



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Eksempler på økologisk klassificering af kystvande

Vandrammedirektiv-projekt, Fase IIIa

*Faglig rapport fra DMU, nr. 530
2005*

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Eksempler på økologisk klassificering af kystvande

Vandrammedirektiv-projekt, Fase IIIa

*Faglig rapport fra DMU, nr. 530
2005*

*Jesper H. Andersen
Annemarie Clarke
Daniel J. Conley
Ingela Dahllöf
Tina M. Greve
Dorte Krause-Jensen
Martin M. Larsen
Kurt Nielsen
Nina Reuss*

Datablad

Titel:	Eksempler på økologisk klassificering af kystvande
Undertitel:	Vandrammedirektiv-projekt, Fase IIIa
Forfattere:	Jesper H. Andersen ¹⁾ , Annemarie Clarke ¹⁾ , Daniel J. Conley ¹⁾ , Ingela Dahllöf ¹⁾ , Tina M. Greve ¹⁾ , Dorte Krause-Jensen ¹⁾ , Martin M. Larsen ¹⁾ , Kurt Nielsen ²⁾ & Nina Reuss ¹⁾
Afdelinger:	¹⁾ Afdeling for Marin Økologi, ²⁾ Afdeling for Ferskvandsøkologi
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 530
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Marts 2005
Redaktionen afsluttet:	Februar 2005
Faglig kommentering: Finansiel støtte:	Nanna Rask, Fyns Amt og Henning Karup, Miljøstyrelsen Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Andersen, J.H., Clarke, A., Conley, D.J., Dahllöf, I., Greve, T.M., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Nielsen, K. & Reuss, N. 2005: Eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Vandrammedirektiv-projekt, Fase IIIa. Danmarks Miljøundersøgelser. 48 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 530. http://faglige-rapporter.dmu.dk
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Rapporten indeholder 3 eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Eksemplerne vedrører: 1) ålegræssets dybdegrænse, 2) den årlige gennemsnitskoncentration af total-kvælstof, og 3) udvalgte miljøfarlige stoffer, herunder tungmetaller. Arbejdet har haft til formål at styrke det faglige grundlag for gennemførelse af vandrammedirektivet i Danmark. Eksemplerne er efterfølgende fulgt op af en række projekter med fokus på at udvikle redskaber til vurdering af miljø- og naturtilstanden i de danske farvande, herunder også at opstille egentlige scenarier for økologisk klassifikation af kystvande.
Emneord:	Vandrammedirektiv, økologiske klasser, klassificering, eutrofiering, ålegræs, total-kvælstof, miljøfarlige stoffer
Layout og korrektur:	Anne van Acker
ISBN:	87-7772-857-2
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	48
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR530.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tel. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

	Forord	5
	Sammenfatning	6
1	Indledning og formål	8
2	Klassificering ud fra ålegræssets dybdegrænse	9
	2.1 Metode	9
	2.2 Resultater	11
	2.2.1 Variationsbredde	11
	2.2.2 Ålegræssets dybdegrænse i relation til fysiske/kemiske variable	13
	2.2.3 Inddeling i kvalitetsklasser	13
	2.3 Konklusion	16
3	Total-kvælstof som kvalitetselement	17
	3.1 Baggrund	17
	3.2 Hvordan kan referencetilstanden fastsættes?	18
	3.2.1 Hvad er en overføringsfunktion?	18
	3.2.2 Eksempel fra Roskilde Fjord	21
	3.2.3 Langtidsændringer i næringsstofkoncentrationer	21
	3.3 Klassificering	22
4	Vurdering af datagrundlaget for klassifikation af muslingers indhold af miljøfarlige stoffer mv.	25
	4.1 Metoder og datagrundlag	25
	4.1.1 Datagrundlag	26
	4.1.2 Udvalgelse af data	26
	4.2 Variationsbredden og geografisk variation	28
	4.2.1 Variationsbredde i de anvendte datasæt	28
	4.2.2 Geografisk variation	29
	4.2.3 Normalisering af koncentrationsmålinger	31
	4.3 PCA-analyse - metoder og resultater	34
	4.4 Eksempler på klassifikation	37
	4.4.1 Bedømmelsesgrundlag udarbejdet af Naturvårdsverket	38
	4.4.2 SFT's klassifikationssystem	40
	4.4.3 Sammenligning af de to systemer	41
	4.4.4 Baggrunds- og økotoxikologiske bedømmelseskriterier	44
	4.5 Konklusion	45
5	Referencer	47

[Tom side]

Forord

Denne rapport er et led i et udviklingsarbejde, som er igangsat og finansieret af Miljøstyrelsen som en forudsætning for implementeringen af vandrammedirektivet i marine områder i Danmark. Rapporten bygger på udviklingsarbejdet vedrørende typeinddeling og indikatorer, som blev afsluttet i 2001.

Rapportens anbefalinger og konklusioner vil indgå i det fortsatte udviklingsarbejde, som finder sted såvel nationalt som i EU-regi. Denne rapport kan derfor ikke betragtes som et udkast til en fremtidig vejledning for planlægning af miljø- og naturkvaliteten i de kystnære danske farvande.

Arbejdet har været fulgt af en følgegruppe for projektet, nedsat af Miljøstyrelsen i efteråret 2001. Gruppen har bestået af Henning Karup, Jens Brøgger Jensen, Steen Pedersen (Miljøstyrelsen), Stig Helvig (Skov- og Naturstyrelsen), Nanna Rask (Fyns Amt), Jesper Andersen & Kurt Nielsen (Danmarks Miljøundersøgelser). Nanna Rask har været Amtsrådsforeningens repræsentant.

Kolleger i følgegruppen, amter og Danmarks Miljøundersøgelser takkes for konstruktiv kritik under projektet.

Projektet er fulgt op med en fase IIIb, ligeledes med fokus på klassificering af den økologiske tilstand. Disse "vandrammedirektiv"-aktiviteter er både fagligt og administrativt tæt koblet til gennemførelsen af habitatdirektivet (EF's direktiv om beskyttelse af truede arter og naturtyper) i Danmark. I den forbindelse har Skov- og Naturstyrelsen gennemført et næsten parallelt udviklingsarbejde. Som følge af de mange lighedspunkter er det besluttet, at rapporteringen skal koordineres. Fase IIIb forventes derfor rapporteret i begyndelsen af 2005 sammen med de aktiviteter, der er igangsat, og finansieret af Skov- og Naturstyrelsen.

Sammenfatning

Resultaterne i denne rapport repræsenterer et bidrag til implementeringen af EU's vandrammedirektiv (VRD). Analyserne omfatter anvendelse af tre indikatorer til klassifikation af den økologiske tilstand i de danske kystområder, og resultaterne viser forskellige veje til at definere økologisk kvalitet.

Den ene biologiske indikator er ålegræssets dybdegrænse. Analysen har taget udgangspunkt i historiske data fra 1901 som et mål for en "upåvirket, naturlig tilstand", og disse resultater er blevet sammenholdt med aktuelle data fra det marine overvågningsprogram. Analysen blev gennemført i 10 fjordtyper, som tidligere er blevet defineret ud fra salinitet og gennemsnitsdybde. Kvalitetsklasserne repræsenterer en miljøtilstand som værende "høj", "god", "moderat", "ringe" eller "dårlig". God kvalitet er mindstemålet i VRD i 2015. Der blev anvendt henholdsvis 75% og 85% afvigelse fra referencetilstanden for at nå "god" miljøkvalitet. Resultaterne viser, at valget af klassifikationsintervaller er afgørende for miljøkvaliteten. Anvendes en tilladelig 25% afvigelse fra referencetilstanden opnår en del kystområder en høj miljøkvalitet, selvom næringsstoffkoncentrationerne er betydeligt højere end under referencetilstanden. Det betyder, at resultaterne ikke afspejler den reelle økologiske tilstand. Årsagen hertil er, at variationen af ålegræssets dybdeudbredelse inden for typeområderne er stor, og at de historiske data repræsenterer konservative estimater for ålegræssets dybdeudbredelse.

Den anden biologiske indikator er total mængde kvælstof (TN) i de frie vandmasser. Hertil er der anvendt en såkaldt paleo-rekonstruktion af de fortidige tilstande. Udfra kiselalgers forekomst i sedimentkerner er der udarbejdet en såkaldt overførselsfunktion, hvor tidligere miljøforhold bliver rekonstrueret udfra historiske kiselalgesamfund, som er bevaret i sedimentet. Statistiske analyser viste en klar lineær sammenhæng mellem kiselalgesammensætningen og TN. I en ²¹⁰Pb-dateret sedimentkerne fra Roskilde Fjord blev der således etableret en rekonstruktion af TN i de frie vandmasser tilbage til 1860. En kraftig stigning i de rekonstruerede TN-værdier blev observeret i begyndelsen af 1950'erne, hvilket afspejler forøgelse i brugen af kunstgødning efter anden verdenskrig. På samme måde som for ålegræs, blev der etableret kvalitetsklasser, hvor grænserne mellem god og moderat blev defineret som afvigelser på henholdsvis 15% og 25% fra tre fastlagte eksempler på referencetilstanden. Overvågningsresultater for perioden 1989-2001 viste, at den aktuelle miljøtilstand ville være enten "moderat" eller "ringe" afhængigt af acceptabel afvigelse fra referencetilstand. Et vigtigt spørgsmål er, om miljøtilstanden skal vurderes hvert år, eller om den skal fastlægges som et gennemsnit over en længere periode. Et eksempel fra Roskilde Fjord viste, at miljøtilstanden varierede betydeligt fra år til år, hvilket gør det vanskeligt at foretage en entydig vurdering af den reelle miljøtilstand. Eksemplet med fastlæggelse af referencetilstand ud fra paleo-rekonstruktion er en alternativ tilgang, som kan bidrage til at fastlægge operationelle miljømål for kystvande.

Den sidste biologiske indikator omfattede en vurdering af datagrundlaget for at anvende muslingers indhold af miljøfarlige stoffer som et klassifikationsgrundlag. Kvalitetskriterier kan fastlægges ud fra baggrundsværdier og ud fra økotoxikologiske baserede værdier, som angiver et niveau, hvor organismen forventes at være påvirket. En begrænsning i Danmark er, at der ikke findes præindustrielle koncentrationer. De statistiske analyser omfattede år til år og inden for det enkelte år samt udarbejdelse af konturplot til illustrering af den geografiske variation. For at kunne sammenholde muslingers koncentration af miljøfarlige stoffer mellem forskellige områder og mellem år er det nødvendigt at gennemføre en normalisering af indholdet af de miljøfarlige stoffer. En række forskellige normaliseringsmetoder blev anvendt, og eksempler på klassifikationssystemer blev sammenlignet ved anvendelse af to udenlandske systemer. Analyserne omfatter en gennemgang af de to udenlandske systemer, angiver eksempler på klassifikation og på normaliseringsproblemer for en række stoffer og stofgrupper. Resultaterne viser endvidere eksempler på anvendelse af miljøfarlige stofkoncentrationer som mål for miljøkvalitet samt stoffernes geografiske udbredelse. Generelt gælder det, at datagrundlaget ikke er tilstrækkeligt for flere af typeinddelingsområderne, og der lægges op til en betydelig styrket indsats på området ved at anvende data fra en lang række andre kilder, ved at anvende sedimentdata og data fra forskellige organismer og til en yderligere analyse af anvendelse af forskellige normaliseringsfaktorer.

1 Indledning og formål

Denne rapport er en del af Vandrammedirektiv-projektets fase III, som er en analyse af egnede kvalitetselementer (indikatorer) til klassificering af den økologiske tilstand i danske kystvande.

Grundet projektets begrænsede ressourcer har det ikke været muligt at foretage en tværgående analyse af alle relevante data for de relevante kvalitetselementer. Scenarier for klassifikationen af den økologiske tilstand er foretaget ud fra tre eksempler på relevante kvalitetselementer:

- ålegræssets dybdegrænse,
- koncentration af total-kvælstof i de frie vandmasser, og
- tungmetaller og miljøfarlige stoffer (klorerede organiske forbindelser) i muslinger.

Disse tre eksempler forventes at få betydning for, hvordan vandrammedirektivet kan gennemføres i praksis. Alle tre kvalitetselementer er indikatorer, som integrerer forskellige miljøpåvirkninger over tid, hvilket er centralt, når der kun analyseres få eksempler.

For ålegræs foretages analysen for alle de typeområder, som de danske farvande er opdelt i under projektets fase I. Databearbejdningen omfatter klassifikation af overvågningsdata således, at data analyseres med henblik på at opstille kvalitetsklasser for høj, god, moderat, ringe og dårlig økologisk kvalitet. Dataanalysen har til formål at identificere og opstille kvalitetsklasser for de enkelte typer af kystvande. Analyserne er udført af Tina M. Greve, Dorte Krause-Jensen og Kurt Nielsen.

For total-kvælstof er der på baggrund af såkaldt paleo-økologiske analyser i den sydlige del af Roskilde Fjord foretaget beregninger, der indikerer, hvad værdien for total-kvælstofkoncentration (udtrykt som årsgennemsnit) har været tidligere. Med udgangspunkt i disse referenceværdier er der opstillet en række scenarier for klassifikation af den kemiske tilstand. Analyserne er udført af Jesper H. Andersen, Annemarie Clarke, Daniel J. Conley og Nina Reuss.

For tungmetaller og miljøfarlige stoffer (klorerede organiske forbindelser) i muslinger analyseres variationsbredden i danske kystvande. Variationsbredden sættes i forhold til styrende fysisk/kemiske forhold. Danske overvågningsdata, herunder miljøkvaliteten, vurderes med anvendelse af norske og svenske klassifikationsværktøjer. En egentlig opdeling i kvalitetsklasser for henholdsvis høj, god, moderat, ringe og dårlig økologisk kvalitet vil for miljøfarlige stoffer – og de biologiske effekter heraf – finde sted på et senere tidspunkt, antageligt i projektets fase IIIb. Det her i projektet gennemførte arbejde er udført af Ingela Dahllöf, Martin M. Larsen og Jesper H. Andersen.

2 Klassificering ud fra ålegræssets dybdegrænse

Formålet med analyserne af ålegræssets dybdegrænse er at vurdere, om dette kvalitetselement kan anvendes til klassificering af miljøkvaliteten. Analysen indeholder følgende delmål:

- at bestemme den aktuelle variationsbredde i ålegræssets dybdegrænse i danske kystvande (opdelt efter typer),
- at bestemme variationsbredden i ålegræssets dybdegrænse under en upåvirket naturlig tilstand (referencetilstand) i danske kystvande (opdelt efter typer),
- at korrelere ålegræssets dybdegrænse med styrende fysisk/kemiske variable,
- at foreslå en inddeling af ålegræssets dybdegrænse i kvalitetsklasser, og
- at analysere typeområdernes dybdegrænser i relation til kvalitetsklasser.

2.1 Metode

Referencetilstanden for ålegræssets dybdegrænse er fastlagt på baggrund af Ostenfelt og Petersens undersøgelser af ålegræssets udbredelse i 1901 (*Ostenfelt 1908*). Undersøgelserne blev foretaget med grab og repræsenterer derfor et konservativt estimat af dybdegrænsen, idet enkeltstående planter kan have haft dybere udbredelse. Disse historiske undersøgelser er de ældste nationalt dækkende undersøgelser af ålegræssets dybdegrænse og er derfor vores bedste grundlag for at definere en "upåvirket, naturlig tilstand". Selv i 1900 kan områder nær større byer dog have været påvirket af urensset spildevand.

De aktuelle data for ålegræssets dybdegrænse stammer fra det marine overvågningsprogram gennem perioden 1989-2000. Data for dybdegrænserne er koblet til vandkemidata, der opsamles løbende i nærheden af vegetationsstationerne. Dybdegrænsen er bestemt som den maksimale udbredelse af ålegræs og vil derfor i nogle tilfælde udgøres af frøplanter¹. Data fra områder, hvor den maksimale dybde falder sammen med ålegræssets dybdegrænse, er fjernet fra datamaterialet.

Målestationerne er indledningsvis typeinddelt efter retningslinierne beskrevet i Vandrammedirektiv-projektets fase I (typer beskrevet i *tabel 2.1*; *Nielsen et al. 2001*). En del åbne områder var ikke typeinddelt i fase I, men vi har defineret dem på baggrund af dybde og salinitet til B1, C1 eller C2 (*tabel 2.2*).

¹ Data for ålegræssets hovedudbredelsesdybde ville have været mere sammenlignelige med referencedata, men dette datasæt var desværre mangelfuldt.

Tabel 2.1 Typeinddeling af de danske kystområder.

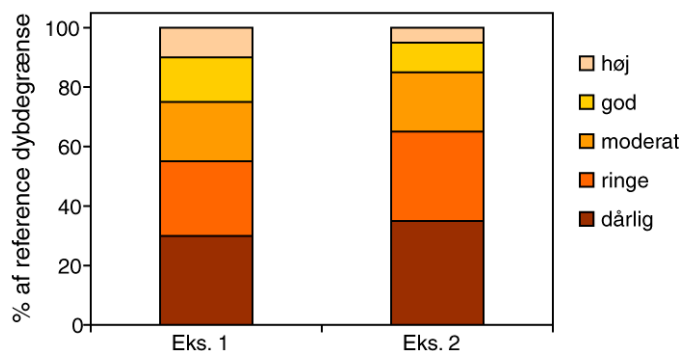
Inddeling	Område	Gns-dybde	Salinitet
A1	Fjord	0-3m	7-18 psu
A2	Fjord	0-3m	> 18 psu
B1	Fjord	3-8m	7-18 psu
B2	Fjord	3-8m	> 18 psu
C1	Fjord	>8m	7-18 psu
C2	Fjord	>8m	> 18 psu
D1	Tærskelfjord		7-18 psu
D2	Tærskelfjord		>18 psu
E	Slusefjord		
F	Indre fjorde		

Tabel 2.2 Oversigt over typeinddeling af områder, der ikke indledningsvis blev typeinddelt i fase I.

Område	Typeinddeling
Yderste del af Kolding Fjord	B1
Nordsjælland østlige kyst	C1
Sejerø bugten	
Jammerland bugten	
Smålandsfarvandet	
Sydlig dele af Lillebælt	
Nord for Lillebæltsbroen	
Sjællands nordkyst	C2
Fyns nordkyst	
Farvandet omkring Endelave	
Kysten ved Juelsminde	
Syd for Århus Bugt (Hou)	

For de aktuelle datasæt har vi foretaget korrelationsanalyser mellem ålegræssets dybdegrænse og styrende fysisk/kemiske variable dels for det samlede datasæt, dels for de enkelte typeområder.

I klassificeringen af miljøkvaliteten ud fra ålegræssets dybdegrænse har vi defineret fem intervaller for kvalitetsklasser for ålegræssets dybdegrænse. Kvalitetsklasserne er defineret for hvert typeområde ud fra de historiske data, der repræsenterer den upåvirkede naturlige tilstand. Den gennemsnitlige dybdegrænse for hvert af typeområderne i de historiske data repræsenterer 100% og er altså det højeste, der kan opnås. Derfra kan intervaller, der repræsenterer kvalitetsklasser, så beregnes. De fem kvalitetsklasser repræsenterer en miljøtilstand/kvalitet som værende "høj", "god", "moderat", "ringe" eller "dårlig". Vandrammedirektivet kræver, at alle typeområder skal opnå en miljøkvalitet på mindst "god" i 2015, og definitionen af god tilstand har derfor stor betydning for, om målet kan opnås. To eksempler på kvalitetsklasser er præsenteret i tabel 2.3. I første eksempel skal dybdegrænsen nå 75% af referencetilstanden, for at kravet om mindst "god" miljøkvalitet er overholdt. I andet eksempel skærpes kravet yderligere, idet den "gode" miljøkvalitet kun kan nås ved en dybdegrænse for ålegræs på mindst 85% af dybdegrænsen ved reference tilstanden (tabel 2.3, figur 2.1). De to eksempler på kvalitetsklasser bliver herefter brugt til at vurdere miljøkvaliteten i typeområderne.



Figur 2.1 To eksempler på inddeling af miljøkvalitet i klasserne høj, god, moderat, ringe og dårlig. Intervallerne defineres som % af dybdegrænsen ved referencetilstanden.

Tabel 2.3 To eksempler på et klassificeringssystem baseret på ålegræssets dybdegrænse. Kvalitetsklasserne er defineret i procent af dybdegrænsen under referencetilstanden.

Kvalitetsklasser	Eksempel 1	Eksempel 2
Høj	90-100%	95-100%
God	75-90%	85-95%
Moderat	55-75%	65-85%
Ring	30-55%	35-65%
Dårlig	0-30%	0-35%

2.2 Resultater

2.2.1 Variationsbredde

Variationsbredden i ålegræssets aktuelle dybdegrænse i de enkelte typeområder er beskrevet i tabel 2.4 og variationsbredden i dybdegrænsen under referencetilstanden er beskrevet i tabel 2.5. Range i dybdegrænsen er beskrevet som variationen mellem 10 og 90%'s fraktile. Derved fjernes eventuelle 'outliers'.

Tabel 2.4 Dybdegrænser (m) fordelt på områdetyper: Aktuelle data (1989-2000).

Fjordtype	Range (10-90%)	25% kvartil	Median	75% kvartil	Middel (SD)	n
Alle	1,7-6,4	2,5	3,8	5,1	3,9 (1,81)	1925
A1	1,7-5,6	2,2	3,9	4,5	3,7 (1,50)	194
A2	1,5-4,0	2,0	3,0	3,5	2,9 (1,15)	71
B1	2,0-5,3	3,2	4,0	4,5	3,9 (1,22)	128
B2	1,5-3,6	2,0	2,6	3,2	2,6 (0,93)	301
C1	3,5-7,4	4,0	5,2	6,5	5,4 (1,64)	462
C2	1,9-6,7	3,1	4,5	5,5	4,4 (1,80)	314
D1	2,0-6,0	3,0	4,5	5,4	4,1 (1,65)	166
D2	3,2-6,1	4,2	5,3	5,7	4,9 (1,21)	19
E	0,6-1,3	0,7	1,2	1,3	1,0 (0,31)	7
F	1,5-3,7	1,8	2,3	3,0	2,4 (0,96)	263

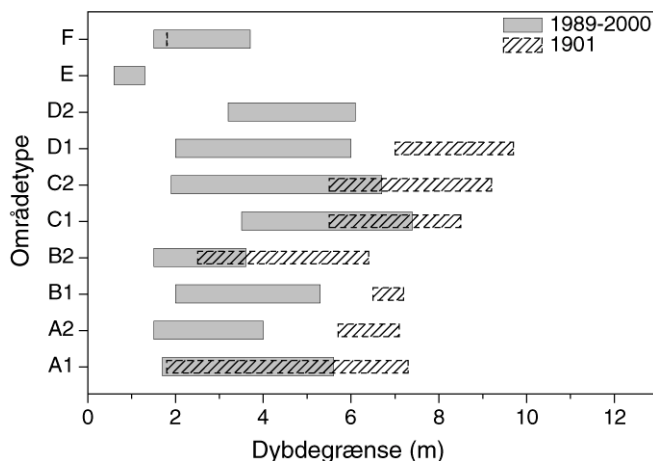
Tabel 2.5 Dybdegrænser (m) fordelt på fjordtyper: Reference data (1901).

Fjordtype	Range (10-90%)	25% kvartil	Median	75% kvartil	Middel (SD)	n
Alle	2,7-9,2	4,6	5,5	7,3	5,8 (2,23)	95
A1	1,8-7,3	2,7	3,7	5,5	4,3 (2,02)	27
A2	5,7-7,1	5,95	6,4	6,9	6,4 (1,27)	2
B1	6,5-7,2	6,6	6,9	7,1	6,9 (0,64)	2
B2	2,5-6,4	3,7	4,6	5,5	4,4 (1,54)	17
C1	5,5-8,5	5,5	6,4	7,3	6,7 (1,26)	26
C2	5,5-9,2	7,3	8,2	9,2	7,9 (1,47)	15
D1	7,1-9,7	7,3	9,2	9,2	8,5 (1,37)	5
F	1,8-1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1

Dybdegrænsen var størst i dybe områder (C1 og C2) for både de aktuelle data og referencedata. Ålegræssets dybdegrænse var mindst i slusefjorde (F) og inderfjorde (E). Dybdegrænserne var generelt lavere for de aktuelle data end for referencedata, selvom begge datasæt dog repræsenterer en stor variationsbredde (figur 2.2).

Det store range i dybdegrænserne skyldes, at typeinddelingen af områderne er grov – mange typeområder omfatter en meget bred vifte af lokaliteter, og indenfor den enkelte lokalitet kan der også være store variationer i både vanddybde og dybdegrænser. Ved typeinddelingen er områdets dybde baseret på et gennemsnit for fjorden og kan derfor dække over en stor variation i dybden. Flere områder er opgjort som type A1, selvom dybden nogle steder overstiger 3 m. Eksempelvis er Præstø Fjord (Fakse Bugt) opgjort som A1, selvom den maksimale dybde i området er >3 m. Ligeledes er Kolding yderfjord opgjort som B1, selvom dybden er >8 m. Dette betyder samtidig, at ålegræssets dybdegrænse kan være større end typeinddelingens maksimale dybde.

Samme problem opstår, når dybdegrænsen i referencetilstanden overstiger områdets maksimale dybde ifølge typeinddelingen. Eksempelvis er den gennemsnitlige dybdegrænse under referencetilstanden i typeområde A1 4,25 m, selvom A1 repræsenterer områder med vanddybder fra 0 til 3 m.

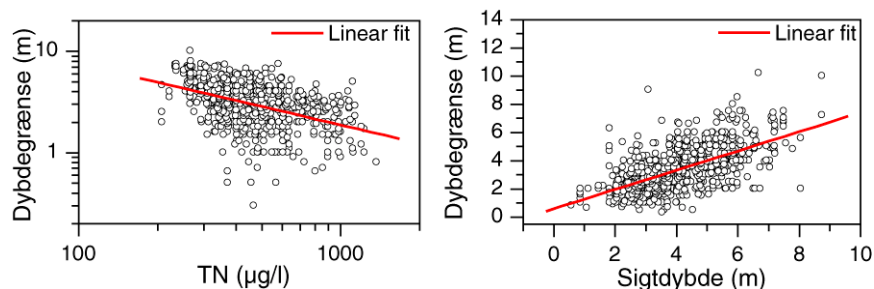


Figur 2.2 Variationsbredden (range opgjort som 10-90%'s fraktiler) i ålegræssets dybdegrænse for aktuelle data (grå bjælker) og referencedata (stiplede bjælker).

Ikke alle områdetyper er repræsenteret i de historiske referencedata, og derfor mangler nogle områder en defineret referencetilstand (D2 og E). Andre typeområder var kun repræsenteret ved ganske få observationer (A2, B1, D1 og F), og deres referencetilstand er derfor usikkert defineret.

2.2.2 Ålegræssets dybdegrænse i relation til fysiske/kemiske variable

Korrelationsanalyser mellem ålegræssets dybdegrænse og fysisk/ kemiske variable blev udført på de aktuelle datasæt dels som en samlet analyse (figur 2.3) og dels for hvert typeområde (data ikke vist). Analyserne viste en positiv korrelation mellem dybdegrænsen og sigtddybden og en negativ korrelation mellem dybdegrænsen og total N, som det også tidligere er vist af Sand-Jensen *et al.* (1994). For en given TN koncentration er der dog en betydelig variation i dybdegrænsen, og TN forklarer da også kun 20% af denne variation. Sigtddybden kan forklare 37% af variationen i dybdegrænsen og er således en bedre parameter til forudsigelse af dybdegrænsen.



Figur 2.3 Dybdegrænse som funktion af total N ($\ln(y)=4,78-0,6\ln(x)$; $r^2 = 0,193$; $p < 0,0001$) og dybdegrænse som funktion af sigtddybde ($y = 0,605 + 0,682x$, $r^2 = 0,369$; $p < 0,0001$). Data for total N og sigtddybde er middelværdier for sommerperioden.

2.2.3 Inddeling i kvalitetsklasser

På baggrund af de historiske data, der repræsenterer den "upåvirkede, naturlige tilstand" har vi opstillet to eksempler på, hvordan man kan definere kvalitetsklasser for ålegræssets dybdegrænse i de forskellige typeområder (tabel 2.6). Eksemplerne svarer til fremgangsmåden, der er illustreret i tabel 2.3 og figur 2.1.

For hvert typeområde er der defineret fem dybdegrænseintervaller svarende til de 5 kvalitetsklasser. Placeringen i et interval resulterer i en given miljøkvalitet. I eksempel 1 betyder en dybdegrænse på 5,5 m i et B1-område, at området har en "god" miljøkvalitet, mens en dybdegrænse på 5,5 m i et C2-område kun betyder en "moderat" miljøkvalitet. I eksempel 2 er en dybdegrænse på 5,5 m i et B1-område ikke nok til en "god" miljøkvalitet, men resulterer kun i en "moderat" miljøkvalitet. I typeområderne A1 og A2 falder den "høje" og den "gode" miljøkvalitet uden for det dybdeinterval, som er defineret for typerne. Dette betyder, at nogle områder ikke kan opnå den ønskede miljøkvalitet, alene fordi områderne er under 3 meter dybe. Dette artifact skyldes, at typeinddelingen er for grov i forhold til de anvendte data.

Tabel 2.6 To eksempler på kvalitetsklasseintervaller for ålegræssets dybdegrænser (m) for de forskellige typer af kystvande. Klassifikationen er lavet ud fra historiske data fra 1901.

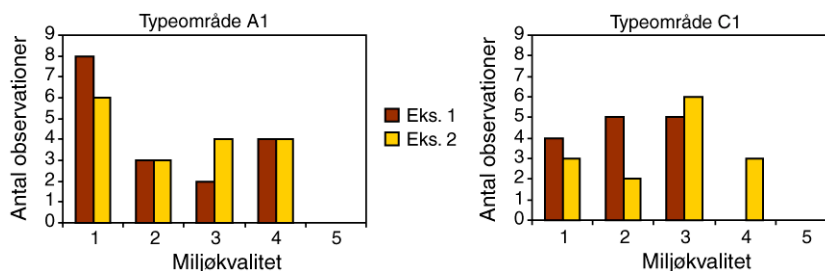
Eksempel 1

Miljøkvalitet	1 = Høj	2 = God	3 = Moderat	4 = Ringe	5 = Dårlig
Interval	90-100%	75-90%	55-75%	30-55%	0-30%
A1	3,8-4,3	3,2-3,8	2,3-3,2	1,3-2,3	0-1,3
A2	5,8-6,4	4,8-5,8	3,5-4,8	1,9-3,5	0-1,9
B1	6,2-6,9	5,1-6,2	3,8-5,1	2,1-3,8	0-2,1
B2	3,9-4,4	3,3-3,9	2,4-3,3	1,3-2,4	0-1,3
C1	6,0-6,7	5,0-6,0	3,7-5,0	2,0-3,7	0-2,0
C2	7,1-7,9	6,0-7,1	4,4-6,0	2,4-4,4	0-2,4
D1	7,7-8,5	6,4-7,7	4,7-6,4	2,6-4,7	0-2,6
D2	-	-	-	-	-
E	-	-	-	-	-
F	1,6-1,8	1,4-1,6	1,0-1,4	0,5-1,4	0-0,5

Eksempel 2

Miljøkvalitet	1 = Høj	2 = God	3 = Moderat	4 = Ringe	5 = Dårlig
Interval	95-100%	85-95%	65-85%	35-65%	0-35%
A1	4,0-4,3	3,6-4,0	2,8-3,6	1,5-2,8	0-1,5
A2	6,1-6,4	5,4-6,1	4,2-5,4	2,2-4,2	0-2,2
B1	6,5-6,9	5,8-6,5	4,5-5,8	2,4-4,5	0-2,4
B2	4,1-4,4	3,7-4,1	2,8-3,7	1,5-2,8	0-1,5
C1	6,3-6,7	5,7-6,3	4,3-5,7	2,3-4,3	0-2,3
C2	7,5-7,9	6,8-7,5	5,2-6,8	2,8-5,2	0-2,8
D1	8,1-8,5	7,3-8,1	5,6-7,3	3,0-5,6	0-3,0
D2	-	-	-	-	-
E	-	-	-	-	-
F	1,7-1,8	1,5-1,7	1,2-1,5	0,6-1,2	0-0,6

De to klassificeringssystemer for ålegræsset dybdegrænse er afprøvet på de aktuelle data fra NOVA-programmet. Den gennemsnitlige dybdegrænse for alle type A1-områder er vurderet efter de to klassificeringssystemer (se tabel 2.6) og tildelt en miljøkvalitet. Antallet af områder, der har nået en given miljøkvalitet for hvert af de to klassificeringseksempler, er grafisk fremstillet i figur 2.4. Tilsvarende er gjort for type C1-områder. Som det fremgår af figuren, er der flere områder, der opfylder vandrammedirektivets krav om en "høj" (= 1) eller "god" (= 2) kvalitet, hvis de vurderes ud fra klassificeringssystemet i Eksempel 1 fremfor systemet i Eksempel 2. Effekten af klassificeringssystemet er tydeligst for C1-typeområder, hvor kun halvt så mange områder når vandrammedirektivets krav om en høj eller god miljøkvalitet, hvis man benytter systemet, der er skitseret i Eksempel 2 fremfor systemet i Eksempel 1.



Figur 2.4 Fordelingen af fjerde på de forskellige miljøkvaliteter inden for områdetyperne A1 og C1 ved brug af de 2 eksempler på klassificering beskrevet tidligere.

En meget stor del af A1-områderne opnår en høj eller god miljøkvalitet ved begge klassificeringssystemer. De historiske data giver som nævnt et konservativt mål for dybdegrænsen under referencetilstanden. Yderligere giver den anvendte opdeling i typer anledning til en uhensigtsmæssig stor variation i ålegræssets dybdegrænse både mht. referencetilstanden og den aktuelle tilstand. Den umiddelbart høje miljøkvalitet i A1-områder er således ikke et udtryk for, at miljøkvaliteten er højere i A1-områder end i C1-områder, men skyldes snarere, at dybdegrænsen under referencetilstanden er underestimeret, og at variationen i dybdegrænser inden for A1-typeområderne er for stor. Indenfor de enkelte fjorde varierer dybdegrænsen også typisk fra indre mod ydre fjordafsnit.

Tabel 2.7 viser endnu et eksempel på klassificering af 6 danske kystområder efter den beskrevne metode. Igen er eksemplet hentet fra områdetyperne A1 og C1. De valgte områder har forskellig kvælstofbelastning og forskellig sigtdybde og opnår derfor også en forskellig miljøkvalitet, selvom den relativt svage korrelation mellem total-N og dybdegrænsen (figur 2.3) viser, at kvælstofkoncentrationen ikke er alene om at regulere dybdegrænsen. Ingen danske kystområder har i dag en tilstand svarende til referencetilstanden, da koncentrationerne af næringsstoffer generelt er højere i dag. De høje miljøkvaliteter, der opnås i eksemplet, afspejler de metodiske problemer, der opstår, når man henregner mange forskellige lokaliteter til samme typeområde.

Hvis man definerer referencetilstand og fastsætter kvalitetskrav for den enkelte fjord fremfor at benytte typeområder, kommer man ud over disse metodiske problemer. Fremgangsmåden kan illustreres med et eksempel fra Kalø Vig:

Ostenfeld fandt tæt og frodig vegetation til omtrent 5 favne (9,4 m) i Kalø Vig (Ostenfeld 1908). Med denne dybdegrænse som referencetilstand, har vi beregnet stedspecifikke kvalitetskrav for Kalø Vig baseret på klassificeringssystemet i Eksempel 1 (Tabel 2.8). I 1999 og 2000 var den gennemsnitlige maksimale dybdegrænse i Kalø Vig hhv. 7,0 og 6,6 m. Baseret på ålegræssets maksimale dybdegrænse har Kalø Vig dermed moderat miljøkvalitet, og der er ikke langt til den gode miljøkvalitet (Tabel 2.8).

Tabel 2.7 Eksempel på miljøkvalitet i 6 udvalgte områder.

Typeområde	Kystområde	Total N (µmol/l)	Dybdegrænse (gns.)	Miljøkvalitet Type 1	Miljøkvalitet Type 2
A1	Odense Fjord	3,41	3,2	2-3	3
A1	Præstø Bugt	2,18	4,1	1	1
A1	Stege Bugt	0,89	3,9	1	12
C1	Gønner Fjord	0,91	3,7	3-4	4
C1	Aabenraa Fjord	0,91	4,1	3	4
C1	Sejerø Bugt	0,63	5,5	2	3

Tabel 2.8 Eksempel på klassificering af miljøkvalitet i Kalø Vig ud fra stedspecifikke kvalitetskrav.

Miljøkvalitet	1 = Høj	2 = God	3 = Moderat	4 = Ringe	5 = Dårlig
Interval	90-100%	75-90%	55-75%	30-55%	0-30%
Dybdegrænse	8,5-9,4	7,1-8,5	5,2-7,1	2,8-5,2	0-2,8

Datasættet for Kalø Vig omfatter imidlertid også opgørelser af ålegræssets hovedudbredelsesdybde (defineret som den dybeste forekomst af ålegræs med dækningsgrad >2%), som er mere sammenlignelige med Ostenfeldts opgørelser af dybdegrænsen. Den gennemsnitlige dybdegrænse for ålegræssets hovedudbredelse var i 1999 og 2000 hhv. 5,9 og 5,8 m. Baseret på dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse har Kalø Vig dermed moderat miljøkvalitet, men der er et stykke vej til den gode miljøkvalitet (tabel 2.8).

2.3 Konklusion

Valg af klassifikationsintervaller er afgørende for hvilken miljøkvalitet, der opnås. Eksemplerne på klassificeringssystemer i denne gennemgang viste tydeligt, at en klassifikation, hvor en reduktion af ålegræssets dybdegrænse på 25% af referencetilstanden tillades, resulterer i, at nogle kystområder opnår en høj miljøkvalitet, selvom næringsstofkoncentrationerne er langt højere end under referencetilstanden.

Selvom de mest restriktive krav til referencetilstand anvendes, tyder klassifikationen på, at der findes danske områder med en høj miljøkvalitet. Da høj miljøkvalitet stort set skal svare til referencetilstanden, afspejler disse resultater ikke den reelle økologiske tilstand. Den foreliggende typeinddeling giver derfor ikke mulighed for at vurdere områdernes økologiske kvalitet ud fra ålegræssets dybdegrænse. Dertil er variationen i ålegræssets dybdegrænse inden for typeområderne for stor. Som alternativ kan man anvende historiske data for de enkelte områder og fastsætte kvalitetskrav individuelt for den enkelte fjord eller kystområde og gerne som gradienter ind gennem fjordene (stedspecifikke krav).

Når ålegræssets dybdegrænse anvendes som kvalitetselement under vandrammedirektivet, er det også vigtigt at være opmærksom på, at referencetilstanden ofte er fastlagt konservativt. Aktuelle dybdegrænser er derfor mest sammenlignelige med historiske referencedata, hvis de repræsenterer den dybeste forekomst af ålegræs med dækningsgrad >2% (eller 5%) "ålegræssets hovedudbredelse" fremfor den dybeste forekomst af enkeltstående planter.

3 Total-kvælstof som kvalitetselement

Et vigtigt element i gennemførelsen af vandrammedirektivet er at fastsætte referencetilstande til brug for klassifikation af den økologiske tilstand. Paleo-økologiske metoder kan i den forbindelse være vigtige redskaber. Eksempelvis kan man bestemme baggrundskoncentrationer for næringsstoffer i kystvande ved at analysere indholdet af kiselalgeskaller ned gennem en sedimentsøjle.

I dette kapitel bliver baggrundskoncentrationen for total-kvælstof estimeret for et mindre område af Roskilde Fjord. I forlængelse heraf opstilles forskellige scenarier for klassificering af miljøkvaliteten i den inderste del af Roskilde Fjord. Kapitlet er en sammenfatning af artikler af *Clarke et al. 2003*, *Conley et al. 2002* og *Andersen et al. 2004*.

3.1 Baggrund

Næringsstofberigelse af kystnære områder er et stort problem, der har betydning for store dele af verden (*Nixon 1995*), men man har i dag kun en begrænset forståelse af tidsperspektivet og i et vist omfang også størrelsen af denne påvirkning. Det vides, at der har været store ændringer i tilførslerne af næringsstoffer til fjorde og kystvande fra menneskelige aktiviteter, lige så længe mennesker har befolket oplandene til de pågældende områder (*Billen & Garnier 1997*). Intensivering af landbruget og udledning af spildevand siden anden verdenskrig menes at have haft den største betydning for kystvandene.

EU's vandrammedirektiv kræver, at medlemslandene skal forvalte deres kystvande, så de som udgangspunkt opnår mindst en god økologisk tilstand. En god økologisk tilstand er defineret som en mindre afvigelse fra referencetilstanden, der i princippet er den uberørte tilstand (*Andersen et al. 2001*). Da den uberørte tilstand ikke eksisterer i det europæiske kulturlandskab, vil referencetilstanden i praksis blive defineret som tilstanden i tiden før intensivering af landbruget. Desværre er de fleste programmer til overvågning af vandmiljøet først blevet etableret inden for de sidste 10-30 år, for sent til at registrere forholdene i tiden før den øgede belastning. Manglen på langtidsdata for næringsstofftilførslerne til kystvande gør, at det er svært at definere og vurdere forvaltningsstrategier.

I et EU-finansieret forskningsprojekt (MOLTEN – Monitoring Long-term Eutrophication and Nutrients) er kystnære sedimenter benyttet til at rekonstruere langtidsændringer (100-150 år) i næringsstofkoncentrationerne i kystvande ved hjælp af såkaldt kiselalgebaserede "overføringsfunktioner". Udviklingen af overføringsfunktioner vil hjælpe med til at fastsætte referencetilstanden for fjorde og kystvande som krævet i vandrammedirektivet. Her diskuteres anvendelsen af overføringsfunktioner i Roskilde Fjord.

3.2 Hvordan kan referencetilstanden fastsættes?

Fastlæggelse af referencetilstanden for det enkelte vandområde er vigtig for at kunne fastsætte et basisniveau, som effekter af fortidige og nuværende aktiviteter kan holdes op imod. Der er flere forskellige metoder til at fastsætte sådanne referencetilstande for akvatiske systemer. Hvis der findes uberørte eller næsten uberørte lokaliteter, kan tilstanden her umiddelbart indgå som reference for påvirkede lokaliteter af samme type. I det marine miljø eksisterer der dog i praksis ikke nogle isolerede eller uberørte lokaliteter, eftersom vandet nemt transporteres fra et område til et andet som følge af havstrømme og vindpåvirkning.

Den mest anvendte metode til at bestemme referencetilstande er derfor at kombinere overvågningsdata med historiske data for systemet. Mens der for visse kvalitetselementer (indikatorer) kun er få historiske data, er der til gengæld en hel del nyere undersøgelser, som kan inddrages ved fastlæggelsen af referencetilstanden.

En anden ofte anvendt metode er at lave afstrømningsmodeller, der kan forudsige udviklingen i næringsstoffløjerne over længere tid, herunder bagud i tid, ud fra ændringer i arealanvendelse og landbrugspraksis (*Billen & Garnier 1997*). En tredje og hidtil upåagtet metode er at benytte paleo-rekonstruktion af fortidige tilstande enten:

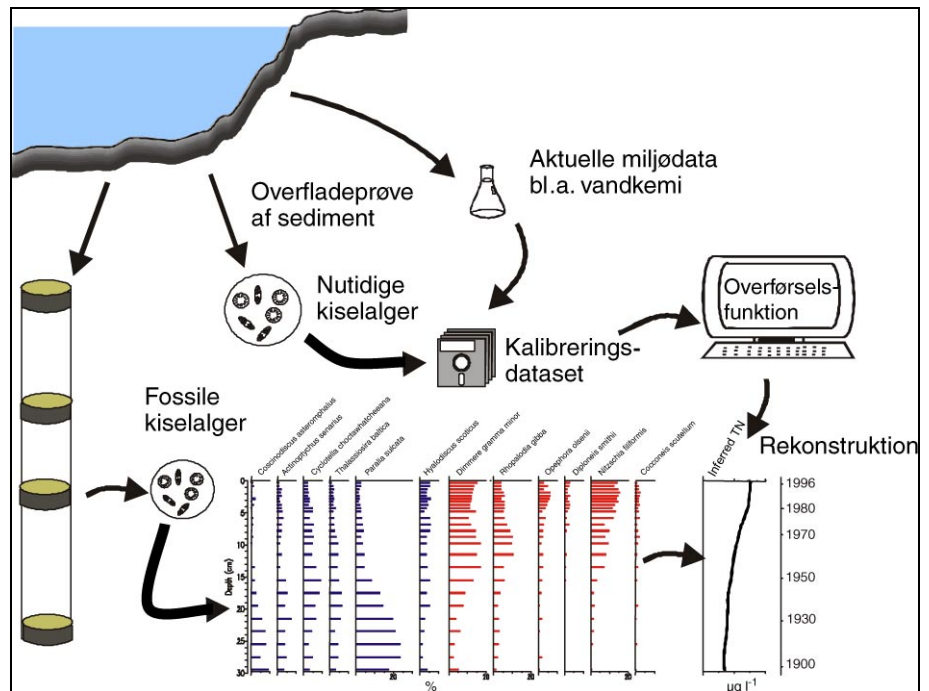
- direkte, baseret på arters tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse bestemt ud fra fossile efterladenskaber, eller
- indirekte ved at bruge forholdet mellem forskellige fossiler til at bestemme andre værdier.

Alle metoder kræver en eksperttolkning, og den endelige fastsættelse af referencetilstandene bliver ofte bedst ved en kombination af flere metoder.

Paleo-økologiske metoder baseret på overføringsfunktioner har været brugt med succes i tidligere studier i forbindelse med rekonstruktion af det historiske forløb af forsuring og næringsstofberigelse af ferskvand (*Bennion et al. 1996*). Det er blevet foreslået at benytte 'vægtet gennemsnit'-baserede overføringsfunktioner i kystnære økosystemer, men der er imidlertid kun udviklet få overførselsfunktioner, og de er typisk rettet mod rekonstruktion af saltholdighed eller overfladetemperatur. I MOLTEN rekonstrueres kvælstofkoncentrationer for de sidste 150 år ved brug af en kiselalgebaseret overføringsfunktion udviklet i de danske kystnære farvande.

3.2.1 Hvad er en overføringsfunktion?

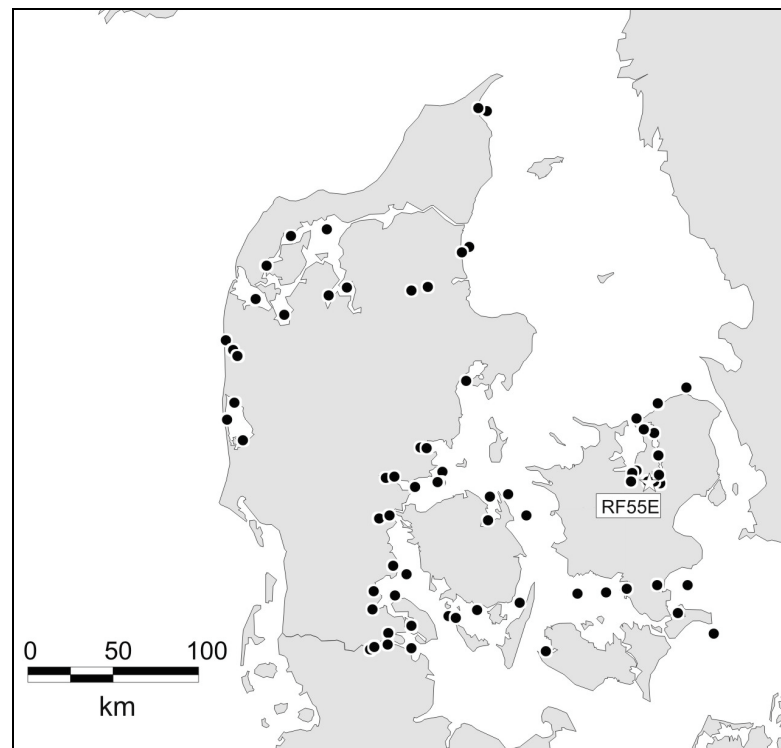
Overføringsfunktioner er udledt fra et datasæt, der består af de nuværende kiselalgesamfund i overfladesedimentet kombineret med miljødata (se figur 3.1). En matematisk responsfunktion (weighted averaging partial least squares – WAPLS) bliver brugt til at relatere kiselalgesammensætningen til de nutidige miljøforhold (*ter Braak et al. 1993*). Når overføringsfunktionen er defineret, kan den bruges til at rekonstruere miljøforhold på mange forskellige lokaliteter ved at



Figur 3.1 Principskitse af hvordan en overførselsfunktion fremstilles og af dens anvendelse til at fastlægge baggrundskoncentrationer for næringsstoffer i kystvande.

bruge funktionen på historiske kiselalgesamfund bestemt i kerneprøver med gennem sedimentet.

Den her anvendte overførselsfunktion blev udviklet ud fra overfladesedimentprøver af kiselalger indsamlet fra 70 fjorde og kystnære områder i Danmark med hjælp fra amterne (se figur 3.2).



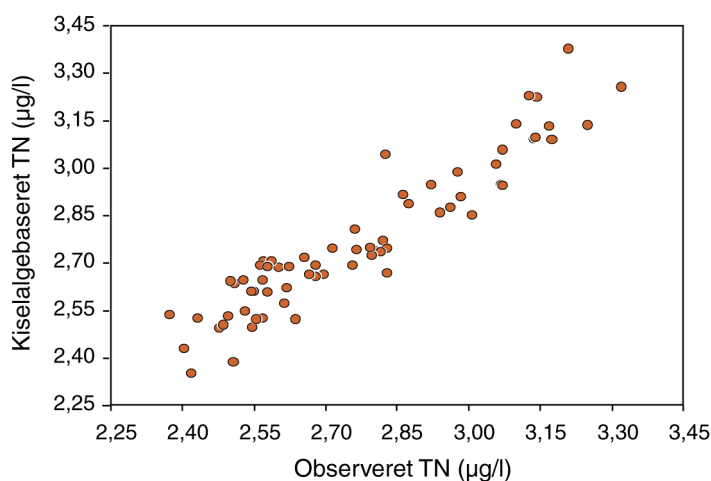
Figur 3.2 Kort over Danmark med angivelse af lokaliteter hvor overfladeprøver er indsamlet, samt positionen for kerne RF55E fra station 55 i Roskilde Fjord.

Et minimum af 500 kiselalgeskaller blev talt i hver prøve. Indsamlingerne dækkede lokaliteter med store forskelle i hydrokemiske forhold og fysiografiske typer fra lavvandede brakvandsfjorde til dybe, salt-holdige åbne vande i Bælthavet (se tabel 3.1).

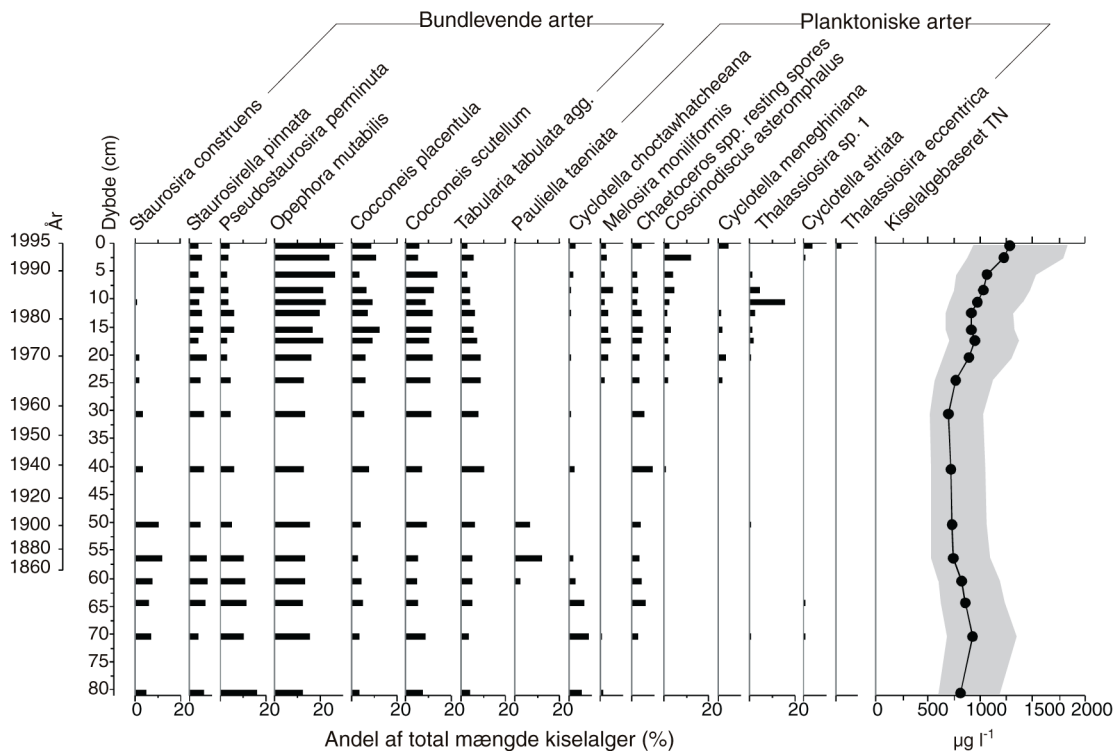
Tabel 3.1 Hydrokemiske karakteristika for lokaliteterne benyttet til at skabe overføringsfunktionen (N = 70). Værdier blev beregnet som et 5-årigt gennemsnit baseret på månedlige målinger og integreret over vandsøjlen.

Variable	Minimum	Maksimum	Gennemsnit	Median
Vanddybde (m)	1,3	38,8	12,7	10,3
Saltholdighed	2,7	31,1	18,5	18,9
TN (μM)	16,9	150,3	48,6	35,0
TN ($\mu\text{g/l}$)	237,0	2104,0	680,0	490,0
NO _n (μM)	0,7	49,2	6,5	3,5
PO ₄ (μM)	0,1	7,5	0,9	0,4
TP (μM)	0,7	11,0	2,0	1,3
Klorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)	1,2	43,5	5,1	3,0
Secchi dybde (m)	0,8	13,0	4,8	4,8

Dette datasæt blev kombineret med resultater fra hydrokemiske målinger i de kystnære farvande indsamlet gennem det danske landsdækkende akvatiske overvågningsprogram (Conley *et al.* 2002). Saltholdighed, ilt (ml/l), klorofyl-a ($\mu\text{g/l}$), Secchi-dybde (m), TN, NH₄, NO₂₊₃ (kombineret nitrat og nitrit), TP, PO₄ (μM) og NO₂₊₃/PO₄ blev udregnet som 5-års gennemsnitlige værdier baseret på et minimum af månedlige målinger og integreret over vandsøjlen, mens vanddybden blev målt ved udtagningsstedet af kernen. Alle miljøvariable, undtagen saltholdighed og vanddybde, blev log₁₀-transformeret, før den statistiske analyse blev foretaget. Statistiske analyser viste, at der var en klar sammenhæng mellem kiselalgesammensætningen og den totale mængde kvælstof. På denne baggrund kunne en overføringsfunktion, der udregnede TN ud fra den relative kiselalgefördeling, udledes, og man så en meget tæt sammenhæng mellem den observerede og den beregnede TN for sættet af overfladeprøver (figur 3.3).



Figur 3.3 Diagram over total nitrogen (TN) bestemt ud fra kiselalgesammensætningen og overføringsfunktionen, baseret på 70 lokaliteter, sammenholdt med den observerede totale nitrogen. Bemærk at data er log-transformerede.



Figur 3.4 Rekonstrueret total nitrogen (TN) værdier og ændringer i udvalgte arter for kernen fra station 55 i Roskilde Fjord. Det grå bånd angiver standardafvigelse.

3.2.2 Eksempel fra Roskilde Fjord

Overføringsfunktionen blev anvendt på fossile kiselalgesamfund (baseret på 500 kiselalgeskaller) ekstraheret fra en 1 m lang ^{210}Pb -dateret sedimentkerne (*Adser 1999*) fra Roskilde Fjord (RF55E, placering: $55^{\circ}40'92\text{N}$ og $11^{\circ}58'09\text{E}$, vanddybde 15 m). Denne sedimentkerne blev taget fra et ofte iltfrit indre bassin, som har en relativt hurtig akkumulering af finkornet sediment (*Adser 1999*).

Rekonstruktionen viser, at TN-koncentrationen i Roskilde Fjord har varieret væsentligt over de sidste par hundrede år, jf. figur 3.4.

Rekonstruerede TN-koncentrationer (i de frie vandmasser) varierede mellem ca. $700\text{--}850\ \mu\text{g/l}$ gennem perioden 1850-1950. En hurtig forøgelse af TN-koncentrationen fandt sted i begyndelsen af 1950'erne med de højeste beregnede TN-koncentrationer på omkring $1.300\ \mu\text{g/l}$, hvilket stemmer godt overens med den målte værdi på $1.200\ \mu\text{g/l}$. I Danmark oversteg mængden af udbragt kunstgødning mængden af husdyrgødning i 1960'erne. Den hurtige stigning i TN-koncentrationerne, som ses ud fra rekonstruktionen, afspejler denne forøgelse i brugen af kunstgødning efter anden verdenskrig. Ud over beregning af udviklingen i TN viser figur 3.4 også en tydelig ændring i artssammensætningen af kiselalger, der afspejler reduktionen i ålegræssets udbredelse gennem 1970'erne.

3.2.3 Langtidsændringer i næringsstofkoncentrationer

Vores rekonstruktion af TN-koncentrationer viser, at TN-koncentrationen i Roskilde Fjord næsten blev fordoblet mellem 1950'erne og 1995. Globalt er der sket store ændringer i kvælstofcyklussen gen-

nem den sidste halvdel af det tyvende århundrede, som har ført til forøgede næringsstofkoncentrationer i kystnære økosystemer (Nixon 1995). Vores rekonstruktion er i god overensstemmelse med tidligere studier, som har vist, at fosforbelastningen er steget med 2-6 gange og nitrogenbelastningen med 1,4-4,5 gange i forhold til forholdene i begyndelsen af 1900-tallet (Conley 1999). De historiske ændringer i TN-koncentrationen støtter den 50%-reduktionsstrategi, der er foreslået for kvælstofbelastningen i mange kystnære økosystemer (Rabalais & Nixon 2002), inklusive de danske kystvande (Bradshaw 2001).

3.3 Klassificering

En analyse af kystnær næringsstofberigelse ud over de årtier, som kan analyseres ved hjælp af databaser, der indeholder nutidige data, er nødvendig for bedre at kunne definere den naturlige variabilitet og for at kunne bestemme referencetilstanden. Med den finansielle og tidsmæssige investering, der er nødvendig for at reducere kvælstofkoncentrationerne i vandmiljøet, er omhyggelige modeller til beskrivelse af ændringer essentielle. Anvendelsen af kvantitative paleo-økologiske metoder i studiet af kystnær næringsstofberigelse kan give information om raten og størrelsen af ændringer i næringsstofkoncentrationer. Denne information er vital for en effektiv forvaltning af kystnære systemer.

Miljøtilstanden i Roskilde Fjord har gennem mange år været 'ikke tilfredsstillende', idet de opstillede miljømål ikke har været opfyldt. Med de værktøjer, som er udviklet i MOLTEN, er det muligt at konkretisere miljømålet (for TN, udtrykt som årsgennemsnit) og relatere den aktuelle tilstand til det klassifikationssystem, som skal anvendes i henhold til vandrammedirektivet. Tabel 3.2 og 3.3 indeholder foreløbige forslag til, hvordan miljøtilstanden i Roskilde Fjord eventuel kan klassificeres. De 5 tilstandsklasser er hhv. høj, god, moderat, ringe og dårlig tilstand, jf. vandrammedirektivets bilag V. I de valgte scenarier er grænsen mellem god og moderat økologisk tilstand defineret som afvigelser på 25% (tabel 3.2) og 15% (tabel 3.3) fra referencetilstanden.

Tabel 3.2 Eksempel på en foreløbig klassifikation af økologisk kvalitet, her årsgennemsnit af TN-koncentrationen, i Roskilde Fjord. I A, B og C scenarierne er referencetilstanden sat til hhv. 840, 770 og 700 µg/l. De markerede felter angiver den aktuelle miljøkvalitet, som er ca. 1.100 µg/l.

	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
25% afvigelse	1,0-0,90	0,90- 0,75	0,75-0,55	0,55-0,30	0,30-0,0
A	< 924	924-1050	1051-1218	1219-1428	> 1428
B	< 854	854-996	980-1120	1121-1316	> 1316
C	< 770	770-882	882-1022	1023-1190	> 1190

Tabel 3.3 Eksempel på en foreløbig klassifikation af økologisk kvalitet, her årgennemsnit af TN koncentrationen, i Roskilde Fjord. I D, E og F er scenarierne er referencetilstanden sat til hhv. 840, 770 og 700 µg/l. De markerede felter angiver den aktuelle miljøkvalitet, som er ca. 1.100 µg/l.

	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
15% afvigelse	1,0-0,95	0,95-0,85	0,85-0,65	0,65-0,35	0,35-0,0
D	< 868	868-966	967-1134	1135-1386	> 1386
E	< 812	812-882	883-1036	1037-1274	> 1274
F	< 742	742-812	813-1022	1023-1162	> 1162

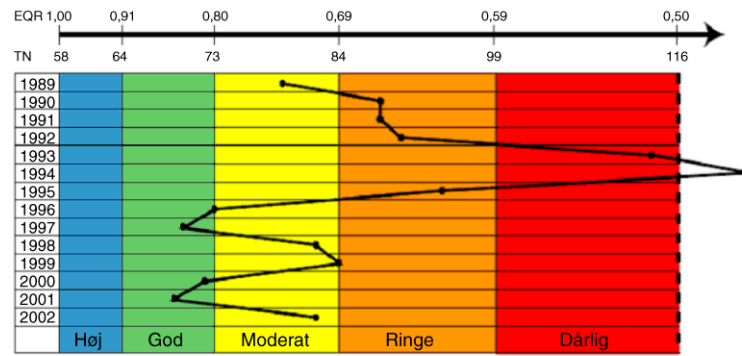
Et interessant spørgsmål er, hvad den aktuelle miljøtilstand rent faktisk er. Overvågningen i Roskilde Bredning (station 60) i perioden 1989-2001 viser, at de typiske TN-koncentrationer, udtrykt som årgennemsnit, er omkring 1.100 µg/l. På trods af at der er visse forskelle mellem metoderne og stationerne i hhv. overvågningsprogrammet og MOLTEN, er resultaterne sammenlignelige. Som markeret i tabel 3.2 og 3.3 vil den aktuelle miljøtilstand – alt efter valg af referencetilstand og acceptabel afvigelse fra denne – være enten 'moderat' eller 'ringe'.

Et andet interessant spørgsmål er, om miljøtilstanden skal vurderes for hvert enkelt år (som ovenfor) eller eksempelvis som et gennemsnit for 3 eller 6 år. Det fremgår af figur 3.5, at tilstanden varierer betydeligt fra år til år. Næsten uanset hvilket af klassifikationsscenarierne man lægger til grund for en vurdering af miljøtilstanden, vil denne variation gøre det vanskeligt at konkludere på om tilstanden er acceptabel eller ej. I scenario A, som er det mest lempelige, vil tilstanden i perioden 1996 til 2002 variere mellem god og moderat, altså mellem acceptabel og uacceptabel. I scenario F, som er det mest restriktive, vil tilstanden i samme perioden variere mellem moderat og ringe. Tilstanden vil for alle år være uacceptabel.

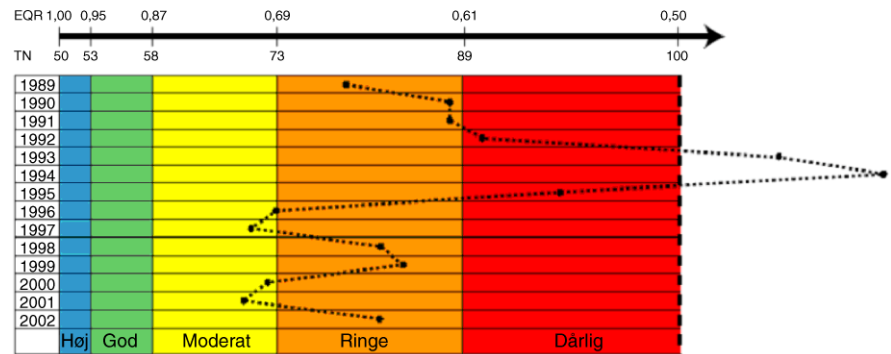
Hvilket af de her skitserede scenarier, som til sin tid skal lægges til grund for en vandområdeplan for Roskilde Fjord, er et politisk valg og uden for rammerne af denne rapport. Endvidere er der andre eutrofieringseffekter, der skal tages hensyn til end TN. Det skal dog nævnes, at Roskilde Amt tidligere har vurderet, at en acceptabel miljøkvalitet for dybdeudbredelsen af ålegræs opnås ved TN-koncentrationer på omkring 800 µg/l, udtrykt som årsmiddel (S. Hedal, pers. kom.). Dette svarer til det mest restriktive af de her skitserede scenarier, hvor referencetilstanden er sat til 700 µg/l og den acceptable afvigelse til 15%.

Det skal understreges, at de her konstruerede eksempler på klassifikation af miljøtilstanden skal opfattes som et første og uforpligtende bud på, hvordan miljømålene kan gøres operationelle. Bindende miljømål bør først fastlægges, når usikkerhederne i den her anvendte metode er undersøgt nærmere. Der er dog ikke tvivl om, at metoden vil kunne finde anvendelse i forvaltningen af de europæiske kystvande.

Scenario A



Scenario F



Figur 3.5 Økologisk status udtrykt som TN (årsgennemsnit) i den sydlige del af Roskilde Fjord i perioden 1989-2002. Se tabel 3.2 for forklaring af scenario A og tabel 3.3 for scenario F.

4 Vurdering af datagrundlaget for klassifikation af muslingers indhold af miljøfarlige stoffer mv.

Som led i gennemførelsen af vandrammedirektivet er det vurderet, om koncentrationsmåling i muslinger kan anvendes i forbindelse med udvikling af et klassificeringssystem for miljøkvaliteten.

For de miljøfarlige stoffer, herunder tungmetaller, har der under fase IIIa været behov for at vurdere datagrundlaget, inden arbejdet med inddeling i klasser bliver påbegyndt. Delmålene for den gennemførte vurdering af datagrundlaget har været at belyse følgende forhold:

1. En analyse af variationsbredden i marine muslingers indhold af udvalgte miljøfarlige stoffer og tungmetaller.
2. Gennemførelse af multivariate analyser (PCA) mht. beskrivelse af geografiske og tidsrelaterede forskelle i forureningsmønstre mellem områder og stationer.
3. En vurdering af det foreliggende datagrundlags anvendelighed til at foretage klassificering, herunder anbefalinger mht. det videre arbejde.

I forlængelse heraf præsenteres eksempler på kvalitetsklasser for miljøfarlige stoffer i marine muslinger.

4.1 Metoder og datagrundlag

Der er groft sagt to metoder til at fastlægge kvalitetskriterier for et givent område:

- 1) Definition ud fra baggrundsværdier, dvs. koncentrationer som kan forventes i et tilsvarende miljø uden påvirkning fra menneskelig aktivitet. For de danske farvande findes sådanne områder nærmest ikke, da der vil være mulighed for både luft- og vandbåren forurening fra kystnære kilder stort set overalt. I dette tilfælde kan man i stedet anvende referenceværdier, som fx kunne være værdier fra de områder, der er mindst belastet. For de miljøfarlige stoffer og metaller kan man ikke anvende historiske data, da der har været en kraftig udvikling i både metoder og kvalitetssikring efter industrialiseringen. For de organiske stoffer, der ikke forekommer naturligt, vil baggrundskoncentrationen pr. definition være 0, hvorimod metaller og enkelte naturligt forekommende organiske stoffer vil have en reel baggrundskoncentration >0 .
- 2) Et alternativ til baggrunds-/referenceværdier er udvikling af økotoxikologisk/toksikologisk baserede værdier, som angiver et niveau, hvorover organismer forventes at være påvirket/skadet af påvirkningen. Disse er typisk baseret på laboratorieforsøg med enkeltstoffer, og enten 50% dødelighed eller andre, mindre drasti-

ske former for indikatorer for påvirkning af de testede stoffer. I dag forsøger man især at se på ikke-dødelige effekter, som kan give langtidseffekter.

4.1.1 Datagrundlag

For muslinger findes data fra NOVA-programmet med prøvetagninger i 1998, 1999 og 2000 samt enkelte amtsprøver, der er analyseret sammen med NOVA-prøverne. Specifikt drejer disse ekstraprøver sig om Århus Amts MFS-fase 4 program i Randers Fjord og Århus Bugt, samt Roskilde/Frederiksborg amters ekstra stationer i Roskilde inderfjord, Køge Bugt og Isefjorden. NOVA-programmet indeholder analyser for Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, Hg, PCB'er, HCH'er, DDT'er, PAH'er samt TBT og dets nedbrydningsprodukter.

I forbindelse med Øresundsforbindelsens overvågningsprogram er der af SEMAC JV i 1996, 1997, 1998 samt 2000 analyseret for metallerne Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, Hg og As.

Der er af i regi af HELCOM/OSPAR/ICES foretaget baselineundersøgelser i 1983 (Nordsøen), 1985 (indre danske farvand) og 1990 (kystnære danske dele af Nordsøen). Der er analyseret for metallerne Zn, Cu, Cd, Ni, Pb og Hg. Herudover er der data for PCB-analyser i Østersøen og Kattegat fra begyndelsen af 1990'erne.

4.1.2 Udvalgelse af data

Der er inden for rammerne af dette projekt ikke forsøgt indhentet yderligere data fra amterne ud over de, som automatisk genereres via NOVA-programmet. Data fra NOVA er foretrukket, dels fordi de er de eneste datasæt, der indeholder metaller, PCB og klorerede pesticider, PAH'er og TBT, dels fordi de repræsenterer et bredt udsnit af danske farvande med en ensartet prøvetagningsstrategi. Det skal bemærkes, at PAH'erne efterfølgende er blevet revideret, men for sum PAH, som er anvendt her, er ændringerne generelt under 10%. Hertil kommer, at prøvetagningen og analyserne er foretaget ensartet og i overensstemmelse med de tekniske anvisninger, som stiller krav om dokumentation af kvaliteten af alt fra prøvetagning til den endelige analyse og indrapportering til MADS-databasen.

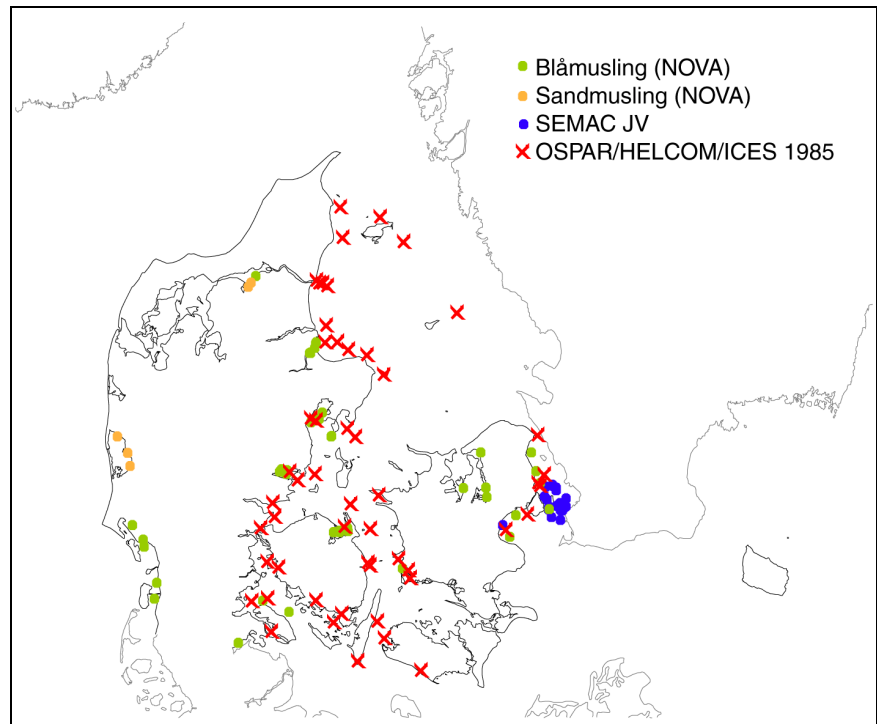
Til PCA-analyse er anvendt alle muslingedata fra NOVA-programmet samt de regionale undersøgelser udført efter principperne i NOVA-programmet i perioden 1998-2001. Den opsummerende statistik angivet i *tabel 4.2* inkluderer desuden metal- og TBT-data fra 2001 prøvetagningen, hvor foreløbige resultater forelå 1. marts 2002.

For metaller er der yderligere inddraget data fra den baselineundersøgelse, der er udført i 1985 for HELCOM/OSPAR/ICES. Resultaterne fra denne undersøgelse er kun anvendt til sammenligning med NOVA-resultater, fordi prøverne er taget fra kystnære områder, ikke fjorde. Herudover er Øresundsdata for metaller fra SEMAC JV inddraget i ISO-plot kurverne for metaller samt som sammenligningsgrundlag for NOVA-resultaterne.

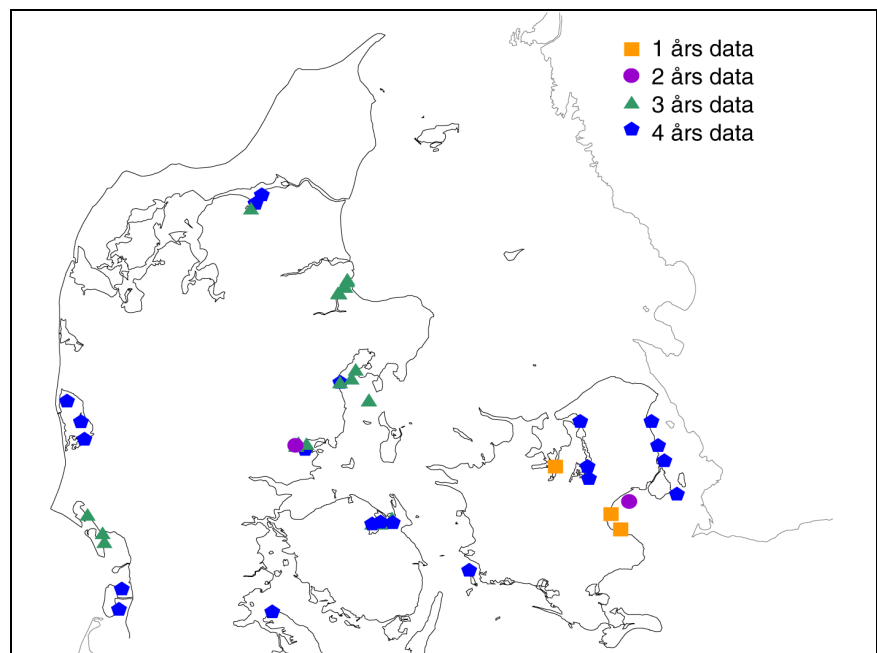
Generelt er koncentrationer for metaller angivet i mg/kg tørstof og for organiske stoffer som µg/kg vådvægt. Dog er TBT og organiske stoffer i PCA-analysen og til konturplot kurver omregnet til mg/kg tørstof.

De stationer, der indgår i analyserne, er markeret på figur 4.1. For NOVA-prøver er antal år med data fra hver station angivet på figur 4.2. Bemærk at for de stationer, hvor der er angivet 4 års data, gælder dette kun for metaller og TBT, for PAH, PCB, DDT og HCH er der i disse tilfælde data for 3 år.

Figur 4.1 Stationer og muslingearter der er anvendt. SEMAC JV og OSPAR/HELCOM/ICES er alle blåmuslinger.



Figur 4.2 Stationer markeret til at have 4 års data er 4 år for metaller og TBT, men kun 3 år for PCB, DDT, HCH PAH. OBS: Stationer i Køge Bugt og Isefjord er fra 2001, og repræsenterer derfor kun TBT- og metaldata.



Anvendes typeinddelingen af de danske kystområder, som blev beskrevet nærmere under Ålegræs-afsnittet, findes tilhørsforholdet angivet i *tabel 4.1*. Heraf ses, at A1 og Vadehavet, sammen med indre danske farvande, er de eneste med mere end et NOVA-område, ligesom 4 af de angivne inddelinger ikke er repræsenteret med NOVA-stationer.

Tabel 4.1 Placering af data for miljøfarlige stoffer og metaller i muslinger under NOVA programmet i typeinddelingen af de danske kystområder.

Inddeling	Områder der indgår i NOVA-programmet
A1 (0-3m/7-18psu)	Odense Fjord, Randers Fjord, Køge Bugt, sydlige del af Øresund og NOVA-stationer i Roskilde Fjord
A2 (0-3m/>18psu)	Isefjord (regional station)
B1 (3-8m/7-18psu)	Ikke repræsenteret
B2 (3-8m/>18psu)	Limfjorden
C1 (>8m/7-18psu)	Ikke repræsenteret
C2 (>8m/>18psu)	Århus Bugt
D1 (Tærskel 7-18psu)	Flensborg Fjord (enkelt station)
D2 (Tærskel >18psu)	Ikke repræsenteret
E Slusefjord	Ringkøbing Fjord
F Indre Fjord	Horsens Fjord og regional station inderst i Roskilde Fjord
Indre farvande	Øresund, Storebælt, Lillebælt (ved Als)
Vadehavet	5 stationer

4.2 Variationsbredden og geografisk variation

Variationsbredden af de anvendte datasæt er beskrevet dels inden for året, dels imellem årene for de enkelte stationer. Samtidig er der præsenteret opsummerende statistik i form af percentiler for alle datasæt. Den geografiske variation er illustreret med konturplots for et antal fjorde og i Øresund for kviksølv og TBT, ligesom der senere i forbindelse med gennemgangen af de svenske og norske klassificeringssystemer er tegnet konturplots for cadmium.

4.2.1 Variationsbredde i de anvendte datasæt

NOVA-programmets tekniske anvisninger foreskriver, at der på hver station årligt udtages 3 parallelprøver bestående af min. 20 muslinger i et givent længdeinterval. For hver delprøve puljes og homogeniseres muslingebløddelene, hvorefter homogenatet deles til de forskellige analyser. Dette giver mulighed for at bedømme summen af analyseusikkerhed og biologisk betinget variation inden for de enkelte stationer. I *tabel 4.2* er dette opgjort for hvert år af 1998-2000 datasættene som en middel relativ standardafvigelse af alle stationsdata (dvs. for hver station beregnes standardafvigelsen divideret med middelkoncentrationen, RSD%, som herefter midles over alle stationer). For at vurdere variationen mellem årene er en tilsvarende RSD% for de enkelte stationer, hvor der findes data for mere end 1 år, beregnet og middelværdien af disse RSD-%'er angivet som år-år variationen i *tabel 4.3*. Man bemærker, at de fleste stoffer giver en rimelig robusthed in-

den for årene, samt at variationen inden for årene generelt står i et rimeligt forhold til variationen imellem årene. Den større spredning på bly og HCH kan tilskrives større analyseusikkerhed på disse stoffer, der i mange tilfælde ligger tæt på detektionsgrænsen. Variansen af stationsdata inden for året afspejler sandsynligheden for, at statistisk signifikante forandringer kan påvises mellem år, hvorimod år-til-år variationen giver en indikation af, om forandringer inden for lokalområderne generelt er større, end man kan forvente af indenfor års-variationen. Som tommelfingerregel giver en indenårs variation på 10% mulighed for at påvise en forandring på 10% over ti år (hvis en sådan sker).

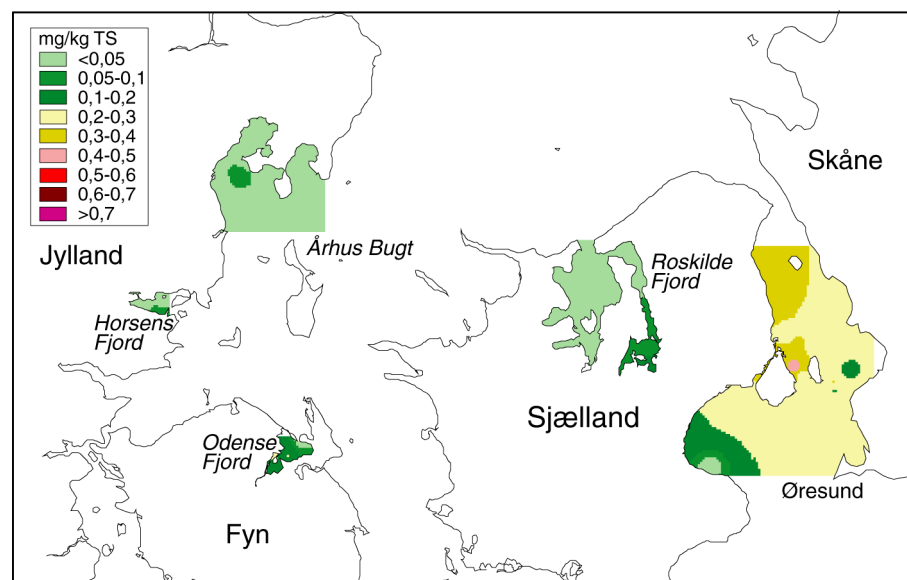
Tabel 4.2 Den gennemsnitlige variation (RSD%) i koncentrationerne mellem prøverne på stationsniveau udtrykt som en variationskoefficient i %. Værdierne for 1998 til 2000 angivet. Til sammenligning er variationen fra år til år 1998-2001 for metaller og TBT og for 1998-2000 for øvrige organiske stoffer angivet.

	RSD%										
	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb	TBT	∑PCB	∑HCH*	∑DDT	∑PAH
2000	8	9	10	10	18	15	14	10	14	9	7
1999	7	8	13	15	17	19	17	12	23	11	8
1998	8	7	13	13	14	17	15	9	11	10	11
år-år	17	20	33	32	45	46	37	89	91	82	46

For HCH-stationer, hvor koncentrationen i 2 ud af 3 parallelprøver var under detektionsgrænsen, er disse stationer udelukket af beregningen.

4.2.2 Geografisk variation

Konturplot af koncentrationsniveauerne for Hg og TBT er vist i figur 4.3 og 4.4. Farveskalaen for kviksølv svarer til 25%, 50%, 75% og 90% percentilen (afrundet). Samme skala er anvendt for TBT. Konturplot kurverne er fremstillet ud fra standardindstillinger i ArcView, dvs. som afstandskorrigeret middelkoncentration i forhold til de nærmeste op til 12 nabopunkter, og uden hensyntagen til kystlinier eller andre obstruktioner i stoffernes bevægelse.



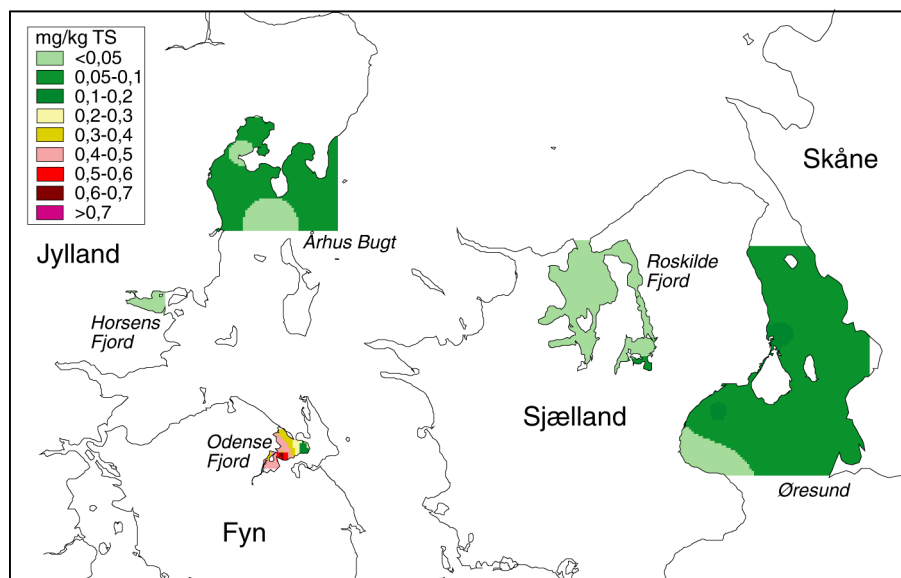
Figur 4.3 Kviksølv konturplot for udvalgte fjorde og Øresund. Data fra NOVA-2003, amter og SEMAC JV. Bemærk at farveskalaen kun er valgt for at præsentere forskellen i koncentration, ikke ud fra klassificeringsbetragtninger. De første 4 trin svarer dog til 25-50-75 og 90% percentilen for kviksølv i tabel 4.3.

Tabel 4.3 Opsummerende statistik for NOVA-stationer (inkl. ekstra amtsstationer). Til sammenligning er der for metaller også angivet middel-std.afvigelse-max for HELCOM/OSPAR/ICES baseline og SEMAC JV Øresundsundersøgelser.

mg/kg TS	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb
<i>NOVA 1998, 1999, 2000, 2001 (n = 113; 50 stationer)</i>						
Min.	79	4,6	0,014	0,24	<0,2	0,2
5%	82	5,9	0,022	0,42	1,0	0,3
10%	85	6,1	0,027	0,50	1,2	0,4
25%	98	7,2	0,055	0,72	1,7	0,6
50% (median)	114	8,4	0,093	1,13	2,6	0,9
75%	142	10,4	0,190	1,51	3,6	1,5
90%	177	13,3	0,287	2,18	5,5	3,0
95%	202	20,3	0,345	3,09	7,7	4,0
Maksimum	278	27,0	0,538	4,04	43,0	6,8
n	113	113	113	113	113	113
Middelværdi	126	9,6	0,133	1,26	3,8	1,4
Std. afvigelse	40,427	4,2	0,110	0,78	5,6	1,3
<i>HELCOM/OSPAR/ICES baseline 1985 (n = 53-55; 55 stationer)</i>						
Median	79	4,2	0,012	0,51	1,2	1,1
Middelværdi	82	7,1	0,025	0,18	1,5	1,2
Std. afvigelse	21	3,4	0,034	0,29	1,0	0,7
Maksimum	137	28,8	0,167	1,47	5,5	3,8
<i>Øresund ved SEMAC JV 1996, 1997, 1998, 2000 (n =53; 23 stationer)</i>						
Median	149	9,6	0,267	3,77	3,4	2,5
Middelværdi	149	11,8	0,267	3,88	3,4	2,5
Std. afvigelse	19	10,9	0,063	0,95	0,7	1,2
Maksimum	205	70,1	0,507	6,74	5,7	6,0

µg/kg VV	TBT	ΣPCB	ΣHCH	ΣDDT	ΣPAH
Min.	0,89	<0,01	<0,01	<0,01	7,2
5%	1,38	0,29	0,04	0,12	16
10%	1,92	0,60	0,09	0,24	27
25%	4,42	1,51	0,15	0,56	75
50% (median)	7,34	2,73	0,29	0,90	101
75%	12,34	5,22	0,43	1,19	137
90%	22,33	7,28	0,59	1,61	182
95%	57,67	8,91	0,71	1,82	254
Maksimum	122,40	23,65	1,79	2,74	54
n	116	90	90	90	94
Middelværdi	12,846	3,702	0,33	0,91	115
Std. afvigelse	18,673	3,586	0,26	0,52	79

g/mm/%	Middelvægt af bløddele	Middel skalvægt	Middel skal længde	Tørstof %	Lipid %
Min.	0,460	0,407	23,1	5,7	0,09
5%	0,646	0,731	28,9	9,0	0,37
10%	0,755	0,840	34,7	9,7	0,47
25%	1,422	1,310	37,3	12,5	0,65
50% (median)	2,509	3,702	45,3	14,6	0,80
75%	4,064	6,744	50,6	17,0	1,15
90%	7,715	10,613	57,3	19,5	1,53
95%	12,558	13,977	67,1	20,8	1,97
Maksimum	18,833	23,241	72,9	24,1	4,16
n	106	106	106	120	79
Middelværdi	3,603	4,959	45,1	14,8	0,98
Std. afvigelse	3,619	4,479	10,4	3,8	0,63



Figur 4.4 TBT- konturplot for udvalgte fjorde og Øresund. Data fra NOVA-2003 og amter.

Koncentrationen af kviksølv er størst i Øresund, hvorimod den maksimale koncentration for TBT findes i Odense Fjord. De højere koncentrationer i Odense Fjord tilskrives den langsommere vandudskiftning og tilstedeværelsen af Odense Stålskibsværft, hvor større skibe stadig kan få påført TBT-holdig maling. De høje kviksølvkoncentrationerne i Øresund tilskrives dels større kviksølvforurenende virksomheder i området, dels påvirkning fra husholdningsspildevand fra de mange større byer i området. Kortene illustrerer, at det er nødvendigt med forskellige indikatorer for TBT og kviksølv pga. forskelle i kilder og spredningsmønstre, hvis indikatorerne skal anvendes til at forberede indgreb mod de kilder, der påvirker et vandområde.

4.2.3 Normalisering af koncentrationsmålinger

For at kunne sammenligne muslingernes koncentrationer mellem forskellige områder og mellem år er det nødvendigt at normalisere indholdet af miljøfarlige stoffer. På muslingerne er der målt vægt af bløddele, skalvægt og skallængde, og for bløddelene lipid og tørstof. Ud fra middelvægt af bløddele, skalvægt og skallængde er defineret 2 simple konditionsindeks, som forholder sig til bløddelens forhold til skallerne: KI 1: bløddele/skallængde og KI 2: bløddele/skalvægt. Der findes mange andre mulige konditionsindeks, som baserer sig på forskellige potenser af skallængder/vægte. Korrelationen af disse 5 normalisatorer er angivet i tabel 4.4. Bløddelsvægten er kraftigt korreleret med skalvægt, skallængde og KI 1, men pudsigt nok ikke KI 2. Tørstof er generelt signifikant korreleret men med lav forklaringsgrad til alt andet end skallængder, hvorimod lipid ikke er korreleret til bløddele, skalvægt, skallængder eller konditionsindeks.

Afhængigt af hvilken normaliseringsfaktor man vælger at bruge, viser korrelationerne hvilke af de andre, der varierer på samme måde. Det vil sige, at hvis man bruger en normaliseringsfaktor, fx KI 1, så

kan man ikke bruge de andre normaliseringsfaktorer KI 1 korrelerer med som yderligere forklaringsparameter, da de samvarierer.

Table 4.4 Korrelationsanalyse af normaliseringsparametre. Signifikant korrelation ($p < 0,05$) med høj forklaringsgrad ($> 0,8$) er fremhævet med fed skrift, signifikant korrelation med lav forklaringsgrad er fremhævet med kursiv skrift.

	Bløddele	Skalvægt	Skallængde	Tørstof	KI 1	KI 2
Bløddele	1,00					
Skalvægt	0,91	1,00				
Skallængde	0,89	0,93	1,00			
Tørstof	<i>0,46</i>	<i>0,40</i>	0,31	1,00		
KI 1	0,99	0,91	0,89	<i>0,48</i>	1,00	
KI 2	0,00	-0,34	-0,26	-0,02	-0,02	1,00
Lipid	0,17	0,16	0,16	<i>0,45</i>	0,20	0,11

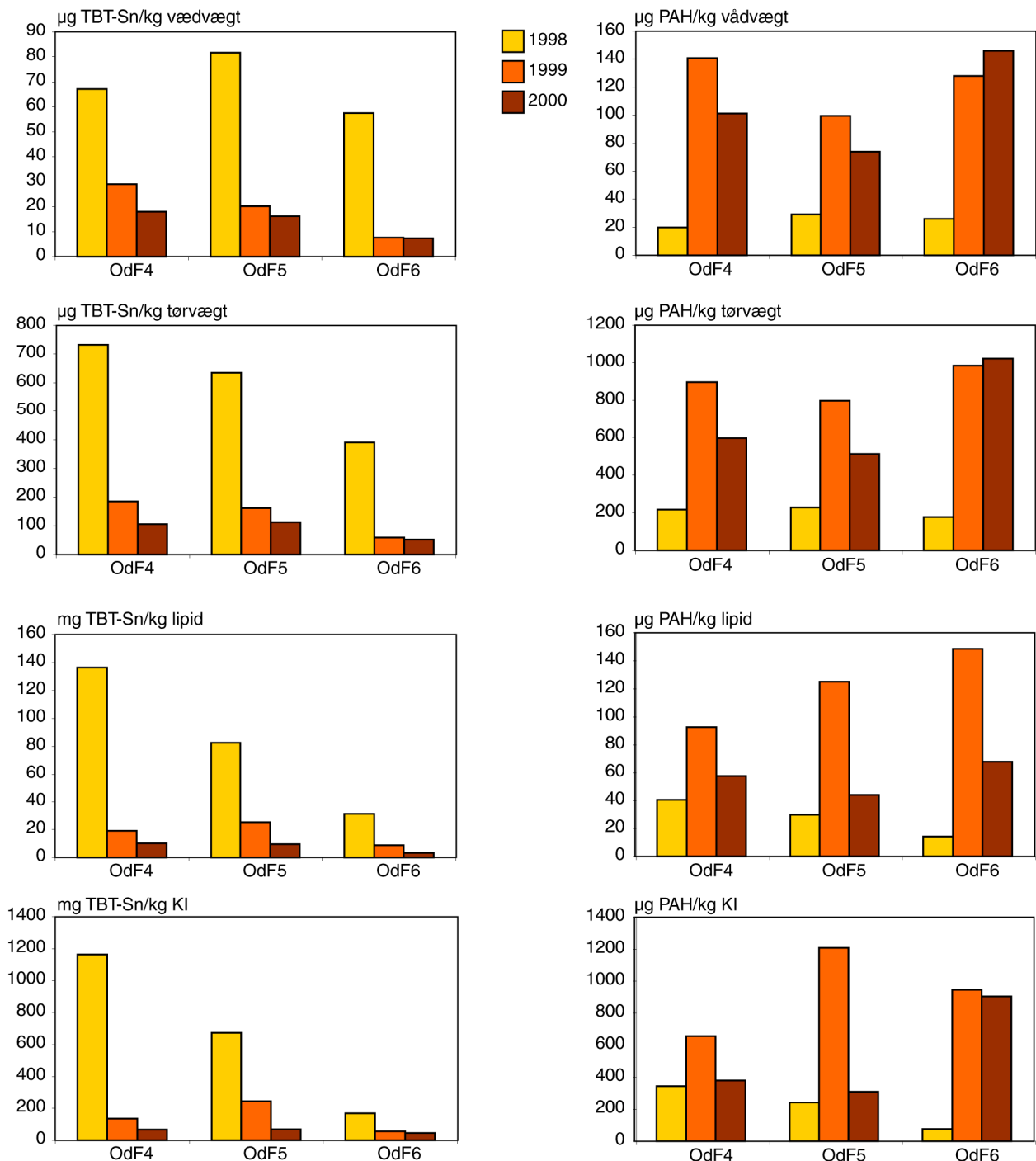
Hvilken normaliseringsfaktor, der kan anvendes, afhænger af stoffet og monitoringsorganismen, da biotilgængelighed, optagsmekanisme og akkumuleringsevne er forskellige på tværs af organismer og stofgrupper. Dette er belyst i et eksempel fra tre stationer i Odense Fjord (*figur 4.5*) hvor TBT og PAH'er er normaliseret mod vådvægt, tørvægt, lipidindhold og konditionsindeks (KI 2).

TBT-koncentrationen normaliseret til tørvægt, lipid og konditionsindeks viser et fald i koncentrationen fra Odf4 til Odf6, hvorimod vådvægt giver en højere koncentration på Odf5 i 1998. For tørvægt ses samme tendens imellem stationerne som for vådvægt i 1999 og 2000, hvorimod normalisering med lipid- og konditionsindeks betyder, at Odf5 har den højeste koncentration i disse år.

For PAH'er er der også en forskel i resultaterne, hvis man bruger forskellige normaliseringsparametre. Normalisering med våd- eller tørvægt giver det samme forhold imellem årene og imellem stationerne, men lipidnormalisering giver et andet forløb mellem årene på en af stationerne (Odf6 maksimal værdi i 1999), og på de to andre stationer er der en mindre variation i forskelle mellem årene, men med den samme tendens som for tørstof og vådvægt. Normalisering til konditionsindeks giver et noget andet billede for 1999, hvor Odf5 udviser den højeste koncentration.

PAH'er er normalt associerede med lipidfraktionen, og internationalt udtrykkes organiske stofkoncentrationer sædvanligvis normaliseret til lipidindhold. Her er dog en ændring i gang, da man i de seneste år har fundet ud af, at lipidindholdet i muslinger kan ændres som respons på stress fra organiske stoffer og ikke kun er et mål for, hvor godt muslingerne har det (*Capuzzo, & Leavitt 1988*).

Organiske stoffer som PAH'er og PCB påvirker omdannelsen af upolære lipider til polære lipider. Herved akkumuleres upolære lipider i muslingerne, og hvis man kun måler total-lipid, kan det derfor se ud som om muslingerne har det godt, når de egentligt er forstyrret. En øgning af de upolære lipider pga. de organiske stoffer kan derfor



Figur 4.5 TBT og PAH normaliseret mod vædvægt, tørvægt, lipidindhold og konditionsindeks.

lede til, at lipidnormaliserede værdier bliver for lave i forhold til fx tørvægtsnormaliserede. Et eksempel på dette kan være Odense Fjord station 6, hvor niveauerne i muslinger mellem 1999 og 2000 er ens, når man normaliserer mod vædvægt, tørvægt og KI, men meget forskellige hvis man normaliserer mod lipidindhold. En måde at forbedre normaliseringen kunne være at måle både polært og upolært lipidindhold, så der i princippet kan skelnes mellem stress af miljøfarlige stoffer og føderespons.

Normalisering mod parametre, som kan påvirkes af både muslingernes almindelige tilstand (fødetilgang, salinitet, temperatur og andet fysisk stress) og toksiske effekter, så som lipidindhold, er forbundet

med tolkningsproblemer. I hvilken udstrækning de øvrige normaliseringsparametre også er afhængige af både den almindelige tilstand og stress fra miljøfarlige stoffer er ikke velundersøgt, selv om man ved, at enkelte stoffer som TBT kan give forandringer i skaltykkelse.

Et nyt studium, som sammenligner normaliseringsmetoder for Zebramuslinger, udviser resultater som i denne rapport, og der konkluderes, at lipid ikke bør bruges som normaliseringsfaktor, hvis ikke følgende kriterier er opfyldt: i) ligevægtsfordeling er den primære mekanisme for bioakkumulering, ii) ligvægt foreligger og iii) stofkoncentrationerne varierer direkte proportionalt med lipidindholdet. Disse kriterier er sjældent opfyldt i felten, hvorfor det anbefales, at man ikke bruger lipid som normaliseringsfaktor for Zebramuslinger.

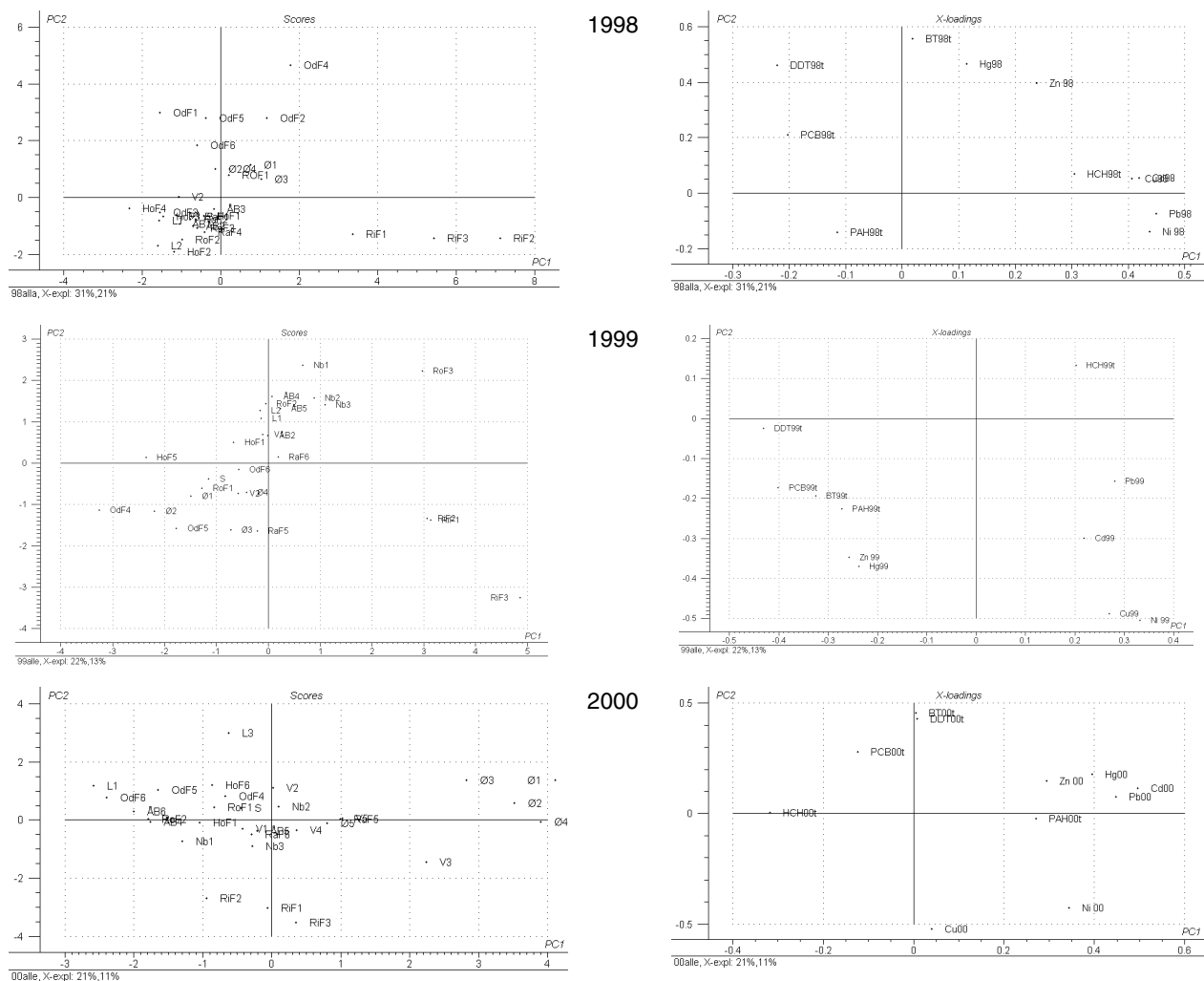
Her er det valgt at bruge tørstof som normaliseringsparameter i den efterfølgende PCA-analyse af to årsager; dels giver tørstofnormalisering det mest ensartede forhold mellem stationer inden for et område mellem årene, og dels fordi det mest komplette normaliseringsdatasæt foreligger for tørstof.

Det er også tydeligt, at der er forskellige kilder til de to stofgrupper, som afspejler sig i den tidslige variation. TBT har fx en faldende tendens over årene. Dette hænger sandsynligvis sammen med en faldende anvendelse af stoffet i skibsmaling, som er den primære kilde til TBT-forurening PAH tilføres derimod både via atmosfæren fra forbrændingsprocesser, punktudslip direkte i havet samt via vandløb og direkte udledning fra overløb fra veje og parkeringspladser. PAH-niveauet vil derfor være afhængig af nedbør og transportmønstre både på land og til havs, hvorimod TBT-niveauet primært er afhængig af anvendelsen i skibsmaling og sejlintensitet med TBT-malede skibe.

4.3 PCA-analyse - metoder og resultater

Principal Component Analysis (PCA) kan bruges til at gruppere områder efter deres forureningsmønstre (scoreplot). Herved er det muligt at bedømme, om de enkelte områder har et lignende belastningsmønster fra år til år, fx om det er mest påvirket af lokale kilder, eller om belastningsmønstret varierer i tiden og derfor også kan være afhængig af mere diffuse kilder. Desuden kan variationen i forureningsmønstret inden for et område, mellem stationer undersøges for at vurdere, hvor mange stationer der er behov for, før et givent område er dækket. Områderne er først grupperet på årsbasis, hvor syv metaller – Σ PCB, Σ DDT, DDE Σ PCB, Σ PAH, Σ HCH og BT – er medregnet, alle normaliserede til tørvægt.

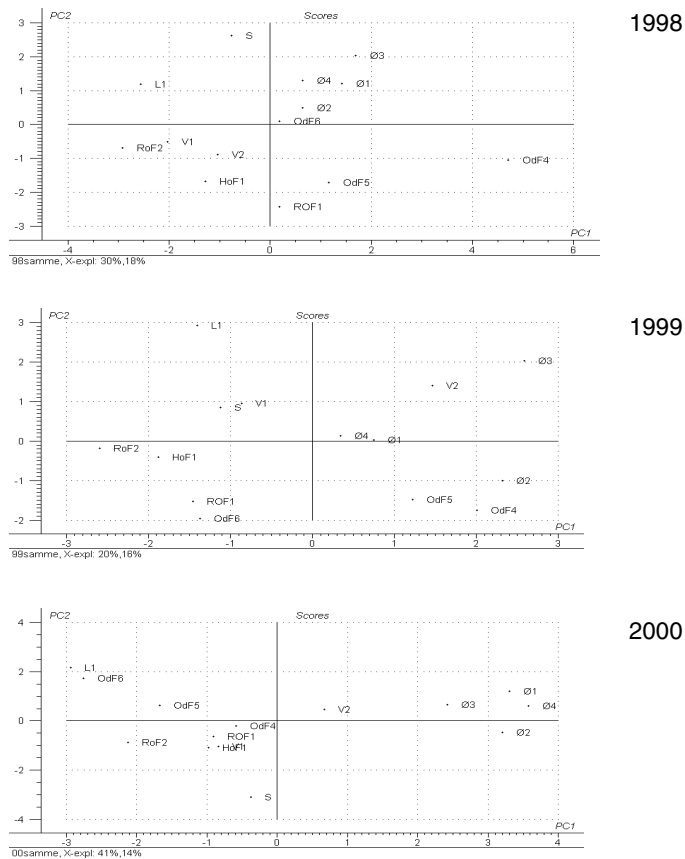
PCA-analysen viser samtlige stationer for de tre år (2000, 1999 og 1998 fra øverst til nederst), hvor komplette datasæt foreligger. Der er forskel i forureningsmønstret på NOVA-stationerne (*figur 4.6*, venstre kolonne). Resultatet styres her af de områder, som er markant anderledes. I den højre kolonne vises, hvordan de enkelte stoffer bidrager til stationernes fordeling.



Figur 4.6 PCA-plots for 1998, 1999 og 2000.

Ringkøbing Fjord skiller sig ud for alle år. Dette kan skyldes, at der er brugt sandmuslinger som monitoringsorganisme. Da der samtidig er tale om den samme kohorte af muslinger alle årene fra 1998-2000, er der samtidig en aldersmæssig udvikling. Sandmuslinger er også brugt på to stationer i Limfjorden (Nb 2 og 3). Sandmuslinger og blåmuslinger har ikke det samme akkumuleringsmønster, så det er ikke forventeligt, at mønstrene er ens. Dette giver problemer med data fra Limfjorden, hvor en station består af blåmuslinger og to af sandmuslinger, og det er ikke muligt at sige, hvor stor forskel mellem blåmuslingstationen og sandmuslingstationerne der kan tilskrives monitoringsorganismer, og hvor meget der stammer fra en reel forskel mellem belastningen på stationerne. For at bedømme om forureningsmønstret mellem områder skifter over tid er kun de stationer, som der foreligger data fra i alle 3 år, vist i figur 4.7.

Visse områder forholder sig til hinanden på en lignende måde fra år til år som fx Roskilde Fjord (RoF) og Horsens Fjord (HoF) (figur 4.7). Andre områder skifter i forhold til de andre, tydeligst i Storebælt (S) og Øresundsområdet (Ø). Det tyder på, at forureningsmønstret og tilførsel af stoffer i visse områder er mere konstant mellem årene, men at det i andre områder kan svinge. Det skal her bemærkes, at det store skift for Øresund i 2000 kan skyldes et laboratorieskift i forbindelse med metal- og PCB-analyser. For metallerne tyder Quasimeme inter-

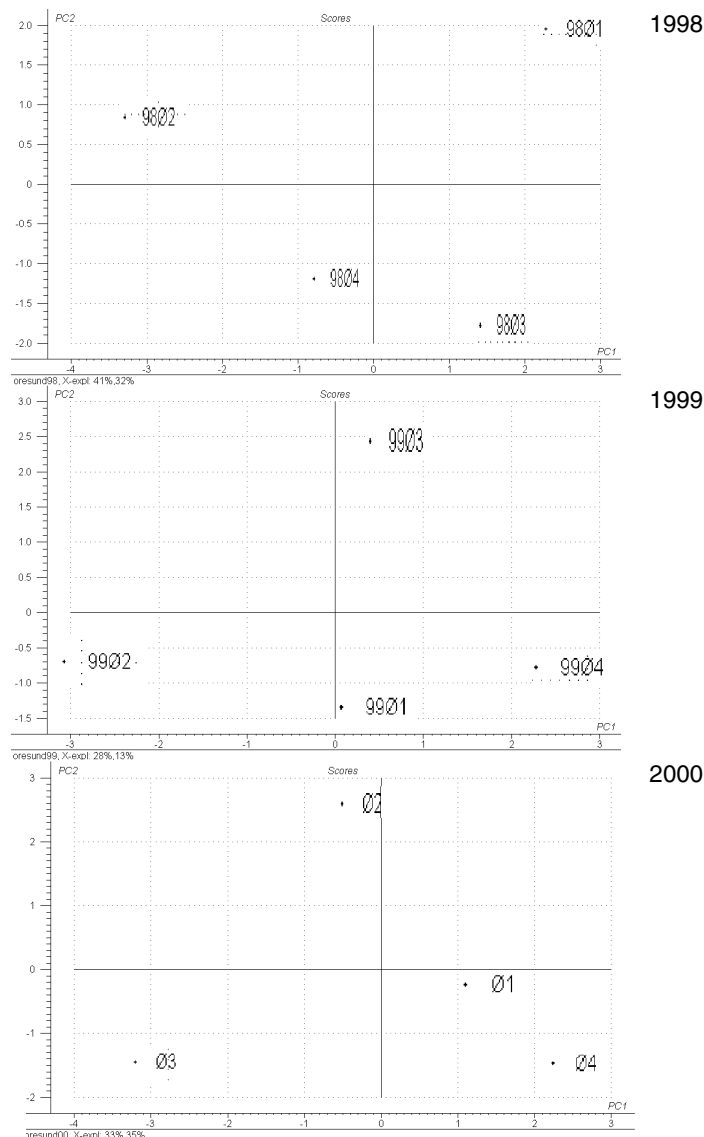


Figur 4.7 PCA-analyse af stationer der går igen alle år.

kalibreringsresultater, samt kvalitetskontrolprøver af det ene laboratoriums interne referencemateriale analyseret på det nye laboratorium, ikke på forskel imellem de to laboratorier, så skiftet må antages at være reelt for metallerne.

For PCB'er var det ikke muligt at vurdere kvalitetsniveauet af begge laboratorier pga. manglende kvalitetsdata, hvilket viser to ting. Dels vigtigheden af en årlig overvågning i hvert område, dels vigtigheden af kvalitetssikring af data. Forandring af forureningsmønsteret mellem områder kan, som vist ovenfor, skifte mellem årene, derfor er det vigtigt at beskrive de enkelte områder nøjagtigt. Inden for NOVA-2003 bruges to til tre stationer for at beskrive et område. Et PCA-score-plot over stationer inden for et område vil vise, om stationerne forholder sig til hinanden på samme måde mellem årene.

For Øresund viser det sig fx (figur 4.8), at station 1 ligner station 4 i 1999 og 2000, men er helt modsat i forureningsmønster i 1998. Dette tyder på, at det er vigtigt for hvert enkelt område at vurdere hvor mange stationer, der skal til for at beskrive den lokale tilstand i et område.



Figur 4.8 PCA-analyse af Øresundsdata.

4.4 Eksempler på klassifikation

Dette afsnit præsenterer to forskellige klassifikationssystemer, nemlig de svenske 'bedömningsgrunder' og et tilsvarende norsk system til klassifikation af miljøkvalitet i marine områder. Disse klassifikationssystemer vil blive sammenlignet på et overordnet niveau, ligesom styrker og svagheder ved de to systemer diskuteres. De af OSPAR udarbejdede Environmental Assessment Criteria (EACs) (OSPAR 1997c) omfatter kun værdier for metaller i havvand og foreløbige værdier for sediment. Der er overvejelser om at udvikle EACs for 5 metaller i fisk og muslinger. Til gengæld er der etableret et sæt baggrundsværdier for indhold af metaller i muslinger i OSPAR-regi (OSPAR 1997a, b).

Det klassifikationssystem, som skal udarbejdes inden for vandrammedirektivet – Environmental Quality Standard (EQS) – vil antageligt svare til overgangen mellem god og moderat tilstand. EQS svarer således ca. til overgangen mellem klasse II og III i det svenske system og mellem klasse I og II i det norske system.

4.4.1 Bedømmelsesgrundlag udarbejdet af Naturvårdsverket

Naturvårdsverket er den overordnede administrative myndighed på miljø- og naturbeskyttelsesområdet i Sverige og dermed en form for 'søsterstyrelse' til Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Naturvårdsverket har i denne egenskab fastlagt såkaldte 'bedømningsgrunder' for kystvande og åbne farvande (*Naturvårdsverket 1999*). Dette bedømmelsesgrundlag udgør et værktøj til vurdering af miljø- og naturtilstanden og er derved et central element i vurderingen af, om de politisk fastsatte mål for kvaliteten af miljøet og naturet er opfyldt.

Det svenske system tager udgangspunkt i referenceforholdene i de forskellige kyst- og havområder. Alt efter graden af afvigelse fra referenceforholdene kan den aktuelle tilstand inddeles i én af fem klasser. Klasserne er:

- I - ingen eller ubetydelig afvigelse fra referenceforholdene
- II - svag afvigelse
- III - moderat afvigelse
- IV - stor afvigelse
- V - meget stor afvigelse

Referenceforholdene er for tungmetaller og miljøfarlige stoffer efter forskellige principper:

- for **tungmetaller i sediment** er de fastlagt på baggrund af analyser af tungmetalindholdet i 55 cm's dybde. Referenceværdien er fastsat som 50% percentilen, idet det antages, at koncentrationerne her svarer til de niveauer, som var naturlige før industrialiseringen.
- for **tungmetaller i biota** er de fastlagt som 5% percentilen af målinger fra områder, som er lokaliseret langt fra punktkilder, dvs. offshore-områder.
- for **miljøfarlige stoffer** er niveauet sat til nul, og det på trods af at enkelte af stofferne kan forekomme naturligt.

Klasserne er afgrænset ved statistiske metoder. Dog er grænsen mellem klasse I og II oftest lig med referenceværdien.

Det svenske bedømmelsesgrundlag omfatter ikke vandfasen, men alene sediment og biota. For sediment indgår følgende tungmetaller:

- arsen (As)
- cadmium (Cd)
- kobolt (Co)
- krom (Cr)
- kobber (Cu)
- kviksølv (Hg)
- nikkel (Ni)
- bly (Pb)
- zink (Zn)

For sediment indgår otte grupper af miljøfarlige stoffer – for detaljer henvises til *Naturvårdsverket (1999)*.

For biota er følgende metaller omfattet af systemet:

- arsen (As)
- cadmium (Cd)
- krom (Cr)
- kobber (Cu)
- kviksølv (Hg)
- nikkel (Ni)
- bly (Pb)
- tin (Sn)
- zink (Zn)

For biota omfatter systemet følgende organismer mht. metaller: aborre (*Perca fluviatilis*), blåmusling (*Mytilus edulis*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), sild (*Clupea harengus*), ålekvabbe (*Zoarces viviparus*) samt almindelig østersømusling (*Macoma balthica*). Følgende miljøfarlige stoffer indgår i biota-programmet:

- p,p'-DDE
- p,p'-DDD
- p,p'-DDT
- total DDT
- a-HCH
- g-HCH
- HCB
- PCB 153
- PCB 118

Tabel 4.5 og 4.6 sammenfatter det svenske klassifikationssystem for blåmuslingers indhold af de metaller, som indgår i det danske overvågningsprogram. Det bemærkes, at referenceværdierne for Kattegat/Skagerrak og Østersø-området varierer i de to områder, med op til en faktor 4 (for nikkel). For de fleste metaller er referenceværdien højest i Østersøen, eneste undtagelse for de viste metaller er kviksølv, for zink er der ikke etableret referenceværdi i Kattegat/Skagerrak.

Tabel 4.5 Referenceværdier for tungmetaller i blåmuslinger (mg/kg TS) i Kattegat/Skagerrak-området til klassificeringsgrænser ud fra afvigelser fra referenceværdien (fra *Naturvårdsverket* 1999).

Metal	Referenceværdi	Afvigelsesklasser				
	Kattegat/Skagerrak	I	II	III	IV	V
Bly (Pb)	0,9	<0,9	0,9-2,3	2,3-5,4	5,4-13,5	> 13,5
Cadmium (Cd)	1,3	<1,3	1,3-1,6	1,6-2,1	2,1-2,6	> 2,6
Kobber (Cu)	8,0	<8	8-12	12-16	16-24	> 24
Kviksølv (Hg)	0,5	<0,5	0,5-1	1-1,8	1,8-3	> 3
Nikkel (Ni)	1,0	<1	1-1,4	1,4-1,9	1,9-2,5	> 2,5
Zink (Zn)	-	-	-	-	-	-

Tabel 4.6 Referenceværdier for tungmetaller i blåmuslinger (mg/kg TS) i Østersø-området til klassificeringsgrænser ud fra afvigelser fra referenceværdien (fra *Naturvårdsverket* 1999).

Metal	Referenceværdi	Afvigelsesklasser				
	Østersøen	I	II	III	IV	V
Bly (Pb)	2	<2	2-5	5-12	12-30	> 30
Cadmium (Cd)	4	<4	4-4,8	4,8-6,4	6,4-8	> 8
Kobber (Cu)	10	<10	10-15	15-20	20-30	> 30
Kviksølv (Hg)	0,2	<0,2	0,2-0,4	0,4-0,7	0,7-1,2	> 1,2
Nikkel (Ni)	4	<4	4-5,6	5,6-7,6	7,6-10	> 10
Zink (Zn)	120	<120	120-200	200-300	300-500	> 500

En vurdering af om referenceværdierne kan overføres til danske forhold ligger uden for formålet med denne rapport. En ting er dog sikkert: enighed om hvordan referenceniveauerne fastsættes er en vigtig forudsætning for, at der kan udarbejdes et tilsvarende dansk klassifikations- og vurderingssystem.

4.4.2 SFT's klassifikationssystem

Statens Forurensningstilsyn i Norge, som stort set svarer til Miljøstyrelsen i Danmark, har i 1993 fået udarbejdet et system til klassificering af miljøkvalitet i fjorde og kystvande. Systemet er senest revideret i 1997 (*Statens Forurensningstilsyn 1997*).

For miljøfarlige stoffer har udgangspunktet for klassifikationen af miljøkvaliteten været begrebet 'antaget højt baggrundsniveau'. Dette er angiveligt en anslået grænse for koncentrationen af det pågældende stof registreret lang væk fra større punktkilder. 'Antaget højt baggrundsniveau' er således alene diffust belastet og kan derfor ikke siges at udgøre hverken en referencesituation eller et baggrundsniveau. SFT anfører derfor, at disse 'referenceniveauer' primært må betragtes som et praktisk forvaltningsværktøj.

Klassifikationssystemet omfatter i alt fem klasser (I-V). Overskridelse af klasse I betyder, at et område påvirkes af udledninger fra én eller flere punktkilder. Det væsentligste formål med systemet er således at udskille niveau II og højere (III-V) og gribe ind over for udledninger fra punktkilder. Til klasserne I-V er der knyttet følgende benævnelser:

- I - ubetydeligt – lidt forurenset
- II - moderat forurenset
- III - markant forurenset
- IV - stærkt forurenset
- V - meget stærkt forurenset

Afgrænsningerne mellem klasserne burde ideelt relateres sig til effekterne af de aktuelle stoffer og den skade, de gør på eksempelvis muslingerne, sundhedsrisici eller andre brugerinteresser. Dette har kun været muligt i ganske få tilfælde, da der bl.a. mangler viden om sammenhængene mellem eksempelvis koncentrationerne i vand, sediment og biota. Som hovedregel er afgrænsningerne derfor sket ud fra statistiske overvejelser. Klassegrænserne er med andre ord baseret på et fagligt skøn. Dette er i sig selv ikke kritisk, da systemets formål som nævnt ovenfor alene er rette mod regulering af punktkilder via en udskilning af niveauerne II-V fra de områder, som er diffust belastet.

Det norske klassifikationssystem omfatter for miljøfarlige både vand, sedimenter og biota. For vand omfatter systemet følgende stoffer:

- arsen (As)
- bly (Pb)
- fluorid (F)
- cadmium (Cd)
- kobber (Cu)
- krom (Cr)
- kviksølv (Hg)
- nikkel (Ni)
- zink (Zn)
- sølv (Ag)

For sedimenter omfatter systemet følgende stoffer:

- arsen (As)
- bly (Pb)
- fluorid (F)
- cadmium (Cd)
- kobber (Cu)
- krom (Cr)
- kviksølv (Hg)
- nikkel (Ni)
- zink (Zn)
- sølv (Ag)
- TBT
- Σ PAH
- BP
- HCB
- Σ PCB₇
- EPOCI
- TE_{PCCDF/D}
- Σ DDT

For detaljerede oplysninger om stofferne og stofgrupperne henvises til *Statens Forurensningstilsyn (1997)*.

For biota omfatter systemet følgende organismer mht. metaller: Blæretang (*Fucus vesiculosus*), buletang (*Ascophyllum nodosum*), blåmusling (*Mytilus edulis*) og almindelig strandsnegl (*Littorina littorea*). For de organiske stoffers vedkommende er følgende organismer omfattet: blåmusling (*Mytilus edulis*), torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*) og taskekrabbe (*Cancer pagurus*). Tabel 4.6 sammenfatter klassifikationssystemets data for udvalgte stoffer i blåmusling, idet der her kun er medtaget stoffer som indgår i det danske overvågningsprogram.

Tabel 4.6 Klassificering af tilstand ud fra blåmuslingers indhold af tungmetaller og miljøfarlige stoffer. For tungmetaller er enheden mg/kg tørvægt. For de miljøfarlige stoffer er enheden µg/kg vådvægt (fra *Statens Forurensningstilsyn 1997*).

	Tilstandsklasser				
	I	II	III	IV	V
Tungmetaller					
Bly (Pb)	< 3	3-15	15-40	40-100	> 100
Cadmium (Cd)	< 2	2-5	5-20	20-40	> 40
Kobber (Cu)	< 10	10-30	30-100	100-200	> 200
Kviksølv (Hg)	< 0,2	0,2-0,5	0,5-1,5	1,5-4	> 4
Nikkel (Ni)	< 5	5-20	20-50	50-100	> 100
Zink (Zn)	< 200	200-400	400-1000	1000-2500	> 2500
Miljøfarlige stoffer					
Σ PCB	< 4	4-15	15-40	40-100	> 100
Σ DDT+DDE	< 2	2-5	5-10	10-30	> 30
Σ PAH	< 50	50-200	200-2000	2000-5000	> 5000
HCH	< 1	1-3	3-10	10-30	> 30
TBT	< 0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-5	> 5

Udover de i tabellen nævnte stoffer, indeholder det norske system også følgende metaller: arsen, fluorid, krom og sølv samt en række organiske stoffer.

4.4.3 Sammenligning af de to systemer

En sammenligning af samtlige parametre, som indgår i de tre præsenterede klassifikationssystemer, er ikke muligt inden for rammerne af dette projekt. Sammenligningen er alene foretaget for indholdet af cadmium i muslinger, jf. tabel 4.7.

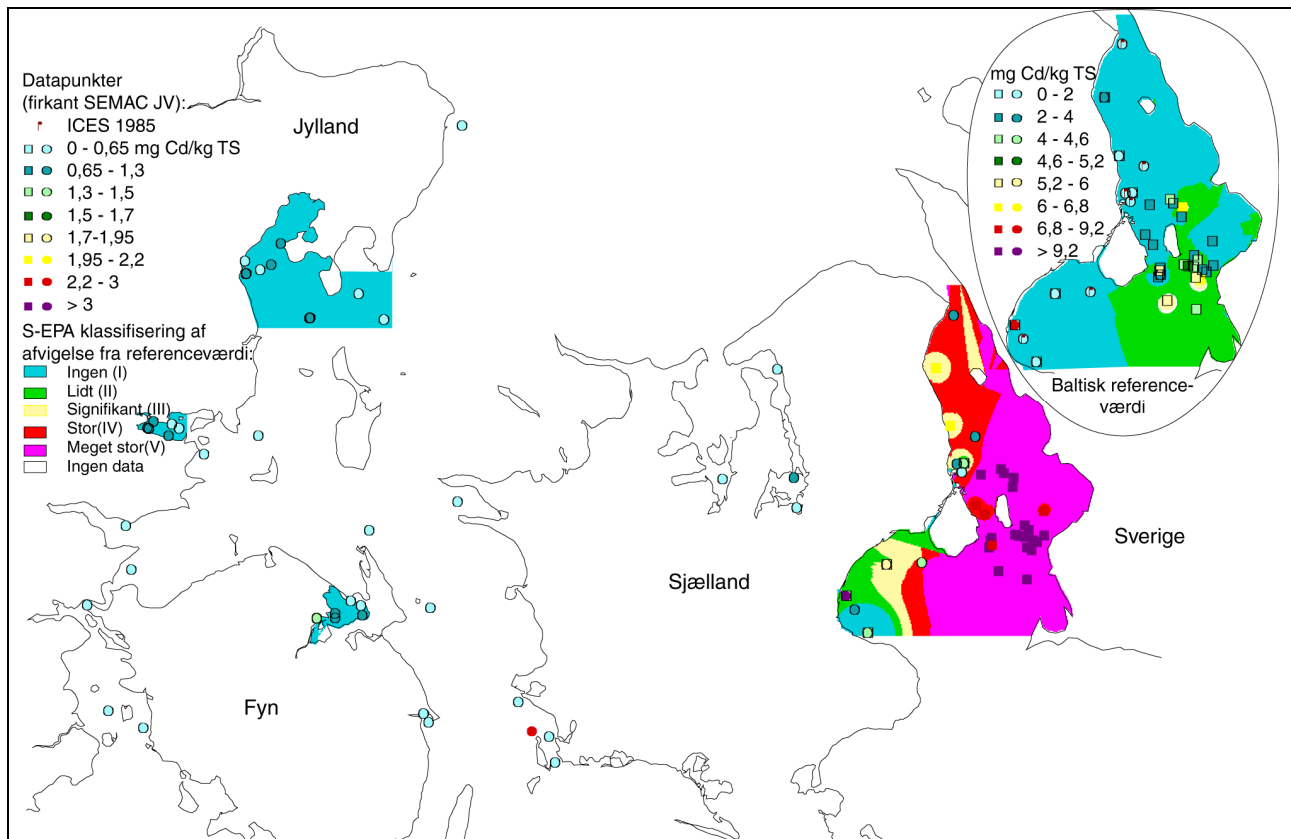
Tabel 4.7 Tilstandsklasser for muslingernes indhold af cadmium (Cd) efter hhv. Naturvårdsverket og Statens Forurensningstilsyn (SFT).

	Tilstandsklasser				
	I	II	III	IV	V
Naturvårdsverket (Kattegat/Skagerrak)	< 1,30	1,30-1,56	1,56-2,08	2,08-2,60	> 2,6
Naturvårdsverket (Østersøen)	< 4,0	4,0-4,8	4,8-6,4	6,4-8,0	> 8,0
SFT	< 2	2-5	5-20	20-40	> 40

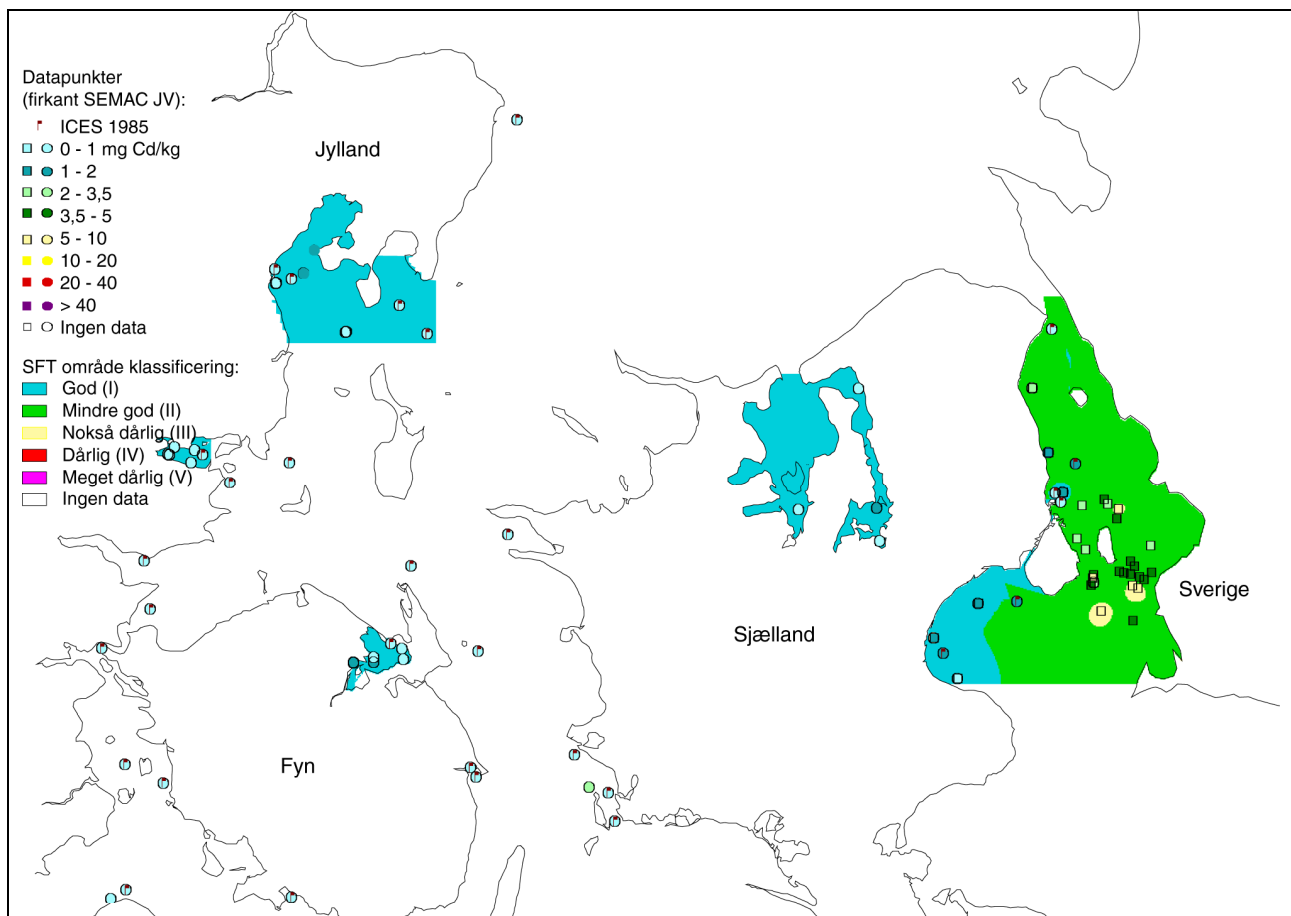
Det bemærkes, at det for Øresund har stor betydning om vurderingen foretages overfor Østersø- eller Kattegat/Skagerrak-referencelværdierne. Forskellene i referencelværdierne er dels betinget i de fysisk-kemiske forskelle, fortrinsvis salinitet, i Østersøen og Kattegat/Skagerrak, dels forskelle i den baggrundsbelastning, der trods alt er af områderne. For overgangsområder som Bælthavet og Øresund kan det derfor være nødvendigt at definere specielle referencelværdier. På grund af det snævre interval, der er defineret for cadmium og nikkel, findes muslinger, der placeres i klasse V i Kattegat/Skagerrak, som klasse I i Østersøen (figur 4.9). SFT klassifikation svarer til Østersøen for cadmium (figur 4.10). For kobber, bly og kviksølv er der et større interval, så forskellen mellem klassifikationen ud fra referencelværdierne i Kattegat/Skagerrak vs. Østersøen er 1-2 klasser, hvilket er mere acceptabelt.

De norske og svenske klassificeringssystemer baserer sig fortrinsvis på målte niveauer i sediment og biota, hvor klasser kan inddeles efter forekomstfraktioner. Denne type af klassificering bliver derved afhængig af forureningsgraden i det mindst forurenede områder og ikke den egentlige referencetilstand. Organisk 'miljøfarlig' forurening sættes normalt til mindre end detektionsgrænsen, da der ikke forventes at være ikke-industrielle kilder til disse stoffer. En undtagelse er visse PAH'er fra skovbrande, som dog også formodes at være negligeabel i forhold til antropogen påvirkning. For metaller kan det være relevant at kende baggrunds niveauer, da disse er naturligt forekommende, men selv hvis der fandtes data fra præ-industrielle tider, ville disse sandsynligvis ikke være af en tilstrækkelig kvalitet. Generelt har analysekvaliteten kun været tilstrækkelig de sidste 20-30 år, til at data kan anvendes. For biota er det således kun muligt at anvende "referenceområder" som antages ikke at være forurenede eller kun lidt forurenede.

For sediment kan baggrunds niveauer dog fås ved analyse af uforstyrrede sedimentkerner. Her har svenskerne anvendt mediankoncentrationer fra sedimentkerner dybere end 55 cm, hvilket svarer til præ-industrielt tid. Det er nødvendigt med sedimentkerner fra hvert geologisk forskelligt område, da baggrunds niveauet kan vise sig at være forskelligt afhængig af sedimentets geologiske udgangsmateriale. Det er dog ikke umiddelbart muligt at overføre præ-industrielle sedimentkoncentrationer til et præ-industrielt indhold i muslingers bløddele.



Figur 4.9 Klassificering af indholdet af cadmium i muslinger efter Naturvårdsverket klassifikationssystem (indsats for Øresund: vurdering efter Østersø-referenceniveau).



Figur 4.10 Klassificering af indholdet af cadmium i muslinger efter SFT klassifikationssystem.

4.4.4 Baggrunds- og økotoxikologiske bedømmelseskriterier

Et alternativ til de norske og svenske systemer er at sammenligne de målte koncentrationer med toksikologiske/økotoxikologiske base-rede bedømmelseskriterier som fx OSPAR's EAC-værdier, som tager hensyn til risikoen for effekter ved forekomst af stofferne. Der er i både de norske og svenske fastsættelser af værdierne skelet til disse og sikret en vis overensstemmelse mellem de lave klasser og EAC eller andre biologiske effektmål, hvor data tillod det. En anden mulighed er at sammenligne med baggrundsværdier, som fx OSPAR's baggrundsniveauer, som er baseret på hele konventionsområdet.

Hvis man sammenligner de to måder at bedømme TBT og Σ PCB (tabel 4.8) viser det sig, at de norske værdier for Σ PCB ligger inden for de 2 EAC-grænser, hvorimod SFT for TBT tillades en faktor 10 over øvre EAC-grænse, således at man må forvente biologiske effekter af TBT selv i områder med ubetydelig til lidt forurenede tilstand efter SFT-klassificeringen.

Tabel 4.8 Sammenligning af norske SFT klasse 1 og OSPAR's EAC-grænser.

Klassifikation	TBT	Σ PCB
STF klasse 1	40 μ g TBT-Sn /kg tørstof ¹⁾	27 μ g/kg tørstof ²⁾
EAC lav grænse	0,4 μ g TBT-Sn/kg tørstof	5 μ g/kg tørstof
EAC høj grænse	4 μ g TBT-Sn/kg tørstof	50 μ g/kg tørstof

1) Omregnet fra 0,1 mg TBT/kg tørstof ved anvendelse af faktoren 2,5 mellem TBT-Sn og TBT.

2) Omregnet fra 4 μ g/kg vådvægt ved anvendelse af 15% tørstof, medianværdi for NOVA.

For metallerne findes som nævnt kun foreløbige værdier for OSPAR EAC i sediment, disse skal tages med et vist forbehold, da der endnu ikke er konsensus eller nok toksikologiske data til at foretage en endelig fastsættelse. For metallerne cadmium, bly, kobber og kviksølv overvejes det fortsat, om der skal etableres EAC-værdier for muslinger og fisk. Til gengæld er der fastsat baggrundsværdier for muslinger og fisk, disse er angivet i tabel 4.9 sammenholdt med de norske SFT klasse 1 værdier. For kobber og zink ses, at SFT klasse 1 svarer til de øvre grænser af OSPAR's baggrundsniveauer (OSPAR 1997b), hvorimod cadmium, bly og kviksølv er en faktor 2-3 over det forventede baggrundsniveau i blåmuslinger. For fisk er der kun fastsat baggrundsniveauer for kviksølv, som så er for enten "runde" fisk (sild, torsk o.lign.) eller fladfisk (skrubber, rødspætter o.lign.). Baggrundsniveauerne tager ikke hensyn til ændret optag som følge af fysiske påvirkninger som salinitet og de forhøjede koncentrationer i kystområder i forhold til åbent hav.

Tabel 4.9 Sammenligning af Norske SFT klasse 1 og OSPAR's baggrundsniveauer for metaller i muslinger. SFT klasse 1 er omregnet til vådvægt ved antagelse af 15% tørstofindhold (typisk 10-20%).

Metal/matrix	OSPAR baggrundsniveau	SFT klasse 1
Cd/blåmusling	0,07-0,11 mg/kg vådvægt	0,3 (15% TS)
Hg/blåmusling	0,005-0,010 mg/kg vådvægt	0,03 (15% TS)
Pb/blåmusling	0,010 – 0,19 mg/kg vådvægt	0,45 (15% TS)
Cu/blåmusling	0,76 – 1,1 mg/kg vådvægt	1,5 (15% TS)
Zn/blåmusling	11,6 – 30 mg/kg vådvægt	30 (15% TS)
Hg/rund fisk	0,01-0,05 μ g/kg vådvægt	0,1 (torsk, vådvægt)
Hg/fladfisk	0,03-0,07 μ g/kg vådvægt	-

Ingen af de anvendte klassificeringssystemer indeholder en vurdering af effekter af den samlede påvirkning inden for et område. Selv om grænseværdier for enkelte stoffer ikke overskrides, kan additive eller synergistiske effekter på miljøet ikke udelukkes. Derfor kan generelle mål for miljøtilstand baseret på fx biomarkører være mere egnede til at bedømme den "reelle" miljøstand. Ved brug af biomarkører fanger man effekter af alle stoffer, også dem man ikke måler for. Flere lande (fx UK, Sverige, Frankrig) bruger p.t. biomarkører, og i OSPAR's nye Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) kommer biomarkører til at indgå. Biomarkørernes generalitet er samtidig deres svaghed, idet de fleste effekter ikke er specifikke, hvilket betyder, at et evt. respons ikke kan føres tilbage til enkelte stoffer.

4.5 Konklusion

En generel begrænsende faktor for fastlæggelse af kvalitetskriterier for miljøfarlige stoffer er manglen på præindustrielle koncentrationer i miljøet, samt manglende kobling mellem de målte niveauer og effekter i miljøet. Eneste mulighed er at inddrage så mange områder og undersøgelser som muligt. Der bør derfor gøres en indsats for at sikre, at man har adgang til evt. undersøgelser fra både nyere og ældre tid udført af amterne, ligesom data fra OSPAR/HELCOM/ICES og nordisk ministerråd bør inkluderes, og et fællesnordisk initiativ bør overvejes.

Udvidelse af arbejdet til også at omfatte sediment kunne drage nytte af såvel NOVA-data som ATLAS sediment-databasen, hvor alle historiske sedimentdata principielt indgår.

For at kunne udarbejde tilstandsvurderinger bør man arbejde videre med følgende:

- Korrelationsstudier mellem niveauer i blåmuslinger og sandmuslinger for at kunne applicere grænseværdier for alle områder i Danmark på tværs af monitoringsorganisme.
- Vurdering af effekter i miljøet ved hjælp af biomarkører for de områder, hvor både muslinge- og sedimentdata foreligger, suppleret med eventuelle målinger i vandfasen fra regionale kilder.
- Vurdering af mulighederne for at anvende normaliseringsfaktorer for forskellige stoffer herunder også DOC og partikler (suspenderet stof) i vandfasen.

Variationsbredden i data anvendt i denne rapport kan ikke sættes i forhold til fysisk-kemiske data på samme måde som eutrofieringsdata. Dels er sammenhængen mellem disse faktorer og niveauer i muslinger ikke kendt, og dels er datagrundlaget ikke tilstrækkeligt for flere af typeinddelingsområderne. For at kunne vurdere muslingers indhold af miljøfarlige stoffer i forhold til fysisk-kemiske faktorer, bør man derfor undersøge:

- Tilgængelighed af data for indhold af miljøfarlige stoffer og metaller i suspenderet stof og alger i de enkelte fjorde til at belyse akkumuleringsmønstre.

- Litteraturstudie af akkumuleringsmønstre af miljøfarlige stoffer fra vand hhv. fødeemner for blåmuslinger og sandmuslinger, til vurdering af vandfasen og sedimentets eventuelle indflydelse på belastning af biota. Vurdering af kobling mellem eutrofiering og muslingers indhold af miljøfarlige stoffer.
- Sammenhængen mellem afstrømning og stoftilførsler til de enkelte fjorde og indholdet i muslinger.
- Sammenhængen mellem diffus tilførsel (fx via atmosfæren) og indholdet i muslinger.

5 Referencer

- Adser, F. 1999: Paleoecological studies of sediment from Roskilde Fjord, with reference to the tracing of eutrophication and other anthropogenic impacts. – M.Sc. Thesis. Odense Universitet, Danmark.
- Andersen, J.H., Conley, D.J. & Hedal, S. 2004: Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive in practice. – *Marine Pollution Bulletin* 49: 283-290.
- Andersen, J., Munk, L.M. & Pedersen, S. 2001: Vandrammedirektivet, indhold og perspektiver (1). – *Vand & Jord* 1: 17-21.
- Bennion, H., Juggins, S. & Anderson, N.J. 1996: Predicting epilimnetic phosphorus concentrations using an improved diatom-based transfer function and its application to lake eutrophication management. – *Environmental Science and Technology* 30: 2004–2007.
- Billen, G. & Garnier, J. 1997: The Phison River plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. – *Aquatic Microbial Ecology* 13: 3–17.
- Bradshaw, E. 2001: Linking land and lake. The response of lake nutrient regimes and diatoms to long-term land-use change in Denmark. – Ph.D. Thesis, Københavns Universitet, Danmark.
- Capuzzo, J.M. & Leavitt, D.F. 1988: Lipid composition of the digestive glands of *Mytilus edulis* and *Carcinus maenas* in response to pollutant gradients. – *Marine Ecology Progress Series* 46: 139-145.
- Clarke, A., Juggins, S. & Conley, D.J. 2003: A 150-year reconstruction of the history of coastal eutrophication in Roskilde Fjord, Denmark. – *Marine Pollution Bulletin* 46: 1615-1629.
- Conley, D.J. 1999: Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. – *Hydrobiologia* 410: 87–96.
- Conley, D.J., Markager, S., Andersen, J., Ellermann, T. & Svendsen, L.M. 2002: Coastal eutrophication and the Danish National Aquatic Monitoring and Assessment Program. – *Estuaries* 25: 706-719.
- Naturvårdsverket 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och hav.
- Nielsen, K., Sømod, B. & Christiansen, T. 2001: Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark. Vandrammedirektiv-projekt, Fase 1. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU 369: 105 s. (elektronisk).
Findes på: http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/fr369.pdf

- Nixon, S.W. 1995: Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. – *Ophelia* 41: 199–219.
- OSPAR 1997a: Agreed Background/Reference concentrations for contaminants in Sea Water, Biota and Sediments. Agreement 97-14.
- OSPAR 1997b: Agreed Background/Reference concentrations for contaminants in Sea Water, Biota and Sediments. OSPAR/97/15/1 Summary Record, Annex 5.
- OSPAR 1997c: Agreed ecotoxicological assessment criteria for trace metals, PCBs, PAHs, TBT and some organochlorine pesticides. OSPAR/97/15/1. Summary Record, Annex 6.
- Ostenfelt, C.H. 1908: Aalegræssets (*Zostera marina*'s) Vækstforhold og Udbredelse i vore Farvande. Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske Biologiske Station XVI.
- Rabalais, N.N. & Nixon, S.W. (Eds.) 2002: Nutrient Overenrichment of the Coastal Zone. – *Estuaries*, Vol. 25, 4B.
- Sand-Jensen, K., Laurentius Nielsen, S., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 1994: Fytoplankton- og makrofytudvikling i danske kystområder. – Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 30.
- Statens Forurensningstilsyn 1997: Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning fra SFT 97:03.
- ter Braak, C.J.F. & Juggins, S. 1993: Weighted averaging partial least squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. – *Hydrobiologia* 269/270: 485-502.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger samt årsrapporter.
Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.
I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI technical reports

2004

- Nr. 499: Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Af Baattrup-Pedersen, A. et al. 145 s. (elektronisk)
- Nr. 500: Aquatic Environment 2003. State and Trends - technical summary. By Andersen, J.M. et al. 50 pp. , 100,00 DDK
- Nr. 501: EUDANA - EUtrofiering af Dansk Natur. Videnbehov, modeller og perspektiver. Af Bak, J.L. & Ejrnæs, R. 49 s. (elektronisk)
- Nr. 502: Samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen. Af Schou, J.S., Gyldenkerne, S. & Bak, J.L. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 503: Luftforurening fra trafik, industri og landbrug i Frederiksborg Amt. Af Hertel, O. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 504: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2003/04 i Danmark. Af Clausager, I. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 505: Effekt af virkemidler på kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. Eksempel fra oplandet til Mariager Fjord. Thorsen, M. 56 s. (elektronisk)
- Nr. 506: Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S., Josejson, A.B. & Petersen, T.M. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 507: Sundhedseffekter af luftforurening - beregningspriser. Af Andersen, M.S. et al. 83 s. (elektronisk)
- Nr. 508: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 2. Af Svendsen, L.M. et al. 2005. 126 s., 100,00 kr.
- Nr. 509: Persistent organic Pollutants (POPs) in the Greenland environment - Long-term temporal changes and effects on eggs of a bird of prey. By Sørensen, P.B. et al. 124 pp. (electronic)
- Nr. 510: Bly i blod fra mennesker i Nuuk, Grønland - en vurdering af blyhagl fra fugle som forureningskilde. Af Johansen, P. et al. 30 s. (elektronisk)
- Nr. 511: Fate of mercury in the Arctic (FOMA). By Skov, H. et al. 54 pp. (elektronisk)
- Nr. 512: Kron dyr, dådyr og sika i Danmark. Forekomst og jagtlig udnyttelse i jagtsæsonen 2001/02. Af Asferg, T., Olesen, C.R. & Andersen, J.P. 41 s. (elektronisk)
- Nr. 513: Marine områder 2003 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Ærtebjerg, G. et al. 121 s. (elektronisk)
- Nr. 514: Landovervågningsoplande 2003. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 118 s. (elektronisk)
- Nr. 515: Søer 2003. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 85 s. (elektronisk)
- Nr. 516: Vandløb 2003. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) 54 s. (elektronisk)
- Nr. 517: Vandmiljø 2004. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 100,00 kr.
- Nr. 518: Overvågning af vandmiljøplan II - Vådområder. Af Hoffmann, C.C. et al. 103 s. (elektronisk)
- Nr. 519: Atmosfærisk deposition 2003. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 45 s. (elektronisk)
- Nr. 520: Atmosfærisk deposition. Driftsrapport for luftforurening i 2003. Af Ellermann, T. et al. 78 s. (elektronisk)
- Nr. 521: Udvikling og afprøvning af metoder til indsamling af flora og fauna på småstenede hårbundshabitater. Af Dahl, K. et al. 85 s. (elektronisk)
- Nr. 522: Luftkvalitet langs motorveje. Målekampagne og modelberegninger. Af Jensen, S.S. et al. 67 s. (elektronisk)
- Nr. 523: ExternE transport methodology for external cost evaluation of air pollution. Af Jensen, S.S. et al. 43 s. (electronic)
- Nr. 525: Screening of "new" contaminants in the marine environment of Greenland and the Faroe Islands. By Vorkamp, K. et al. 97 pp. (electronic)

2005

- Nr. 526: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Af Dahl, K. 16 s. (elektronisk)
- Nr. 527: The impact on skylark numbers of reductions in pesticide usage in Denmark. Predictions using a landscape-scale individual-based model. By Topping, C.J. 33 pp. (electronic)
- Nr. 529: Mejlgrund og Lillegrund. En undersøgelse af biologisk diversitet på et lavvandet område med stenrev i Samsø Bælt. Af Dahl, K. et al. 87 s. (elektronisk)
- Nr. 530: Eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Vandrammedirektiv-projekt, Fase IIIa. Af Andersen, J.H. et al. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 531: Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater 1999-2003. Af Andersen, J.M. (red.) 96 s. (elektronisk)

[Tom side]

Rapporten indeholder 3 eksempler på økologisk klassificering af kystvande. Eksemplerne vedrører: 1) ålegræssets dybdegrænse, 2) den årlige gennemsnitskoncentration af totalkvælstof, og 3) udvalgte miljøfarlige stoffer, herunder tungmetaller. Arbejdet har haft til formål at styrke det faglige grundlag for gennemførelse af vandrammedirektivet i Danmark. Eksemplerne er efterfølgende fulgt op af en række projekter med fokus på at udvikle redskaber til vurdering af miljø- og naturtilstanden i de danske farvande, herunder også at opstille egentlige scenarier for økologisk klassifikation af kystvande.