

Bilag 1 Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer

Næringsstofkoncentrationer

Tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation

Koncentrationer af næringsstoffer blev analyseret ved hjælp af en tresidet variansanalyse. Alle koncentrationer er før analysen blevet logaritmisk transformeret af følgende årsager:

1. De tre faktorer forventes at have en multiplikativ effekt på koncentrationerne af næringsalte og klorofyl. Ved logaritmisk transformation bliver den multiplikative model til en additiv model.
2. Store koncentrationer har større variationer end små koncentrationer. Ved logaritmisk transformering opnås varianshomogenitet.
3. Residualerne fra en variansanalyse uden transformation vil have en højreskæv fordeling. Ved logaritmisk transformation bliver residualerne fra variansanalysen tilnærmelsesvis normalfordelte.

De logaritmisk transformerede koncentrationer deles op i variationer, som kan tilskrives stationsafhængighed (STATION), sæsonvariation (MÅNED) og år til år variation (ÅR). Der er kun medtaget hovedeffekter i modellen, dvs. ingen krydseffekter.

$$\log(C) = \text{STATION}_i + \text{ÅR}_j + \text{MÅNED}_k + e_{ijk} \quad \text{hvor } e_{ijk} \in N(0, \sigma^2)$$

Hovedeffekterne, som estimeres ved hjælp af modellen, har følgende fortolkning:

- STATION_i er middelniveauet for de enkelte stationer, når der er taget højde for år til år variationen og sæsonvariationen.
- ÅR_j er middelniveauet for de enkelte år som indgår i analysen, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og sæsonvariationen.
- MÅNED_k er middelniveauet for årets 12 måneder, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og år til år variationen.

Hovedvariationerne er signifikante for alle næringsalte og klorofyl. Residualerne fra variansanalysen er dernæst afbildet i histogrammet, hvilket har vist, at residualerne tilnærmelsesvist er normalfordelte.

Efterfølgende er de estimerede hovedeffekter transformeret tilbage vha. exponential funktionen. Hvis α er middelværdien og β^2 er variansen på de estimerede hovedeffekter af de log-transformerede data, bliver middelværdien μ for de utransformerede data

$$\mu = e^{\alpha + \frac{\beta^2}{2}}$$

Et approximativt 95% konfidensinterval for de utransformerede data fås som

$$[e^{\alpha - 2\beta}; e^{\alpha + 2\beta}]$$

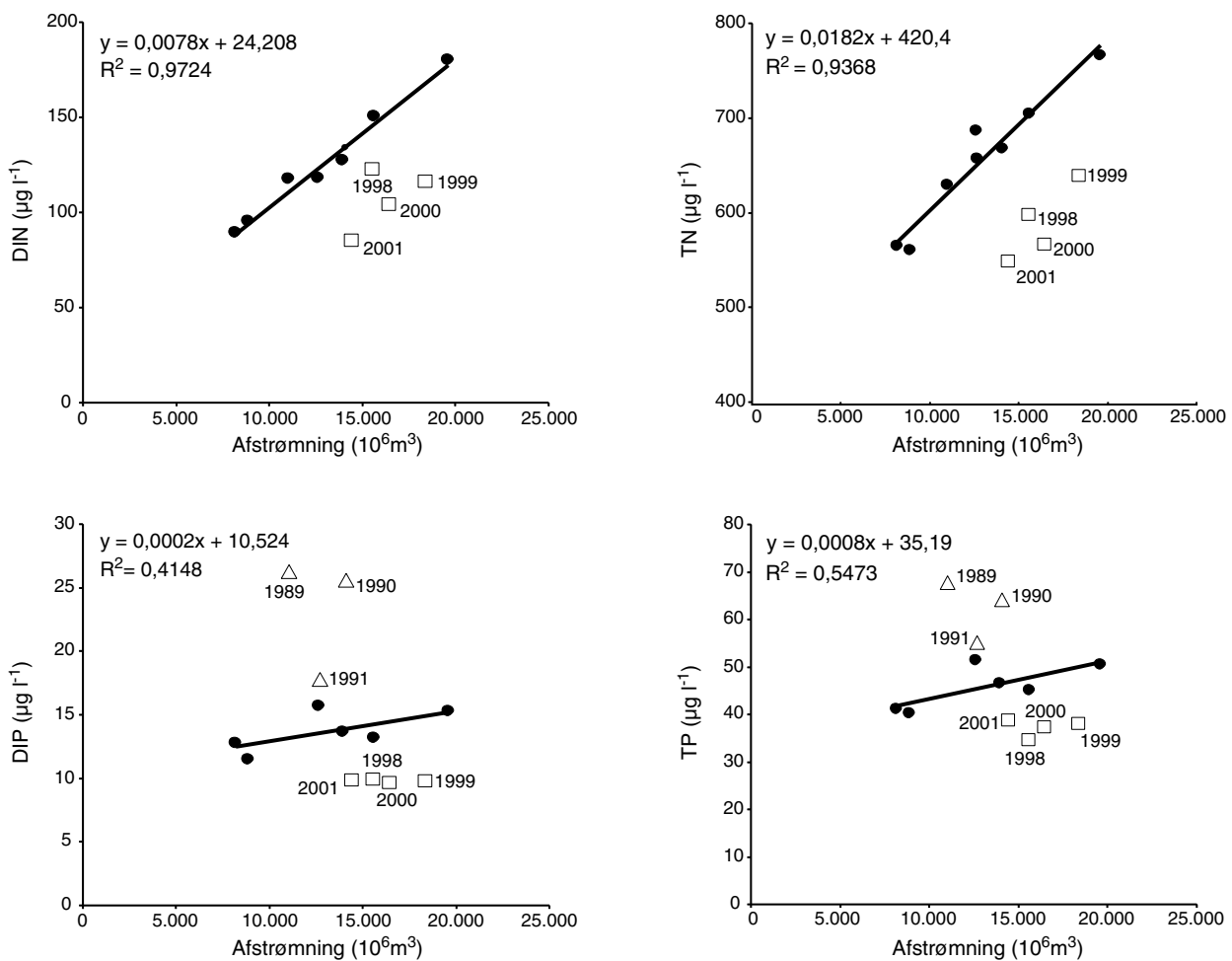
Eksempelvis estimeres af variansanalysen, at middelniveauet for $\log(\text{DIN})$ i fjorde og kystnære områder i 2001 var normalfordelt $N(4,45; 0,023)$, hvilket ved transformationen ovenfor giver, at middelniveauet for DIN er $85,4 \mu\text{g N l}^{-1}$ med et 95% konfidensinterval på $[81,4; 89,4]$.

Korrektioner for klimatiske variationer

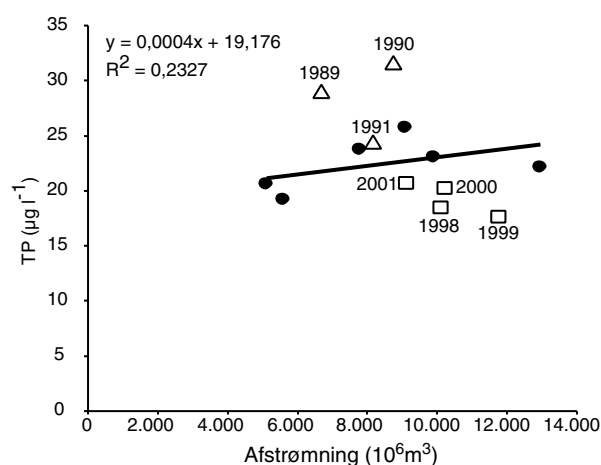
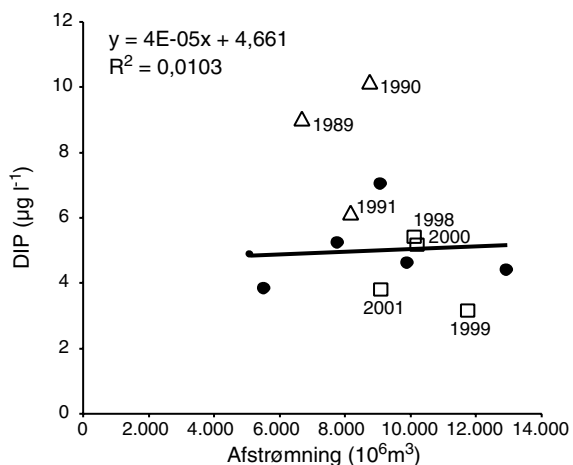
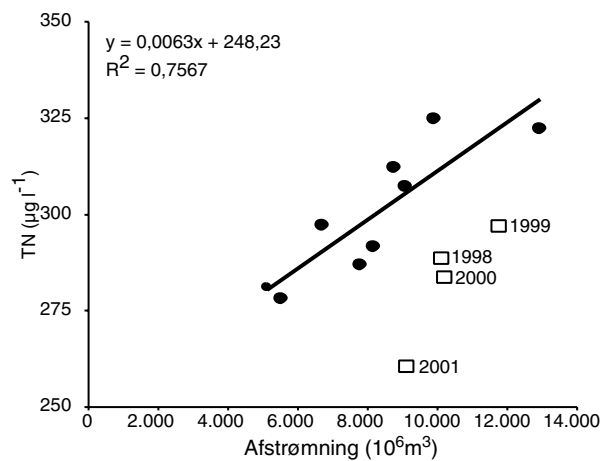
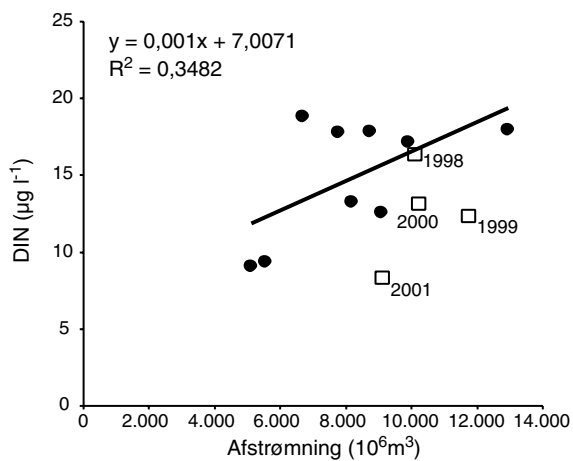
Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor som påvirker næringsstofkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer.

I fjorde og kystnære områder var relationerne imellem årsmidlerne for DIN og TN forholdsvis dårlige ($R^2 = 0,39$ for DIN og $R^2 = 0,25$ for TN). Det viser sig imidlertid, at disse dårlige forklaringsgrader skyldes årene 1998-2001. Relationen mellem afstrømning og middelkoncentrationerne af DIN og TN på basis af årene 1989-97 var særdeles gode (Figur 1), hvilket er forventeligt, idet størstedelen af kvælstoftilførslen stammer fra diffuse kilder og dermed afstrømningen. For DIP og TP blev årene 1998-2001 udeladt af samme årsag som for kvælstof sammen med årene 1989-1991, hvor punktkildebidraget var relativt stort.

I de åbne farvande var relationerne mellem årsmidler af næringsstofferne og afstrømning dårlige, hvis alle år indgik (DIN: $R^2 = 0,11$, TN: $R^2 = 0,22$, DIP: $R^2 = 0,06$ og TP: $R^2 = 0,04$). Da næringsstofkoncentrationerne i fjorde og kystnære områder havde et meget karakteristisk skift i forhold til afstrømningen efter 1997, blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet for åbne farvande (DIN, TN: 1989-97; DIP, TP: 1992-97). For DIN og TN gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, og for DIP og TP blev relationerne forbedret om end ikke statistisk signifikante (Figur 2).



Figur 1 Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP og TP i fjorde og kystnære områder mod afstrømning. Årene 1998, 1999, 2000 og 2001 er markeret med firkanter i alle, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med trekkanter.

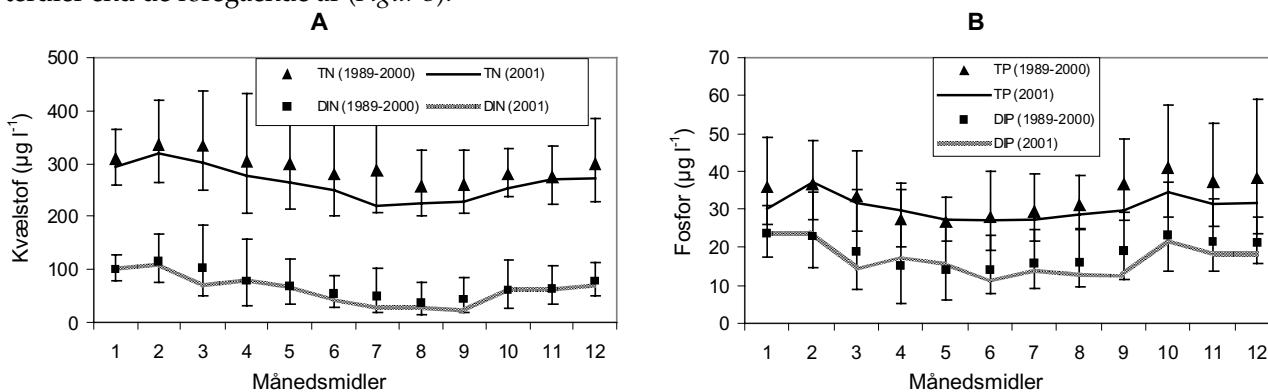


Figur 2 Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP og TP i åbne havområder mod afstrømning. Årene 1998, 1999, 2000 og 2001 er markeret med firkanter, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med trekanter.

Næringsstoffer i bundvand

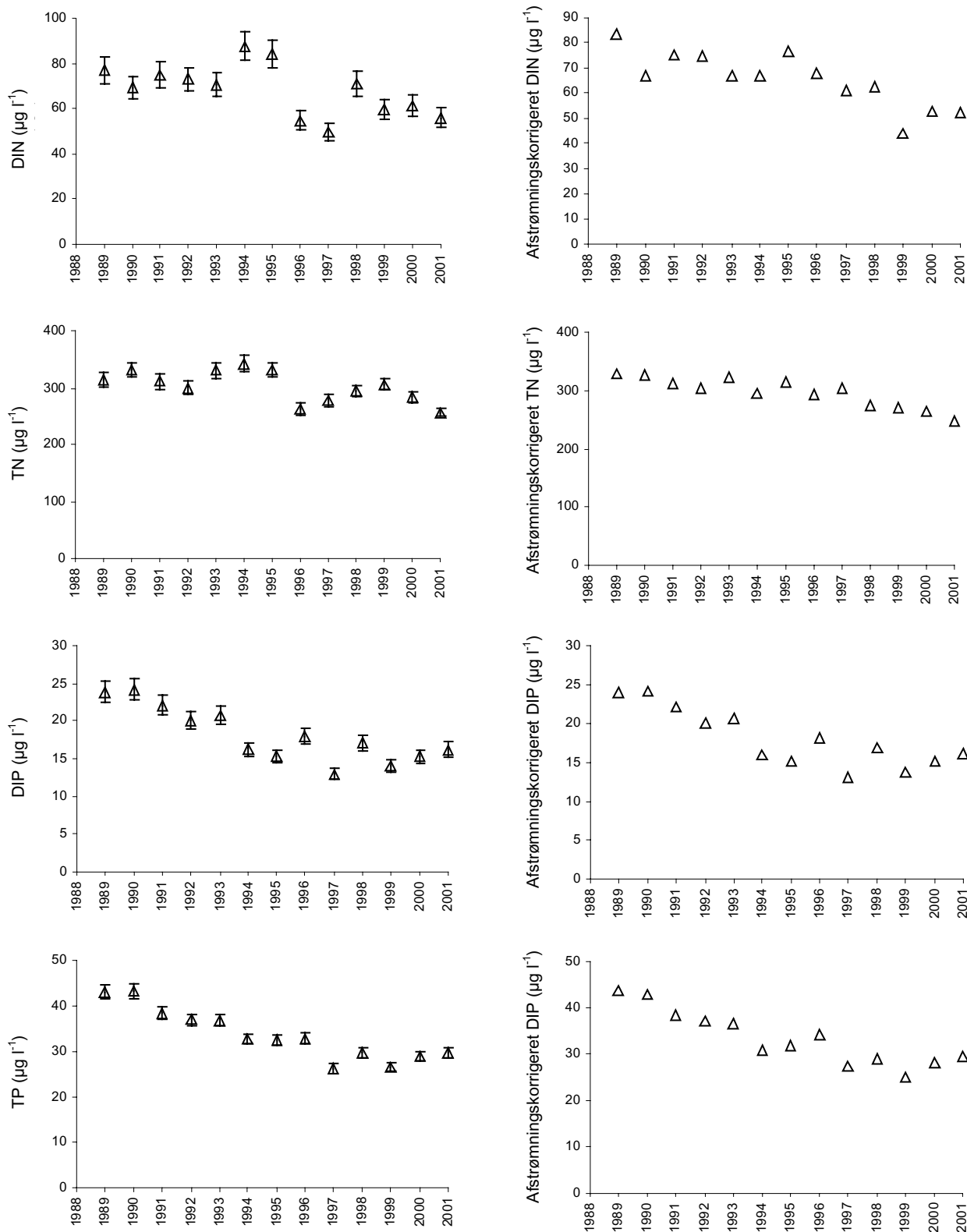
I det følgende er beskrevet de tidlige variationer i næringsstofkoncentrationer i bundvandet (>15 m) i de indre danske farvande, svarende til figurerne for overfladelaget i afsnit 6 og 18 i selve rapporten. Endvidere er korrektionen for den klimatiske påvirkning af bundvandets koncentrationer beskrevet.

Både kvælstof- og fosforkoncentrationerne i bundvandet udviser en svag sæsonvariation med lavere værdier om sommeren. Koncentrationerne i 2001 lå på niveau med de tidligere år med tendens til generelt lavere værdier end de foregående år (Figur 3).



Figur 3 Månedsmidler af næringsstofkoncentrationer for 2001 i bundvandet sammenholdt med middelværdi og 95% konfidensgrænser for månedsmidler i perioden 1989-2000. Beregnet ved metode angivet foran i dette bilag for alle NOVA-stationer dybere end 15 m i de indre farvande. A) uorganisk (DIN) og total kvælstof (TN) og B) uorganisk (DIP) og total fosfor (TP).

Årsmidlerne for kvælstof i bundvandet i 2001 var på niveau med de to tørre år, 1996 og 1997, selvom afstrømningen i 2001 var omkring middel for perioden 1989-2001 (Figur 4). Tendensen svarer til udviklingen for kvælstofkoncentrationerne i overfladevandet, om end niveauet er noget højere for DIN. Årsmidlerne for fosfor i bundvandet viser et kontinuert fald fra starten af vandmiljøplanens overvågningsprogram i 1989 og frem til midten af 1990'erne, hvorefter niveauet har været næsten konstant. Den tidlige udvikling i næringsstofkoncentrationerne er næsten identisk med år til år variationerne i overfladekoncentrationerne (Figur 18.1), hvilket indikerer, at næringsstofkoncentrationerne i både overflade- og bundvand er styret af de samme faktorer.

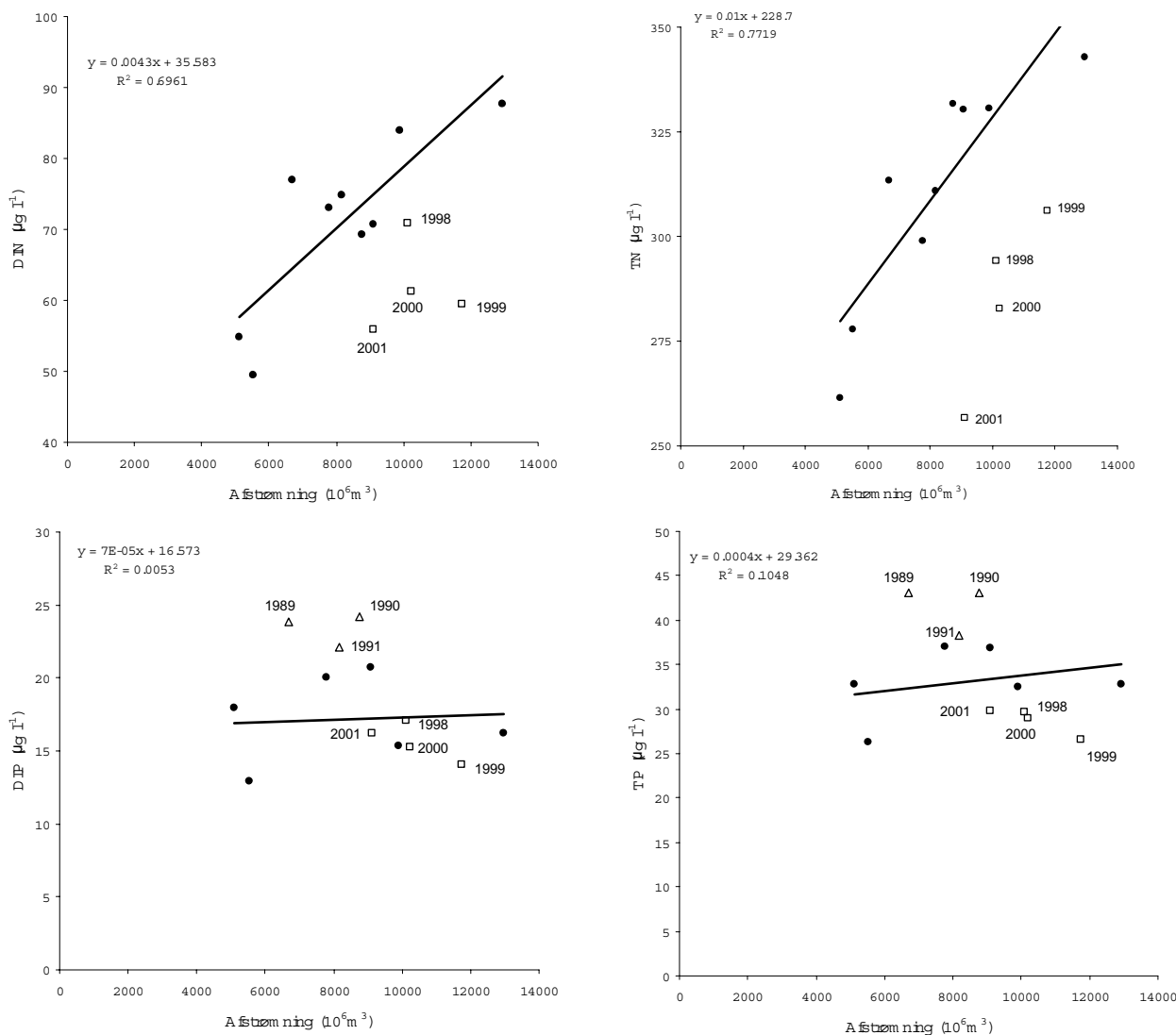


Figur 4 Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP og TP i bundvandet for de indre farvande (figurer i venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middelkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95% konfidensgrænser.

Relationerne mellem årsmidler af næringsstofferne og afstrømning er signifikante for DIN og TN, når årene 1998-2001 udelades af regressionen (Figur 5). Disse 4 år adskiller sig ved markant lavere koncentrationer for kvælstof og fosfor i bundvandet, hvilket svarer til mønstret for overfladevandet. De afstrømningskorrigerede årsmidler i Figur 4 er baseret på regressionerne afbildet i Figur 5. Der ses at være en tæt kobling mellem kvælstofkoncentrationerne i bundvandet og afstrømningen fra land.

Antages kvælstoffet i bundvandet i de indre farvande at have en dominerende oprindelse fra den centrale del af Nordsøen ville man ikke forvente en så tæt kobling til afstrømningen fra land. Dette tyder på, at de direkte kvælstof tilførsler til de indre farvande også er afgørende for kvælstofkoncentrationerne i bundvandet.

Fosforkoncentrationerne i bundvandet er ikke så tæt koblet til afstrømningen som kvælstofkoncentrationerne, hvilket skyldes, at en stor del af fosfortilførslen kommer fra punktkilder, som er faldet løbende over perioden 1989-2001, og endvidere at fosforfrigivelse fra sedimenterne under iltsvind i sensommeren og efteråret kan influere på de beregnede årsmidler.



Figur 5 Årsmiddelkoncentrationer for DIN, TN, DIP og TP i åbne havområder mod afstrømning. Årene 1998, 1999, 2000 og 2001 er markeret med firkanter, og for DIP og TP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med trekantede.

Beregning af observerede og klimakorrigerede indeks for sigtdybde, klorofylkoncentration, algebiomasse og areal primærproduktion

Resultater og konklusioner af nærværende beregninger er præsenteret i årets statusrapport for marine områder, Kapitel 20. Baggrund for beregning og sammenhæng med øvrige parametre er behandlet der. Dette bilag beskriver primært den tekniske udførsel af beregningerne.

Beregning af observerede indeks

I alle beregninger er fjorde og åbne havområder behandlet hver for sig. Fjorde er alle stationer, som har en fjordkode i MADs. Alle øvrige stationer er betragtet som tilhørende åbne havområder.

Alle beregninger er udført på tidsvægtede middelværdier over de måneder, som er angivet i *Tabel 1*. For hver station er der beregnet en global middel for alle år, og en middelværdi for hvert enkelt år. En indeksværdi for det enkelte år er derefter beregnet som:

$$\text{Indeks (år,station)} = \text{middelværdi (år,station)} * 100 / \text{global middel (station)} \quad (\text{linj. 1})$$

Derefter er der beregnet en national indeksværdi for året som middelværdien af indekser på alle stationer det pågældende år. Dette er det observerede indeks for den pågældende parameter for henholdsvis fjorde og åbne havområder.

Metoder er i princippet en normalisering af værdierne til middelværdien på den pågældende station. Dette sikrer, at alle stationer bidrager med samme vægt til det nationale indeks, uanset deres numeriske værdi og uanset antallet af observationer det pågældende år.

Beregning af klimakorrigerede indeks

De observerede indeks indgår nu som den afhængige variabel i en multipel lineær regressionsmodel, hvor forklaringsvariable (uafhængige variable) potentielt er værdier for afstrømning, middelvindhastighed, lufttemperatur og solindstråling:

$$\text{Indeks (år)} = \text{intercept} + k_1 * \text{afstrømningsindeks} + k_2 * \text{vindindeks} + k_3 * \text{temperaturindeks} + k_4 * \text{indstrålingsindeks} + k_5 * \text{år} \quad (\text{linj. 2})$$

Indeks for de pågældende parametre er beregnet på samme måde som beskrevet ovenfor. År er årstallet, og er medtaget for at kunne beskrive en tidsmæssig udvikling i et indeks, som er uafhængig af klima. Dette er nyt i forhold til metoden, som blev anvendt i år 2001 på data frem til og med år 2000. Det er vigtigt, fordi det har vist sig vanskeligt at beskrive variationen i indeks i forhold til klima, hvis et indeks har en tidstrend. Med de relativt korte tidsserier vi har, vil man ofte observere en vis tidsmæssig udvikling i klimavariabel, som kan lave utilsigtet korrelation, hvis et indeks har en tidstrend. En tidsmæssig udvikling i et indeks kan fx skyldes en udvikling i tilførsel eller intern belastning. Indeks for kiselalgebiomasse er dog beregnet på samme måde som i sidste års rapport og altså uden $k_5 * \text{år}$.

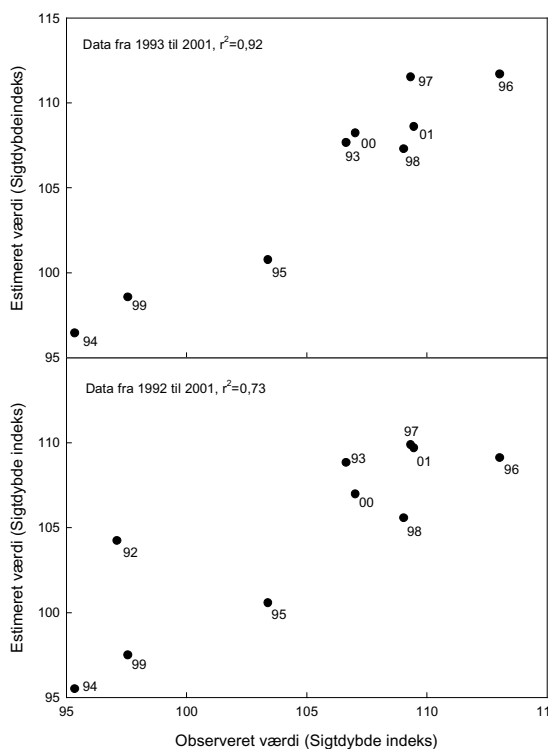
Indeks for vind, temperatur og indstråling er i udgangspunktet beregnet for de samme måneder, som den afhængige parametre (se *Tabel 1*). Evt. er der medtaget værdien en måned før, og en eller flere af de sidste måneder er udeladt, hvis det giver den bedste korrelation. Forklaringen på at en forskudt periode kan give den bedste korrelation, er formentlig, at der kan være en vis tidsforsinkelse i en klimaeffekt, således at fx klimaet i oktober kun har en marginal eller ingen effekt på et indeks i perioden marts til oktober. Dette argument gælder i særlig grad for afstrømning, hvor en afstrømningshændelse kan påvirke det biologiske system i havet længe efter, den er sket, pga. opholds- og omsætningstiden for næringssalte. For indstråling og temperatur er der i nogle tilfælde fundet, at den bedste sammenhæng er til værdier først og sidst på året. Formentlig fordi det kun er i den periode, hvor indstråling eller temperatur er potentielt begrænsende.

Værdier for r^2 , intercept og koefficienter med standardafvigelse og p-værdi er givet i *Tabel 1*. Den optimale model er fundet ved en trinvis (stepwise) metode, hvor kun parametre, som bidrager signifikant til modellen, medtages (SAS-program). Som p-værdi for signifikans er anvendt 0,15, hvilket er standard for den type beregninger.

Justering af antal år som indgår

Modellerne er anvendt på alle data fra 2001 og tilbage i tiden, så langt som det har været muligt at finde gode modeller. Generelt får man mere robuste modeller (uafhængige af om enkeltobservationer (år) er med)

og højere signifikans for parametrene, når man bruger mange år. Dog kan man kun finde gode modeller inden for en periode, hvor sammenhængen mellem klima og biologi er konstant. Fx var der et markant skift i sammenhængen til klima omkring 1992 for fjordenes vedkommende. Det skyldes antagelig reduktionen i fosfortilførslerne fra punktkilder, som finder sted i 1990-92. Det er tydeligt, når man plotter modellens forudsigtelse mod de observerede værdier. *Figur 6* viser som eksempel, at 1992 afviger markant fra modellen, hvis man medtager årene fra 1992 til 2001 i modellen for sigtdybde indeks i fjorde.



Figur 6 Sammenhæng mellem observerede og estimerede værdier for sigt dybdeindeks for fjorde. Øverste figur viser model med data fra 1993 til 2001. Modelparametre fremgår af *Tabel 1*. Nederst figur viser model, når data fra 1992 inkluderes.

Beregning af indeks

Når den bedste model er fundet, beregnes afvigelsen mellem den observerede værdi og modellens værdi for hele perioden.

$$\text{klima korrigeret indeks} = \text{observeret værdi} - (\text{model værdi} - \text{år} \cdot k_5) + 100 \quad (\text{lin. 3})$$

Denne værdi er et mål for den tidsmæssige udvikling korrigeret for klimavariationer fra år til år. Ved at trække effekt af årstal fra modelværdien, udelades en tidsmæssig udvikling i modellen, og det klimakorrigerede indeks fremstår som det bedste mål for en tidsmæssig udvikling, så vidt muligt uafhængigt af år til år variationer i klimaet.

Tabel 1 Statistik for klimakorrektion af indekserede værdier af sigt dybde, klorofylkoncentration, primærproduktion og biomasse af kiselalger. Enhed for koefficienter er procent ændring i indeks/procent ændring i klimaindeks. p-værdi angiver signifikansniveau for hver enkelt parameter. Normalt anvender man kun parametre i modellen hvor $p < 0,15$, hvilket er opfyldt for alle koefficienter (SAS Institute). Måneder angiver den periode, indekset er beregnet over.

| | koefficient | ± standardafvigelse | p-værdi | måneder |
|---------------------------|-------------|---------------------|---------|-----------|
| <i>Sigt dybde, fjorde</i> | | | | |
| intercept: 100,4 | $r^2: 0,92$ | år: 93-01 | | 3-10 |
| afstrømning | -0,162 | ± 0,023 | 0,0004 | 9-12, 1-9 |
| indstråling | +0,219 | ± 0,061 | 0,012 | 1-4, 12 |
| <i>Klorofyl, fjorde</i> | | | | |
| intercept: 185,83 | $r^2: 0,90$ | år: 93-01 | | 3-10 |
| afstrømning | +0,303 | ± 0,059 | 0,0037 | 2-9 |
| vind | -1,05 | ± 0,42 | 0,054 | 3-9 |
| år | -3,06 | ± 0,54 | 0,0023 | - |

| | koeficient | ± standardafvigelse | p-værdi | måneder |
|----------------------------------|--------------|---------------------|---------|-------------|
| Primærproduktion, fjorde | | | | |
| intercept: 482,69 | $r^2: 0,999$ | år: 93-01 | | 1-12 |
| afstrømning | +0,567 | ± 0,0095 | <0,0001 | 2-9 |
| indstråling | +1,21 | ± 0,031 | <0,0001 | 1-5, 10-12 |
| temperatur | -5,44 | ± 0,10 | <0,0001 | 1-6, 10-12 |
| år | -3,38 | ± 0,12 | <0,0001 | - |
| Sigtdybde, hav | | | | |
| intercept: 254,6 | $r^2: 0,97$ | år: 88-01 | | 3-10 |
| afstrømning | -0,195 | ± 0,019 | <0,0001 | 1-9 |
| temperatur | -1,88 | ± 0,025 | 0,001 | 3-8 |
| indstråling | +0,227 | ± 0,073 | 0,014 | 3-9 |
| vind | +0,30 | ± 0,14 | 0,065 | 3-9 |
| år | +0,98 | ± 0,11 | <0,0001 | - |
| Klorofyl, hav | | | | |
| intercept: 363,4 | $r^2: 0,97$ | år: 90-01 | | 3-10 |
| afstrømning | +0,0978 | ± 0,034 | 0,062 | 1-9 |
| vind | -0,77 | ± 0,29 | 0,040 | 2-9 |
| temperatur | -1,14 | ± 0,49 | 0,059 | 2-10 |
| indstråling | -1,16 | ± | <0,0001 | 2-3, 10 |
| år | +1,18 | ± 0,31 | 0,009 | - |
| Primærproduktion, hav | | | | |
| intercept: -6,12 | $r^2: 0,83$ | år: 93-01 | | 1-12 |
| afstrømning | +0,628 | ± 0,15 | 0,0053 | 10-12, 1-12 |
| år | +4,04 | ± 1,41 | 0,029 | - |
| Kiselalgebiomasse, fjorde | | | | |
| intercept: - 187,96 | $r^2: 0,38$ | år: 89-01 | | |
| sommersoltimer (maj-sep) | 0,250 | ± 0,093 | 0,021 | 1-12 |
| Kiselalgebiomasse, hav | | | | |
| intercept: -50,53 | $r^2: 0,25$ | år: 79-01 | | |
| afstrømning | 0,0017 | ± 0,0064 | 0,014 | 1-12 |

Diskussion af indeksberegninger

Klimakorrekturen er baseret på data fra 9 til 13 år og der indgår op til 5 forklaringsvariable. Det betyder, at antal frihedsgrader er lavt, hvilket igen betyder, at enkeltobservationer kan få stor vægt og kan give anledning til at tilfældige, ikke kausale sammenhænge styrer modellen. Man skal derfor være kritisk over for, om modellen virkelig beskriver reelle kausale sammenhænge. *Tablet 1* viser, at afstrømningen konsekvent har en negativ effekt, hvor større afstrømning giver mindre sigtddybde og højere klorofylkoncentration og primærproduktion. Dette gælder både i fjorde og åbne havområder og skyldes, at afstrømningen styrer tilførslen af næringssalte fra land. Denne effekt må derfor antages at være reel, og modellerne giver en kvantitativ beskrivelse af sammenhængen. Enheden er procent ændring i den afhængige variabel per procent ændring i afstrømningen, og tabellen viser således, at den mest følsomme parameter for ændringer i afstrømningen er primærproduktionen, med en stigning på omkring 0,6% pr. procent ændring i afstrømningen. Derefter kommer klorofylkoncentrationen i fjordene (0,3 %/%) og sigtddybden (0,16-0,19%/%). For de øvrige klimavariabler gælder det, at man kan forestille sig både positive og negative effekter, og det er derfor svært at afgøre, om deres effekt skyldes kausale sammenhænge.

Et andet potentielt problem er, at der er testet mange forskellige modeller i form af kombinationer af år, sæsonperioder og forklaringsvariable. Man kan derfor af tilfældige årsager risikere at finde modeller med signifikante p-værdier, uden at der er tale om kausale sammenhænge. Dette er undgået ved at kun 'robuste' modeller er medtaget. Med robust menes, at modellen ikke ændres væsentligt, hvis et år udelades eller medtages, eller sæsonperioden ændres nogle måneder.

I årets rapport er det anden gang, at vi beregner klimakorrigerede indeks. En række af modellerne er ændret i forhold til sidste år, hvilket primært skyldes, at en række dataserier er ændret. Sigtdybedata er kvalitets-sikret og 'sigt til bund' indgår nu i datamaterialet med den nominelle dybde for stationen. Der er benyttet andre vinddata, da vinddata leveret af DMI har vist sig at være fejlbehæftede. Endelig er indstrålingsdata korrigeret for en regnefejl fra 1999 til 2001. Vi vil i de kommende år arbejde videre med at forbedre datagrundlaget og teknikken for estimeringen af modellerne.

Bundvegetation

Vegetationsdata blev analyseret områdevist fremfor stationsvist, fordi vi herved fik mulighed for at inkludere data fra samtlige stationer i områderne, selvom stationernes antal og placering varierede mellem årene. Ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad samt algernes dækningsgrad blev derfor beregnet som gennemsnit og makroalgernes artsantal som summen af data fra et givet område og år. Vegetationsparametrene blev indekseret i forhold til de gennemsnitlige værdier for perioden 1989-2001 i de enkelte fjord-/kystområder. Middelværdien for perioden var 100% og niveauet de enkelte år blev beskrevet som procent af middelværdien. Analyserne inkluderede kun fjord-/kystområder med data fra mindst 5 år. Ålegræssets dækningsgrad omfattede også oplysninger om manglende ålegræs ("0-observationer") og data blev arcsin-transformeret for at tilnærme en normalfordeling af data.

Makroalgernes dominansforhold (E_Q) blev beregnet ved at først at beregne den relative dækningsgrad af hver art som summen af hver arts dækningsprocent divideret med summen af alle arters dækningsprocent. Herefter blev arterne rangordnet efter deres relative dækningsgrad. Arternes rangorden var uafhængig af artsantallet, idet artens rang blev divideret med det totale antal arter. Arten med den største relative dækningsgrad fik således værdien $1/N$, hvor N = total antal arter, - og arten med den mindste dækningsgrad fik værdien 1. Dominansforholdet (E_Q) blev beregnet vha. følgende udtryk: $E_Q = -2/\pi \arctan(b')$, hvor b' er den initiale hældning af kurven, der beskriver rangnummeret som funktion af den logaritmetransformerede relative hyppighed. Den initiale hældning blev beregnet for de hyppigste 40% af arterne. For at sikre en tilstrækkelig god beskrivelse af den initiale hældning er beregningerne kun foretaget for datasæt med artsantal > 12 , hvorved den initiale hældning beskrives ved mindst 5 punkter. E_Q -værdierne ligger mellem 0 og 1 og nærmer sig 1, når arterne i samfundet har meget ensartede relative hyppigheder og 0 jo mere dominanspræget samfundet er.

Tidsserier af indeks for enkelt områder og landsgennemsnittet af disse indeks er analyseret for statistiske udviklingstendenser ved hjælp af Kendall-korrelationer. Fordelingen mellem positive og negative Kendall-tau værdier for de enkelte områder er efterfølgende analyseret ved en fortegnstest for at vurdere, om der på landsplan er positive eller negative udviklingstendenser. Hvor fortegnstesten giver yderligere relevant information om data i forhold til Kendalls-tau-korrelationen, er det tilføjet i teksten, ellers er det udeladt.

Sammenhænge mellem klimadata og vegetationsdata er analyseret ved hjælp af simpel lineær regression. Klimadata består af vind, temperatur, soltimer og afstrømning. Vind- og temperaturdata er opgivet som middelværdier for henholdsvis måned og år, og soltimer og afstrømning er opgivet som totaler for henholdsvis måned og år. I analyserne indgår klimaparametrene på følgende måde: vinddata for de enkelte år er beregnet som gennemsnittet af månederne: september året før til august samme år; temperaturdata omfatter den maksimale gennemsnitstemperatur for månederne marts-august samme år; soltimer er summeret over perioden januar til august, og endelig omfatter afstrømningsdata summen for månederne: september året før til august samme år. Klimaparametrene blev herefter indekseret i forhold til middelværdien i overvågningsperioden efter samme princip som vegetationsindeksene.

Bundfauna

Det er tidligere blevet vist at der, med en tidsforskydning på et eller to år, ofte er en positiv korrelation mellem afstrømning og bundfaunaens tæthed og biomasse (Josefson et al. 1993, Hansen et al. 2000). Denne kobling skyldes sandsynligvis det forhold at afstrømning påvirker tilgængelighed af næringsstoffer i havet (Hansen et al. 2000) og dermed primærproduktion, der sedimenterer til bunden hvor den udnyttes som føde af den fødebegrænsede bundfauna. En stor del af næringsstofferne tilføres havet i vinterhalvåret hvorefter de omsættes under forårsopblomstringen som for en stor del sedimenterer til bunden. Denne stærke kobling mellem det pelagiske og bentiske system i forårsperioden står i modsætning til forholdene på andre tidspunkter af året hvor en større del af næringsstofferne recirkuleres i det pelagiske system. Det har således vist sig at man opnår en bedre korrelation mellem bundfaunavariabel og vinterafstrømningen end med den samlede årlige afstrømning. Derfor har vi valgt at bruge vinterværdier, defineret som værdier for de 5 måneder fra december til april, som mål for de klimatiske parametre, både for afstrømning og for NAO- indeks.

Korrektionen for klima blev foretaget på DMU's og SNS's bundfaunadata fra de indre danske farvande, i alt 22 stationer, og alle målinger fra perioden 1979-2001. En en-vejs variansanalyse blev foretaget med stations-tilhørighed som fikseret variabel og med klimafaktor som covariate (*Tabel 2*). Den tilbageværende variation (residualvariationen), når den del af variationen der kunne forklares af stationsforskelle og af variation af klima (NAO og afstrømning) blev trukket fra, blev derefter analyseret for eventuel tidsmæssig udvikling. Den tidsmæssige udvikling i residualerne er udtryk for ændringer der ikke kan tilskrive de nævnte klimavariabel, men derimod forhold som fx ændrede koncentrationer af næringsstoffer i tilførslen. Analysen blev foretaget på individtæthed og biomasse (vådvægt) fra 3 kombinationer af stationer og prøvetagningstidspunkter som hver for sig er rimeligt godt balanceret med hensyn til observationer: 3 stationer over 20 år (1980-2001), 7 stationer over 11 år (1989-2001) og 22 stationer over 7 år (1994-2001).

Det første trin i analysen var at undersøge om der var en signifikant effekt af henholdsvis NAO og afstrømning. Månedsmiddelværdier for vinter blev korreleret til faunavariabel med forskellige tidsmellemrum 0, 1, 2 og 3 år. Den stærkeste positive korrelation med afstrømning fandtes for 1 års mellemrum, men der var også korrelation for 0 og 2 års tidsforsinkelse. For NAO-indeks fandtes den stærkeste korrelation når faunavariablen blev sammenlignet med NAO-indekset 2 år tidligere. Den tidsforsinkelse som gav den stærkeste korrelation, varierede fra station til station, og derfor blev middelværdier for vintermånederne (december – april) samlet for 0, 1 og 2 år tidsforsinkelse brugt som forklarende variabel. Det vil sige at bundfaunadataene blev forholdt til de 3 forudgående års vinterafstrømning. NAO-indeks og afstrømning var signifikant positivt korrelerede i perioden 1980-2001 og meget stærkt korrelerede i de sidste 10 år 1990-2001.

Table 2 Resultat af envejs ANOVA med henholdsvis afstrømning og NAO-indeks som covariate på bundfauna i de indre danske farvande i perioden 1979-2000. Covariaten er middelværdier for 3 vinterperioder forud for prøvetagningen af bundfauna. F = F-værdi, P = sandsynlighed for ingen effekt.

| Log Variabel | Perio- de/år | Stn | Stn | | Afstrøm. | | NAO | | r ² for model |
|------------------|-----------------|-----|-------|-------|----------|-------|-------|-------|-----------------------------|
| | | | F | P | F | P | F | P | |
| Tot. tæthed | 79-20/22 | 3 | 5,63 | 0,006 | 11,05 | 0,002 | | | 0,28 |
| Tot. tæthed | 79-20/22 | 3 | 5,61 | 0,006 | | | 4,78 | 0,033 | 0,21 |
| Tot. biomasse VV | 79-20/22 | 3 | 6,57 | 0,003 | 2,25 | 0,140 | | | 0,22 |
| Tot. biomasse VV | 79-20/22 | 3 | 6,39 | 0,003 | | | 2,96 | 0,091 | 0,23 |
| Tot. tæthed | 89-20/12 | 7 | 8,59 | 0,000 | 23,18 | 0,000 | | | 0,50 |
| Tot. tæthed | 89-20/12 | 7 | 8,53 | 0,000 | | | 23,91 | 0,000 | 0,50 |
| Tot. biomasse VV | 89-20/12 | 7 | 9,72 | 0,000 | 2,26 | 0,137 | | | 0,45 |
| Tot. biomasse VV | 89-20/12 | 7 | 9,53 | 0,000 | | | 1,27 | 0,264 | 0,44 |
| Tot. tæthed | 94-20/7 | 22 | 4,63 | 0,000 | 36,62 | 0,000 | | | 0,51 |
| Tot. tæthed | 94-20/7 | 22 | 4,78 | 0,000 | | | 42,13 | 0,000 | 0,53 |
| Tot. biomasse VV | 94-20/7 | 22 | 4,76 | 0,000 | 8,19 | 0,005 | | | 0,46 |
| Tot. biomasse VV | 94-20/7 | 22 | 4,84 | 0,000 | | | 10,39 | 0,002 | 0,47 |
| Polych. tæthed | 79-20/22 | 3 | 20,88 | 0,000 | 5,14 | 0,027 | | | 0,45 |
| Polych. tæthed | 79-20/22 | 3 | 25,13 | 0,000 | | | 11,92 | 0,001 | 0,51 |
| Polych. VV | 79-20/22 | 3 | 8,44 | 0,001 | 0,536 | 0,467 | | | 0,24 |
| Polych. VV | 79-20/22 | 3 | 8,58 | 0,001 | | | 0,80 | 0,374 | 0,24 |
| Polych. tæthed | 89-20/12 | 7 | 8,66 | 0,000 | 26,79 | 0,000 | | | 0,52 |
| Polych. tæthed | 89-20/12 | 7 | 8,95 | 0,000 | | | 27,76 | 0,000 | 0,52 |
| Polych. VV | 89-20/12 | 7 | 5,18 | 0,000 | 2,56 | 0,114 | | | 0,31 |
| Polych. VV | 89-20/12 | 7 | 5,00 | 0,000 | | | 0,08 | 0,774 | 0,29 |
| Polych. tæthed | 94-20/7 | 22 | 4,96 | 0,000 | 47,95 | 0,000 | | | 0,54 |
| Polych. tæthed | 94-20/7 | 22 | 5,06 | 0,000 | | | 50,89 | 0,000 | 0,55 |
| Polych. VV | 94-20/7 | 22 | 5,93 | 0,000 | 5,16 | 0,025 | | | 0,50 |
| Polych. VV | 94-20/7 | 22 | 6,10 | 0,000 | | | 8,68 | 0,004 | 0,52 |
| Mollus. tæthed | 79-20/22 | 3 | 4,64 | 0,014 | 0,007 | 0,936 | | | 0,14 |
| Mollus. tæthed | 79-20/22 | 3 | 5,41 | 0,007 | | | 3,25 | 0,077 | 0,19 |
| Mollus. VV | 79-20/22 | 3 | 0,55 | 0,579 | 0,26 | 0,612 | | | 0,02 |
| Mollus. VV | 79-20/22 | 3 | 0,53 | 0,590 | | | 0,05 | 0,820 | 0,02 |
| Mollus. tæthed | 89-20/12 | 7 | 15,98 | 0,000 | 4,87 | 0,030 | | | 0,58 |
| Mollus. tæthed | 89-20/12 | 7 | 16,06 | 0,000 | | | 5,94 | 0,017 | 0,58 |
| Mollus. VV | 89-20/12 | 7 | 5,42 | 0,000 | 2,23 | 0,140 | | | 0,32 |
| Mollus. VV | 89-20/12 | 7 | 5,37 | 0,000 | | | 1,72 | 0,194 | 0,32 |
| Mollus. tæthed | 94-20/7 | 22 | 8,43 | 0,000 | 8,64 | 0,004 | | | 0,59 |
| Mollus. tæthed | 94-20/7 | 22 | 8,47 | 0,000 | | | 9,05 | 0,003 | 0,59 |
| Mollus. VV | 94-20/7 | 22 | 5,60 | 0,000 | 7,11 | 0,009 | | | 0,49 |
| Mollus. VV | 94-20/7 | 22 | 5,62 | 0,000 | | | 8,02 | 0,005 | 0,50 |
| Echin. tæthed | 79-20/22 | 3 | 2,05 | 0,139 | 0,59 | 0,445 | | | 0,08 |
| Echin. tæthed | 79-20/22 | 3 | 2,02 | 0,143 | | | 0,46 | 0,500 | 0,08 |
| Echin. VV | 79-20/22 | 3 | 9,87 | 0,000 | 0,45 | 0,507 | | | 0,27 |
| Echin. VV | 79-20/22 | 3 | 9,73 | 0,000 | | | 0,37 | 0,546 | 0,27 |
| Echin. tæthed | 89-20/12 | 7 | 24,53 | 0,000 | 2,82 | 0,097 | | | 0,67 |
| Echin. tæthed | 89-20/12 | 7 | 27,06 | 0,000 | | | 10,06 | 0,002 | 0,70 |
| Echin. VV | 89-20/12 | 7 | 4,36 | 0,001 | 1,87 | 0,175 | | | 0,27 |
| Echin. VV | 89-20/12 | 7 | 4,18 | 0,001 | | | 0,29 | 0,592 | 0,26 |
| Echin. tæthed | 94-20/7 | 22 | 20,00 | 0,000 | 5,45 | 0,021 | | | 0,77 |
| Echin. tæthed | 94-20/7 | 22 | 21,03 | 0,000 | | | 11,75 | 0,001 | 0,78 |
| Echin. VV | 94-20/7 | 22 | 8,42 | 0,000 | 0,28 | 0,600 | | | 0,59 |
| Echin. VV | 94-20/7 | 22 | 8,45 | 0,000 | | | 0,57 | 0,451 | 0,59 |
| Crustac. tæthed | 79-20/22 | 3 | 1,66 | 0,200 | 7,22 | 0,010 | | | 0,17 |
| Crustac. tæthed | 79-20/22 | 3 | 1,58 | 0,217 | | | 0,03 | 0,864 | 0,06 |
| Crustac. tæthed | 89-20/12 | 7 | 1,27 | 0,285 | 1,90 | 0,172 | | | 0,12 |
| Crustac. tæthed | 89-20/12 | 7 | 1,29 | 0,274 | | | 2,36 | 0,129 | 0,12 |
| Crustac. tæthed | 94-20/7 | 22 | 3,81 | 0,000 | 0,286 | 0,594 | | | 0,40 |
| Crustac. tæthed | 94-20/7 | 22 | 3,84 | 0,000 | | | 1,84 | 0,177 | 0,41 |