist med lyseblå farve.



Figur 2. Nitratreduktion for zonen mellem rodzonen og frem til vandløbskanten fordelt på N-reduktionsklasse 1 (0-50 %), N-reduktionsklasse 2 (51-75 %) og N-reduktionsklasse 3 (76-100 %).

Tabel 1. N-reduktionsklasser med reduktionsintervaller, som er beskrevet af Skov- og Naturstyrelsen, antal oplande, arealmæssige dækning og den procentvise andel af det kortlagte areal..

N-reduktions- klasse	N-reduktion (%)	Jfr. rapport 93/2006			Nye beregninger		
		Antal	Areal (ha)	Areal (%)	Antal	Areal (ha)	Areal (%)
1	0-50	569	1.461.898	39,1	564	1.446.648	38,7
2	51-75	151	1.565.740	41,9	151	1.476.704	39,5
3	76-100	43	711.128	19,0	48	815.413	21,8

Litteratur

Ernstsen, V., Højberg, A. L., Jakobsen, P.R., Platen, F. von, Tougaard, L., Hansen, J.R., Blicher-Mathiasen, G., Bøgestrand, J. og Børgesen, C.D. 2006. Beregning af ntrat-reduktionsfaktorer for zonen mellem rodzonen og frem til vandløbet. Data og metode for 1. generationskortet. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, rapport 2006/93.