



# FASTLÆGGELSE AF MILJØMÅL OG INDSATSBEHOV UD FRA ÅLEGRÆS I DE INDRE DANSKE FARVANDE

---

Arbejdsrapport fra DMU nr. 256 2009



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER  
AARHUS UNIVERSITET



*[Tom side]*

# FASTLÆGGELSE AF MILJØMÅL OG INDSATSBEHOV UD FRA ÅLEGRÆS I DE INDRE DANSKE FARVANDE

---

Arbejdsrapport fra DMU nr. 256 2009

Jacob Carstensen  
Dorte Krause-Jensen



## Datablad

|                        |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
|------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Serietitel og nummer.: | Arbejdsrapport fra DMU nr. 256                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| Titel:                 | Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| Forfattere:            | Jacob Carstensen & Dorte Krause-Jensen                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| Afdeling:              | Afdeling for Marin Økologi                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
| Publisher:             | Danmarks Miljøundersøgelser©<br>Aarhus Universitet                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| URL:                   | <a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Udgivelsesår:          | August 2009                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Redaktion afsluttet:   | Juni 2009                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Faglig kommentering:   | Peter Henriksen, Bo Riemann                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Finansiel støtte:      | Miljøcenter Odense                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| Bedes citeret:         | Carstensen, J. & Krause-Jensen, D., 2009: Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 48 s. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <a href="http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf">http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
|                        | Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| Sammenfatning:         | Referenceværdier og miljømål for hovedudbredelsen af ålegræs er fundet ved statistisk analyse af historiske data. På basis af relationer, etableret ud fra overvågningsdata mellem kvælstoftilførsler og kvælstofkoncentrationer samt mellem kvælstofkoncentrationer og ålegræssets hovedudbredelse, er forskellige scenarier for kvælstofsreduktioner beregnet. Resultaterne viser, at der skal opnås en betragtelig reduktion på over 50% af de nuværende tilførsler før miljømålet for ålegræs bliver opfyldt. De forventede reduktioner vil dog blive mindre såfremt kvælstofniveauerne i Skagerrak og Østersøen mindskes som følge af indsatsplaner i andre lande. Resultaterne indikerer også at ålegræsset vil have en forsinket reetablering, at relationer mellem kvælstofniveauer og ålegræssets hovedudbredelse ændrer sig med tiden, samt at andre ukendte faktorer kan forhindre en rekolonisering af områder potentielt egnet til ålegræs. |
| Emneord:               | Dybdegrænser, kvælstoftilførsel, referenceværdier, vandrammedirektiv, økologisk tilstand, ålegræs                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| Layout:                | Karin Balle Madsen                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| Illustrationer:        | Forfatterne                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Forsidefoto:           | Foto: Peter Bondo Christensen                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| ISSN (electronisk):    | 1399-9346                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Sideantal:             | 48                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
| Internetversion:       | Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <a href="http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf">http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |

# Indhold

## Sammenfatning 5

## Summary 7

## 1 Introduktion 8

## 2 Miljømål for ålegræs 10

- 2.1 Metodebeskrivelse 11
- 2.2 Resultater og diskussion 12

## 3 Datagrundlag 16

- 3.1 Ålegræs data 16
- 3.2 Kvælstofkoncentrationer 17
- 3.3 Kvælstof input fra land 21
- 3.4 Kvælstof input fra atmosfæren 22

## 4 Relationer mellem tilførsler og kvælstofkoncentrationer 24

- 4.1 Relation for typologier 24
- 4.2 Relationer for områder 25

## 5 Relationer mellem kvælstofkoncentrationer og ålegræs 27

- 5.1 Laurentius relationerne 27
- 5.2 Universel relation for nye overvågningsdata 28
- 5.3 Område-specifikke relationer for nye overvågningsdata 30
- 5.4 Sammenfatning af relationer mellem ålegræs og TN 31

## 6 Beregning af miljømål 33

- 6.1 Scenarier for TN niveauer 33
- 6.2 Scenarier for ålegræssets hovedudbredelse 35
- 6.3 Sammenfatning af scenarier 39

## 7 Konklusioner 45

## 8 Referencer 47

Danmarks Miljøundersøgelser

*[Tom side]*

## Sammenfatning

Denne rapport omhandler fastlæggelsen af miljømål og indsatsbehov for de åbne kystvande i de indre danske farvande for at opfylde det Europæiske Vandrammedirektivs målsætning om mindst god økologisk kvalitet i 2015. Miljømål og indsatsbehov er i denne rapport alene baseret på ålegræs som det biologiske kvalitetselement. Inddragelse af andre kvalitetselementer kan resultere i andre indsatsbehov.

Referenceværdier og miljømål (74% af referenceværdien, jvnf. EU interkalibrering) for hovedudbredelsen af ålegræs er fundet ved statistisk analyse af historiske data (fra 1883 og frem til 1929). For typologierne OW1 og OW2, som dækker saliniteter over 18, er miljømålet således fastlagt til 9,0 m, og miljømålet er 8,1 m for typologierne OW3a og OW3b, som dækker saliniteter under 18.

Relationer mellem tilførsler og koncentrationer af kvælstof samt mellem kvælstofkoncentrationer og ålegræssets hovedudbredelse er etableret. Relationerne mellem kvælstoftilførsler og koncentrationer er forholdsvis præcise og konsistente med andre studier, hvorimod der kan etableres vidt forskellige relationer mellem kvælstofkoncentrationer og ålegræs afhængig af hvilken periode, der anvendes data fra. Der opnås således forskellige ålegræs/kvælstofrelationer i de 2 analyserede perioder henholdsvis 1985-1991 og 1985-2006. Dette indikerer, at det kan være vanskeligt at fastlægge en universel og konsistent relation mellem kvælstofkoncentrationer og ålegræs. Sammenhængen er formentlig dynamisk og ikke-lineær og afhængig af det tidsperspektiv, som den ses i.

Ved opgørelse af indsatsbehovet for reduktion af kvælstofpåvirkningen af de indre danske farvande, er der flere forhold at tage i betragtning når bl.a den relevante relation mellem dybdegrænse for ålegræs og vandets kvælstofkoncentration skal identificeres.

Hvis der f.eks er andre påvirkningsfaktorer end kvælstof som har indflydelse på dybdeudbredelsen af ålegræs, eller hvis der er en forsinket reetableringsrespons på faldende kvælstofniveauer, kan det være årsagen til den konstaterede ændring i ålegræs/kvælstofrelationen, når der inddrages nyere data eller data fra andre områder. Det kan også spille ind, at ikke alle områder er ligeværdigt repræsenteret med data i de to perioder.

Sammenlignes de 2 ovennævnte analyse-perioder for ålegræs/kvælstofrelationen er der betydelige kulturgivne forskelle. Den første periode ligger således inden for en periode (1978-1992), hvor kvælstofniveauerne og kvælstofpåvirkningerne har ligget på samme niveau; hvorimod kvælstofniveauet og kvælstofpåvirkningen har været generelt faldende til et lavere niveau i sidste halvdel af perioden 1985-2006, som følge af vandmiljøindsatsen.

Overvågningsdata viser i nogle kystvande øget dybdeudbredelse af ålegræs med faldende kvælstofindhold de senere år, hvorimod responsen på faldende kvælstofindhold indtil videre er udeblevet i andre om-

råder. Resultater som både kan indikere en forsinket reetablering, en ikke-lineær reetableringsproces eller effekter fra andre påvirkningsfaktorer. Der resterer således fortsat et behov for en bedre forståelse og kvantitativ beskrivelse af dynamikken omkring ålegræssets potentielle reetablering.

Scenarier for reduktioner i kvælstoftilførslerne til de indre danske farvande viser, at der i forhold til de åbne farvande med stor sandsynlighed er behov for en betydelig reduktion i påvirkningen med kvælstof, både luftbåret og vandbåret. Der kan således være tale om et reduktionsbehov for den vandbårne og luftbårne belastning på mere end 50% sammenlignet med i dag. En reduktion af den vandbårne belastning kan alene ikke sikre målopfyldelse. Undersøgelsen indikerer imidlertid også at andre forhold end kvælstof kan have betydning for målopfyldelsen. Der er ligeledes en betragtelig usikkerhed i de beregnede scenarier, hovedsageligt fordi der ikke findes overvågningsdata svarende til miljømålene. Dog vil miljømålene med overvejende sandsynlighed ikke blive opfyldt uden reduktion af kvælstoftilførslen.

Den nødvendige reduktion i kvælstofpåvirkningen omfatter ikke kun den direkte påvirkning fra danske kilder, men også påvirkningen fra udenlandske kilder ført med hav og luftstrømme til farvandene. Således har kvælstofkoncentrationerne i Østersøen og Skagerrak stor betydning for koncentrationer i de kystnære danske farvande. Tilstrækkelig lave kvælstofniveauer, som forudsætning for at opfylde miljømålene for ålegræs i de indre danske farvande, kan formentlig kun opnås ved en indsats for at reducere niveauerne i både Østersøen og Skagerrak.

## Summary

In this report ecological targets and required measures for nutrient reductions in fulfilment of the European Water Framework Directive by 2015 are determined for the open coastal waters of the Danish Straits. Eelgrass depth distribution is, so far, the only biological quality element used for setting ecological targets and determining required measures.

Reference conditions and ecological targets (74% of the reference condition) for the depth of the main eelgrass distribution have been found through a statistical analysis of historical data (from 1883 to 1929). The ecological target for the typologies OW1 and OW2, characterising open coastal waters with a salinity above 18, has been estimated to 9.0 m, whereas the environmental target for OW3a and OW3b, characterising open coastal waters with a salinity below 18, was estimated at 8.1 m.

Relationships between nitrogen inputs and concentrations as well as between nitrogen concentrations and eelgrass depth distribution have been established. The relationships between nitrogen inputs and concentrations are relatively precise and consistent with other studies, whereas different relationships between nitrogen concentrations and eelgrass depth distribution are obtained depending on the chosen study period. The lack of a universal and consistent relationship between nitrogen concentrations and eelgrass depth distributions is most likely because this relationship is highly dynamical and non-linear, which is reflected in the lack of eelgrass recovery following significant reductions in nitrogen concentrations in later years. There is a need for better understanding and quantitatively describing the dynamics underlying the potential recolonisation of eelgrass.

Scenarios for reducing nitrogen inputs to the Danish straits have shown that fulfilment of the established ecological targets is unlikely. This is due to an apparent lack of eelgrass response to changing nitrogen levels, based on statistical analyses of monitoring data, and that nitrogen concentrations in Danish open coastal waters, to a large extent, are governed by exchanges with the Baltic Sea and Skagerrak. Sufficiently low nitrogen levels, that may potentially enable the fulfilment of the ecological targets for eelgrass, can, most likely, only be achieved through measures to also reduce nitrogen levels in both the Baltic Sea and Skagerrak.

# 1 Introduktion

Denne rapport omhandler fastlæggelsen af miljømål og indsatsbehov for de åbne kystvande i de indre danske farvande med udgangspunkt i ålegræssets dybdeudbredelse som eneste biologiske kvalitetselement. Rapporten indgår som grundlag for fastlæggelse af indsatsbehov i vandplaner i forbindelse med det Europæiske Vandrammedirektiv. Grundlaget for fastlæggelsen af indsatsbehovet i første vandplansperiode fremgår af "Miljøministeriets retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer". En overordnet fremgangsmåde til bestemmelse af indsatsbehov for de marine vandområder fremgår af retningslinjernes Bilag 5. Denne rapport bidrager med beregninger af indsatsbehovet ud fra beskrivelsen i Bilag 5 med enkelte modifikationer og anvendelse af et større datagrundlag. Dette arbejde er igangsat på foranledning af By- og Landskabsstyrelsen.

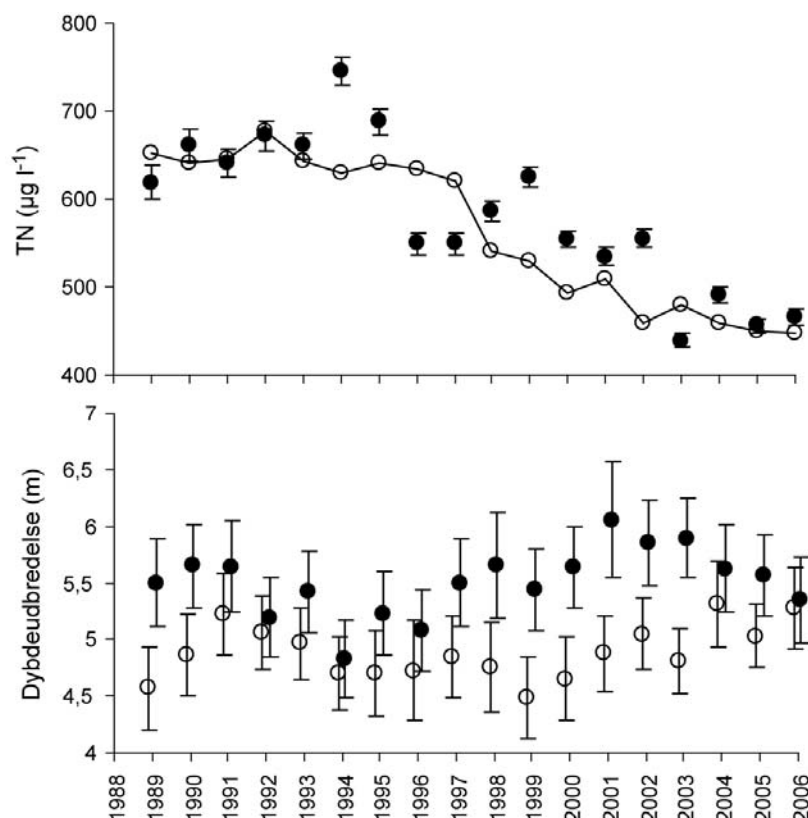
Formålet med vandrammedirektivet er at opnå god eller høj økologisk status i alt overfladevand i Europa. Den økologiske kvalitet skal primært bestemmes ud fra forskellige biologiske indikatorer, eksempelvis fytoplankton, bundvegetation og bundfauna. Vandområder, som er i fare for ikke at opnå god økologisk status senest i 2015, skal identificeres og vandplaner igangsættes, således at den ønskede status opnås.

Ålegræs er et vigtigt element i de danske kystnære marine økosystemer, idet planten er meget produktiv, medvirker til at regulere næringsstofftransporten fra land til de åbne havområder og udgør et vigtigt habitat som opvækstområde og levested for fisk og bunddyr, samt som levested for epifytiske arter. Desuden medvirker planten til at stabilisere havbunden. Ålegræssets dybdeudbredelse er primært påvirket af lysets nedtrængning i vandsøjlen, og derfor er ålegræssets dybdeudbredelse en god integrerende indikator for tilførslen af næringsstoffer, som øger plankton biomassen i vandet og dermed reducerer mængden af lys til ålegræsset. Ålegræs responderer også negativt på andre effekter af høj næringsbelastning såsom iltsvind.

Der findes et stort historisk materiale om ålegræssets dybdeudbredelse i danske kystområder omkring år 1900 og nogle årtier frem (Reinke 1889; Petersen 1893a, 1893b, 1901; Ostenfeld 1908), som kan danne grundlag for definition af referencetilstanden og afvigelser fra denne til fastlæggelse af miljømål. Kvantitative sammenhænge mellem ålegræssets maksimale dybdeudbredelse og koncentrationen af total kvælstof (TN) blev dokumenteret i Nielsen et al. (2002), i det følgende refereret som Laurentius relationerne, på basis af de første overvågningsdata fra Vandmiljøplanens overvågningsprogram (1985-1991). Disse relationer er dog baseret på et mindre omfangsrigt datamateriale, hovedsageligt fra fjorde med høje TN niveauer, og samtidig antages en universel sammenhæng mellem ålegræssets dybdeudbredelse og TN, uden hensyntagen til stedspecifikke forhold. Derfor er Laurentius relationerne usikre for lavere TN niveauer, og der kan potentielt opnås mere sikkerhed i relationen ved inddragelse af nyere overvågningsdata. Dette vil også give mulighed for at vurdere, hvorvidt den samme relation kan anvendes på tværs af mange forskellige områder.

Et andet potentielt problem med Laurentius relationerne, og andre tilsvarende relationer, er, at der antages steady-state forhold, dvs. at der forventes et umiddelbart respons i ålegræsset til ændrede TN niveauer. Der tages derfor ikke hensyn til tidslige effekter, eksempelvis en forsinket udbredelse af ålegræs til større dybder ved forbedrede lysforhold. Dette potentielle problem kan bedst illustreres ved at sammenligne den tidslige udvikling for TN og ålegræssets dybdeudbredelse i perioden efter vandmiljøplanernes igangsættelse (Figur 1). Der har i de seneste ca. 10 år været et signifikant fald i TN niveauerne i de danske vandområder. Dette har i nogle områder betydet en øget dybdeudbredelse af ålegræs, men har i en række områder endnu ikke bevirket væsentlig fremgang for ålegræsset, og i enkelte områder er der observeret fortsat tilbagegang.

**Figur 1.** Udviklingen i TN middelniveauer for fjorde og kystnære områder i Danmark (lukkede cirkler: årsmidler; åbne cirkler: afstrømningskorrigerede midler) sammenholdt med udviklingen i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (lukkede cirkler) og dybden for ålegræssets hovedudbredelse (åbne cirkler) i de kystnære områder (Ærtebjerg et al. 2007).



Formålet med dette projekt er:

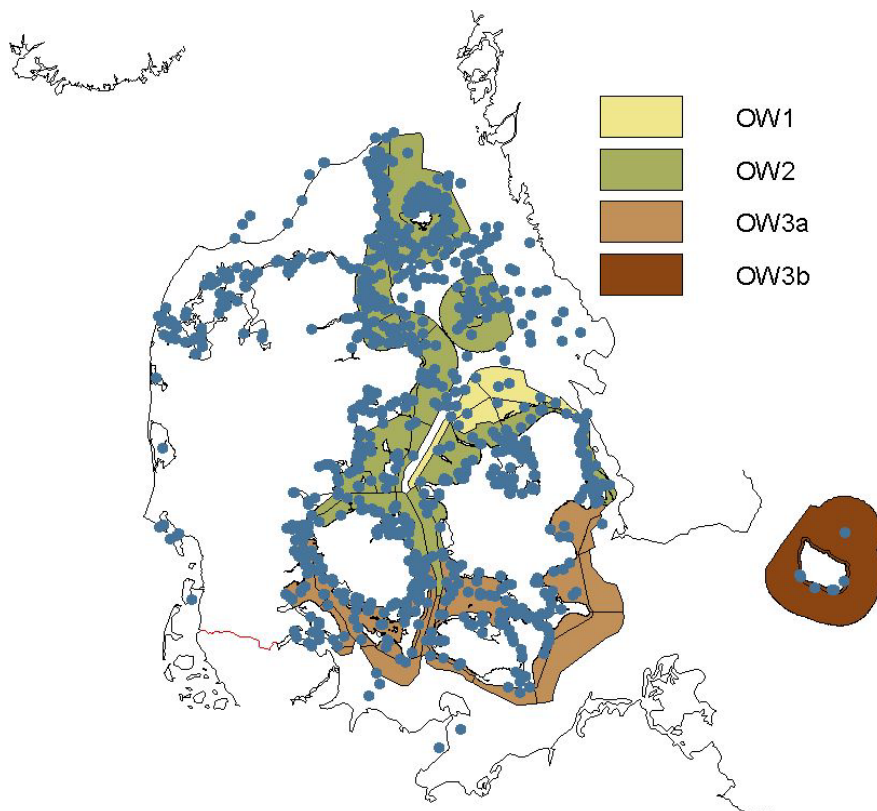
- At bestemme miljømål for ålegræssets hovedudbredelse i de åbne vandområder i de indre danske farvande.
- At etablere relationer mellem kvælstoftilførsler fra land og atmosfæren til de kystnære områder og kvælstofkoncentrationer samt relationer mellem kvælstofkoncentrationer og dybden for ålegræssets hovedudbredelse.
- At anvende de etablerede relationer til at bestemme nødvendige indsatsplaner for tilførslen af kvælstof for at opfylde de fastsatte miljømål.

## 2 Miljømål for ålegræs

Miljøministeriets marine netværk har oparbejdet et datasæt med historiske værdier, som beskriver dybdefordelingen af ålegræs i Danmark fra 1883 til 1978. Data er blevet kvalitetssikret og det antages på basis af metodebeskrivelserne, at de kvalitetssikrede observationer fra de historiske studier repræsenterer dybden for ålegræssets hovedudbredelse, fordi bestemmelsen af den maksimale dybdegrænse for ålegræs ville kræve mere detaljerede undersøgelser end det beskrevet i de historiske kilder. I det følgende refereres dybden for ålegræssets hovedudbredelsen som  $d_{hovedbr}$ .

Observationerne af  $d_{hovedbr}$  er inddelt geografisk efter VRD typologier (OW1, OW2, OW3a, OW3b), vandområder og en lokalitetsbeskrivelse (Figur 2). Typologien OW1 er lagt sammen med OW2, da der kun var en enkelt observation med god kvalitet i OW1. Disse to sammenlagte typologier benævnes OW1/OW2. Tilsvarende var der få data i typologien OW3b, så denne er lagt sammen med OW3a. Sammen udgør OW3a og OW3b typologien OW3. Lokaliteten angiver hyppigt et enkelt lokalt område med geografiske koordinater tæt på hinanden, men lokalitetsangivelsen er ikke altid helt konsistent, idet der også findes tilfælde af observationer med samme lokalitetsangivelse i datasættet, men som afviger væsentligt fra hinanden afstandsmæssigt.

**Figur 2.** Alle historiske data (n=922) fra 1883-1978 for alle områder med opkobling på de 4 typologier.



Formålet i dette afsnit er 1) at bestemme referenceværdierne for  $d_{hvudbr}$  som 90%-percentilen (jvnf. specifikationerne i Bilag 5) i de historiske data for de enkelte typologier og for vandområder, og 2) at bestemme miljømål på typologi og vandområde niveau defineret som 74% af referenceværdien.

## 2.1 Metodebeskrivelse

Observationerne af  $d_{hvudbr}$  følger en hierarkisk struktur, hvor det overordnede niveau er typologi, som derefter kan underopdeles i vandområder, og videre underopdeles i lokalitetsbeskrivelse. Endelig er der i denne hierarkiske struktur "replikater" af  $d_{hvudbr}$ , idet der findes flere målinger af  $d_{hvudbr}$  foretaget på den samme lokalitet. Der ses bort fra tidslig variation i  $d_{hvudbr}$ , idet datamaterialet er for sparsomt til at analysere en evt. år-til-år variation. Det må derfor antages, at de tidslige variationer i første halvdel af 1900-tallet var relativt små i forhold til usikkerheden i bestemmelsen af  $d_{hvudbr}$ . Dette kan til dels retfærdiggøres ved, at belastningerne i den undersøgte periode var små og næppe har påvirket ålegræsset i de åbne indre farvande på en måde, som vil give anledning til udsving mellem de enkelte år. Ålegræsset, som hærgede de danske farvande i 1930'erne, gav dog anledning til store år-til-år variationer og generelt lavere værdier for  $d_{hvudbr}$  i de følgende år. Derfor begrænses analysen til data fra 1883 til 1929, hvilket har resulteret i, at "nyere" observationer ikke er medtaget (1 observation i 1930, 1 observation i 1934, 1 observation i 1941, 1 observation i 1944 på grund af ålegræsset og 7 observationer i 1978 på grund af eutrofiering).

Observationerne af  $d_{hvudbr}$  er modelleret ud fra 2 forskellige hierarkiske modeller, idet det antages at  $d_{hvudbr}$  kan beskrives ved normalfordelingen:

1.  $d_{hvudbr} = \text{typologi} + \text{vandområde}(\text{typologi}) + e$
2.  $d_{hvudbr} = \text{typologi} + \text{vandområde}(\text{typologi}) + \text{lokalitet}(\text{typologi vandområde}) + e$ .

I begge modeller er typologi og vandområde(typologi) deterministiske effekter, dvs. hver typologi og vandområde under typologi er karakteriseret ved deres middelværdi. Forskellen mellem de to modeller ligger i, hvordan den tilfældige variation beskrives og fortolkes. I model 1 er der kun én tilfældig variation, residual variationen, som inkluderer både rumlig variation indenfor vandområdet og usikkerheden i bestemmelsen af  $d_{hvudbr}$ . I model 2 er disse tilfældige variationer adskilt, idet variationer mellem lokaliteter benyttes til at beskrive den tilfældige rumlige variation indenfor vandområder, og "replikater" på lokaliteter benyttes til at beskrive usikkerheden i bestemmelsen af  $d_{hvudbr}$ .

Til at beskrive 90%-percentilen i fordelingerne af  $d_{hvudbr}$  anvender model 1 residual variationen (dvs. hele den tilfældig variation), hvorimod model 2 kun anvender den rumlige variation indenfor området, idet bestemmelsesusikkerheden ikke hidrører fra fordelingen af  $d_{hvudbr}$  indenfor området. Fordelingen af  $d_{hvudbr}$  kan derfor beskrives som en normalfordeling med vandområde-specifik middelværdi og en tilfældig rumlig

variation indenfor vandområdet. 90%-percentilen i denne fordeling beregnes ud fra standard normalfordelingen som:

$$p_{90} = \hat{\mu} + z_{0,90} \cdot \hat{\sigma} = \hat{\mu} + 1,28 \cdot \hat{\sigma}.$$

## 2.2 Resultater og diskussion

Der er anvendt 227 observationer til estimation af de to modeller. I model 1 blev residual variationen bestemt til  $\pm 1,77$  m, hvorimod model 2 resulterede i en tilfældig variation mellem lokaliteter indenfor vandområder på  $\pm 1,61$  m, og variationen mellem observationer indenfor lokaliteter (bestemmelsesusikkerheden) var  $\pm 0,87$  m. De beregnede middelværdier for de overordnede typologier var stort set ens for de to modeller (forskellige på 3. decimal), hvorimod der var forskelle på middelværdierne for vandområder de steder, hvor der var replikater på den samme lokalitet (**Tabel 1**). Dette skyldes, at middelniveauet for et vandområde under model 1 svarer til gennemsnittet for alle observationer i vandområdet, hvorimod middelniveauet under model 2 svarer til gennemsnittet af alle lokaliteter under vandområdet. På tilsvarende vis repræsenterer værdierne for typologier (de to første rækker i tabellen) en middel over de vandområder, som indgår i typologien, og ikke en middel over alle observationer indenfor typologien. Der er dog kun få forskelle i middelniveauerne beregnet med model 1 og model 2, hvorimod 90%-percentilen under model 2 generelt er lidt lavere end for model 1. Dette skyldes, at den tilfældige rumlige variation er lidt mindre under model 2, idet noget af den tilfældige variation (dvs. bestemmelsesusikkerheden) ikke indgår i beregningen af 90%-percentilen.

I teorien er model 2 den mest korrekte metode, idet den adskiller rumlig variation fra bestemmelsesusikkerheden, men datasættet er ikke helt stringent mht. lokalitetsangivelse, hvorfor den estimerede bestemmelsesusikkerhed kan være større end i virkeligheden og dermed er den estimerede rumlige tilfældige variation for lille. Til gengæld tager model 1 ikke hensyn til bestemmelsesusikkerheden. De mest korrekte værdier ligger derfor et sted mellem de to modelresultater, og gennemsnittet af de to 90%-percentiler er anvendt som referenceværdi for ålegræs. For de 2 typologier ligger miljømålene på 8,1 og 9,0 m, beregnet som 74% af referenceværdien (**Tabel 2**). For vandområderne varierer miljømålene mellem 6,7 og 11,2 m, fordelt med variationer mellem 7,2 m og 11,2 m for OW1/OW2 og variationer mellem 6,7 m og 10,1 m for OW3.

Den anvendte metode baserer sig på, at  $d_{hroudbr}$  kan beskrives ved en normal-fordeling, som har en vandområde-specifik middelværdi og en fælles spredning. For at vurdere normalfordelingsantagelsen er fordelingen af residualerne under model 1 vist i **Figur 3**. Det ses, at residualerne tilnærmelsesvis kan antages at være normalfordelte, men at halerne i begge ender af fordelingen er lidt tungere end normal-fordelingen foreskriver.

**Tabel 1.** Historiske dybdegrænser for ålegræssets hovedudbredelse. Estimerede middelværdier ( $\hat{\mu}$ ) og deres usikkerhed (s.e.) samt 90%-percentilen ( $P_{90}$ ) i fordelingen for typologier (overordnet) og vandområder underordnet typologier.

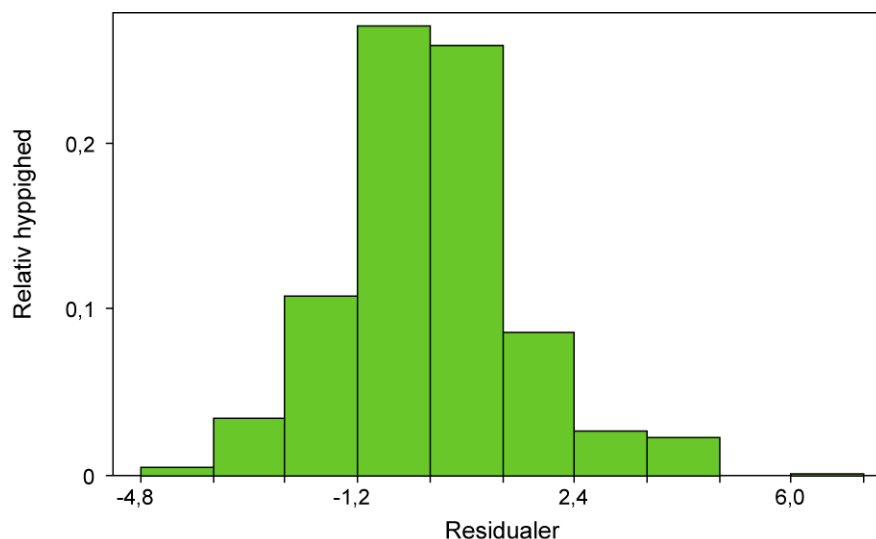
| Deterministiske effekter |            | Model 1     |                      |          | Model 2     |                      |          |
|--------------------------|------------|-------------|----------------------|----------|-------------|----------------------|----------|
| Typologi                 | Vandområde | $\hat{\mu}$ | s.e. ( $\hat{\mu}$ ) | $P_{90}$ | $\hat{\mu}$ | s.e. ( $\hat{\mu}$ ) | $P_{90}$ |
| OW1/OW2                  |            | 10,0        | 0,2                  | 12,2     | 10,1        | 0,3                  | 12,1     |
| OW3                      |            | 8,8         | 0,3                  | 11,0     | 8,8         | 0,3                  | 10,9     |
| OW1/OW2                  | 4          | 8,5         | 1,2                  | 10,7     | 8,5         | 1,3                  | 10,5     |
| OW1/OW2                  | 5          | 10,6        | 0,9                  | 12,9     | 10,6        | 0,9                  | 12,7     |
| OW1/OW2                  | 11         | 9,6         | 0,9                  | 11,9     | 9,6         | 0,9                  | 11,7     |
| OW1/OW2                  | 21         | 9,4         | 1,8                  | 11,7     | 9,4         | 1,8                  | 11,5     |
| OW1/OW2                  | 23         | 13,0        | 1,8                  | 15,3     | 13,0        | 1,8                  | 15,1     |
| OW1/OW2                  | 28         | 9,3         | 0,6                  | 11,5     | 10,7        | 0,9                  | 12,8     |
| OW1/OW2                  | 32         | 12,3        | 1,0                  | 14,6     | 12,3        | 1,1                  | 14,4     |
| OW1/OW2                  | 50         | 8,5         | 1,8                  | 10,8     | 8,5         | 1,8                  | 10,6     |
| OW1/OW2                  | 55         | 8,0         | 1,2                  | 10,2     | 8,0         | 1,3                  | 10,1     |
| OW1/OW2                  | 88         | 8,0         | 0,9                  | 10,3     | 8,0         | 0,9                  | 10,1     |
| OW1/OW2                  | 94         | 7,5         | 1,8                  | 9,8      | 7,5         | 1,8                  | 9,6      |
| OW1/OW2                  | 96         | 9,4         | 0,6                  | 11,6     | 9,4         | 0,6                  | 11,4     |
| OW1/OW2                  | 98         | 9,7         | 1,0                  | 11,9     | 9,7         | 1,1                  | 11,7     |
| OW1/OW2                  | 126        | 10,0        | 0,7                  | 12,2     | 9,9         | 0,8                  | 12,0     |
| OW1/OW2                  | 138        | 8,8         | 1,0                  | 11,1     | 8,8         | 1,1                  | 10,9     |
| OW1/OW2                  | 139        | 11,5        | 1,8                  | 13,8     | 11,5        | 1,8                  | 13,6     |
| OW1/OW2                  | 140        | 10,4        | 1,8                  | 12,6     | 10,4        | 1,8                  | 12,4     |
| OW1/OW2                  | 143        | 10,5        | 0,6                  | 12,8     | 10,8        | 0,7                  | 12,8     |
| OW1/OW2                  | 148        | 12,9        | 0,7                  | 15,1     | 12,9        | 0,7                  | 14,9     |
| OW1/OW2                  | 149        | 11,3        | 1,0                  | 13,6     | 11,3        | 1,1                  | 13,4     |
| OW1/OW2                  | 150        | 9,4         | 1,8                  | 11,7     | 9,4         | 1,8                  | 11,5     |
| OW1/OW2                  | 154        | 9,6         | 0,7                  | 11,9     | 9,6         | 0,8                  | 11,7     |
| OW1/OW2                  | 155        | 10,3        | 0,3                  | 12,5     | 10,4        | 0,4                  | 12,4     |
| OW1/OW2                  | 163        | 11,2        | 0,3                  | 13,5     | 11,2        | 0,3                  | 13,3     |
| OW3                      | 6          | 7,5         | 0,5                  | 9,8      | 7,5         | 0,6                  | 9,5      |
| OW3                      | 7          | 9,5         | 1,8                  | 11,8     | 9,5         | 1,8                  | 11,6     |
| OW3                      | 10         | 11,5        | 1,8                  | 13,8     | 11,5        | 1,8                  | 13,6     |
| OW3                      | 19         | 8,0         | 1,2                  | 10,3     | 8,0         | 1,3                  | 10,1     |
| OW3                      | 22         | 9,4         | 1,2                  | 11,7     | 9,4         | 1,7                  | 11,5     |
| OW3                      | 33         | 8,1         | 0,6                  | 10,3     | 8,1         | 0,7                  | 10,2     |
| OW3                      | 42         | 7,5         | 1,8                  | 9,8      | 7,5         | 1,8                  | 9,6      |
| OW3                      | 44         | 8,5         | 1,0                  | 10,7     | 8,8         | 1,3                  | 10,9     |
| OW3                      | 45         | 9,3         | 1,0                  | 11,6     | 9,3         | 1,1                  | 11,4     |
| OW3                      | 46         | 6,9         | 1,0                  | 9,1      | 6,8         | 1,3                  | 8,9      |
| OW3                      | 51         | 8,0         | 1,2                  | 10,3     | 8,0         | 1,3                  | 10,1     |
| OW3                      | 56         | 9,0         | 1,2                  | 11,3     | 9,0         | 1,3                  | 11,1     |
| OW3                      | 90         | 8,2         | 0,6                  | 10,5     | 8,3         | 0,6                  | 10,4     |
| OW3                      | 91         | 9,4         | 0,9                  | 11,6     | 9,4         | 0,9                  | 11,4     |
| OW3                      | 95         | 9,3         | 0,6                  | 11,5     | 9,1         | 0,6                  | 11,2     |
| OW3                      | 97         | 9,1         | 1,0                  | 11,4     | 9,0         | 1,3                  | 11,0     |
| OW3                      | 99         | 8,6         | 0,5                  | 10,8     | 8,6         | 0,6                  | 10,6     |
| OW3                      | 100        | 8,5         | 1,8                  | 10,7     | 8,5         | 1,8                  | 10,5     |
| OW3                      | 112        | 10,0        | 1,8                  | 12,3     | 10,0        | 1,8                  | 12,1     |
| OW3                      | 115        | 7,3         | 1,2                  | 9,5      | 7,3         | 1,3                  | 9,3      |
| OW3                      | 118        | 10,8        | 1,0                  | 13,1     | 10,8        | 1,1                  | 12,9     |

**Tabel 2.** Dybdegrænser for ålegræssets hovedudbredelse. Referenceværdier (90% fraktil af historiske data) og miljømål beregnet som 74% af referenceværdien for typologier og vandområder under de forskellige typologier.

| Typologi  | Vandområde | Referenceværdi | Miljømål (74% af reference) |
|-----------|------------|----------------|-----------------------------|
| OW1/OW2   |            | 12,2           | 9,0                         |
| OW3a/OW3b |            | 10,9           | 8,1                         |
| OW1/OW2   | 4          | 10,6           | 7,9                         |
| OW1/OW2   | 5          | 12,8           | 9,4                         |
| OW1/OW2   | 11         | 11,8           | 8,7                         |
| OW1/OW2   | 21         | 11,6           | 8,6                         |
| OW1/OW2   | 23         | 15,2           | 11,2                        |
| OW1/OW2   | 28         | 12,2           | 9,0                         |
| OW1/OW2   | 32         | 14,5           | 10,7                        |
| OW1/OW2   | 50         | 10,7           | 7,9                         |
| OW1/OW2   | 55         | 10,2           | 7,5                         |
| OW1/OW2   | 88         | 10,2           | 7,5                         |
| OW1/OW2   | 94         | 9,7            | 7,2                         |
| OW1/OW2   | 96         | 11,5           | 8,5                         |
| OW1/OW2   | 98         | 11,8           | 8,7                         |
| OW1/OW2   | 126        | 12,1           | 9,0                         |
| OW1/OW2   | 138        | 11,0           | 8,1                         |
| OW1/OW2   | 139        | 13,7           | 10,1                        |
| OW1/OW2   | 140        | 12,5           | 9,3                         |
| OW1/OW2   | 143        | 12,8           | 9,5                         |
| OW1/OW2   | 148        | 15,0           | 11,1                        |
| OW1/OW2   | 149        | 13,5           | 10,0                        |
| OW1/OW2   | 150        | 11,6           | 8,6                         |
| OW1/OW2   | 154        | 11,8           | 8,7                         |
| OW1/OW2   | 155        | 12,5           | 9,2                         |
| OW1/OW2   | 163        | 13,4           | 9,9                         |
| OW3a/OW3b | 6          | 9,7            | 7,2                         |
| OW3a/OW3b | 7          | 11,7           | 8,6                         |
| OW3a/OW3b | 10         | 13,7           | 10,1                        |
| OW3a/OW3b | 19         | 10,2           | 7,5                         |
| OW3a/OW3b | 22         | 11,6           | 8,6                         |
| OW3a/OW3b | 33         | 10,3           | 7,6                         |
| OW3a/OW3b | 42         | 9,7            | 7,2                         |
| OW3a/OW3b | 44         | 10,8           | 8,0                         |
| OW3a/OW3b | 45         | 11,5           | 8,5                         |
| OW3a/OW3b | 46         | 9,0            | 6,7                         |
| OW3a/OW3b | 51         | 10,2           | 7,5                         |
| OW3a/OW3b | 56         | 11,2           | 8,3                         |
| OW3a/OW3b | 90         | 10,4           | 7,7                         |
| OW3a/OW3b | 91         | 11,5           | 8,5                         |
| OW3a/OW3b | 95         | 11,4           | 8,4                         |
| OW3a/OW3b | 97         | 11,2           | 8,3                         |
| OW3a/OW3b | 99         | 10,7           | 7,9                         |
| OW3a/OW3b | 100        | 10,6           | 7,9                         |
| OW3a/OW3b | 112        | 12,2           | 9,0                         |
| OW3a/OW3b | 115        | 9,4            | 7,0                         |
| OW3a/OW3b | 118        | 13,0           | 9,6                         |

Dette indikerer, at der sandsynligvis er en del "fejl observationer" i datasættet, dvs. observationer som ligger langt fra deres forventningsværdi. Tyngden i disse haler medfører, at en test om normalfordelte residualer (Kolmogorov-Smirnov test) viser signifikante afvigelser fra normalfordelingen ( $p=0,0124$ ). En yderligere kritisk gennemgang af data vil kunne råde bod på dette. Disse afvigelser fra den teoretiske normal-fordeling er dog ikke kritiske for beregning af 90%-percentilen, idet der er god overensstemmelse mellem 90%-percentilen i residualerne og den beregnede ud fra normalfordelingen.

**Figur 3.** Fordeling af residualer fra model 1



Værdierne i **Tabel 2** er beregnet på en statistisk mere robust metode end værdierne angivet i Bilag 5, og derfor anvendes værdierne, angivet ved disse nye og statistisk mere robuste beregninger, for de overordnede typologier. Da de vandområde-specifikke referenceværdier og miljømål er bestemt på et forholdsvis begrænset datagrundlag for nogle områder, vil de overordnede typologi-specifikke miljømål blive anvendt for alle områder indenfor typologier. Estimerne kan forbedres ved en kritisk gennemgang af lokalitetsbetegnelserne i datasættet og en yderligere kritisk vurdering af observationer, som falder udenfor det generelle billede. Til beregning af vandplaner er de fastlagte miljømål for dybden af ålegræssets hovedudbredelse derfor

Typologierne OW1, OW2: 9,0 m

Typologierne OW3a, OW3b: 8,1 m.

### 3 Datagrundlag

Relationer mellem ålegræs, TN koncentrationer og tilførsler er udviklet på basis af data fra det nationale overvågningsprogram. Overvågningsdata for ålegræssets hovedudbredelse og vandkemi er taget fra den marine nationale database MADS. Nye data for ålegræs fra Miljøcentrene, som ikke pt. findes i MADS, er koblet sammen med resten af overvågningsdata. Data for tilførslerne af kvælstof fra land til de forskellige hovedfarvandsafsnit er leveret af Afd. for Ferskvandsøkologi (FEVØ) ved DMU, AU, og data for atmosfæriske kvælstofdepositioner er leveret af Afd. for Atmosfærisk Miljø ved DMU, AU. Dette afsnit præsenterer datagrundlaget for modellerne.

#### 3.1 Ålegræs data

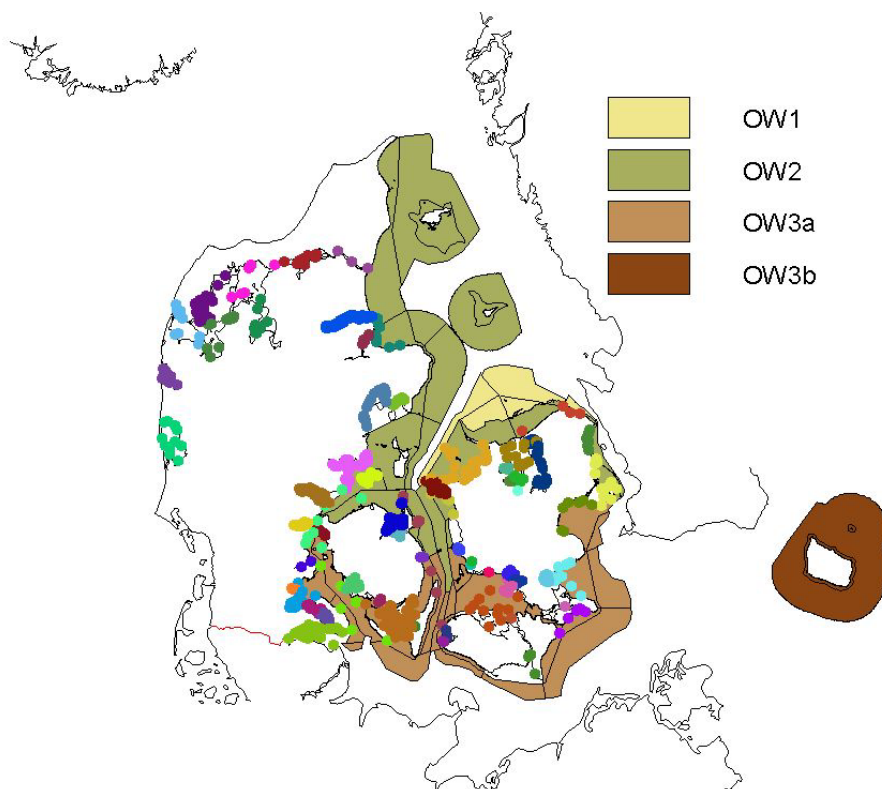
Data for ålegræs er benyttet til at etablere nye versioner af Laurentius relationerne med større vægt på data fra de åbne kyster. For at relationen skal kunne repræsentere danske fjord- og kystområder generelt, er alle ålegræsdata fra overvågningsprogrammet benyttet.

Ålegræsdata fra det nationale marine overvågningsprogram er trukket ud fra den nationale marine database og koblet med nyere data. Data er inddelt efter områder i henhold til definitionerne i det nationale overvågningsprogram. Dybder for hovedudbredelse og maximum udbredelse af ålegræs er analyseret fra 5142 transekter i 52 områder, som igen er under-inddelt på inderfjord, yderfjord eller åben kyst. Der findes observationer for ålegræs fra 1982 til 2007, men med ganske få observationer før 1989.

Hovedudbredelse er bestemt ud fra interpolation af punktobservationer af ålegræssets dækningsgrad med dybden, for at finde den største dybde med mindst 10% dækning. Til interpolationen er de tidligere intervalobservationer omsat til punktobservationer for dybden midt i intervallet. Et overblik over omfanget af transekter ses i **Figur 4**. Det skal bemærkes, at de nye overvågningsdata er indsamlet i mere kystnære områder end de historiske data (**Figur 2**), hvilket bl.a. skyldes en væsentlig mindre udbredelse af ålegræs i nyere tid, specielt på de større dybder længere væk fra kysterne, sammenlignet med den historiske udbredelse (Ostenfeld 1908).

I typologien OW1/OW2 indgår områderne Hevring Bugt, Endelave, Nord for Sjælland, Sejerø Bugt, Jammerland Bugt, Storebælt, Lillebælt Nord, Nivå Bugt, Øresund foruden de åbne kyster ud for Horsens Fjord. I typologien OW3 (OW3a+OW3b) indgår Lillebælt Syd, Det Sydfynske Øhav, Smålandsfarvandet, Karrebæksminde Bugt, Hjelm Bugt, Fakse Bugt, Køge Bugt samt de åbne kyster ud for Aabenraa Fjord. Det samlede datamateriale vil dog blive brugt til at bestemme relationen mellem TN og hovedudbredelsen.

**Figur 4.** Transekter anvendt til etablering af relation mellem kvælstofkoncentrationer og hovedudbredelse for ålegræs. Transekterne er inddelt efter områder med forskellig farve og yderligere underopdelt på inderfjord, yderfjord og åben kyst.



## 3.2 Kvælstofkoncentrationer

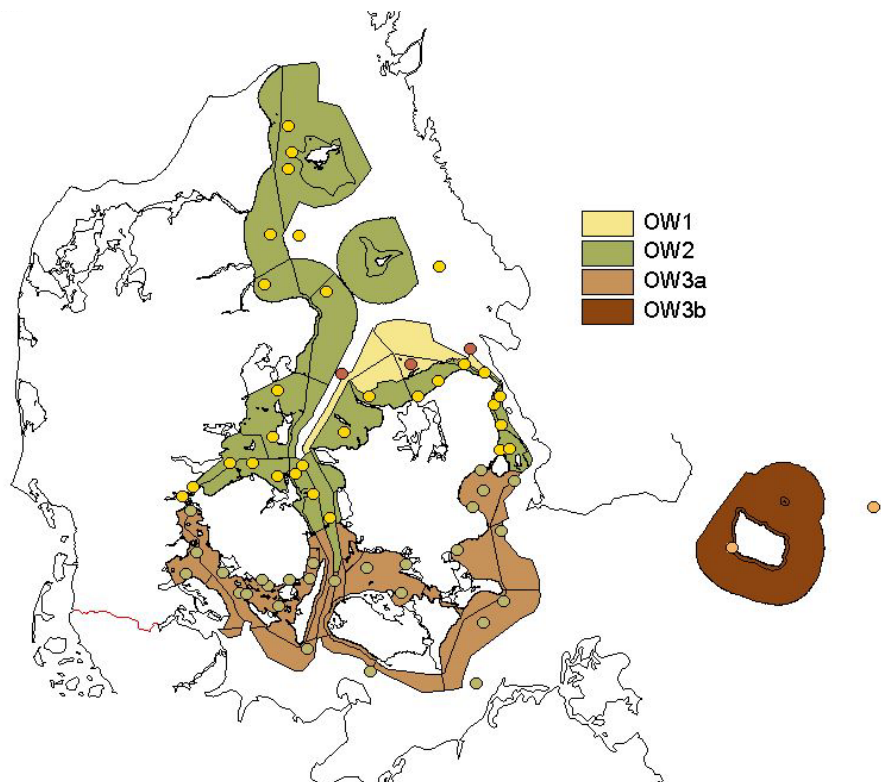
Overvågningsdata for total kvælstof er benyttet til at formulere nye Laurentius relationer og til at etablere relationer mellem TN tilførsler og koncentrationer. Der er udtrukket to forskellige datasæt for vandkemi: 1) et datasæt til at karakterisere TN niveauet i typologierne, og som kobles til Laurentius relationerne (Nielsen et al. 2002), og 2) et datasæt til at karakterisere TN niveauet i områderne med ålegræs data (**Figur 4**) til at etablere nye Laurentius relationer.

### 3.2.1 Karakterisering af typologier

Til karakterisering af typologier anvendes målte TN koncentrationer i overfladen (0-10 m) fra udvalgte vandkemistationer (**Figur 5**). Gennemsnittet af alle overflademålinger til hver prøvetagning er udregnet, hvilket resulterede i 16715 observationer (1970-2007). Stationerne er inddelt efter de 4 typologier.

Årlige middelniveauer for TN er bestemt for 4 forskellige sæsonvinduer: 1) Marts-oktober (anvendt i Laurentius relationerne), 2) Januar-december, 3) Januar-juni og 4) Juli-december. Årsmiddelværdier er bestemt ved følgende model, som forklarer rumlig variation, sæson variation og tidslig trend, efter log-transformation af observerede TN koncentrationer.

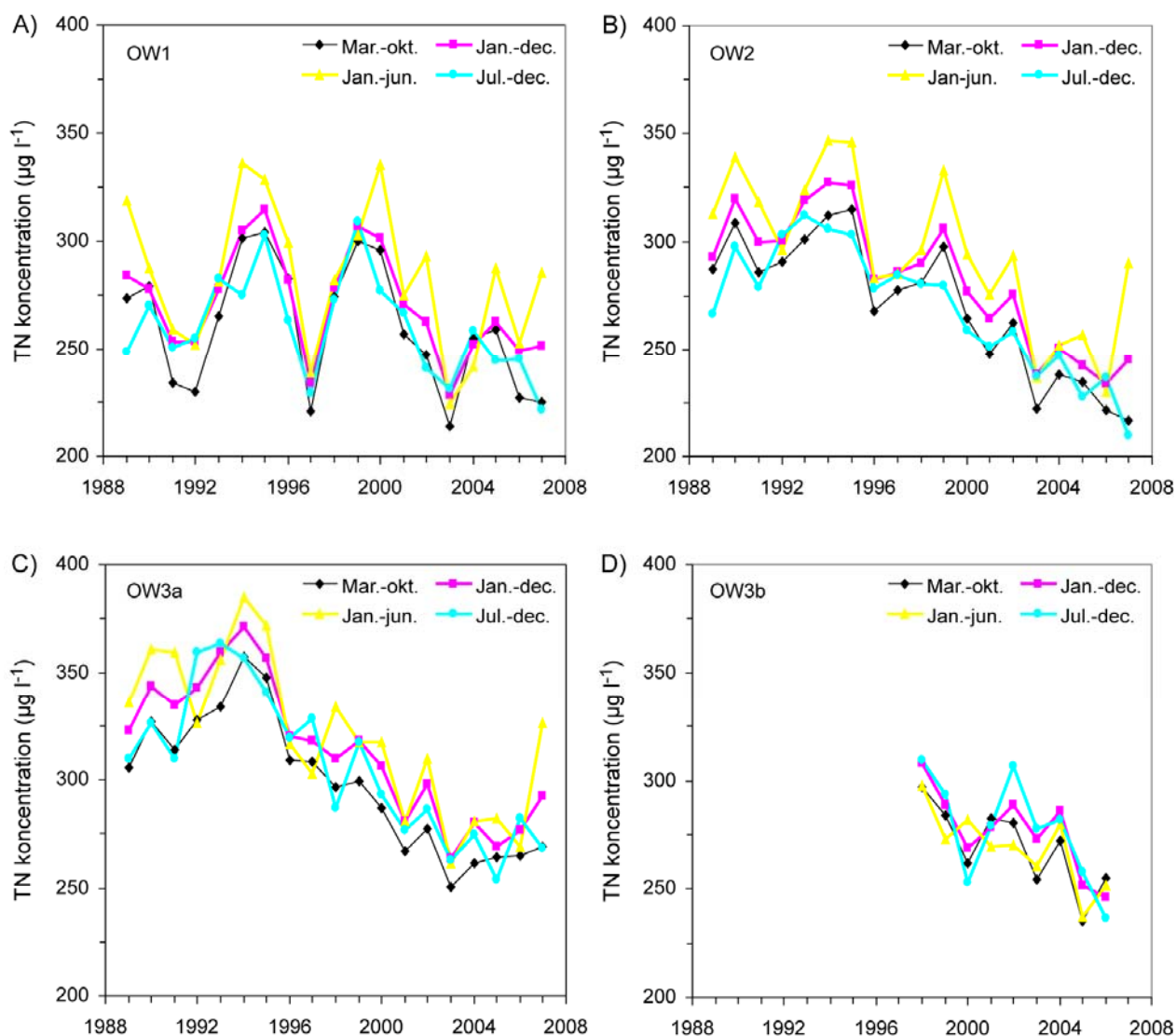
**Figur 5.** NOVANA og regionale overvågningsstationer, som repræsenterer de forskellige typologier.



$$\ln(\text{TN}) = \text{typologi} + \text{station}(\text{typologi}) + \text{month} + \text{year}(\text{typologi}) + e \quad (1)$$

hvor typologi angiver variationen mellem de 4 forskellige typologier, station(typologi) er variationen mellem stationer indenfor hver typologi, month er en fælles sæsonvariation og year(typologi) angiver en typologi-specifik tidslig trend. Denne model bestemmer årsmiddelniveauerne for TN specifikt for de 4 typologier, som de marginale middelværdier af effekten year(typologi) i (1) tilbage-transformeret ved hjælp af eksponential funktionen (dette angiver den geometriske middelværdi).

Typologien OW3a havde det højeste TN niveau for alle sæsoner, hvorimod de andre 3 typologier havde mere sammenlignelige niveauer. Typologierne OW2, OW3a og OW3b viste faldende tendenser, hvorimod OW1 havde større tidslige udsving end de andre typologier (**Figur 6**). Der var dog ingen væsentlige forskelle mellem trendene i de forskellige sæsoners TN-koncentrationer, men TN middelniveauet i marts-oktober var dog generelt lavere end for de andre sæsoner (**Figur 6**). Den overordnede udvikling ligner trenden for TN angivet i rapporteringen for den nationale overvågning (**Figur 1**; Ærtebjerg et al. 2007).



**Figur 6.** Tidslig udvikling i total kvælstof niveauer beregnet for typologier for 4 forskellige sæsoner.

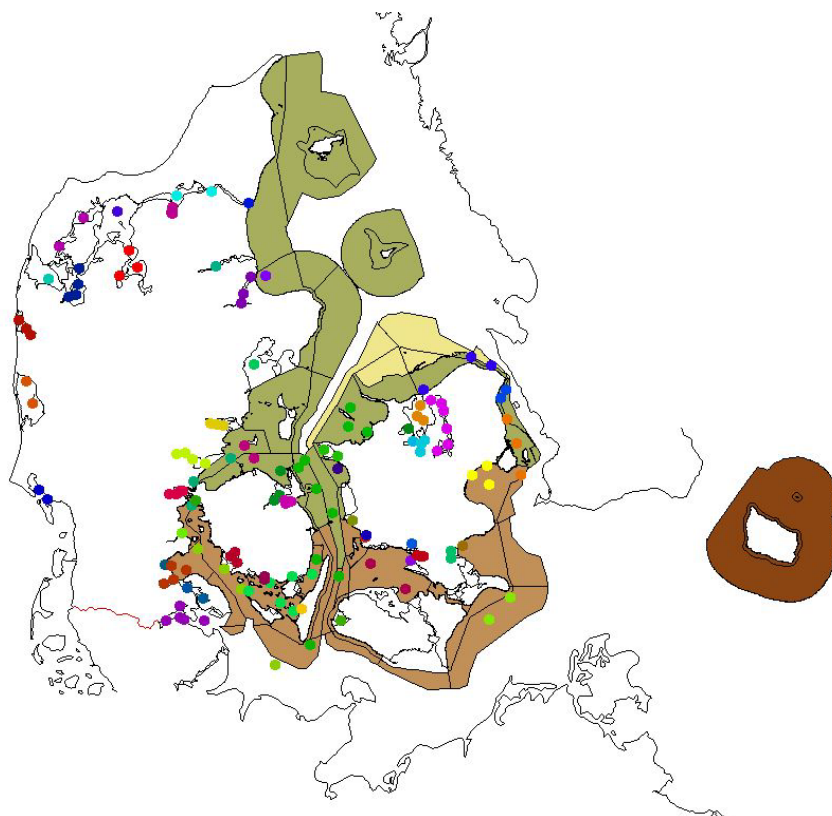
### 3.2.2 Karakterisering af områder

Der er på tilsvarende vis udtrukket vandkemiske data fra den nationale database MADS for stationer (**Figur 7**), som kobles til områderne med ålegræs transekter (**Figur 4**). Dog findes der flere områder med ålegræs data, hvortil der ikke kan kobles vandkemi. Til etablering af relation mellem TN og hovedudbredelsen er middel TN koncentrationen beregnet som årlige værdier (januar-december), forår (januar-juni), foregående efterår (juli-december) samt hydrologisk år (juli-juni) ved følgende model

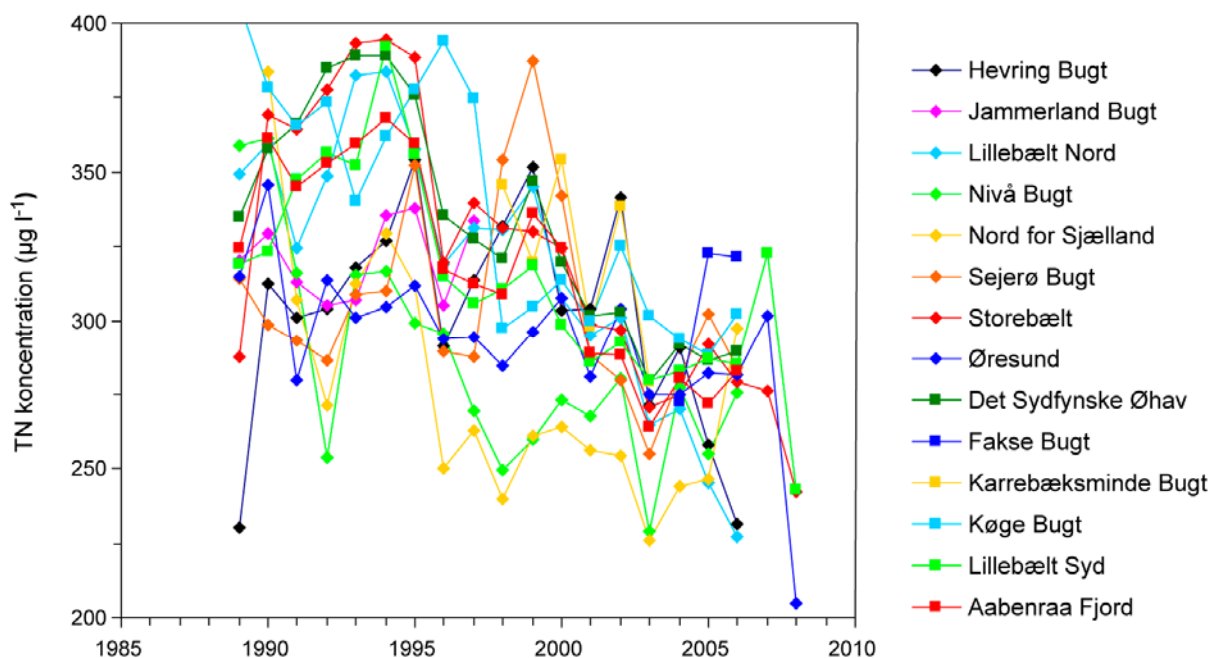
$$\ln(\text{TN}) = \text{area} + \text{station}(\text{area}) + \text{month} + \text{year}(\text{area}) + e, \quad (2)$$

hvor area beskriver variationer mellem områder, station(area) beskriver variationen mellem stationer indenfor områder, month beskriver en overordnet fælles sæsonvariation og year(area) angiver den område-specifikke trend. Da det har vist sig, at hovedudbredelsen bedst relaterer sig til årsmidler (se afsnit 5), viser vi kun disse.

**Figur 7.** Vandkemistationer anvendt til at karakterisere næringssaltniveauerne i områder med ålegræs transekter.



De område-specifikke trends viser overordnet samme faldende tendens (Figur 8), som blev observeret for typologierne (Figur 6) og for danske kystområder som helhed (Figur 1), dog med signifikante område-specifikke trends.



**Figur 8.** Tidslig udvikling i total kvælstof (januar-december) for forskellige kystnære områder, hvor der også findes ålegræs data.

### 3.3 Kvælstof input fra land

Der er udtrukket tal for den månedlige kvælstofbelastning fra land til hovedfarvandsafsnittene (1-9) for perioden 1989-2005 fra FEVØs database for tilførsler. For årene 1989 og 1990 er tilførslerne af kvælstof kun opgjort på årsplan, og derfor er den månedlige fordeling for disse to år fundet ud fra:

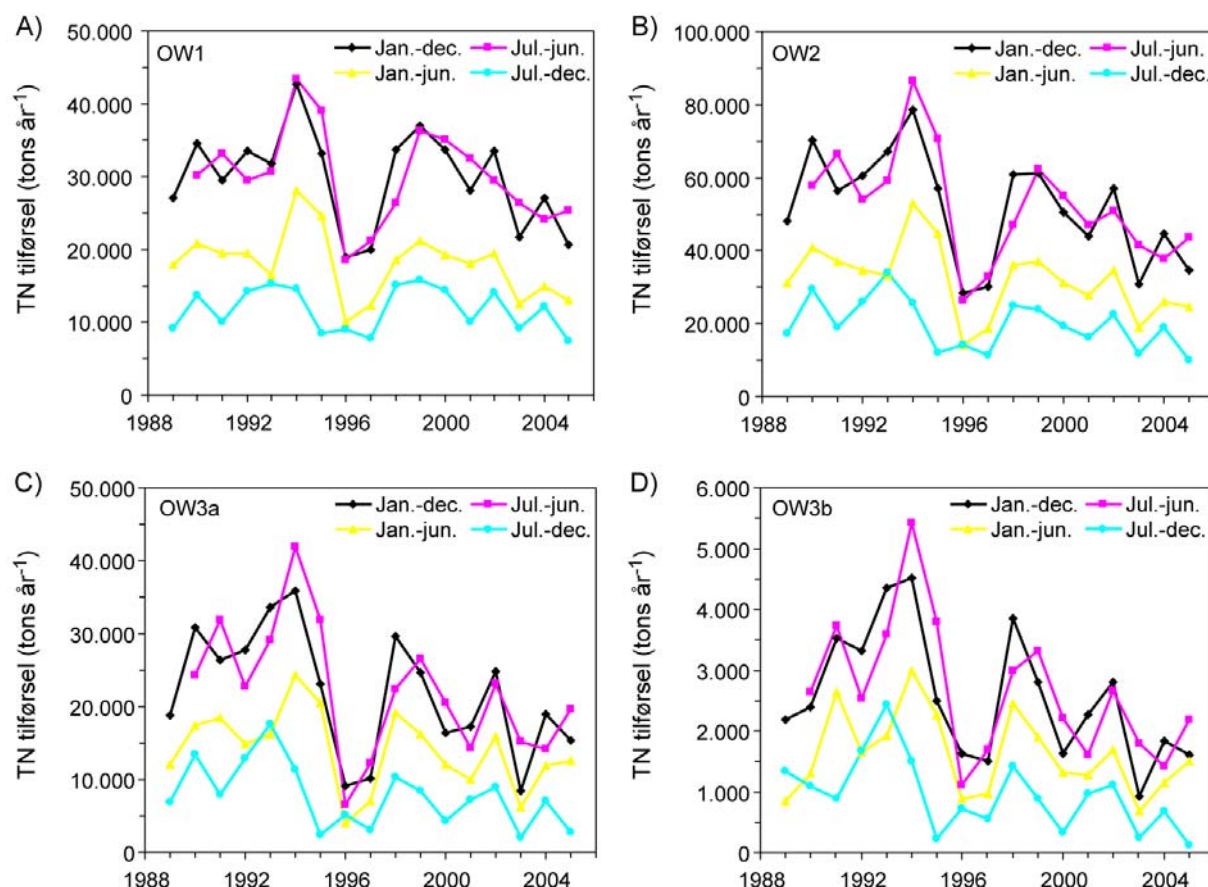
1. en månedsspecifik regression mellem ferskvandsafstrømning og kvælstofbelastning for 1991-2005, som predikterer månedsbelastninger i 1989-1990 ud fra ferskvandsafstrømningen,
2. skalering af kvælstofbelastningen for alle måneder i 1989 og 1990, så de passer med den årlige belastning.

Tilførslen af kvælstof til de enkelte typologier er opgjort som de hovedfarvandsafsnit, som bidrager til de enkelte typologier:

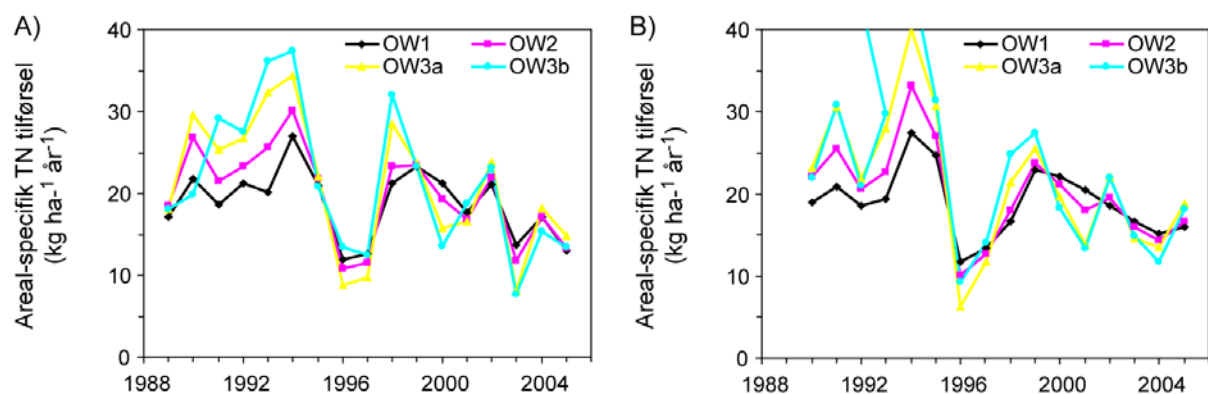
- OW1 påvirkes kun af direkte tilførsler til Kattegat (farvandsafsnit 3). Oplandsareal: 15.850 km<sup>2</sup>.
- OW2 påvirkes af direkte tilførsler til Kattegat, Nordlige Bælthav (farvandsafsnit 4), Storebælt (farvandsafsnit 6) og Øresund (farvandsafsnit 7). Oplandsareal: 26.113 km<sup>2</sup>.
- OW3a påvirkes af direkte tilførsler til Lillebælt (farvandsafsnit 5), Storebælt (farvandsafsnit 6), Fehmarn Bælt (farvandsafsnit 8) og Østersøen (farvandsafsnit 9). Oplandsareal: 10.417 km<sup>2</sup>.
- OW3b påvirkes af direkte tilførsler til Østersøen (farvandsafsnit 9). Oplandsareal: 1.207 km<sup>2</sup>, hvoraf Bornholm udgør ca. halvdelen.

Det har ikke været muligt at underopdele tilførslerne yderligere udover farvandsafsnittene, da estimater for tilførsler til 2. ordens farvandsafsnit ikke er beregnet konsistent for hele perioden 1989-2005. Tilførslerne til de enkelte typologier følger dog overordnet den samme tidslige udvikling, hvor specielt de våde år (1994 og 1995) og de tørre år (1996 og 1997) er tydelige (**Figur 9**). De karakteristiske variationer er dog knapt så markante for sæsonen juli-december.

Der er store forskelle i tilførslerne fra land til de enkelte typologier som følge af oplandsarealets størrelse. Hvis belastningen opgøres areal-specifikt fås derimod mere sammenlignelige værdier (**Figur 10**). I starten af 1990'erne var det areal-specifikke kvælstofbidrag højere til typologierne OW3a og OW3b og mindst til OW1, men i de senere år er disse regionale forskelle blevet mindre. Generelt er niveauet faldet fra >20 kg N ha<sup>-1</sup> til omkring 15 kg N ha<sup>-1</sup> i de senere år.



**Figur 9.** Tilførsel af total kvælstof fra land til de forskellige typologier defineret ud fra bidragende farvandsafsnit. De tidlige variationer er vist som årlige værdier, halvårslige værdier samt hydrologiske årsværdier (juli i forrige år til juni).



**Figur 10.** Tidlige variationer i de areal-specifikke tilførsler af total kvælstof fra land til de forskellige typologier. A) årsværdier (januar til december) og B) hydrologiske årsværdier (juli forrige år til juni).

### 3.4 Kvælstof input fra atmosfæren

Den atmosfæriske deposition af kvælstof til de åbne indre farvande er beregnet med en atmosfærisk model, som er baseret på emissionsopgørelser fra EMEP koblet med en transport og kemisk process model udviklet af Afd. for Atmosfærisk Miljø på DMU, AU. Den atmosfæriske model er løbende blevet udviklet og revideret siden starten af vandmiljøplanens overvågningsprogram, og derfor findes der ikke pt. en konsistent tidsserie med sammenlignelige værdier for den atmosfæriske deposition. Målinger af depositionen ved Keldsnor og Anholt siden 1993 viser et svagt fald (~20%). Til beregning af effekten af den atmosfæriske

deposition vurderes denne dog til at være konstant på et niveau modeleret efter den seneste model for 2006. For farvandsafsnittene i de indre danske farvande varierede den årlige deposition mellem 9,3 og 13,8 kg N ha<sup>-1</sup> med den laveste værdi for den danske del af Kattegat og Øresund, og den højeste værdi i Lillebælt.

For at vurdere effekten af den atmosfæriske deposition er den årlige areal-specifikke kvælstofdeposition først omregnet til en TN koncentrationens forhøjelse pr. dag, hvis den atmosfæriske deposition blev opblandet i en 15 m vandsøjle. De 15 m er valgt som den gennemsnitlige dybde af overfladelaget i de indre danske farvande. Den atmosfæriske deposition i løbet af året bliver dog løbende fortyndet som følge af transport og blandingsprocesser i de indre danske farvande. Det estimerede bidrag til TN koncentrationen i de indre danske farvande findes ved at tage opholdstiderne for de enkelte områder i betragtning (Tabel 3).

**Tabel 3.** Atmosfæriske deposition til hoved farvandsafsnit omsat til ekstra koncentrationsbidrag fra atmosfæren ved opblanding i 15 m vandsøjlen. Lange opholdstider medfører ekstra høje TN niveauer pga. atmosfærebidraget.

| Farvand     | Atmosfærisk dep.<br>(kgN ha <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup> | TN impulspåvirkning<br>(µg l <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ) | Opholdstider<br>(d) <sup>2</sup> | Atm. bidrag til TN konc.<br>(µg l <sup>-1</sup> ) |
|-------------|----------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------------------------|
| N. Kattegat | 9.3                                                      | 0.17                                                         | 18.3                             | 3.1                                               |
| C. Kattegat | 9.3                                                      | 0.17                                                         | 48.4                             | 8.2                                               |
| S. Kattegat | 9.3                                                      | 0.17                                                         | 80                               | 13.6                                              |
| N. Bælthav  | 10.4                                                     | 0.19                                                         | 118.7                            | 22.5                                              |
| Lillebælt   | 13.8                                                     | 0.25                                                         | 146.2                            | 36.9                                              |
| Storebælt   | 11                                                       | 0.20                                                         | 118.7                            | 23.8                                              |
| Øresund     | 9.3                                                      | 0.17                                                         | 87.3                             | 14.8                                              |
| S. Bælthav  | 11.5                                                     | 0.21                                                         | 146.2                            | 30.7                                              |
| Østersøen   | 9.9                                                      | 0.18                                                         | 146.2                            | 26.4                                              |

<sup>1</sup>Areal-specifikke depositioner fra DMU ([www.dmu.dk](http://www.dmu.dk))

<sup>2</sup>Opholdstider fra Gustafsson (2000). Østersøens opholdstid er ikke angivet i Gustafsson (2000), men er sat til samme værdi som det sydlige bælthav.

Disse værdier er fundet ved tracer eksperimenter i en hydrodynamisk model, som svarer til det tankeeksperiment, at man momentant tilfører atmosfærisk deposition til alle farvandsområder og følger fortyndingen af denne. Modelestimaterne viser, at ved helt at fjerne den atmosfæriske deposition kan man reducere TN koncentrationen med et bidrag, der afhænger af vandets opholdstid. Hvis man fjerner atmosfærebidraget, vil TN-koncentrationen falde 3,1 µg l<sup>-1</sup> i det nordlige Kattegat, hvor opholdstiden er kort, mens den vil falde med 36,9 µg l<sup>-1</sup> i Lillebælt, som har lang opholdstid (Tabel 3).

For at vurdere de typologi-specifikke bidrag fra den atmosfæriske deposition af kvælstof, antages det at OW1 er repræsenteret ved det sydlige Kattegat (13,6 µg l<sup>-1</sup>), OW2 er repræsenteret som et gennemsnit af Kattegat (nordlige, centrale og sydlige), nordlige bælthav og Øresund (12,5 µg l<sup>-1</sup>), OW3a er repræsenteret som et gennemsnit af Lillebælt, Storebælt, sydlige bælthav og Østersøen (29,5 µg l<sup>-1</sup>), og OW3b er repræsenteret ved værdien for Østersøen (26,4 µg l<sup>-1</sup>). Det ses, at opholdstiden for de enkelte farvande er meget afgørende for, hvor stor effekt den atmosfæriske deposition har på TN koncentrationerne. Disse beregninger tager dog ikke højde for ændringer i den atmosfæriske deposition til tilstødende områder, eksempelvis Skagerrak.

## 4 Relationer mellem tilførsler og kvælstofkoncentrationer

De faldende kvælstofniveauer i de danske farvande skyldes hovedsageligt indsatsen for at begrænse tilførslerne fra punktkilder og diffuse kilder, og der kan etableres gode generelle relationer mellem TN tilførsler og koncentrationer (Carstensen et al. 2006). Det forventes derfor, at tilsvarende relationer kan etableres på følgende underniveauer: 1) typologier og 2) områder. Da middelniveauerne kan variere en del for både typologier og områder, benytter vi en regressionsmodel, hvor henholdsvis typologier og områder har et fælles skæringspunkt, som svarer til, at alle typologier eller områder vil have samme TN niveau, hvis de lokale kilder fjernes helt (Carstensen et al. 2008).

### 4.1 Relation for typologier

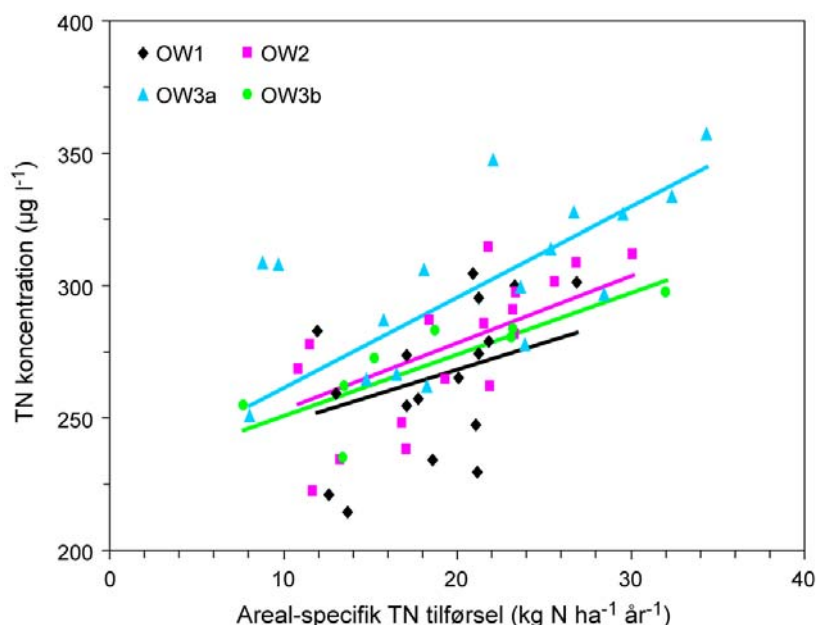
TN middelniveauerne (marts-oktober for Laurentius relationerne) er relateret til den areal-specifikke kvælstofbelastning ud fra en model, som har et fælles skæringspunkt for alle typologier, men med forskellige hældninger for de enkelte typologier.

$$TN = \mu + \text{typologi} \times \text{TN tilførsel} + e \quad (3).$$

Denne model er valgt ud fra antagelsen om, at hvis den lokale belastning i alle typologier fjernes, vil de forskellige typologier tilnærme sig den samme TN koncentration. Dette giver ligeledes en mere robust regressionsmodel i modsætning til typologi-specifikke lineære regressioner, idet modellen sikrer at regressionslinierne ikke kan krydse hinanden. En tilsvarende robust model for relationen mellem TN koncentration og tilførsel for fjorde og kystområder er bestemt i Carstensen et al. (2008).

Den bedste model for TN koncentrationen i marts-oktober beskriver TN-koncentrationen som funktion af kvælstoftilførslen over hele året (januar-december). Betydningen af at medtage tilførslen fra november og december, selvom disse måneder ikke indgår i TN middelniveauet, er marginal. Det fælles skæringspunkt ved bestemmelse af modellen (3) var  $227 \mu\text{g l}^{-1}$  (Figur 11), og typologien OW3a havde en signifikant højere hældning med  $3,41 (\mu\text{g l}^{-1}) (\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1})^{-1}$  end OW1, OW2 og OW3b med hældninger på henholdsvis  $2,04$ ,  $2,54$  og  $2,34 (\mu\text{g l}^{-1}) (\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1})^{-1}$ . Det giver god mening, at OW3a er relativt mest påvirket af lokale tilførsler, idet typologien er den med mindst åben-vands påvirkning. Modellen forklarede  $R^2=51,3\%$  af den totale variation og spredningen på residualerne var  $\pm 22,7 \mu\text{g l}^{-1}$ .

**Figur 11.** Typologi-specifikke relationer mellem kvælstoftilførsel (januar-december) og koncentrationer (marts-oktober). Regressionslinier er bestemt ud fra model (3).



Relationerne beskriver en relativ sammenhæng mellem TN koncentrationer og lokale tilførsler baseret ud fra år-til-år variationer. Typologierne i de åbne farvande er imidlertid påvirket af kvælstoftilførsler fra andre lande, som formentlig udviser samme år-til-år variation i tilførsler pga. de overordnede regionale meteorologiske variationer. Derfor beskriver relationerne (Figur 5) en sammenhæng mellem alle lokale kilder, dvs. inklusiv lokale kilder fra Tyskland og Sverige, som forventes at påvirke typologierne i de indre danske farvande. Dog vil påvirkningen fra svenske lokale kilder formentlig være lille, da svenske tilførsler hovedsageligt vil blive ført langs den svenske vestkyst ud til Skagerrak. Tyske tilførsler forventes at have en betydelig effekt på TN niveauet for specielt typologi OW3a. TN niveauerne i Nordsøen og Østersøen udviser typisk en tidlig udvikling, som afviger fra trenden i de danske belastninger.

Af samme årsager kan det diskuteres, hvorvidt relationen for OW3b faktisk skyldes den lokale belastning eller er et artefakt fra den kortere tidsserie for denne typologi. Den nedadgående trend i TN niveauerne siden 1998 kan forklares ved både nedgang i lokale tilførsler og en generel nedadgående trend for TN niveauet i Østersøen.

## 4.2 Relationer for områder

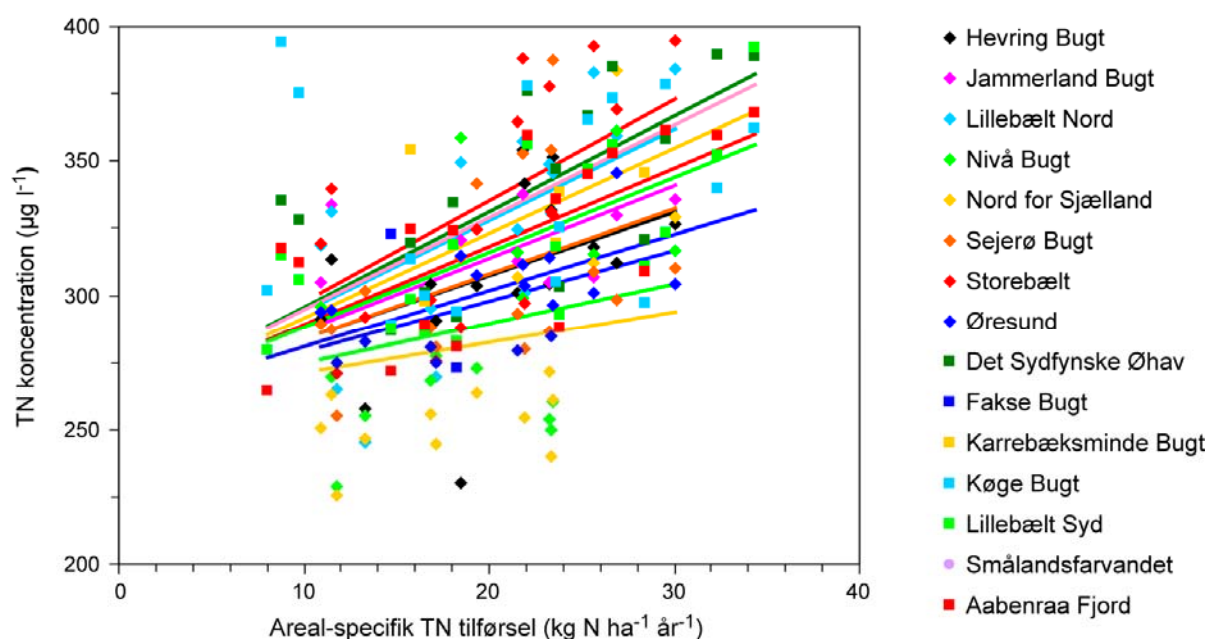
Da det har vist sig, at ålegræssets hovedudbredelse relaterer bedst til TN årsmidler præsenteres kun relationerne mellem tilførsler og koncentrationer baseret på årlige værdier. Modellen, som anvendes, er en udvidelse af (3), idet der er inkluderet endnu et detaljeringsniveau, områder indenfor typologier, således at

$$TN = \mu + \text{typologi} \times TN \text{ tilførsel} + \text{område}(\text{typologi}) \times TN \text{ tilførsel} + e \quad (4).$$

Denne model er ligeledes valgt ud fra antagelsen om, at hvis den lokale belastning til alle områder fjernes, vil de forskellige områder tilnærme sig den samme TN koncentration. Modellen er estimeret på basis af middelniveauer fra de udvalgte områder (Figur 8), hvilket resulterede i et skæringspunkt på  $260 \mu\text{g l}^{-1}$  (Figur 12), der er lidt højere end skæ-

ringspunktet bestemt i **Figur 11**. Dette skyldes, at middelniveauerne i **Figur 11**, som anvendes til Laurentius relationerne, er midler over månederne marts-oktober, hvorimod midlerne udregnet efter model (4) gælder hele året.

Overordnet set havde typologien OW2 en signifikant hældning på  $2,38 (\mu\text{g l}^{-1}) (\text{kg N ha}^{-1} \text{yr}^{-1})^{-1}$  og typologien OW3a havde en signifikant hældning på  $3,00 (\mu\text{g l}^{-1}) (\text{kg N ha}^{-1} \text{yr}^{-1})^{-1}$ , men der var også signifikante variationer mellem områderne (Figur 8). I områder indenfor OW2 varierede hældningerne mellem  $1,12 (\mu\text{g l}^{-1}) (\text{kg N ha}^{-1} \text{yr}^{-1})^{-1}$  Nord for Sjælland og  $3,76 (\mu\text{g l}^{-1}) (\text{kg N ha}^{-1} \text{yr}^{-1})^{-1}$  for Storebælt. I områder indenfor OW3a varierede hældningerne fra  $2,09 (\mu\text{g l}^{-1}) (\text{kg N ha}^{-1} \text{yr}^{-1})^{-1}$  for Fakse Bugt til  $3,56 (\mu\text{g l}^{-1}) (\text{kg N ha}^{-1} \text{yr}^{-1})^{-1}$  for Det Sydfynske Øhav. Variationerne i hældningerne afspejler i stor udstrækning påvirkningen fra land, svarende til resultaterne i Carstensen et al. (2008).



**Figur 12.** Områdespecifikke relationer mellem kvælstoftilførsel (januar-december) og koncentration (januar-december). Regressionslinier er bestemt ud fra model (4).

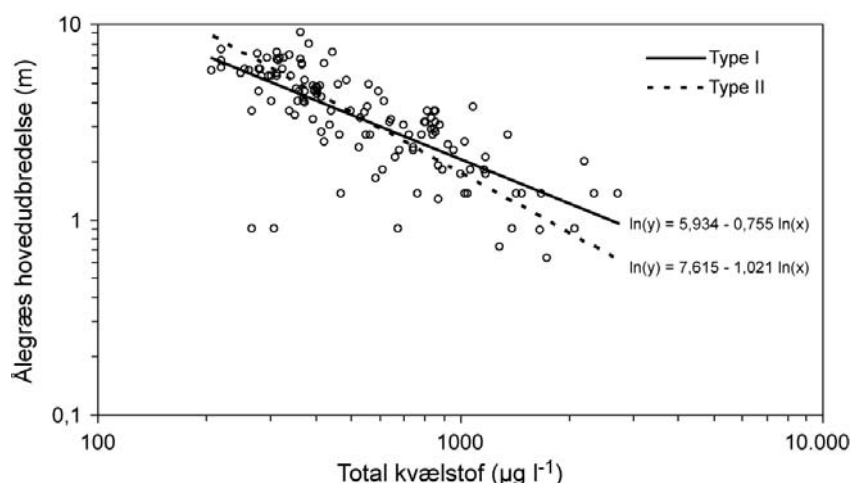
## 5 Relationer mellem kvælstofkoncentrationer og ålegræs

Andet trin i koblingen mellem tilførsler og miljømål for ålegræs er at relatere TN koncentrationerne til dybden for ålegræssets hovedudbredelse. I Bilag 5 er det foreslået at anvende en relation, som er baseret på ældre data (Nielsen et al. 2002), men i dette afsnit vil denne relation blive suppleret med relationer baseret på et nyere og større datamateriale. De mange forskellige relationer er opsummeret til sidst i afsnittet.

### 5.1 Laurentius relationerne

Til at vurdere om miljømålet for ålegræssets hovedudbredelsesdybde er opfyldt anvendes Laurentius relationerne (Nielsen et al. 2002). Laurentius relationerne er regressionsmodeller mellem log-transformerede TN middelværdier (marts-oktober) og log-transformerede maksimale dybdegrænser for ålegræs. Sammenhængen mellem dybden for hovedudbredelsen og TN niveauet er angivet ved både en type I og en type II regression, hvor type I regressionen er en almindelig regressionsmodel, hvor den kvadrerede lodrette afstand til regressionslinien minimeres, og type II er en regressionsmodel, hvor den ortogonale afstand til regressionslinien minimeres. I type II regressionen antages det, at der er usikkerhed på både x- og y-variablen af nogenlunde samme størrelsesorden. For at korrigere for forskellen mellem miljømålet for dybdeudbredelsen og den maksimale dybdegrænse, nedjusteres de maksimale dybdegrænser med 10% i henhold til Bilag 5. Dette svarer til at reducere alle punkter og regressionslinier med 0,105 på log-skalaen. De korrigerede Laurentius relationer og observationer er vist i **Figur 13**.

**Figur 13.** Laurentius relationerne (type I og II) efter 10% nedjustering af ålegræssets maksimale dybdeudbredelse, for at tilnærme relationen til at beskrive ålegræssets hovedudbredelse i stedet for ålegræssets maksimale dybdegrænse (n=128). Bemærk, at i Laurentius relationerne er TN midler for perioden marts-oktober.



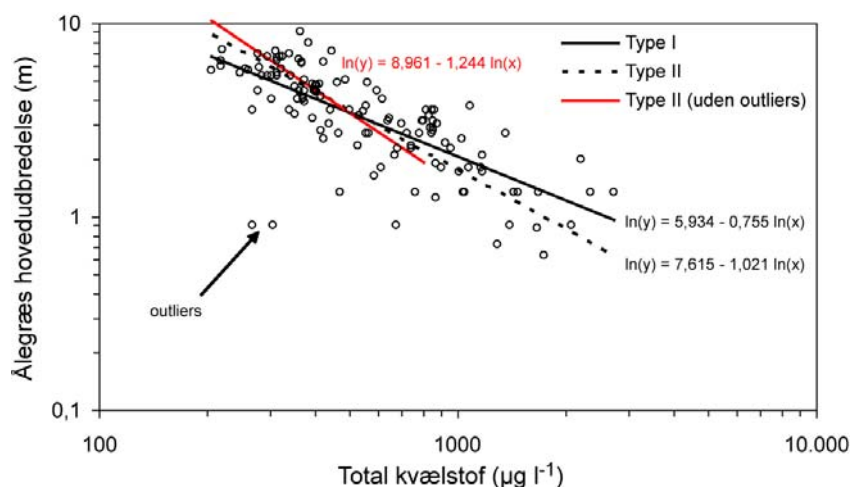
Ved anvendelse af Laurentius relationerne kan miljømålene for ålegræs omsættes til tilsvarende miljømål for TN niveauer (marts-oktober) fastsat som 74% af referenceværdien (**Tabel 4**). De estimerede miljømål for TN er ikke overholdt (se **Figur 8**), hverken ved anvendelse af regression type I eller type II. Dog skal det bemærkes, at de beregnede miljømål for TN generelt er højere ved anvendelse af Laurentius type II relationen (se **Figur 13**).

**Tabel 4.** Miljømål for ålegræssets hovedudbredelse (afsnit 2) omsat til koncentrationer for TN ved hjælp af Laurentius relationerne (**Figur 13**).

| Typologi | Ålegræs          | Total kvælstof           |                          |
|----------|------------------|--------------------------|--------------------------|
|          | 74% af reference | type I                   | type II                  |
| OW1      | 9,0 m            | 141 $\mu\text{g l}^{-1}$ | 202 $\mu\text{g l}^{-1}$ |
| OW2      | 9,0 m            | 141 $\mu\text{g l}^{-1}$ | 202 $\mu\text{g l}^{-1}$ |
| OW3a     | 8,1 m            | 162 $\mu\text{g l}^{-1}$ | 224 $\mu\text{g l}^{-1}$ |
| OW3b     | 8,1 m            | 162 $\mu\text{g l}^{-1}$ | 224 $\mu\text{g l}^{-1}$ |

Anvendelsen af Laurentius relationerne i områder med lave TN niveauer kan diskuteres, idet relationen hovedsageligt bygger på data fra fjordene (**Figur 13**). For at illustrere vigtigheden af at kende relationen til ålegræs for lave TN værdier, viser **Figur 14** en type II regression baseret udelukkende på TN værdier under 800  $\mu\text{g l}^{-1}$ , og hvor de to åbenlyse outliers ikke er medtaget i regressionen. Anvendelsen af denne regression vil resultere i større dybder for ålegræssets hovedudbredelse for de lave TN værdier, men det skal pointeres, at denne regression er baseret på få data over et stort variationsområde for TN (n=87).

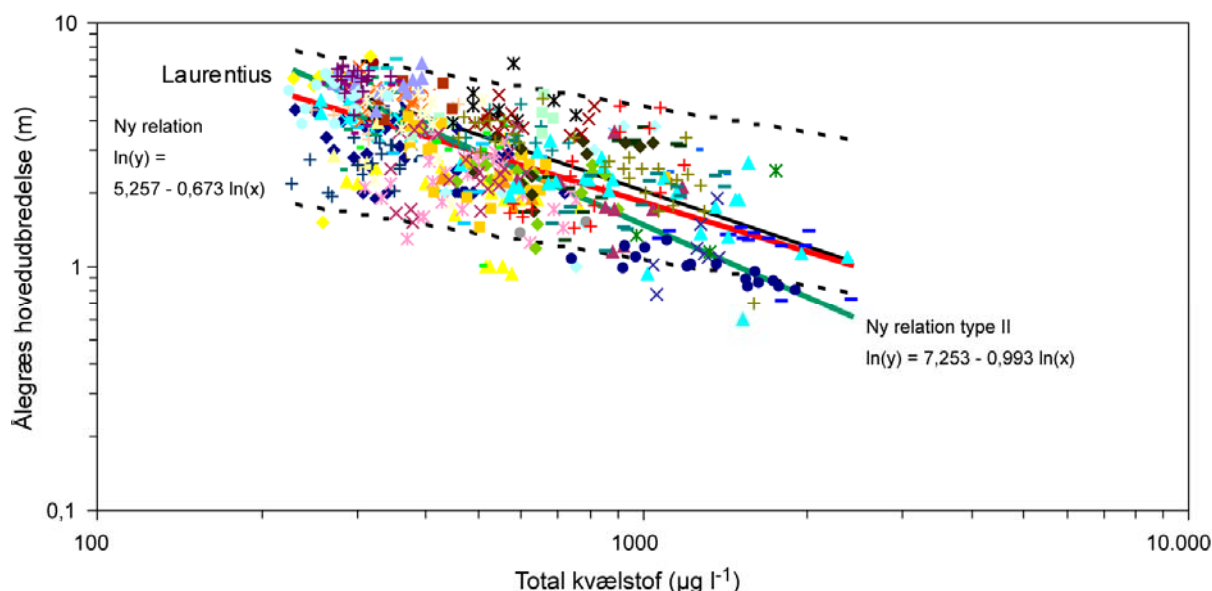
**Figur 14.** Laurentius relationerne sammenlignet med en type II regression for TN niveauer <800  $\mu\text{g l}^{-1}$  og to observationer (outliers) udeladt (rød regressionslinje).



## 5.2 Universel relation for nye overvågningsdata

Datagrundlaget for en relation mellem ålegræssets hovedudbredelse og TN koncentrationer kan styrkes ved at bestemme relationerne ud fra overvågningsdata (1989-2007). Årlige middelniveauer for ålegræssets hovedudbredelsesdybde er fundet for de enkelte områder og sammenholdt med de tilsvarende årlige middelniveauer (januar-december) for alle områder indenfor inderfjorde, yderfjorde og åbne kyster. En log-log relation mellem dybden for hovedudbredelsen og TN niveauet er fundet ved både alm. regression og type II regression, svarende til fremgangsmåden i Nielsen et al. (2002). Relationen, etableret på basis af nyere data

(Figur 15), ligger generelt under Laurentius type I ligningen (rød under sort) og det på trods af, at Laurentius relationen er baseret på TN midler fra marts-oktober, som har lavere TN midler. Dette betyder, at en justering af Laurentius type I ligningen fra marts-oktober midler til årsmidler vil flytte denne relation lidt længere mod højre, og dermed give endnu højere værdier for hovedudbredelsen sammenlignet med de nyere relationer. Tilsvarende resultater fås for type II regressionerne, hvor relationen baseret på det større og nyere datasæt ligger under Laurentius type II ligningen (Nielsen et al. 2002), som ikke er vist i figuren.



**Figur 15.** Relationer mellem TN (årsmidler for nyere relationer og marts-oktober for Laurentius relationen) og dybden for ålegræssets hovedudbredelse (1989-2007 data) sammenlignet med Laurentius relationen (Nielsen et al. 2002). Sort: Laurentius type I, rød: ny relation type I, grøn: ny relation type II, sort stiplede: grænser for relationer med område-specifikt skæringspunkt (se næste underafsnit). Data fra forskellige områder er vist med forskellige symboler.

Relationerne i det nye data sæt er bestemt med langt større sikkerhed end relationerne i Nielsen et al. (2002), da datamaterialet er væsentlig større og med mange flere observationer for lavere værdier af TN end i Laurentius ligningerne. Den større præcision i relationen for lavere TN værdier har dog ikke ændret væsentlig på sammenhængen, og vil i forhold til Laurentius relationerne betyde skærpede indsatsplaner. Årsagen til, at relationerne etableret på nyere data ligger lavere end Laurentius ligningerne, skal ses i lyset af, at TN niveauerne er faldet næsten overalt i de danske marine områder (Figur 1; Figur 8), hvorimod hovedudbredelsen for ålegræs stort set ikke er blevet forbedret igennem de seneste 10-20 år (Figur 1). Derfor vil en relation baseret på data fra 1989-2007 ligge lavere end en relation baseret på data fra 1985-1991, fordi TN niveauerne er faldet, mens ålegræssets hovedudbredelse er uændret. Der er utilstrækkelig viden omkring reetableringsprocessen for ålegræs, som kan foregå som en forsinket proces i forhold til eutrofieringsprocessen, hvor ålegræsset forsvandt, eller som en helt anden proces, evt. som en hysteresefunktion.

### 5.3 Område-specifikke relationer for nye overvågnings-data

Forudsætningen for Laurentius relationen er en universel sammenhæng mellem TN og hovedudbredelsen, og at område-specifikke forhold er uvæsentlige. Endvidere er de simple lineære regressioner mellem TN og hovedudbredelsen til vandplanerne baseret på antagelsen, at man kan erstatte tid med rum – altså at man ved at reducere TN niveauerne kan opnå tilstande, som ses i andre områder med lavere TN niveauer, og som vel at mærke måske aldrig har været voldsomt belastet med høje næringssaltniveauer. Derfor undersøges det, om relationen stadig er generel, når der tages højde for sted-specifikke faktorer. Dette gøres ved modellen:

$$\ln(D) = \mu(\text{område}) + \beta \times \ln(\text{TN}) + e \quad (5)$$

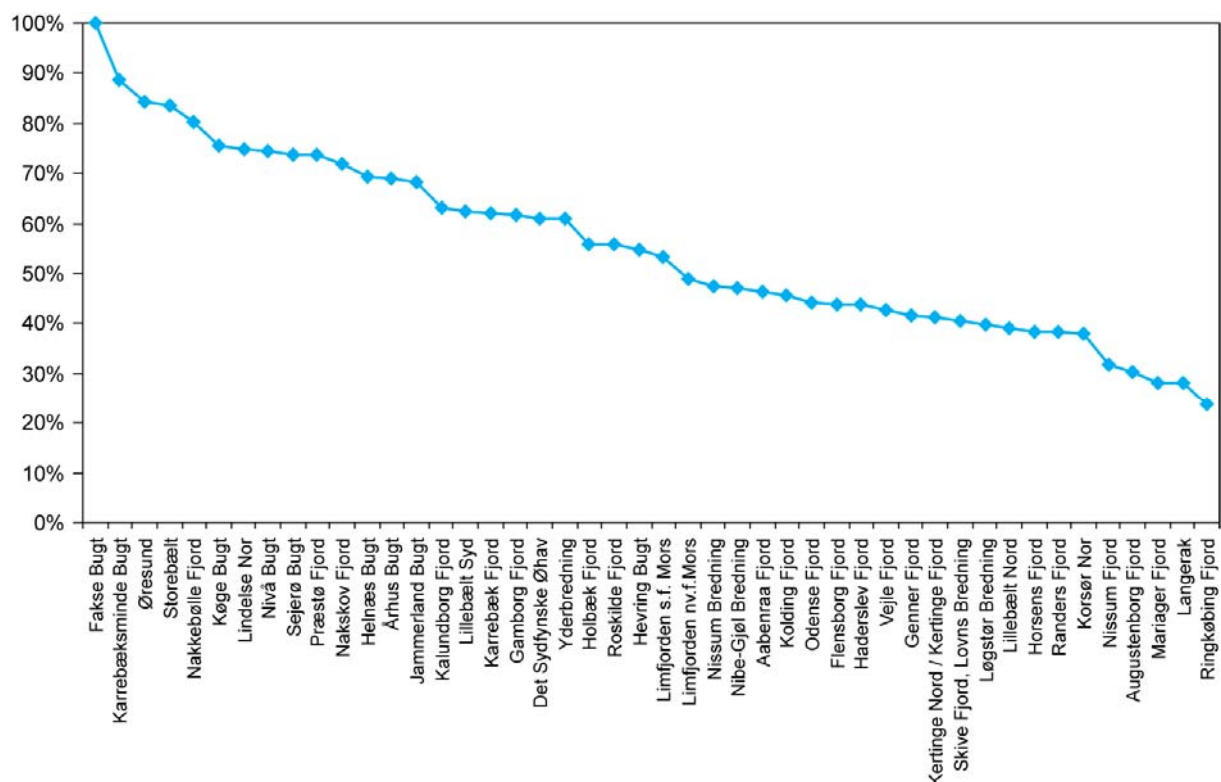
altså en model, hvor alle områder har samme funktionelle relation til TN (fælles hældning), men forskelligt skæringspunkt. Skæringspunktet beskriver, at hovedudbredelsen kan blive reduceret af område-specifikke karakteristika, såsom forskelle i fysisk eksponering og sammensætningen af TN. Total kvælstof er en rimelig parameter til at beskrive lysbegrænsningen af ålegræsset, idet både partikulært og opløst organisk stof (udgør hovedparten af TN det meste af året) svækker lyset gennem vandsøjlen. Der er imidlertid store forskelle mellem områder på fraktionerne af opløst og partikulært kvælstof i vandsøjlen, og disse forskelle vil give anledning til variationer i svækkelsen af forskellige dele af spektret for PAR (400-700 nm).

Relationen (5) giver en væsentlig lavere hældning,  $-0,358 \pm 0,045$  (stiplede linier i **Figur 15**), for sammenhængen mellem hovedudbredelse og TN, og store variationer i skæringspunktet mellem områder fra  $2,54 \pm 0,33$  i Ringkøbing Fjord til  $3,98 \pm 0,38$  i Fakse Bugt. Dette betyder, at hovedudbredelsen i Ringkøbing Fjord vil være 24% af Fakse Bugt (**Figur 16**), hvis TN niveauerne var ens, på grund af område-specifikke forhold. De åbne kystområder ligger typisk i den højere ende, og lavvandede områder med forventelig højere resuspension af sediment ligger i den lave ende.

Hældningen i **Figur 15** beskriver en kombination af tidslig udvikling i perioden 1989-2007 og rumlige gradienter indenfor områder. Forudsætningen om at erstatte tid med rum er derfor mere rimelig, når dette sker indenfor områder og ikke på tværs af områder. Modellen er blevet udvidet til at inkludere forskelle mellem inderfjorde (I), yderfjorde (Y) og åben kyst (A) indenfor områder med modellen:

$$\ln(D) = \mu(\text{område, rumlig gradient}=I,Y,A) + \beta \times \ln(\text{TN}) + e \quad (6).$$

For denne model blev relationen til TN imidlertid ikke signifikant, hvilket betyder, at relationen til TN i model (5) hovedsageligt er styret af rumlige gradienter indenfor områder og ikke af tidslige trends for ålegræs i relation til faldende TN. Dette stemmer også overens med observationen, at TN er faldet, hvorimod ålegræssets hovedudbredelse er uændret i tid. Derfor er forudsætningen for anvendelse af model (5), at reduktioner i TN niveauerne med tiden vil bevirke en rumlig forskydning af gradienter, således at ålegræsset i den indre dele af et område med tiden vil nærme sig forholdene i de ydre dele.



**Figur 16.** Skæringspunkter i model (5) omsat til reduktioner i ålegræssets hovedudbredelse i forhold til Fakse Bugt som reference (100%), som beskriver sted-specifikke forhold, der begrænser ålegræssets udbredelse, når der er taget højde for forskelle i TN niveauer.

## 5.4 Sammenfatning af relationer mellem ålegræs og TN

I dette afsnit er nye relationer mellem ålegræs og TN blevet etableret på basis af nyere overvågningsdata og sammenlignet med to relationer fra litteraturen (Nielsen et al. 2002). De nyere relationer ligger generelt meget lavere end Laurentius relationerne (**Tabel 5**), da de er baseret på et datasæt med faldende TN koncentrationer uden tilsvarende generelle forbedringer i ålegræssets hovedudbredelse. De meget store forskelle i relationerne giver sig udtryk i vidt forskellige miljømål for TN, såfremt miljømålene for ålegræssets hovedudbredelse (afsnit 2) omsættes til TN niveauer via disse relationer (**Tabel 5**). Ligeledes vil de nye relationer medføre skærpede indsatsplaner sammenlignet med beregninger baseret på Laurentius relationerne.

Antagelsen om en universel relation mellem ålegræssets hovedudbredelse og TN kan ligeledes anfægtes, idet der ofte vil være område-specifikke forskelle i både fysisk eksponering og sammensætningen af TN, hvilket vil påvirke lyssvækkelsen i vandsøjlen. De område-specifikke relationer indikerer en meget svagere respons på ændringer i TN niveauet sammenlignet med den landsdækkende relation, men de område-specifikke relationer er baseret på data fra en periode, hvor der ikke nødvendigvis er en sammenhæng mellem TN og ålegræssets hovedudbredelse.

**Tabel 5.** Sammenligning af forskellige relationer mellem ålegræssets hovedudbredelse og TN (log-log relation). Miljømål for  $d_{hvudbr}$  (9.0 m for OW1+OW2 og 8.1 m for OW3a+OW3b) er omsat til miljømål for TN.

|             | Beskrivelse                        | Periode   | Ligning log-log | Miljømål TN<br>(OW1+OW2)           | Miljømål TN<br>(OW3a+OW3b)         |
|-------------|------------------------------------|-----------|-----------------|------------------------------------|------------------------------------|
| 1. Relation | Laurentius type I                  | 1985-1991 | 5,934-0,755x    | 141 $\mu\text{g l}^{-1}$ (mar-okt) | 162 $\mu\text{g l}^{-1}$ (mar-okt) |
| 2. Relation | Laurentius type II                 | 1985-1991 | 7,615-1,021x    | 202 $\mu\text{g l}^{-1}$ (mar-okt) | 224 $\mu\text{g l}^{-1}$ (mar-okt) |
| 3. Relation | L. type II u. outliers og TN<800   | 1985-1991 | 8,961-1,244x    | 230 $\mu\text{g l}^{-1}$ (mar-okt) | 250 $\mu\text{g l}^{-1}$ (mar-okt) |
| 4. Relation | Ny relation type I                 | 1989-2007 | 5,257-0,673x    | 94 $\mu\text{g l}^{-1}$ (jan-dec)  | 110 $\mu\text{g l}^{-1}$ (jan-dec) |
| 5. Relation | Ny relation type II                | 1989-2007 | 7,253-0,993x    | 163 $\mu\text{g l}^{-1}$ (jan-dec) | 181 $\mu\text{g l}^{-1}$ (jan-dec) |
| 6. Relation | Område-specifik type I Fakse Bugt  | 1989-2007 | 3,979-0,358x    | 146 $\mu\text{g l}^{-1}$ (jan-dec) | 196 $\mu\text{g l}^{-1}$ (jan-dec) |
| 7. Relation | Område-specifik type I N Lillebælt | 1989-2007 | 3,038-0,358x    | 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ (jan-dec)  | 14 $\mu\text{g l}^{-1}$ (jan-dec)  |

Kun for en relation (Laurentius type II u. outliers og TN<800  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) findes der aktuelle værdier af TN, som opfylder miljømålene for TN. I OW1 var TN middelniveauet (marts-oktober) lavere end 230  $\mu\text{g l}^{-1}$  i 1992, 2003, 2006 og 2007, og for OW2 var årene 2003, 2006 og 2007 under niveauet i **Tabel 5**. Ingen af de beregnede TN midler opfyldte miljømålet for OW3a og for OW3b havde kun 2005 et niveau under 250  $\mu\text{g l}^{-1}$  (**Figur 6**).

## 6 Beregning af miljømål

For at vurdere potentielle indsatsplaner i forhold til de fastsatte miljømål foretages en scenarie-beregning, hvor det areal-specifikke kvælstofbidrag nedsættes fra det nuværende niveau omkring  $15 \text{ kg ha}^{-1}$  til  $5 \text{ kg ha}^{-1}$  kombineret med 3 scenarier for nedsættelse af det atmosfæriske bidrag: 0%, 25% og 50%. Niveauerne for disse scenarier dækker de mulige reduktioner, som kan opnås ved indsatsplaner i Danmark og andre lande, som afvander direkte til de indre danske farvande.

Scenarierne beregnes i to trin: 1) først beregnes forventet TN middelniveau (marts-oktober) for kombinationen af scenarier og 2) disse TN niveauer omsættes til forventet dybde for ålegræssets hovedudbredelse.

### 6.1 Scenarier for TN niveauer

Scenarierne for TN er udregnet for både typologier (marts-oktober) og områder (januar-december). Dette skyldes, at Laurentius relationerne er koblet op på typologier, hvorimod de område-specifikke relationer benyttes sammen med de nye relationer mellem TN og ålegræs (se afsnit 3.2).

Effekten af en reduceret atmosfærisk deposition er fundet ved at reducere det atmosfæriske bidrag til TN niveauet (se afsnit om TN tilførsler) med de angivne procentsatser, og trække dette bidrag fra de forventede TN niveauer uden reduktion i den atmosfæriske deposition. Der er ikke medtaget nogen usikkerhed på effekten af reduktioner i den atmosfæriske deposition.

#### 6.1.1 TN scenarier for typologier

De typologi-specifikke relationer mellem det areal-specifikke TN bidrag og TN koncentrationer (**Figur 11**) er benyttet til at beregne scenarier for TN niveauet (marts-oktober) for forskellige kombinationer af reduceret areal-specifik TN tilførsel og reduktioner i den atmosfæriske deposition (**Tabel 6**). For hver kombination er angivet det forventede TN middelniveau med tilhørende spredning for prediktionen. Spredningen på prediktionen er bestemt ud fra usikkerheden i relationen mellem tilførsel og TN niveau.

**Tabel 6.** Scenarier for TN middelniveauer (marts-oktober) modelleret ud fra typologi-specifikke relationer (Figur 11) mellem tilførsler og koncentration med fradrag fra atmosfærisk bidrag.

| Typologi | Areal-bidrag<br>(kg N ha <sup>-1</sup> ) | Reduktion i den atmosfæriske deposition |           |           |           |           |           |
|----------|------------------------------------------|-----------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
|          |                                          | 0%                                      |           | 25%       |           | 50%       |           |
|          |                                          | TN niveau                               | Spredning | TN niveau | Spredning | TN niveau | Spredning |
| OW1      | 15                                       | 258                                     | 4.91      | 255       | 4.91      | 251       | 4.91      |
| OW1      | 14                                       | 256                                     | 4.94      | 253       | 4.94      | 249       | 4.94      |
| OW1      | 13                                       | 254                                     | 5.05      | 250       | 5.05      | 247       | 5.05      |
| OW1      | 12                                       | 252                                     | 5.21      | 248       | 5.21      | 245       | 5.21      |
| OW1      | 11                                       | 250                                     | 5.44      | 246       | 5.44      | 243       | 5.44      |
| OW1      | 10                                       | 248                                     | 5.71      | 244       | 5.71      | 241       | 5.71      |
| OW1      | 9                                        | 246                                     | 6.03      | 242       | 6.03      | 239       | 6.03      |
| OW1      | 8                                        | 244                                     | 6.39      | 240       | 6.39      | 237       | 6.39      |
| OW1      | 7                                        | 242                                     | 6.78      | 238       | 6.78      | 235       | 6.78      |
| OW1      | 6                                        | 240                                     | 7.20      | 236       | 7.20      | 233       | 7.20      |
| OW1      | 5                                        | 238                                     | 7.64      | 234       | 7.64      | 231       | 7.64      |
| OW2      | 15                                       | 266                                     | 5.00      | 262       | 5.00      | 259       | 5.00      |
| OW2      | 14                                       | 263                                     | 5.10      | 260       | 5.10      | 257       | 5.10      |
| OW2      | 13                                       | 260                                     | 5.25      | 257       | 5.25      | 254       | 5.25      |
| OW2      | 12                                       | 258                                     | 5.45      | 255       | 5.45      | 252       | 5.45      |
| OW2      | 11                                       | 255                                     | 5.69      | 252       | 5.69      | 249       | 5.69      |
| OW2      | 10                                       | 253                                     | 5.98      | 250       | 5.98      | 247       | 5.98      |
| OW2      | 9                                        | 250                                     | 6.30      | 247       | 6.30      | 244       | 6.30      |
| OW2      | 8                                        | 248                                     | 6.64      | 245       | 6.64      | 242       | 6.64      |
| OW2      | 7                                        | 245                                     | 7.01      | 242       | 7.01      | 239       | 7.01      |
| OW2      | 6                                        | 243                                     | 7.41      | 240       | 7.41      | 236       | 7.41      |
| OW2      | 5                                        | 240                                     | 7.82      | 237       | 7.82      | 234       | 7.82      |
| OW3a     | 15                                       | 279                                     | 5.26      | 271       | 5.26      | 264       | 5.26      |
| OW3a     | 14                                       | 275                                     | 5.41      | 268       | 5.41      | 260       | 5.41      |
| OW3a     | 13                                       | 272                                     | 5.59      | 264       | 5.59      | 257       | 5.59      |
| OW3a     | 12                                       | 268                                     | 5.81      | 261       | 5.81      | 254       | 5.81      |
| OW3a     | 11                                       | 265                                     | 6.07      | 258       | 6.07      | 250       | 6.07      |
| OW3a     | 10                                       | 262                                     | 6.35      | 254       | 6.35      | 247       | 6.35      |
| OW3a     | 9                                        | 258                                     | 6.65      | 251       | 6.65      | 243       | 6.65      |
| OW3a     | 8                                        | 255                                     | 6.98      | 247       | 6.98      | 240       | 6.98      |
| OW3a     | 7                                        | 251                                     | 7.32      | 244       | 7.32      | 237       | 7.32      |
| OW3a     | 6                                        | 248                                     | 7.68      | 241       | 7.68      | 233       | 7.68      |
| OW3a     | 5                                        | 244                                     | 8.05      | 237       | 8.05      | 230       | 8.05      |
| OW3b     | 15                                       | 262                                     | 6.76      | 256       | 6.76      | 249       | 6.76      |
| OW3b     | 14                                       | 260                                     | 6.63      | 254       | 6.63      | 247       | 6.63      |
| OW3b     | 13                                       | 258                                     | 6.55      | 251       | 6.55      | 245       | 6.55      |
| OW3b     | 12                                       | 255                                     | 6.54      | 249       | 6.54      | 242       | 6.54      |
| OW3b     | 11                                       | 253                                     | 6.58      | 247       | 6.58      | 240       | 6.58      |
| OW3b     | 10                                       | 251                                     | 6.68      | 244       | 6.68      | 238       | 6.68      |
| OW3b     | 9                                        | 248                                     | 6.84      | 242       | 6.84      | 235       | 6.84      |
| OW3b     | 8                                        | 246                                     | 7.05      | 239       | 7.05      | 233       | 7.05      |
| OW3b     | 7                                        | 244                                     | 7.30      | 237       | 7.30      | 231       | 7.30      |
| OW3b     | 6                                        | 241                                     | 7.60      | 235       | 7.60      | 228       | 7.60      |
| OW3b     | 5                                        | 239                                     | 7.94      | 232       | 7.94      | 226       | 7.94      |

For typologierne forventes TN niveauet at kunne reduceres med  $20 \mu\text{g l}^{-1}$  for OW1, med  $26 \mu\text{g l}^{-1}$  for OW2, med  $35 \mu\text{g l}^{-1}$  for OW3a og med  $23 \mu\text{g l}^{-1}$  for OW3b ved reduktion af det areal-specifikke kvælstofbidrag fra 15 til  $5 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Ved reduktion af det atmosfæriske kvælstofbidrag med 50% opnås en yderligere reduktion på ca.  $6-7 \mu\text{g l}^{-1}$  for OW1 og OW2 samt ca.  $13-15 \mu\text{g l}^{-1}$  for OW3a og OW3b. De beregnede TN niveauer fra scenarierne skal sammenholdes med TN niveauer på  $185 \mu\text{g l}^{-1}$  for centralt Nordsø vand (Carstensen et al. 2008) og TN niveauer i Østersøen omkring  $250 \mu\text{g l}^{-1}$  (**Figur 8D**). Det vil derfor være svært at opnå de opstillede miljømål (**Tabel 4**) udelukkende ved reduktion af lokale kilder. Yderligere reduktioner i TN niveauerne vil potentielt kunne opnås ved at reducere tilførslerne til selve Østersøen (i relation til Baltic Sea Action Plan) og Nordsøen.

### 6.1.2 TN scenarier for områder

De område-specifikke relationer mellem det areal-specifikke TN bidrag og TN koncentrationer (**Figur 12**) er benyttet til at beregne scenarier for TN niveauet (januar-december) for forskellige kombinationer af reduceret areal-specifik TN tilførsel og reduktioner i den atmosfæriske deposition (**Tabel 6**). For hver kombination er angivet det forventede TN midelniveau med tilhørende spredning for prediktionen. Spredningen på prediktionen er bestemt ud fra usikkerheden i relationen mellem tilførsel og TN niveau.

TN niveauet forventes at kunne reduceres med mellem  $11 \mu\text{g l}^{-1}$  for Nord for Sjælland og  $38 \mu\text{g l}^{-1}$  for Storebælt ved reduktion af det areal-specifikke kvælstofbidrag fra 15 til  $5 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Ved reduktion af det atmosfæriske kvælstofbidrag med 50% opnås en yderligere reduktion på ca.  $6-7 \mu\text{g l}^{-1}$  for områder i OW2 samt ca.  $13-15 \mu\text{g l}^{-1}$  for områder i OW3a. Der er dog ingen af de analyserede områder, hvor scenarierne vil medføre TN niveauer under miljømålene (**Tabel 5**).

## 6.2 Scenarier for ålegræssets hovedudbredelse

Scenarierne for kvælstofreduktioner og de afledte resultater for de forventede TN niveauer er omsat til dybder for hovedudbredelsen af ålegræs ved regressionerne i **Figur 13-Figur 15**. Til beregning af usikkerheden på de forventede dybder for hovedudbredelsen er fordelingerne for forventede TN niveauer (**Tabel 6** og **Tabel 7**) simuleret 100 gange, og denne usikkerhed er medtaget i regressionerne mellem ålegræs og TN for at vurdere den overordnede usikkerhed i bestemmelsen af de forventede dybder for ålegræssets hovedudbredelse, dvs. de beregnede usikkerheder for ålegræs inkluderer også usikkerheder fra relationerne i **Figur 11** og **Figur 12**.

**Tabel 7.** Scenarier for TN middelniveauer (januar-december) modelleret ud fra område-specifikke relationer (**Figur 12**) mellem tilførsler og koncentration med fradrag fra atmosfærisk bidrag.

| Typologi | Fjord             | Areal-bidrag<br>(kg N ha <sup>-1</sup> ) | Reduktion i den atmosfæriske deposition |           |           |           |           |           |
|----------|-------------------|------------------------------------------|-----------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
|          |                   |                                          | 0%                                      |           | 25%       |           | 50%       |           |
|          |                   |                                          | TN niveau                               | Spredning | TN niveau | Spredning | TN niveau | Spredning |
| OW2      | Hevring Bugt      | 15                                       | 296                                     | 5.79      | 292       | 5.79      | 289       | 5.79      |
| OW2      | Hevring Bugt      | 14                                       | 293                                     | 5.60      | 290       | 5.60      | 287       | 5.60      |
| OW2      | Hevring Bugt      | 13                                       | 291                                     | 5.44      | 288       | 5.44      | 285       | 5.44      |
| OW2      | Hevring Bugt      | 12                                       | 288                                     | 5.32      | 285       | 5.32      | 282       | 5.32      |
| OW2      | Hevring Bugt      | 11                                       | 286                                     | 5.25      | 283       | 5.25      | 280       | 5.25      |
| OW2      | Hevring Bugt      | 10                                       | 284                                     | 5.23      | 281       | 5.23      | 277       | 5.23      |
| OW2      | Hevring Bugt      | 9                                        | 281                                     | 5.25      | 278       | 5.25      | 275       | 5.25      |
| OW2      | Hevring Bugt      | 8                                        | 279                                     | 5.31      | 276       | 5.31      | 273       | 5.31      |
| OW2      | Hevring Bugt      | 7                                        | 277                                     | 5.42      | 273       | 5.42      | 270       | 5.42      |
| OW2      | Hevring Bugt      | 6                                        | 274                                     | 5.57      | 271       | 5.57      | 268       | 5.57      |
| OW2      | Hevring Bugt      | 5                                        | 272                                     | 5.76      | 269       | 5.76      | 266       | 5.76      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 15                                       | 300                                     | 7.35      | 297       | 7.35      | 294       | 7.35      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 14                                       | 298                                     | 7.03      | 294       | 7.03      | 291       | 7.03      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 13                                       | 295                                     | 6.75      | 292       | 6.75      | 289       | 6.75      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 12                                       | 292                                     | 6.50      | 289       | 6.50      | 286       | 6.50      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 11                                       | 289                                     | 6.29      | 286       | 6.29      | 283       | 6.29      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 10                                       | 287                                     | 6.12      | 284       | 6.12      | 281       | 6.12      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 9                                        | 284                                     | 6.01      | 281       | 6.01      | 278       | 6.01      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 8                                        | 281                                     | 5.94      | 278       | 5.94      | 275       | 5.94      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 7                                        | 279                                     | 5.92      | 276       | 5.92      | 273       | 5.92      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 6                                        | 276                                     | 5.96      | 273       | 5.96      | 270       | 5.96      |
| OW2      | Jammerland Bugt   | 5                                        | 273                                     | 6.04      | 270       | 6.04      | 267       | 6.04      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 15                                       | 311                                     | 5.79      | 308       | 5.79      | 304       | 5.79      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 14                                       | 307                                     | 5.60      | 304       | 5.60      | 301       | 5.60      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 13                                       | 304                                     | 5.44      | 301       | 5.44      | 298       | 5.44      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 12                                       | 301                                     | 5.32      | 297       | 5.32      | 294       | 5.32      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 11                                       | 297                                     | 5.25      | 294       | 5.25      | 291       | 5.25      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 10                                       | 294                                     | 5.23      | 291       | 5.23      | 288       | 5.23      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 9                                        | 290                                     | 5.25      | 287       | 5.25      | 284       | 5.25      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 8                                        | 287                                     | 5.31      | 284       | 5.31      | 281       | 5.31      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 7                                        | 284                                     | 5.42      | 281       | 5.42      | 277       | 5.42      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 6                                        | 280                                     | 5.57      | 277       | 5.57      | 274       | 5.57      |
| OW2      | Lillebælt Nord    | 5                                        | 277                                     | 5.76      | 274       | 5.76      | 271       | 5.76      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 15                                       | 282                                     | 5.79      | 279       | 5.79      | 276       | 5.79      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 14                                       | 281                                     | 5.60      | 277       | 5.60      | 274       | 5.60      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 13                                       | 279                                     | 5.44      | 276       | 5.44      | 273       | 5.44      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 12                                       | 278                                     | 5.32      | 274       | 5.32      | 271       | 5.32      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 11                                       | 276                                     | 5.25      | 273       | 5.25      | 270       | 5.25      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 10                                       | 275                                     | 5.23      | 272       | 5.23      | 268       | 5.23      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 9                                        | 273                                     | 5.25      | 270       | 5.25      | 267       | 5.25      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 8                                        | 272                                     | 5.31      | 269       | 5.31      | 265       | 5.31      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 7                                        | 270                                     | 5.42      | 267       | 5.42      | 264       | 5.42      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 6                                        | 269                                     | 5.57      | 266       | 5.57      | 263       | 5.57      |
| OW2      | Nivå Bugt         | 5                                        | 267                                     | 5.76      | 264       | 5.76      | 261       | 5.76      |
| OW2      | Nord for Sjælland | 15                                       | 277                                     | 5.93      | 274       | 5.93      | 271       | 5.93      |
| OW2      | Nord for Sjælland | 14                                       | 276                                     | 5.72      | 273       | 5.72      | 269       | 5.72      |
| OW2      | Nord for Sjælland | 13                                       | 275                                     | 5.56      | 271       | 5.56      | 268       | 5.56      |
| OW2      | Nord for Sjælland | 12                                       | 273                                     | 5.43      | 270       | 5.43      | 267       | 5.43      |

|      |                    |    |     |      |     |      |     |      |
|------|--------------------|----|-----|------|-----|------|-----|------|
| OW2  | Nord for Sjælland  | 11 | 272 | 5.34 | 269 | 5.34 | 266 | 5.34 |
| OW2  | Nord for Sjælland  | 10 | 271 | 5.31 | 268 | 5.31 | 265 | 5.31 |
| OW2  | Nord for Sjælland  | 9  | 270 | 5.31 | 267 | 5.31 | 264 | 5.31 |
| OW2  | Nord for Sjælland  | 8  | 269 | 5.37 | 266 | 5.37 | 263 | 5.37 |
| OW2  | Nord for Sjælland  | 7  | 268 | 5.46 | 265 | 5.46 | 262 | 5.46 |
| OW2  | Nord for Sjælland  | 6  | 267 | 5.60 | 264 | 5.60 | 260 | 5.60 |
| OW2  | Nord for Sjælland  | 5  | 266 | 5.78 | 262 | 5.78 | 259 | 5.78 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 15 | 296 | 5.79 | 293 | 5.79 | 290 | 5.79 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 14 | 294 | 5.60 | 291 | 5.60 | 287 | 5.60 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 13 | 291 | 5.44 | 288 | 5.44 | 285 | 5.44 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 12 | 289 | 5.32 | 286 | 5.32 | 283 | 5.32 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 11 | 286 | 5.25 | 283 | 5.25 | 280 | 5.25 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 10 | 284 | 5.23 | 281 | 5.23 | 278 | 5.23 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 9  | 282 | 5.25 | 279 | 5.25 | 275 | 5.25 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 8  | 279 | 5.31 | 276 | 5.31 | 273 | 5.31 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 7  | 277 | 5.42 | 274 | 5.42 | 271 | 5.42 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 6  | 274 | 5.57 | 271 | 5.57 | 268 | 5.57 |
| OW2  | Sejerø Bugt        | 5  | 272 | 5.76 | 269 | 5.76 | 266 | 5.76 |
| OW2  | Storebælt          | 15 | 316 | 5.79 | 313 | 5.79 | 310 | 5.79 |
| OW2  | Storebælt          | 14 | 313 | 5.60 | 310 | 5.60 | 306 | 5.60 |
| OW2  | Storebælt          | 13 | 309 | 5.44 | 306 | 5.44 | 303 | 5.44 |
| OW2  | Storebælt          | 12 | 305 | 5.32 | 302 | 5.32 | 299 | 5.32 |
| OW2  | Storebælt          | 11 | 301 | 5.25 | 298 | 5.25 | 295 | 5.25 |
| OW2  | Storebælt          | 10 | 298 | 5.23 | 295 | 5.23 | 291 | 5.23 |
| OW2  | Storebælt          | 9  | 294 | 5.25 | 291 | 5.25 | 288 | 5.25 |
| OW2  | Storebælt          | 8  | 290 | 5.31 | 287 | 5.31 | 284 | 5.31 |
| OW2  | Storebælt          | 7  | 286 | 5.42 | 283 | 5.42 | 280 | 5.42 |
| OW2  | Storebælt          | 6  | 283 | 5.57 | 279 | 5.57 | 276 | 5.57 |
| OW2  | Storebælt          | 5  | 279 | 5.76 | 276 | 5.76 | 273 | 5.76 |
| OW2  | Øresund            | 15 | 288 | 5.79 | 285 | 5.79 | 282 | 5.79 |
| OW2  | Øresund            | 14 | 287 | 5.60 | 283 | 5.60 | 280 | 5.60 |
| OW2  | Øresund            | 13 | 285 | 5.44 | 282 | 5.44 | 278 | 5.44 |
| OW2  | Øresund            | 12 | 283 | 5.32 | 280 | 5.32 | 276 | 5.32 |
| OW2  | Øresund            | 11 | 281 | 5.25 | 278 | 5.25 | 275 | 5.25 |
| OW2  | Øresund            | 10 | 279 | 5.23 | 276 | 5.23 | 273 | 5.23 |
| OW2  | Øresund            | 9  | 277 | 5.25 | 274 | 5.25 | 271 | 5.25 |
| OW2  | Øresund            | 8  | 275 | 5.31 | 272 | 5.31 | 269 | 5.31 |
| OW2  | Øresund            | 7  | 273 | 5.42 | 270 | 5.42 | 267 | 5.42 |
| OW2  | Øresund            | 6  | 271 | 5.57 | 268 | 5.57 | 265 | 5.57 |
| OW2  | Øresund            | 5  | 269 | 5.76 | 266 | 5.76 | 263 | 5.76 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 15 | 304 | 5.62 | 296 | 5.62 | 289 | 5.62 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 14 | 301 | 5.49 | 293 | 5.49 | 286 | 5.49 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 13 | 298 | 5.39 | 291 | 5.39 | 283 | 5.39 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 12 | 295 | 5.32 | 288 | 5.32 | 280 | 5.32 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 11 | 292 | 5.30 | 285 | 5.30 | 277 | 5.30 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 10 | 289 | 5.31 | 282 | 5.31 | 274 | 5.31 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 9  | 286 | 5.35 | 279 | 5.35 | 272 | 5.35 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 8  | 283 | 5.44 | 276 | 5.44 | 269 | 5.44 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 7  | 280 | 5.55 | 273 | 5.55 | 266 | 5.55 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 6  | 278 | 5.70 | 270 | 5.70 | 263 | 5.70 |
| OW3a | Aabenraa Fjord     | 5  | 275 | 5.88 | 267 | 5.88 | 260 | 5.88 |
| OW3a | Det Sydfynske Øhav | 15 | 313 | 5.62 | 306 | 5.62 | 299 | 5.62 |
| OW3a | Det Sydfynske Øhav | 14 | 310 | 5.49 | 302 | 5.49 | 295 | 5.49 |

|      |                     |    |     |       |     |       |     |       |
|------|---------------------|----|-----|-------|-----|-------|-----|-------|
| OW3a | Det Sydfynske Øhav  | 13 | 306 | 5.39  | 299 | 5.39  | 292 | 5.39  |
| OW3a | Det Sydfynske Øhav  | 12 | 303 | 5.32  | 295 | 5.32  | 288 | 5.32  |
| OW3a | Det Sydfynske Øhav  | 11 | 299 | 5.30  | 292 | 5.30  | 284 | 5.30  |
| OW3a | Det Sydfynske Øhav  | 10 | 296 | 5.31  | 288 | 5.31  | 281 | 5.31  |
| OW3a | Det Sydfynske Øhav  | 9  | 292 | 5.35  | 285 | 5.35  | 277 | 5.35  |
| OW3a | Det Sydfynske Øhav  | 8  | 288 | 5.44  | 281 | 5.44  | 274 | 5.44  |
| OW3a | Det Sydfynske Øhav  | 7  | 285 | 5.55  | 278 | 5.55  | 270 | 5.55  |
| OW3a | Det Sydfynske Øhav  | 6  | 281 | 5.70  | 274 | 5.70  | 267 | 5.70  |
| OW3a | Det Sydfynske Øhav  | 5  | 278 | 5.88  | 270 | 5.88  | 263 | 5.88  |
| OW3a | Fakse Bugt          | 15 | 291 | 19.48 | 284 | 19.48 | 277 | 19.48 |
| OW3a | Fakse Bugt          | 14 | 289 | 18.21 | 282 | 18.21 | 275 | 18.21 |
| OW3a | Fakse Bugt          | 13 | 287 | 16.95 | 280 | 16.95 | 272 | 16.95 |
| OW3a | Fakse Bugt          | 12 | 285 | 15.70 | 278 | 15.70 | 270 | 15.70 |
| OW3a | Fakse Bugt          | 11 | 283 | 14.48 | 276 | 14.48 | 268 | 14.48 |
| OW3a | Fakse Bugt          | 10 | 281 | 13.29 | 274 | 13.29 | 266 | 13.29 |
| OW3a | Fakse Bugt          | 9  | 279 | 12.14 | 271 | 12.14 | 264 | 12.14 |
| OW3a | Fakse Bugt          | 8  | 277 | 11.03 | 269 | 11.03 | 262 | 11.03 |
| OW3a | Fakse Bugt          | 7  | 275 | 9.99  | 267 | 9.99  | 260 | 9.99  |
| OW3a | Fakse Bugt          | 6  | 273 | 9.03  | 265 | 9.03  | 258 | 9.03  |
| OW3a | Fakse Bugt          | 5  | 270 | 8.19  | 263 | 8.19  | 256 | 8.19  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 15 | 307 | 9.36  | 300 | 9.36  | 293 | 9.36  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 14 | 304 | 8.86  | 297 | 8.86  | 290 | 8.86  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 13 | 301 | 8.39  | 294 | 8.39  | 286 | 8.39  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 12 | 298 | 7.95  | 291 | 7.95  | 283 | 7.95  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 11 | 295 | 7.54  | 287 | 7.54  | 280 | 7.54  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 10 | 292 | 7.18  | 284 | 7.18  | 277 | 7.18  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 9  | 288 | 6.88  | 281 | 6.88  | 274 | 6.88  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 8  | 285 | 6.62  | 278 | 6.62  | 271 | 6.62  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 7  | 282 | 6.44  | 275 | 6.44  | 267 | 6.44  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 6  | 279 | 6.32  | 272 | 6.32  | 264 | 6.32  |
| OW3a | Karrebæksminde Bugt | 5  | 276 | 6.28  | 268 | 6.28  | 261 | 6.28  |
| OW3a | Køge Bugt           | 15 | 312 | 5.62  | 304 | 5.62  | 297 | 5.62  |
| OW3a | Køge Bugt           | 14 | 308 | 5.49  | 301 | 5.49  | 294 | 5.49  |
| OW3a | Køge Bugt           | 13 | 305 | 5.39  | 297 | 5.39  | 290 | 5.39  |
| OW3a | Køge Bugt           | 12 | 301 | 5.32  | 294 | 5.32  | 287 | 5.32  |
| OW3a | Køge Bugt           | 11 | 298 | 5.30  | 291 | 5.30  | 283 | 5.30  |
| OW3a | Køge Bugt           | 10 | 294 | 5.31  | 287 | 5.31  | 280 | 5.31  |
| OW3a | Køge Bugt           | 9  | 291 | 5.35  | 284 | 5.35  | 276 | 5.35  |
| OW3a | Køge Bugt           | 8  | 288 | 5.44  | 280 | 5.44  | 273 | 5.44  |
| OW3a | Køge Bugt           | 7  | 284 | 5.55  | 277 | 5.55  | 269 | 5.55  |
| OW3a | Køge Bugt           | 6  | 281 | 5.70  | 273 | 5.70  | 266 | 5.70  |
| OW3a | Køge Bugt           | 5  | 277 | 5.88  | 270 | 5.88  | 263 | 5.88  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 15 | 302 | 5.62  | 295 | 5.62  | 287 | 5.62  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 14 | 299 | 5.49  | 292 | 5.49  | 285 | 5.49  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 13 | 296 | 5.39  | 289 | 5.39  | 282 | 5.39  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 12 | 294 | 5.32  | 286 | 5.32  | 279 | 5.32  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 11 | 291 | 5.30  | 283 | 5.30  | 276 | 5.30  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 10 | 288 | 5.31  | 281 | 5.31  | 273 | 5.31  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 9  | 285 | 5.35  | 278 | 5.35  | 271 | 5.35  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 8  | 282 | 5.44  | 275 | 5.44  | 268 | 5.44  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 7  | 280 | 5.55  | 272 | 5.55  | 265 | 5.55  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 6  | 277 | 5.70  | 269 | 5.70  | 262 | 5.70  |
| OW3a | Lillebælt Syd       | 5  | 274 | 5.88  | 267 | 5.88  | 259 | 5.88  |

For type II relationer er det ikke muligt at beregne en usikkerhed for dybden for ålegræssets hovedudbredelse svarende til et givent TN niveau, da type II regression inkluderer usikkerhed i både TN og dybdeudbredelsen for ålegræs. Derfor inkluderer usikkerheden på dybden for ålegræssets hovedudbredelse ved anvendelse af type II relationer kun usikkerheden fra scenarier til bestemmelse af TN niveauer. De forventede dybder for ålegræssets hovedudbredelse ( $d=d_{hovedbr}$  i efterfølgende tabeller) beregnet ud fra Laurentius relationerne og de nye regressioner er angivet i **Tabel 8** og **Tabel 9**.

#### 6.2.1 Relation 1-3: Laurentius relationerne

Scenarierne for ålegræssets hovedudbredelse (**Tabel 8**) viser at miljømålene kun kan opfyldes for typologierne OW3a og OW3b ved anvendelse af Laurentius type II relationen, hvor outliers og  $TN > 800 \mu g l^{-1}$  ikke er medtaget (**Figur 14**). Miljømålene kan, ved anvendelse af denne ene relation, opnås ved forskellige kombinationer af reduktioner fra land og atmosfære. Eksempelvis kan miljømålene nås ved et areal-specifikt bidrag på henholdsvis 6 og 9 kg N  $ha^{-1}$  for OW3a og OW3b, hvis den atmosfæriske deposition ikke reduceres, og henholdsvis 11 og 15 kg N  $ha^{-1}$ , hvis den atmosfæriske deposition reduceres med 50%. Miljømålene for ålegræs vil derimod ikke kunne opfyldes, hvis de oprindelige Laurentius relationer benyttes.

#### 6.2.2 Relation 4-7: Nyere overvågningsdata

Der er ingen af scenarierne for reduktioner af kvælstof, som opfylder de opstillede miljømål for ålegræssets hovedudbredelse (**Tabel 9**). Sammenholdt med resultaterne i **Tabel 8**, er den største forskel, at de nye relationer mellem hovedudbredelse og TN ligger væsentligt lavere end Laurentius ligningen. Der er ikke beregnet en type II regression for de område-specifikke relationer i (5), da der ikke umiddelbart findes statistiske værktøjer til type II regressioner for mere komplekse modeller.

### 6.3 Sammenfatning af scenarier

Generelt ses det, at ålegræssets hovedudbredelse kun forbedres med omkring 0,5 m, når tilførslerne fra land reduceres til ca. en tredjedel og den atmosfæriske deposition halveres. Dette skyldes, at ålegræsset ikke responderer kraftigt til små variationer i TN, og at TN niveauerne ikke kan reduceres voldsomt, selv ved kraftige reduktioner af lokale kilder, fordi der er stor udveksling med de åbne farvande, hvor koncentrationerne typisk ligger mellem 180 og 250  $\mu g l^{-1}$ .

**Tabel 8.** Scenarier for dybden for ålegræssets hovedudbredelse modelleret ud fra TN scenarier (Tabel 6) og Laurentius relationerne (d type I, d type II og d\* type II uden outliers og for TN<800 µg l<sup>-1</sup>) (Figur 14). Scenarier, hvor miljømålene for ålegræs er overholdt, er markeret med fed skrift.

| Typologi | Arealbidrag<br>(kg N ha <sup>-1</sup> ) | Reduktion i den atmosfæriske deposition |             |                    |             |             |                    |             |             |                    |
|----------|-----------------------------------------|-----------------------------------------|-------------|--------------------|-------------|-------------|--------------------|-------------|-------------|--------------------|
|          |                                         | 0%                                      |             |                    | 25%         |             |                    | 50%         |             |                    |
|          |                                         | d (type I)                              | d (type II) | d* (type II)       | d (type I)  | d (type II) | d* (type II)       | d (type I)  | d (type II) | d* (type II)       |
| OW1      | 15                                      | 5.7 (±0.34)                             | 7.0 (±0.14) | 7.8 (±0.19)        | 5.8 (±0.35) | 7.1 (±0.13) | 7.9 (±0.18)        | 5.8 (±0.36) | 7.2 (±0.15) | 8.1 (±0.20)        |
| OW1      | 14                                      | 5.8 (±0.35)                             | 7.1 (±0.14) | 7.9 (±0.19)        | 5.8 (±0.35) | 7.2 (±0.15) | 8.0 (±0.18)        | 5.9 (±0.36) | 7.3 (±0.17) | 8.1 (±0.19)        |
| OW1      | 13                                      | 5.8 (±0.35)                             | 7.1 (±0.15) | 7.9 (±0.21)        | 5.9 (±0.36) | 7.2 (±0.14) | 8.1 (±0.22)        | 5.9 (±0.37) | 7.3 (±0.14) | 8.3 (±0.20)        |
| OW1      | 12                                      | 5.8 (±0.36)                             | 7.2 (±0.16) | 8.0 (±0.22)        | 5.9 (±0.37) | 7.3 (±0.15) | 8.1 (±0.22)        | 6.0 (±0.38) | 7.4 (±0.16) | 8.3 (±0.21)        |
| OW1      | 11                                      | 5.9 (±0.37)                             | 7.2 (±0.16) | 8.1 (±0.22)        | 6.0 (±0.38) | 7.3 (±0.18) | 8.3 (±0.22)        | 6.0 (±0.38) | 7.4 (±0.15) | 8.4 (±0.22)        |
| OW1      | 10                                      | 5.9 (±0.37)                             | 7.3 (±0.17) | 8.2 (±0.21)        | 6.0 (±0.38) | 7.4 (±0.16) | 8.3 (±0.23)        | 6.0 (±0.39) | 7.5 (±0.19) | 8.5 (±0.23)        |
| OW1      | 9                                       | 6.0 (±0.38)                             | 7.3 (±0.15) | 8.3 (±0.24)        | 6.0 (±0.38) | 7.5 (±0.18) | 8.4 (±0.24)        | 6.1 (±0.40) | 7.5 (±0.20) | 8.5 (±0.29)        |
| OW1      | 8                                       | 6.0 (±0.38)                             | 7.5 (±0.21) | 8.4 (±0.27)        | 6.0 (±0.39) | 7.5 (±0.20) | 8.5 (±0.29)        | 6.1 (±0.41) | 7.7 (±0.21) | 8.7 (±0.30)        |
| OW1      | 7                                       | 6.0 (±0.40)                             | 7.5 (±0.21) | 8.5 (±0.33)        | 6.1 (±0.40) | 7.6 (±0.21) | 8.6 (±0.29)        | 6.2 (±0.41) | 7.7 (±0.20) | 8.8 (±0.34)        |
| OW1      | 6                                       | 6.1 (±0.40)                             | 7.5 (±0.23) | 8.6 (±0.28)        | 6.1 (±0.42) | 7.7 (±0.26) | 8.7 (±0.37)        | 6.2 (±0.42) | 7.8 (±0.24) | 8.9 (±0.34)        |
| OW1      | 5                                       | 6.1 (±0.40)                             | 7.6 (±0.23) | 8.6 (±0.31)        | 6.2 (±0.42) | 7.7 (±0.26) | 8.9 (±0.32)        | 6.2 (±0.43) | 7.9 (±0.27) | 9.0 (±0.38)        |
| OW2      | 15                                      | 5.6 (±0.33)                             | 6.8 (±0.13) | 7.5 (±0.18)        | 5.7 (±0.33) | 6.9 (±0.15) | 7.6 (±0.17)        | 5.7 (±0.34) | 6.9 (±0.15) | 7.7 (±0.18)        |
| OW2      | 14                                      | 5.6 (±0.34)                             | 6.9 (±0.13) | 7.6 (±0.19)        | 5.7 (±0.34) | 7.0 (±0.15) | 7.7 (±0.18)        | 5.8 (±0.35) | 7.0 (±0.14) | 7.9 (±0.19)        |
| OW2      | 13                                      | 5.7 (±0.34)                             | 6.9 (±0.13) | 7.7 (±0.19)        | 5.7 (±0.35) | 7.0 (±0.15) | 7.8 (±0.20)        | 5.8 (±0.35) | 7.1 (±0.17) | 8.0 (±0.19)        |
| OW2      | 12                                      | 5.7 (±0.35)                             | 7.0 (±0.14) | 7.8 (±0.20)        | 5.8 (±0.36) | 7.1 (±0.16) | 8.0 (±0.21)        | 5.8 (±0.36) | 7.2 (±0.16) | 8.0 (±0.21)        |
| OW2      | 11                                      | 5.8 (±0.35)                             | 7.1 (±0.15) | 7.9 (±0.19)        | 5.8 (±0.36) | 7.2 (±0.16) | 8.0 (±0.22)        | 5.9 (±0.37) | 7.2 (±0.17) | 8.1 (±0.21)        |
| OW2      | 10                                      | 5.8 (±0.36)                             | 7.2 (±0.16) | 8.0 (±0.25)        | 5.9 (±0.37) | 7.2 (±0.16) | 8.1 (±0.23)        | 5.9 (±0.37) | 7.4 (±0.17) | 8.2 (±0.25)        |
| OW2      | 9                                       | 5.9 (±0.37)                             | 7.2 (±0.17) | 8.1 (±0.25)        | 5.9 (±0.38) | 7.4 (±0.19) | 8.3 (±0.27)        | 6.0 (±0.38) | 7.4 (±0.17) | 8.3 (±0.28)        |
| OW2      | 8                                       | 5.9 (±0.38)                             | 7.3 (±0.20) | 8.2 (±0.29)        | 6.0 (±0.39) | 7.4 (±0.18) | 8.4 (±0.28)        | 6.0 (±0.39) | 7.5 (±0.20) | 8.5 (±0.27)        |
| OW2      | 7                                       | 6.0 (±0.39)                             | 7.4 (±0.23) | 8.3 (±0.31)        | 6.0 (±0.39) | 7.5 (±0.23) | 8.5 (±0.28)        | 6.1 (±0.41) | 7.6 (±0.21) | 8.6 (±0.36)        |
| OW2      | 6                                       | 6.0 (±0.40)                             | 7.5 (±0.25) | 8.5 (±0.34)        | 6.0 (±0.40) | 7.6 (±0.26) | 8.5 (±0.30)        | 6.1 (±0.41) | 7.7 (±0.23) | 8.8 (±0.28)        |
| OW2      | 5                                       | 6.0 (±0.41)                             | 7.5 (±0.26) | 8.5 (±0.38)        | 6.1 (±0.41) | 7.7 (±0.30) | 8.7 (±0.33)        | 6.2 (±0.41) | 7.7 (±0.28) | 8.8 (±0.33)        |
| OW3a     | 15                                      | 5.4 (±0.30)                             | 6.5 (±0.14) | 7.1 (±0.16)        | 5.5 (±0.32) | 6.6 (±0.13) | 7.3 (±0.18)        | 5.6 (±0.33) | 6.8 (±0.13) | 7.6 (±0.17)        |
| OW3a     | 14                                      | 5.5 (±0.31)                             | 6.5 (±0.14) | 7.2 (±0.18)        | 5.6 (±0.33) | 6.7 (±0.14) | 7.5 (±0.19)        | 5.7 (±0.34) | 6.9 (±0.17) | 7.7 (±0.21)        |
| OW3a     | 13                                      | 5.5 (±0.32)                             | 6.6 (±0.16) | 7.3 (±0.20)        | 5.6 (±0.33) | 6.8 (±0.15) | 7.6 (±0.18)        | 5.8 (±0.35) | 7.0 (±0.16) | 7.8 (±0.20)        |
| OW3a     | 12                                      | 5.6 (±0.33)                             | 6.7 (±0.15) | 7.4 (±0.19)        | 5.7 (±0.34) | 6.9 (±0.15) | 7.7 (±0.22)        | 5.8 (±0.36) | 7.1 (±0.17) | 8.0 (±0.24)        |
| OW3a     | 11                                      | 5.6 (±0.34)                             | 6.8 (±0.14) | 7.5 (±0.22)        | 5.7 (±0.35) | 7.0 (±0.17) | 7.8 (±0.20)        | 5.9 (±0.37) | 7.2 (±0.18) | <b>8.1 (±0.27)</b> |
| OW3a     | 10                                      | 5.6 (±0.34)                             | 6.9 (±0.19) | 7.6 (±0.23)        | 5.8 (±0.37) | 7.1 (±0.18) | 8.0 (±0.27)        | 5.9 (±0.38) | 7.3 (±0.18) | <b>8.2 (±0.29)</b> |
| OW3a     | 9                                       | 5.7 (±0.35)                             | 7.0 (±0.17) | 7.8 (±0.25)        | 5.9 (±0.37) | 7.2 (±0.19) | 8.1 (±0.26)        | 6.0 (±0.39) | 7.4 (±0.21) | <b>8.4 (±0.30)</b> |
| OW3a     | 8                                       | 5.8 (±0.36)                             | 7.1 (±0.19) | 7.9 (±0.27)        | 5.9 (±0.38) | 7.3 (±0.20) | <b>8.2 (±0.30)</b> | 6.0 (±0.39) | 7.5 (±0.20) | <b>8.5 (±0.26)</b> |
| OW3a     | 7                                       | 5.8 (±0.37)                             | 7.2 (±0.24) | 8.1 (±0.29)        | 6.0 (±0.39) | 7.4 (±0.24) | <b>8.3 (±0.32)</b> | 6.1 (±0.41) | 7.7 (±0.23) | <b>8.7 (±0.35)</b> |
| OW3a     | 6                                       | 5.9 (±0.37)                             | 7.3 (±0.27) | <b>8.2 (±0.26)</b> | 6.0 (±0.40) | 7.5 (±0.23) | <b>8.5 (±0.32)</b> | 6.2 (±0.43) | 7.8 (±0.24) | <b>8.9 (±0.39)</b> |
| OW3a     | 5                                       | 6.0 (±0.40)                             | 7.4 (±0.21) | <b>8.3 (±0.35)</b> | 6.1 (±0.42) | 7.6 (±0.27) | <b>8.7 (±0.41)</b> | 6.2 (±0.43) | 7.9 (±0.29) | <b>9.0 (±0.39)</b> |
| OW3b     | 15                                      | 5.7 (±0.35)                             | 6.9 (±0.19) | 7.6 (±0.26)        | 5.8 (±0.36) | 7.1 (±0.18) | 7.9 (±0.26)        | 5.9 (±0.37) | 7.2 (±0.19) | <b>8.2 (±0.27)</b> |
| OW3b     | 14                                      | 5.7 (±0.35)                             | 6.9 (±0.17) | 7.7 (±0.25)        | 5.8 (±0.36) | 7.1 (±0.18) | 8.0 (±0.24)        | 5.9 (±0.38) | 7.3 (±0.19) | <b>8.2 (±0.28)</b> |
| OW3b     | 13                                      | 5.7 (±0.35)                             | 7.0 (±0.17) | 7.8 (±0.24)        | 5.9 (±0.37) | 7.2 (±0.18) | 8.1 (±0.27)        | 6.0 (±0.38) | 7.4 (±0.21) | <b>8.4 (±0.26)</b> |
| OW3b     | 12                                      | 5.8 (±0.36)                             | 7.1 (±0.19) | 7.9 (±0.26)        | 5.9 (±0.37) | 7.3 (±0.19) | <b>8.2 (±0.26)</b> | 6.0 (±0.39) | 7.4 (±0.20) | <b>8.5 (±0.29)</b> |
| OW3b     | 11                                      | 5.8 (±0.37)                             | 7.2 (±0.21) | 8.0 (±0.26)        | 5.9 (±0.38) | 7.3 (±0.18) | <b>8.2 (±0.29)</b> | 6.1 (±0.39) | 7.5 (±0.22) | <b>8.5 (±0.28)</b> |
| OW3b     | 10                                      | 5.9 (±0.37)                             | 7.2 (±0.19) | 8.1 (±0.24)        | 6.0 (±0.39) | 7.4 (±0.22) | <b>8.4 (±0.31)</b> | 6.1 (±0.40) | 7.7 (±0.21) | <b>8.7 (±0.29)</b> |
| OW3b     | 9                                       | 5.9 (±0.38)                             | 7.3 (±0.20) | <b>8.1 (±0.28)</b> | 6.0 (±0.40) | 7.5 (±0.21) | <b>8.5 (±0.31)</b> | 6.1 (±0.41) | 7.7 (±0.21) | <b>8.7 (±0.32)</b> |
| OW3b     | 8                                       | 5.9 (±0.38)                             | 7.3 (±0.23) | <b>8.3 (±0.25)</b> | 6.1 (±0.41) | 7.6 (±0.19) | <b>8.6 (±0.36)</b> | 6.2 (±0.42) | 7.8 (±0.25) | <b>8.8 (±0.36)</b> |
| OW3b     | 7                                       | 6.0 (±0.39)                             | 7.4 (±0.25) | <b>8.3 (±0.31)</b> | 6.1 (±0.42) | 7.6 (±0.25) | <b>8.7 (±0.36)</b> | 6.2 (±0.42) | 7.9 (±0.26) | <b>9.0 (±0.34)</b> |
| OW3b     | 6                                       | 6.0 (±0.40)                             | 7.5 (±0.22) | <b>8.5 (±0.33)</b> | 6.2 (±0.43) | 7.7 (±0.22) | <b>8.8 (±0.39)</b> | 6.3 (±0.44) | 7.9 (±0.27) | <b>9.1 (±0.39)</b> |
| OW3b     | 5                                       | 6.1 (±0.40)                             | 7.6 (±0.27) | <b>8.5 (±0.34)</b> | 6.2 (±0.42) | 7.9 (±0.26) | <b>8.8 (±0.33)</b> | 6.3 (±0.44) | 8.0 (±0.26) | <b>9.2 (±0.38)</b> |

**Tabel 9.** Scenarier for dybden for ålegræssets hovedudbredelse modelleret ud fra TN scenarier (Tabel 6) og relationer mellem TN og ålegræssets hovedudbredelse bestemt på basis af nyere overvågningsdata (d type I, d type II og d\* type I område-specifikke relationer) (Figur 15). Scenarier, hvor miljømålene for ålegræs er overholdt, er markeret med fed skrift. Områdernes navne kan findes ved at sammenligne forkortelserne med navnene i Tabel 7.

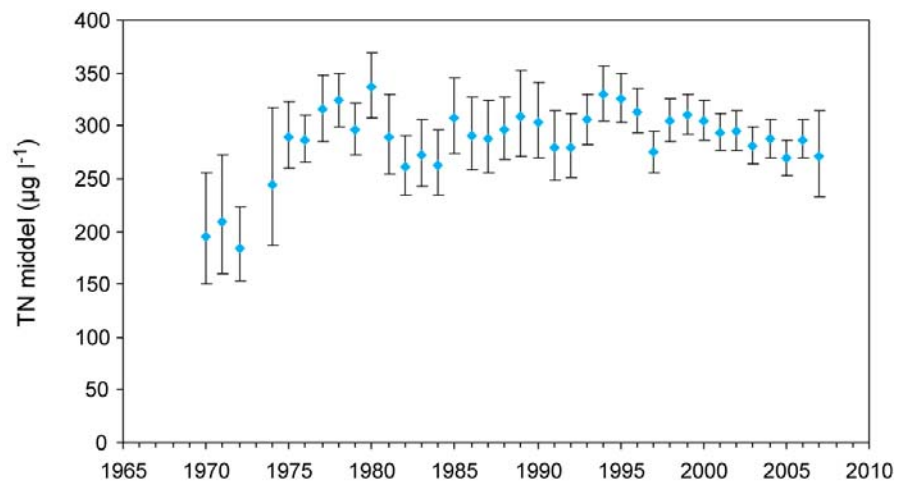
| Område    | Arealbidrag<br>(kg N ha <sup>-1</sup> ) | Reduktion i den atmosfæriske deposition |             |             |             |             |             |             |             |             |
|-----------|-----------------------------------------|-----------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
|           |                                         | 0%                                      |             |             | 25%         |             |             | 50%         |             |             |
|           |                                         | d (type I)                              | d (type II) | d* (type I) | d (type I)  | d (type II) | d* (type I) | d (type I)  | d (type II) | d* (type I) |
| Hev. B    | 15                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.1 (±0.11) | 3.9 (±0.47) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 3.9 (±0.48) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 3.9 (±0.48) |
| Hev. B    | 14                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.1 (±0.11) | 3.9 (±0.48) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 3.9 (±0.48) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 3.9 (±0.48) |
| Hev. B    | 13                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.2 (±0.11) | 3.9 (±0.48) | 4.3 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 3.9 (±0.48) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 3.9 (±0.48) |
| Hev. B    | 12                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.2 (±0.09) | 3.9 (±0.48) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 3.9 (±0.48) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.09) | 3.9 (±0.48) |
| Hev. B    | 11                                      | 4.3 (±0.11)                             | 5.3 (±0.10) | 3.9 (±0.48) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 3.9 (±0.48) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.09) | 3.9 (±0.48) |
| Hev. B    | 10                                      | 4.3 (±0.11)                             | 5.3 (±0.09) | 3.9 (±0.48) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 3.9 (±0.48) | 4.4 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 3.9 (±0.49) |
| Hev. B    | 9                                       | 4.3 (±0.11)                             | 5.4 (±0.10) | 3.9 (±0.48) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.09) | 3.9 (±0.49) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 4.0 (±0.49) |
| Hev. B    | 8                                       | 4.3 (±0.11)                             | 5.4 (±0.10) | 3.9 (±0.49) | 4.4 (±0.11) | 5.5 (±0.10) | 4.0 (±0.49) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.09) | 4.0 (±0.49) |
| Hev. B    | 7                                       | 4.4 (±0.12)                             | 5.5 (±0.11) | 3.9 (±0.49) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 4.0 (±0.49) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 4.0 (±0.49) |
| Hev. B    | 6                                       | 4.4 (±0.12)                             | 5.5 (±0.11) | 4.0 (±0.49) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 4.0 (±0.49) | 4.5 (±0.13) | 5.6 (±0.13) | 4.0 (±0.49) |
| Hev. B    | 5                                       | 4.4 (±0.12)                             | 5.5 (±0.12) | 4.0 (±0.49) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 4.0 (±0.49) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.14) | 4.0 (±0.49) |
| Jam. B    | 15                                      | 4.1 (±0.11)                             | 5.0 (±0.13) | 4.9 (±1.38) | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.13) | 4.9 (±1.38) | 4.2 (±0.12) | 5.1 (±0.13) | 5.0 (±1.39) |
| Jam. B    | 14                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.1 (±0.13) | 4.9 (±1.38) | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.12) | 5.0 (±1.39) | 4.2 (±0.12) | 5.2 (±0.13) | 5.0 (±1.39) |
| Jam. B    | 13                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.1 (±0.13) | 5.0 (±1.39) | 4.2 (±0.12) | 5.2 (±0.13) | 5.0 (±1.39) | 4.2 (±0.12) | 5.2 (±0.13) | 5.0 (±1.40) |
| Jam. B    | 12                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.2 (±0.12) | 5.0 (±1.39) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.12) | 5.0 (±1.40) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.12) | 5.0 (±1.40) |
| Jam. B    | 11                                      | 4.2 (±0.12)                             | 5.2 (±0.13) | 5.0 (±1.40) | 4.3 (±0.12) | 5.3 (±0.12) | 5.0 (±1.40) | 4.3 (±0.12) | 5.3 (±0.12) | 5.0 (±1.41) |
| Jam. B    | 10                                      | 4.3 (±0.12)                             | 5.3 (±0.13) | 5.0 (±1.40) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 5.0 (±1.41) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 5.0 (±1.41) |
| Jam. B    | 9                                       | 4.3 (±0.12)                             | 5.3 (±0.12) | 5.0 (±1.40) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 5.0 (±1.41) | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 5.1 (±1.41) |
| Jam. B    | 8                                       | 4.3 (±0.12)                             | 5.4 (±0.13) | 5.0 (±1.41) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.11) | 5.1 (±1.42) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 5.1 (±1.42) |
| Jam. B    | 7                                       | 4.3 (±0.12)                             | 5.4 (±0.11) | 5.1 (±1.41) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 5.1 (±1.42) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 5.1 (±1.43) |
| Jam. B    | 6                                       | 4.4 (±0.12)                             | 5.5 (±0.13) | 5.1 (±1.42) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 5.1 (±1.43) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 5.1 (±1.43) |
| Jam. B    | 5                                       | 4.4 (±0.12)                             | 5.5 (±0.13) | 5.1 (±1.42) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 5.1 (±1.43) | 4.5 (±0.13) | 5.6 (±0.13) | 5.1 (±1.44) |
| Lilleb. N | 15                                      | 4.0 (±0.10)                             | 4.9 (±0.09) | 2.7 (±0.17) | 4.1 (±0.10) | 4.9 (±0.10) | 2.7 (±0.18) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.10) | 2.7 (±0.18) |
| Lilleb. N | 14                                      | 4.1 (±0.10)                             | 4.9 (±0.10) | 2.7 (±0.18) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.10) | 2.7 (±0.18) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 2.7 (±0.18) |
| Lilleb. N | 13                                      | 4.1 (±0.10)                             | 5.0 (±0.08) | 2.7 (±0.18) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 2.7 (±0.18) | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.11) | 2.7 (±0.18) |
| Lilleb. N | 12                                      | 4.1 (±0.10)                             | 5.0 (±0.10) | 2.7 (±0.18) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 2.7 (±0.18) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 2.7 (±0.18) |
| Lilleb. N | 11                                      | 4.2 (±0.10)                             | 5.1 (±0.09) | 2.7 (±0.18) | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.10) | 2.7 (±0.18) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.11) | 2.7 (±0.18) |
| Lilleb. N | 10                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.1 (±0.10) | 2.7 (±0.18) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 2.7 (±0.18) | 4.3 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 2.8 (±0.18) |
| Lilleb. N | 9                                       | 4.2 (±0.11)                             | 5.2 (±0.10) | 2.7 (±0.18) | 4.3 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 2.8 (±0.18) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 2.8 (±0.18) |
| Lilleb. N | 8                                       | 4.3 (±0.11)                             | 5.2 (±0.11) | 2.8 (±0.18) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 2.8 (±0.18) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 2.8 (±0.18) |
| Lilleb. N | 7                                       | 4.3 (±0.11)                             | 5.3 (±0.11) | 2.8 (±0.18) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 2.8 (±0.18) | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 2.8 (±0.18) |
| Lilleb. N | 6                                       | 4.3 (±0.11)                             | 5.4 (±0.10) | 2.8 (±0.18) | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 2.8 (±0.18) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.10) | 2.8 (±0.18) |
| Lilleb. N | 5                                       | 4.4 (±0.12)                             | 5.5 (±0.11) | 2.8 (±0.18) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.13) | 2.8 (±0.18) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 2.8 (±0.18) |
| Nivå B.   | 15                                      | 4.3 (±0.11)                             | 5.3 (±0.11) | 5.3 (±0.42) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 5.3 (±0.42) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 5.3 (±0.43) |
| Nivå B.   | 14                                      | 4.3 (±0.11)                             | 5.4 (±0.10) | 5.3 (±0.42) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.10) | 5.3 (±0.42) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 5.4 (±0.43) |
| Nivå B.   | 13                                      | 4.3 (±0.11)                             | 5.4 (±0.10) | 5.3 (±0.42) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 5.3 (±0.42) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.13) | 5.4 (±0.43) |
| Nivå B.   | 12                                      | 4.4 (±0.12)                             | 5.4 (±0.12) | 5.3 (±0.42) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 5.3 (±0.42) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 5.4 (±0.43) |
| Nivå B.   | 11                                      | 4.4 (±0.12)                             | 5.5 (±0.13) | 5.3 (±0.42) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 5.4 (±0.43) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 5.4 (±0.43) |
| Nivå B.   | 10                                      | 4.4 (±0.12)                             | 5.5 (±0.11) | 5.4 (±0.43) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 5.4 (±0.43) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 5.4 (±0.43) |
| Nivå B.   | 9                                       | 4.4 (±0.12)                             | 5.5 (±0.10) | 5.4 (±0.43) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 5.4 (±0.43) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 5.4 (±0.43) |
| Nivå B.   | 8                                       | 4.4 (±0.12)                             | 5.5 (±0.11) | 5.4 (±0.43) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 5.4 (±0.43) | 4.5 (±0.12) | 5.7 (±0.12) | 5.4 (±0.43) |
| Nivå B.   | 7                                       | 4.4 (±0.12)                             | 5.6 (±0.11) | 5.4 (±0.43) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 5.4 (±0.43) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.13) | 5.4 (±0.43) |
| Nivå B.   | 6                                       | 4.4 (±0.13)                             | 5.6 (±0.13) | 5.4 (±0.43) | 4.5 (±0.12) | 5.7 (±0.11) | 5.4 (±0.43) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.14) | 5.4 (±0.43) |
| Nivå B.   | 5                                       | 4.5 (±0.12)                             | 5.6 (±0.12) | 5.4 (±0.43) | 4.5 (±0.12) | 5.7 (±0.12) | 5.4 (±0.43) | 4.5 (±0.13) | 5.8 (±0.14) | 5.4 (±0.43) |
| Sejer. B. | 15                                      | 4.2 (±0.10)                             | 5.1 (±0.08) | 5.2 (±0.40) | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.10) | 5.2 (±0.40) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 5.2 (±0.40) |
| Sejer. B. | 14                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.1 (±0.10) | 5.2 (±0.40) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 5.2 (±0.40) | 4.3 (±0.11) | 5.2 (±0.12) | 5.2 (±0.40) |
| Sejer. B. | 13                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.2 (±0.10) | 5.2 (±0.40) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 5.2 (±0.40) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 5.2 (±0.40) |
| Sejer. B. | 12                                      | 4.2 (±0.11)                             | 5.2 (±0.09) | 5.2 (±0.40) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 5.2 (±0.40) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 5.3 (±0.40) |

|           |    |             |             |             |             |             |             |             |             |             |
|-----------|----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Sejer. B. | 11 | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 5.2 (±0.40) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.09) | 5.3 (±0.40) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.09) | 5.3 (±0.40) |
| Sejer. B. | 10 | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 5.3 (±0.40) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 5.3 (±0.40) | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 5.3 (±0.41) |
| Sejer. B. | 9  | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 5.3 (±0.40) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 5.3 (±0.40) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 5.3 (±0.41) |
| Sejer. B. | 8  | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 5.3 (±0.40) | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 5.3 (±0.41) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 5.3 (±0.41) |
| Sejer. B. | 7  | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.10) | 5.3 (±0.41) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 5.3 (±0.41) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 5.3 (±0.41) |
| Sejer. B. | 6  | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 5.3 (±0.41) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 5.3 (±0.41) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 5.4 (±0.41) |
| Sejer. B. | 5  | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 5.3 (±0.41) | 4.4 (±0.13) | 5.6 (±0.13) | 5.4 (±0.41) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.13) | 5.4 (±0.41) |
| Storeb.   | 15 | 4.0 (±0.10) | 4.8 (±0.09) | 5.7 (±0.41) | 4.0 (±0.10) | 4.8 (±0.09) | 5.7 (±0.41) | 4.0 (±0.10) | 4.9 (±0.10) | 5.8 (±0.41) |
| Storeb.   | 14 | 4.0 (±0.09) | 4.8 (±0.08) | 5.7 (±0.41) | 4.0 (±0.10) | 4.9 (±0.09) | 5.8 (±0.41) | 4.1 (±0.10) | 4.9 (±0.09) | 5.8 (±0.41) |
| Storeb.   | 13 | 4.0 (±0.10) | 4.9 (±0.10) | 5.8 (±0.41) | 4.1 (±0.10) | 4.9 (±0.09) | 5.8 (±0.41) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 5.8 (±0.41) |
| Storeb.   | 12 | 4.1 (±0.10) | 4.9 (±0.09) | 5.8 (±0.41) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 5.8 (±0.41) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 5.8 (±0.42) |
| Storeb.   | 11 | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.08) | 5.8 (±0.41) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 5.8 (±0.42) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 5.9 (±0.42) |
| Storeb.   | 10 | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.07) | 5.8 (±0.42) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.08) | 5.9 (±0.42) | 4.2 (±0.10) | 5.2 (±0.09) | 5.9 (±0.42) |
| Storeb.   | 9  | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 5.9 (±0.42) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 5.9 (±0.42) | 4.3 (±0.10) | 5.2 (±0.08) | 5.9 (±0.42) |
| Storeb.   | 8  | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 5.9 (±0.42) | 4.3 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 5.9 (±0.42) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 5.9 (±0.43) |
| Storeb.   | 7  | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.09) | 5.9 (±0.42) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 5.9 (±0.43) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.11) | 6.0 (±0.43) |
| Storeb.   | 6  | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 5.9 (±0.43) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 6.0 (±0.43) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.10) | 6.0 (±0.43) |
| Storeb.   | 5  | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 6.0 (±0.43) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.13) | 6.0 (±0.43) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 6.0 (±0.43) |
| Øresund   | 15 | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.11) | 6.0 (±0.39) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 6.0 (±0.39) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 6.0 (±0.39) |
| Øresund   | 14 | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 6.0 (±0.39) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 6.0 (±0.39) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.11) | 6.0 (±0.39) |
| Øresund   | 13 | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 6.0 (±0.39) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 6.0 (±0.39) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 6.0 (±0.39) |
| Øresund   | 12 | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 6.0 (±0.39) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.09) | 6.0 (±0.39) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 6.1 (±0.39) |
| Øresund   | 11 | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 6.0 (±0.39) | 4.4 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 6.0 (±0.39) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 6.1 (±0.39) |
| Øresund   | 10 | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 6.0 (±0.39) | 4.4 (±0.11) | 5.5 (±0.10) | 6.1 (±0.40) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.10) | 6.1 (±0.40) |
| Øresund   | 9  | 4.4 (±0.11) | 5.4 (±0.09) | 6.1 (±0.39) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 6.1 (±0.40) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.10) | 6.1 (±0.40) |
| Øresund   | 8  | 4.4 (±0.11) | 5.5 (±0.10) | 6.1 (±0.39) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.10) | 6.1 (±0.40) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.10) | 6.1 (±0.40) |
| Øresund   | 7  | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.10) | 6.1 (±0.40) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 6.1 (±0.40) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 6.1 (±0.40) |
| Øresund   | 6  | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 6.1 (±0.40) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.10) | 6.1 (±0.40) | 4.5 (±0.12) | 5.7 (±0.12) | 6.2 (±0.40) |
| Øresund   | 5  | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 6.1 (±0.40) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.13) | 6.1 (±0.40) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.13) | 6.2 (±0.40) |
| Aab. F.   | 15 | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.10) | 3.2 (±0.16) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 3.3 (±0.16) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 3.3 (±0.16) |
| Aab. F.   | 14 | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.10) | 3.2 (±0.16) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 3.3 (±0.16) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 3.3 (±0.16) |
| Aab. F.   | 13 | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 3.2 (±0.16) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 3.3 (±0.16) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 3.3 (±0.16) |
| Aab. F.   | 12 | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 3.3 (±0.16) | 4.3 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 3.3 (±0.16) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 3.3 (±0.16) |
| Aab. F.   | 11 | 4.2 (±0.10) | 5.2 (±0.09) | 3.3 (±0.16) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 3.3 (±0.16) | 4.4 (±0.11) | 5.5 (±0.09) | 3.3 (±0.16) |
| Aab. F.   | 10 | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 3.3 (±0.16) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.11) | 3.3 (±0.16) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 3.3 (±0.17) |
| Aab. F.   | 9  | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 3.3 (±0.16) | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 3.3 (±0.16) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.10) | 3.4 (±0.17) |
| Aab. F.   | 8  | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 3.3 (±0.16) | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.10) | 3.3 (±0.16) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 3.4 (±0.17) |
| Aab. F.   | 7  | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 3.3 (±0.16) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 3.3 (±0.17) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.13) | 3.4 (±0.17) |
| Aab. F.   | 6  | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 3.3 (±0.16) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 3.4 (±0.17) | 4.5 (±0.13) | 5.8 (±0.13) | 3.4 (±0.17) |
| Aab. F.   | 5  | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 3.3 (±0.16) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 3.4 (±0.17) | 4.6 (±0.13) | 5.8 (±0.12) | 3.4 (±0.17) |
| SFØ       | 15 | 4.0 (±0.10) | 4.8 (±0.09) | 4.2 (±0.28) | 4.1 (±0.10) | 4.9 (±0.09) | 4.2 (±0.28) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 4.3 (±0.29) |
| SFØ       | 14 | 4.0 (±0.10) | 4.9 (±0.09) | 4.2 (±0.28) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 4.2 (±0.28) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 4.3 (±0.29) |
| SFØ       | 13 | 4.1 (±0.10) | 4.9 (±0.08) | 4.2 (±0.28) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 4.3 (±0.29) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 4.3 (±0.29) |
| SFØ       | 12 | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.10) | 4.2 (±0.28) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 4.3 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 4.3 (±0.29) |
| SFØ       | 11 | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 4.3 (±0.29) | 4.2 (±0.10) | 5.2 (±0.08) | 4.3 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 4.3 (±0.29) |
| SFØ       | 10 | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.10) | 4.3 (±0.29) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 4.3 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 4.4 (±0.29) |
| SFØ       | 9  | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 4.3 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 4.3 (±0.29) | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 4.4 (±0.30) |
| SFØ       | 8  | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.12) | 4.3 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.09) | 4.4 (±0.29) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 4.4 (±0.30) |
| SFØ       | 7  | 4.3 (±0.12) | 5.3 (±0.12) | 4.3 (±0.29) | 4.4 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 4.4 (±0.29) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 4.4 (±0.30) |
| SFØ       | 6  | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.11) | 4.4 (±0.29) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 4.4 (±0.30) | 4.5 (±0.12) | 5.7 (±0.12) | 4.4 (±0.30) |
| SFØ       | 5  | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 4.4 (±0.30) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 4.4 (±0.30) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.14) | 4.5 (±0.30) |
| Fakse B.  | 15 | 4.2 (±0.22) | 5.2 (±0.37) | 7.3 (±2.04) | 4.3 (±0.25) | 5.4 (±0.42) | 7.4 (±2.07) | 4.4 (±0.24) | 5.4 (±0.41) | 7.4 (±2.08) |
| Fakse B.  | 14 | 4.2 (±0.20) | 5.2 (±0.33) | 7.3 (±2.04) | 4.3 (±0.20) | 5.3 (±0.33) | 7.4 (±2.07) | 4.4 (±0.23) | 5.6 (±0.38) | 7.5 (±2.10) |
| Fakse B.  | 13 | 4.3 (±0.22) | 5.3 (±0.37) | 7.3 (±2.06) | 4.3 (±0.22) | 5.4 (±0.37) | 7.4 (±2.07) | 4.4 (±0.20) | 5.5 (±0.33) | 7.5 (±2.11) |
| Fakse B.  | 12 | 4.3 (±0.18) | 5.3 (±0.28) | 7.4 (±2.06) | 4.3 (±0.18) | 5.4 (±0.29) | 7.4 (±2.08) | 4.4 (±0.19) | 5.6 (±0.30) | 7.5 (±2.11) |

|           |    |             |             |             |             |             |             |             |             |             |
|-----------|----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Fakse B.  | 11 | 4.3 (±0.15) | 5.3 (±0.22) | 7.4 (±2.07) | 4.4 (±0.20) | 5.5 (±0.32) | 7.4 (±2.08) | 4.5 (±0.19) | 5.6 (±0.31) | 7.5 (±2.11) |
| Fakse B.  | 10 | 4.3 (±0.18) | 5.4 (±0.28) | 7.4 (±2.07) | 4.4 (±0.19) | 5.5 (±0.31) | 7.5 (±2.09) | 4.5 (±0.18) | 5.7 (±0.28) | 7.5 (±2.11) |
| Fakse B.  | 9  | 4.4 (±0.16) | 5.4 (±0.22) | 7.4 (±2.07) | 4.4 (±0.18) | 5.6 (±0.28) | 7.5 (±2.09) | 4.5 (±0.19) | 5.8 (±0.28) | 7.5 (±2.11) |
| Fakse B.  | 8  | 4.4 (±0.15) | 5.5 (±0.21) | 7.4 (±2.08) | 4.4 (±0.16) | 5.6 (±0.24) | 7.5 (±2.10) | 4.5 (±0.17) | 5.8 (±0.25) | 7.6 (±2.13) |
| Fakse B.  | 7  | 4.4 (±0.15) | 5.5 (±0.21) | 7.4 (±2.08) | 4.5 (±0.16) | 5.7 (±0.22) | 7.5 (±2.10) | 4.5 (±0.17) | 5.8 (±0.25) | 7.6 (±2.13) |
| Fakse B.  | 6  | 4.4 (±0.14) | 5.5 (±0.19) | 7.5 (±2.09) | 4.5 (±0.15) | 5.7 (±0.20) | 7.5 (±2.11) | 4.6 (±0.16) | 5.9 (±0.22) | 7.6 (±2.13) |
| Fakse B.  | 5  | 4.4 (±0.14) | 5.6 (±0.18) | 7.5 (±2.09) | 4.5 (±0.14) | 5.7 (±0.18) | 7.6 (±2.12) | 4.6 (±0.15) | 5.9 (±0.17) | 7.6 (±2.14) |
| Karre. B. | 15 | 4.1 (±0.12) | 4.9 (±0.16) | 6.2 (±0.69) | 4.1 (±0.13) | 5.0 (±0.16) | 6.2 (±0.70) | 4.2 (±0.13) | 5.2 (±0.17) | 6.3 (±0.71) |
| Karre. B. | 14 | 4.1 (±0.12) | 4.9 (±0.15) | 6.2 (±0.70) | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.12) | 6.2 (±0.70) | 4.2 (±0.12) | 5.2 (±0.14) | 6.3 (±0.71) |
| Karre. B. | 13 | 4.1 (±0.12) | 5.0 (±0.14) | 6.2 (±0.70) | 4.2 (±0.13) | 5.1 (±0.16) | 6.3 (±0.71) | 4.3 (±0.12) | 5.3 (±0.14) | 6.3 (±0.71) |
| Karre. B. | 12 | 4.1 (±0.12) | 5.0 (±0.14) | 6.2 (±0.70) | 4.2 (±0.13) | 5.2 (±0.17) | 6.3 (±0.71) | 4.3 (±0.13) | 5.3 (±0.16) | 6.3 (±0.72) |
| Karre. B. | 11 | 4.2 (±0.12) | 5.1 (±0.14) | 6.2 (±0.70) | 4.3 (±0.12) | 5.2 (±0.13) | 6.3 (±0.71) | 4.3 (±0.13) | 5.4 (±0.16) | 6.4 (±0.72) |
| Karre. B. | 10 | 4.2 (±0.12) | 5.2 (±0.13) | 6.3 (±0.71) | 4.3 (±0.12) | 5.3 (±0.12) | 6.3 (±0.71) | 4.4 (±0.13) | 5.5 (±0.14) | 6.4 (±0.72) |
| Karre. B. | 9  | 4.2 (±0.12) | 5.2 (±0.13) | 6.3 (±0.71) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.13) | 6.4 (±0.72) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.13) | 6.4 (±0.72) |
| Karre. B. | 8  | 4.3 (±0.12) | 5.3 (±0.14) | 6.3 (±0.71) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 6.4 (±0.72) | 4.4 (±0.13) | 5.6 (±0.13) | 6.4 (±0.73) |
| Karre. B. | 7  | 4.3 (±0.12) | 5.3 (±0.12) | 6.3 (±0.72) | 4.4 (±0.13) | 5.5 (±0.14) | 6.4 (±0.72) | 4.5 (±0.13) | 5.6 (±0.14) | 6.5 (±0.73) |
| Karre. B. | 6  | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.13) | 6.4 (±0.72) | 4.4 (±0.13) | 5.6 (±0.13) | 6.4 (±0.73) | 4.5 (±0.14) | 5.7 (±0.15) | 6.5 (±0.73) |
| Karre. B. | 5  | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 6.4 (±0.72) | 4.5 (±0.13) | 5.6 (±0.13) | 6.5 (±0.73) | 4.5 (±0.13) | 5.8 (±0.14) | 6.5 (±0.74) |
| Køge B.   | 15 | 4.0 (±0.09) | 4.8 (±0.08) | 5.2 (±0.34) | 4.1 (±0.10) | 4.9 (±0.10) | 5.2 (±0.34) | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.11) | 5.3 (±0.35) |
| Køge B.   | 14 | 4.1 (±0.10) | 4.9 (±0.09) | 5.2 (±0.34) | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 5.3 (±0.34) | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.11) | 5.3 (±0.35) |
| Køge B.   | 13 | 4.1 (±0.10) | 4.9 (±0.09) | 5.2 (±0.34) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 5.3 (±0.34) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 5.3 (±0.35) |
| Køge B.   | 12 | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 5.3 (±0.34) | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 5.3 (±0.35) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 5.4 (±0.35) |
| Køge B.   | 11 | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.10) | 5.3 (±0.34) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 5.3 (±0.35) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.09) | 5.4 (±0.35) |
| Køge B.   | 10 | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.10) | 5.3 (±0.35) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 5.3 (±0.35) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 5.4 (±0.35) |
| Køge B.   | 9  | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 5.3 (±0.35) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.09) | 5.4 (±0.35) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.10) | 5.4 (±0.36) |
| Køge B.   | 8  | 4.3 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 5.3 (±0.35) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.12) | 5.4 (±0.35) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 5.4 (±0.36) |
| Køge B.   | 7  | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.09) | 5.4 (±0.35) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 5.4 (±0.36) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.10) | 5.5 (±0.36) |
| Køge B.   | 6  | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 5.4 (±0.35) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 5.5 (±0.36) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.12) | 5.5 (±0.36) |
| Køge B.   | 5  | 4.4 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 5.4 (±0.36) | 4.4 (±0.13) | 5.6 (±0.13) | 5.5 (±0.36) | 4.5 (±0.13) | 5.8 (±0.13) | 5.5 (±0.36) |
| Lilleb. S | 15 | 4.1 (±0.10) | 5.0 (±0.09) | 4.3 (±0.29) | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.11) | 4.4 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 4.4 (±0.30) |
| Lilleb. S | 14 | 4.1 (±0.11) | 5.0 (±0.10) | 4.3 (±0.29) | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.09) | 4.4 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 4.4 (±0.30) |
| Lilleb. S | 13 | 4.2 (±0.10) | 5.1 (±0.09) | 4.4 (±0.29) | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.10) | 4.4 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.10) | 4.4 (±0.30) |
| Lilleb. S | 12 | 4.2 (±0.11) | 5.1 (±0.10) | 4.4 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.09) | 4.4 (±0.30) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 4.4 (±0.30) |
| Lilleb. S | 11 | 4.2 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 4.4 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.11) | 4.4 (±0.30) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.10) | 4.5 (±0.30) |
| Lilleb. S | 10 | 4.3 (±0.11) | 5.2 (±0.09) | 4.4 (±0.29) | 4.3 (±0.11) | 5.4 (±0.10) | 4.4 (±0.30) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 4.5 (±0.30) |
| Lilleb. S | 9  | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.09) | 4.4 (±0.30) | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 4.5 (±0.30) | 4.4 (±0.12) | 5.6 (±0.12) | 4.5 (±0.30) |
| Lilleb. S | 8  | 4.3 (±0.11) | 5.3 (±0.09) | 4.4 (±0.30) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 4.5 (±0.30) | 4.5 (±0.12) | 5.6 (±0.11) | 4.5 (±0.30) |
| Lilleb. S | 7  | 4.3 (±0.12) | 5.4 (±0.11) | 4.4 (±0.30) | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.11) | 4.5 (±0.30) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.12) | 4.5 (±0.31) |
| Lilleb. S | 6  | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 4.5 (±0.30) | 4.4 (±0.13) | 5.6 (±0.13) | 4.5 (±0.30) | 4.5 (±0.14) | 5.8 (±0.15) | 4.5 (±0.31) |
| Lilleb. S | 5  | 4.4 (±0.12) | 5.5 (±0.12) | 4.5 (±0.30) | 4.5 (±0.13) | 5.7 (±0.14) | 4.5 (±0.30) | 4.6 (±0.13) | 5.8 (±0.12) | 4.6 (±0.31) |

Det er muligt, at TN niveauerne i Østersøen vil falde som følge af implementeringen af Baltic Sea Action Plan (BSAP). For at illustrere potentielle muligheder ved generelle reduktioner i Østersø-området kan man betragte udviklingen på station 444 i Arkona bassinet, hvor der er blevet målt TN siden 1970 (**Figur 17**). Målingerne på denne station viser lave niveauer i starten af 1970'erne (ca. 200 µg l<sup>-1</sup>) stigende til over 300 µg l<sup>-1</sup> og indenfor de seneste år et fald til omkring 270 µg l<sup>-1</sup>. Ved en kraftig indsats for at reducere tilførslen af kvælstof til Østersøen kan TN niveauet, efter mange år, da opholdstiden i Østersøen er ca. 30-40 år, potentielt nå ned i nærheden af 200 µg l<sup>-1</sup>. En sådan reduktion af det generelle TN niveau i Østersøen vil derfor potentielt kunne medvirke en yderligere reduktion af TN niveauer i de 4 typologier, specielt for OW3b.

**Figur 17.** Udvikling i årsmidler af TN koncentration på station 444 i Arkona bassinet. Målinger fra DMU, AU og SMHI.



Analyse af sammenhængen mellem TN og hovedudbredelsen for enkelte områder, hvor data materialet er omfangsrigt, viser at der er meget stor variation i, hvordan de enkelte områder har responderet til de generelle reduktioner i kvælstof. Nogle områder (fx Flensborg Fjord) udviser en forbedring i ålegræsset, andre områder (fx Horsens Fjord) udviser ingen respons, og igen i andre områder (fx Limfjorden) er ålegræsset forværret på trods af faldende kvælstofniveauer. Der er derfor behov for at opbygge viden omkring de forskellige typer af respons og hvilke styrende faktorer, som måtte ligge bagved disse tendenser.

## 7 Konklusioner

Der er etableret statistiske relationer mellem TN tilførsler og koncentrationer samt mellem TN koncentrationer og ålegræssets hovedudbredelse. På basis af disse relationer er det undersøgt, om fastlagte miljømål (9,0 m for typologierne OW1 og OW2 svarende til saliniteter over 18, og 8,1 m for typologierne OW3a og OW3b svarende til saliniteter under 18) kan opfyldes ved forskellige scenarier for reduktioner af TN tilførsler fra land og atmosfærisk deposition.

Scenarierne for reduktioner i kvælstoftilførslen er gennemført ud fra flere forskellige relationer mellem TN koncentrationer og ålegræssets hovedudbredelse. Fælles for disse beregninger er, at den direkte atmosfæriske og vandbårne kvælstofbelastning sandsynligvis skal reduceres med mere end 50% af den nuværende tilførsel for at opfylde miljømålene. Derudover vil der være et behov for at reducere kvælstofniveauet i de tilstødende regionale områder, Østersøen og Skagerrak. Anvendes den mest optimistiske relation mellem ålegræs og TN (relation 3 i Tabel 5) kan miljømålene opfyldes for typologierne OW3a og OW3b for forskellige kombinationer af reduktioner af atmosfærebidraget og den vandbårne tilførsel, hvorimod miljømålene for typologierne OW1 og OW2 ikke kan opfyldes indenfor rammerne af de foreslåede scenarier. Denne relation har en større hældning i området med lave TN værdier, hvilket betyder, at den vil prediktere større dybder for ålegræssets hovedudbredelse ved ekstrapolation til TN niveauer under det, som findes i datasættet. Da denne relation er bestemt ud fra et mindre datasæt, er usikkerheden ligeledes større.

Usikkerheden i de beregnede hovedudbredelser for scenarierne ligger mellem  $\pm 0,1$  og  $\pm 0,4$  m, hvilket betyder, at 95% konfidensgrænserne for ålegræssets hovedudbredelse indeholder miljømålene for flere af scenarierne for alle 4 typologier, hvorimod dette kun er tilfældet for Fakse Bugt, hvis de område-specifikke relationer benyttes. Dette betyder, at det ikke kan afvises, at miljømålene opfyldes ved mindre reduktioner end 50%, ligesom det heller ikke kan bevises med tilstrækkelig sikkerhed, at miljømålene vil blive opfyldt for de mest optimistiske scenarier. Det kan dog konkluderes med tilstrækkelig sikkerhed, at miljømålene ikke vil blive overholdt uden reduktioner. Usikkerheden skyldes hovedsageligt manglen på overvågningsdata til bestemmelse af relationerne i variationsområdet omkring miljømålene.

Generelt vil relationerne for sammenhængen mellem TN og ålegræssets hovedudbredelse, baseret på nyere overvågningsdata (1985-2006), skærpe kravene til kvælstofreduktioner i forhold til beregningerne på basis af Laurentius relationen (baseret på data fra 1985-1991). Dette skyldes, at de nye relationer er baseret på et nyere datasæt, hvor reducerede TN niveauer (endnu) ikke har medført nogen synlig forbedring for ålegræsset. Anvendes relationerne baseret på nyere data vil miljømålene ikke kunne opfyldes ved reduktioner i de direkte tilførsler alene. Det er dog ikke muligt at udpege én af de 7 bestemte relationer mellem TN og ålegræssets hovedudbredelse, som den mest velegnede pga. utilstrækkeligt vi-

den omkring, hvordan den potentielle re-etableringsproces for ålegræs potentielt vil forløbe.

Sammenhængen mellem kvælstoftilførsler og -koncentrationer er veldokumenteret, i dette og andre studier, og kan anvendes til scenarieberegninger for kvælstofniveauer. Det formodes derfor, at de beregnede scenarier for TN vil være realistiske grundet de forholdsvis simple relationer mellem belastning og koncentrationer.

Sammenhængen mellem kvælstofkoncentrationer og ålegræs er derimod langt mere kompliceret, sted-specifik og formentligt ikke-lineær. Re-etableringen af ålegræsset under lavere TN koncentrationer følger formentlig en helt anden trend og kobling til næringssaltniveauet end trenden under perioden med kraftig eutrofiering, foruden at der kan være en forsinket effekt af den langsomme rekolonisering. I visse områder kan der være tilbagekoblinger fra manglende ålegræs til en høj resuspension af sedimenter, som fortsat vil forhindre ålegræsset i at re-etablere sig. Dette og andre studier (Dahl et al. 2009) dokumenterer, at der er signifikante forskelle i ålegræssets respons på ændrede TN koncentrationer. Dette betyder, at de relationer, hvor der ikke tages højde for sted-specifikke forhold, er meget generelle og upræcise, men på den anden side er det sted-specifikke datagrundlag utilstrækkeligt til at etablere sådanne sted-specifikke relationer.

Ålegræsset er en vigtig økologisk parameter for de danske farvande og derfor en god integrerende parameter til at karakterisere den økologiske tilstand. Men der er behov for større kvantitativ viden omkring hvilke andre faktorer, som påvirker ålegræsset, foruden tidslige aspekter for hvordan en re-etablering måtte foregå.

## 8 Referencer

Carstensen, J., Conley, D. J., Andersen, J., Ærtebjerg, G. 2006. Coastal eutrophication and trend reversal: a Danish case study. *Limnology and Oceanography* 51: 398-408.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Dahl, K., Henriksen, P. 2008. Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90 pp. - NERI Technical Report No. 683.

<http://www.dmu.dk/Pub/FR683.pdf>

Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S. & Carstensen, J. 2009. Bundvegetation: ålegræs og makroalger. I: Dahl, K. & Josefson, A.B. (red.) 2009: Marine områder 2007. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 113 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 707.

<http://www.dmu.dk/Pub/FR707.pdf>

Gustafsson, B.G. 2000. Time-dependent modelling of the Baltic entrance area. 1. Quantification of circulation and residence times in the Kattegat and the straits of the Baltic sill. *Estuaries* 23: 231-252.

Nielsen, S. L., Sand-Jensen, K., Borum, J., Geertz-Hansen, O. 2002. Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025–1032.

Ostenfeld, C.H. 1908. Ålegræssets (*Zostera marina*'s) udbredelse i vore farvande. I C. G. J. Petersen. Beretning til Landbrugsministeriet fra den danske biologiske station. 1908, XVI: 1-61. Centraltrykkeriet, København.

Petersen, C.G.J. 1893a. Bundforhold, plante- og dyreliv i farvandene ved Fænø. Beretning til Indenrigsministeriet fra den danske biologiske station. 1892, III: 26-36. København, Centraltrykkeriet.

Petersen, C.G.J. 1893b. Det videnskabelige udbytte af Kanonbaaden "Hauchs" togter i de danske have indenfor Skagen i aarene 1883-86. (+ separat atlas med kort over arternes udbredelse). A.F. Høst. København. 464 pp.

Petersen, C.G.J. 1901. Fortegnelse over ålusestader i Danmark optaget i årene 1899 og 1900 med bemærkninger om ruseålens vandringer etc. Beretning til Landbrugsministeriet fra den danske biologiske station. 1900 og 1901. X: 3-28. København, centraltrykkeriet.

Reinke, J. 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. & Bericht der komm. zur wissenschaftl. Unters. der deutschen Meere in Kiel. I: Karsten, G., V. Hensen, J. Reinke, K. Brandt. 1893. Sechster Bericht der Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchungen der deutschen Meere, in Kiel für die Jahre 1887 bis 1891. Berlin.

Ærtebjerg, G. (red.) 2007. Marine områder 2005-2006 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 95 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 639.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR639.pdf>

## **DMU    Danmarks Miljøundersøgelser**

|                                                                                              |                                                                                                                                                                                        |
|----------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.                                 | På DMU's hjemmeside <a href="http://www.dmu.dk">www.dmu.dk</a> finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.                                            |
| DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. | Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler. |

Yderligere information: [www.dmu.dk](http://www.dmu.dk)

|                                                                                                                           |                                                                                                                                                                                      |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Danmarks Miljøundersøgelser<br>Frederiksborgvej 399<br>Postboks 358<br>4000 Roskilde<br>Tlf.: 4630 1200<br>Fax: 4630 1114 | Administration<br>Afdeling for Arktisk Miljø<br>Afdeling for Atmosfærisk Miljø<br>Afdeling for Marin Økologi<br>Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi<br>Afdeling for Systemanalyse |
| Danmarks Miljøundersøgelser<br>Vejlsovej 25<br>Postboks 314<br>8600 Silkeborg<br>Tlf.: 8920 1400<br>Fax: 8920 1414        | Afdeling for Ferskvandsøkologi<br>Afdeling for Marin Økologi<br>Afdeling for Terrestrisk Økologi                                                                                     |
| Danmarks Miljøundersøgelser<br>Grenåvej 14, Kalø<br>8410 Rønde<br>Tlf.: 8920 1700<br>Fax: 8920 1514                       | Afdeling for Systemanalyse<br>Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet                                                                                                             |

## FASTLÆGGELSE AF MILJØMÅL OG INDSATSBEHOV UD FRA ÅLEGRÆS I DE INDRE DANSKE FARVANDE

Referenceværdier og miljømål for hovedudbredelsen af ålegræs er fundet ved statistisk analyse af historiske data. På basis af relationer, etableret ud fra overvågningsdata mellem kvælstoftilførsler og kvælstofkoncentrationer samt mellem kvælstofkoncentrationer og ålegræssets hovedudbredelse, er forskellige scenarier for kvælstofsreduktioner beregnet. Resultaterne viser, at der skal opnås en betragtelig reduktion på over 50% af de nuværende tilførsler før miljømålet for ålegræs bliver opfyldt. De forventede reduktioner vil dog blive mindre såfremt kvælstofniveauerne i Skagerrak og Østersøen mindskes som følge af indsatsplaner i andre lande. Resultaterne indikerer også at ålegræsset vil have en forsinket reetablering, at relationer mellem kvælstofniveauer og ålegræssets hovedudbredelse ændrer sig med tiden, samt at andre ukendte faktorer kan forhindre en rekolonisering af områder potentielt egnet til ålegræs.