



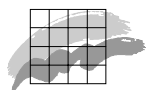
Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark

Vandrammedirektiv-projekt, Fase 1

Faglig rapport fra DMU, nr. 369

[Tom side]



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark

Vandrammedirektiv-projekt, Fase 1

***Faglig rapport fra DMU, nr. 369
2001***

Kurt Nielsen

Afdeling for Sø- og Fjordøkologi

Bent Sømod

Aarhus Amt

Trine Christiansen

Afdeling for Havmiljø

Datablad

Titel:	Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark
Undertitel:	Vandrammedirektiv-projekt, Fase 1
Forfattere:	Kurt Nielsen ¹ , Bent Sømod ² , Trine Christiansen ³
Afdelinger:	¹ Afd. for Sø- og Fjordøkologi ² Aarhus Amt ³ Afd. for Havmiljø
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 369
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	August 2001
Faglig kommentering:	Dorte Krause-Jensen, Danmarks Miljøundersøgelser; Henning Karup, Miljøstyrelsen; Nanna Rask, Fyns Amt
Layout:	Pia Nygård Christensen
Korrektur:	Aase Dyhl Hansen og Pia Nygård Christensen
Bedes citeret:	Nielsen, K., Sømod, B. & T. Christiansen 2001: Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark. Vandrammedirektiv-projekt, Fase 1. Danmarks Miljøundersøgelser. 107 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 369. http://faglige-rapporter.dmu.dk .
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Rapporten indeholder en opdeling af de danske kystområder i 16 forskellige typer i henhold til Vandrammedirektivet. Typeopdelingen er foretaget på baggrund af områdernes tidevandsforhold, saltholdighed, bølgepåvirkning og dybde. Typeopdelingen skal betragtes som foreløbig. Alle amters hidtidige anvendelse af indikatorer/kvalitetselementer i forbindelse med målsætninger for miljøkvalitet i marine områder er kortlagt, da amternes erfaringer med målsætninger kan udnyttes i forbindelse med Vandrammedirektivet. Kortlægningen viser, at amterne i stor udstrækning har anvendt både biologiske og kemiske parametre ved opstilling af kvantitative målsætninger. De 24 indikatorer/kvalitetselementer, som er anvendt til målsætninger, er vurderet ud fra målbarhed i forhold til naturlig variation, egnethed for kystvande, usikkerhed, kendskab til referencetilstand, operationalitet og egnethed til formidling. Ud fra vurdering samt internationale erfaringer er opstillet en prioriteringsliste for indikatorerne/kvalitetselementerne, som anbefales anvendt ved opstilling af kvantitative målsætninger for kystområder i forbindelse med Vandrammedirektivet.
Frie emneord:	Vandrammedirektiv, marine områder
ISBN:	87-7772-633-2
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	107
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://faglige-rapporter.dmu.dk

Indhold

Forord 5

1. Indledning 7

2. Formål 9

3. Typeinddeling af danske farvande 11

3.1 Definitioner anvendt i Vandrammedirektivet 11

3.2 Typologi 12

3.2.1 Tidevandsforhold 12

3.2.2 Salinitet 12

3.2.3 Bølgepåvirkning 13

3.2.4 Opblandingsgrad 13

3.3 Typeinddeling 13

3.3.1 Datagrundlag 14

3.4 Diskussion 15

4. Amternes anvendelse af indikatorer i administrationen 19

4.1 Indledning 19

4.2 Amternes målsætningssystemer 19

4.2.1 Bornholms Amt 20

4.2.2 Frederiksborg Amt 20

4.2.3 Københavns Amt 21

4.2.4 Københavns Kommune 22

4.2.5 Roskilde Amt 23

4.2.6 Vestsjællands Amt 24

4.2.7 Storstrøms Amt 24

4.2.8 Fyns Amt 25

4.2.9 Sønderjyllands Amt 26

4.2.10 Ribe Amt 26

4.2.11 Vejle Amt 26

4.2.12 Ringkjøbing Amt 27

4.2.13 Århus Amt 28

4.2.14 Viborg Amt 30

4.2.15 Nordjyllands Amt 30

4.3 Anvendte kvalitetselementer 30

5. Analyse af de enkelte indikatorer 33

5.1 Vurderingsmetode 33

5.1.1 Målbarhed 33

5.1.2 Egnethed i kystvande 34

5.1.3 Usikkerhed 34

5.1.4 Referencetilstand 34

5.1.5 Formidling 35

5.1.6 Operationalitet 35

5.1.7 Overvågning 36

5.1.8 Referencer 36

5.2 Vurdering af de enkelte indikatorer	36
5.3 Samlet vurdering af indikatorer	84
5.3.1 Metode	84
5.3.2 Målbarhed	84
5.3.3 Egnethed i kystvande	84
5.3.4 Usikkerhed	85
5.3.5 Referencetilstand	85
5.3.6 Formidling	85
5.3.7 Operationalitet	86
5.3.8 Konklusion	86

6. Internationale erfaringer 87

6.1 Typeopdeling	87
6.2 Kvalitetslementer for eutrofiering	87
6.2.1 OSPAR	88
6.2.2 HELCOM	88
6.2.3 Holland	88
6.2.4 Norge	89
6.2.5 Sverige	89
6.3 Anvendelse af kystområder	90
6.3.1 Norge	90
6.3.2 Sverige	90
6.4 Miljøfarlige stoffer	91
6.4.1 OSPAR	91
6.4.2 Norge	92
6.4.3 Sverige	92

7. Konklusion og anbefalinger 95

7.1 Vandrammedirektiv og Natura 2000	95
7.2 Økoregioner og typeopdeling	95
7.3 Kvalitetslementer	96
7.4 Prioritering af kvalitetslementer	98

8. Referencer 101

Bilag 1 105

Forord

Denne rapport er det første skridt i det udviklingsarbejde, som er en forudsætning for implementeringen af Vandrammedirektivet (EU's Direktiv om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger 2000/60/EF) i marine områder i Danmark.

Miljøstyrelsen nedsatte i december 2000 en styringsgruppe for projektet bestående af Henning Karup, Jens Brøgger Jensen, Steen Pedersen (Miljøstyrelsen), Stig Helmig (Skov- og Naturstyrelsen), Nanna Rask (Fyns Amt), Bent Sømod (Århus Amt), Trine Christiansen og Kurt Nielsen (Danmarks Miljøundersøgelser). Nanna Rask har været Amtsrådsforeningens repræsentant, og Bent Sømod har arbejdet som konsulent for Danmarks Miljøundersøgelser.

Styringsgruppen samt kolleger i amter og Danmarks Miljøundersøgelser takkes for konstruktivt samarbejde og gode bidrag til rapporten.

Rapportens anbefalinger og konklusioner er udgangspunkt for det fortsatte udviklingsarbejde, som foregår såvel nationalt som i internationale samarbejdsprojekter. Rapporten kan derfor ikke betragtes som udkast til en fremtidig vejledning for planlægning af vandkvaliteten i marine områder.

[Tom side]

1. Indledning

Vandrammedirektivet har til formål at forebygge forurening og forringelse af den økologiske tilstand samt at danne grundlag for restaurering af vandområder med henblik på at opnå en god økologisk og kemisk tilstand. Direktivet udstikker generelle retningslinier for, hvordan et klassifikations- og målsætningssystem i vandløb, søer og kystvande samt grundvand kan opstilles på baggrund af referencetilstanden i de pågældende områder.

Klassifikations- og målsætningssystemet, som udvikles med baggrund i Vandrammedirektivet, skal afløse det nuværende målsætningssystem, som har udgangspunkt i den gældende vejledning for planlægningen af vandkvaliteten i danske kystvande, Miljøstyrelsens vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2 kystvande 1983.

Miljøstyrelsens vejledning, del 2 kystvande bygger på et hovedprincip om, at forureningen skal kunne kontrolleres ved såkaldte konfliktfronter omkring forureningskilder. Konfliktfronten er den afstand fra forureningskilden, hvor forureningspåvirkningen netop kan spores. Forureningspåvirkningen fra de enkelte kilder antages at kunne måles ud fra størrelsen af arealet af det forurenede område. Vejledningen forudsætter også, at de danske kystområder er upåvirkede eller kun svagt påvirkede af forurening, hvorfor den ikke tager højde for den generelle forurening, der som bekendt påvirker alle danske kystområder. Vejledningen indeholder endvidere ikke kvantitative biologiske krav til de enkelte målsætningsklasser, sådan som det er forudsat i Vandrammedirektivet.

Det nuværende planlægningssystem kan altså ikke leve op til de fælles europæiske standarder og dermed ikke anvendes som et fremtidigt planlægningsredskab under Vandrammedirektivet.

Amterne har, som ansvarlige for planlægningen af vandkvaliteten, hidtil i varierende omfang anvendt vejledningens målsætningssystem. Nogle amter har ændret systemet betydeligt og udviklet egne principper for fastlæggelse af målsætninger. Andre amter har anvendt vejledningens målsætningssystem med mindre ændringer. Amterne har således anvendt meget forskellige metoder i deres planlægning af vandkvaliteten. Amterne har tidligere givet udtryk for, at den gældende vejledning anses generelt for at være forældet (Hansen, 1995).

Miljøstyrelsen har i erkendelse af, at der ikke eksisterer et målsætningssystem for de danske kystvande, som opfylder Vandrammedirektivets krav, igangsat et udviklingsarbejde. Danmarks Miljøundersøgelser og Århus Amt har udarbejdet denne arbejdsrapport som resultatet af projektets Fase 1.

[Tom side]

2. Formål

Det ene formål med Fase 1 er, efter en afgrænsning af økoregionerne, at udarbejde et forslag til typeopdeling af de danske kystvande på baggrund af relevante fysiske parametre. Typeopdelingen skal danne baggrund for den efterfølgende klassifikation af miljøtilstanden i kystvandene.

Projektets andet formål er at kortlægge amternes hidtidige anvendelse af målsætninger for kystvandene, så de hidtidige erfaringer kan udnyttes til det videre arbejde med udvikling af målsætningssystemet under Vandrammedirektivet. Det er hensigten, at arbejdet under dette projekt i videst muligt omfang koordineres med det øvrige udviklingsarbejde, som Miljøstyrelsen har igangsat i relation til Vandrammedirektivet.

Følgende delmål er defineret i Fase 1:

- Afgrænsning af økoregionerne Nordsøen, Kattegat-Bælthavet og Østersøen.
- Henføring af økoregionernes kystvande til typer på grundlag af middelsaliniteter og dybde.

Udarbejdelse af en oversigt over amternes anvendelse af marine indikatorer (kvalitetslementer) for marine målsætninger i vandkvalitetsplanerne. På baggrund heraf sammenstilles en bruttoliste over biologiske parametre, hydromorfologiske parametre samt fysisk kemiske parametre inkl. miljøfarlige stoffer. De enkelte parametre vil blive vurderet i forhold til bl.a. objektivitet, målbarhed og operationalitet. Den statistiske usikkerhed vil blive vurderet statistisk for enkelte parametre i den udstrækning, analyser foreligger.

Opstilling af en bruttoliste over biologiske parametre i relation til de internationale aftaler under OSPAR og HELCOM.

Identificering af eventuelle supplerende parametre eller indikatorer på baggrund af de internationale krav.

Når Fase 1 er afsluttet, har Miljøstyrelsen planlagt udviklingsarbejde inden for nedenstående områder. Fase 2 planlægges igangsat i løbet af 2001, og det samlede projekt forventes afsluttet i 2003.

Fase 2: Fastlæggelse af referenceforhold og afgrænsning af klasser for økologisk tilstand ved hjælp af indikatorer / kvalitetslementer.

Fase 3: Udpegning af parametre og målemetoder til overvågning samt opstilling af et niveaudelt overvågningsprogram.

[Tom side]

3. Typeinddeling af danske farvande

Projektets formål er at opstille en operationel typeinddeling af de vandområder i de danske farvande, der er omfattet af Vandrammedirektivet. I henhold til Vandrammedirektivet skal der senere udvikles referenceværdier svarende til upåvirket tilstand for de udvalgte typeområder. Typeinddelingen, som er foretaget i dette projekt, giver anledning til at overveje, om de enkelte områder, som tilhører en given type, har samme økologiske potentiale og man dermed efterfølgende kan vurdere miljøkvaliteten ud fra samme referencetilstand. Typeinddeling er udelukkende baseret på fysiske parametre. Typeinddelingen skal betragtes som et første udkast, som skal revideres, når en større viden om de forhold, der påvirker typeinddelingen, er tilvejebragt. Derudover vil det danske forslag til typologi indgå i en international revision for at sikre, at de kriterier, der ligger til grund for udvælgelsen af typeområder i Danmark, er sammenlignelige på tværs af landegrænser. Denne revision vil ske i henhold til den fælles strategi for implementeringen af Vandrammedirektivet.

3.1 Definitioner anvendt i Vandrammedirektivet

De danske kystområder falder inden for to økoregioner defineret i Vandrammedirektivet, Nordsøregionen og Østersøregionen. Grænsen mellem de to regioner er endnu ikke præcist fastlagt, men grænsen jf. direktivets bilag XI, kort B går et sted nord for Sjælland.

Vandrammedirektivet omfatter kystvande ud til 1 sømil fra kysten eller fra den fastlagte basislinie med hensyn til biologiske kvalitetselementer. Derimod er grænsen 12 sømil for kemiske kvalitetselementer. De åbne farvande er ikke omfattet af Vandrammedirektivet.

Direktivet skelner mellem to vandtyper, kystvande og overgangsvande, hvor overgangsvande er vandområder, der er væsentligt påvirket af en enkelt ferskvandskilde, og kystvande er vandområder i op til en sømil fra kysten. I Danmark er de tre vigtigste eksempler på overgangsvande Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord og Randers Fjord, men afhængigt af, hvordan man definerer "væsentlig", kunne flere fjorde defineres som overgangsvande. Da udstrækningen af overgangsvande i Danmark imidlertid er lille, er der valgt at se bort fra, at der eksisterer overgangsvande. Derfor er der kun etableret ét klassificeringssystem for kystvande.

Vandrammedirektivet angiver, at typologi kan defineres efter henholdsvis system A, hvor der inddeles efter økoregion, faste salinitets- og dybdeklasser eller system B, hvor der inddeles efter en række fysiske variable, hvor beliggenhed, tidevandsforhold og middelsalinitet er obligatoriske, og strømhastighed, bølgepåvirkning, temperatur, opblandingsgrad, turbiditet, opholdstid eller bundforhold kan vælges. I system A er grænsen for lavt vand mindre end 30 meters dybde, og dermed giver system A ikke mulighed for en finere inddeling af de danske kystnære områder. I stedet er det valgt at inddele i henhold til system B, der desuden giver mulighed for at vælge passende

grænser for de fysiske variable, der bedst beskriver det økologiske potentiale i de danske kystvande.

3.2 Typologi

Det er valgt at klassificere de danske kystvande efter morfologiske afsnit og i henhold til system B efter tidevandsforhold, middelsalinitet, bølgepåvirkning og opblandingsgrad/middeldybde. Inddelingen er udført med den tanke, at de samme referenceværdier for bundfauna, fytoplankton, makrofyter og vandkemi skal kunne anvendes i områder af samme type på nuværende tidspunkt. Det er uafklaret, om det vil være muligt.

Typeopdelingen omfatter kystvande ud til 12 sømil fra kysten, da der skal opstilles referenceværdier for vandkemi, tungmetaller og miljøfarlige stoffer i dette område. For de biologiske parametre kræver Vandrammedirektivet kun, at der opstilles referenceværdier ud til 1 sømil fra kysten eller fra den fastlagte basislinje.

3.2.1 Tidevandsforhold

Tidevand bliver almindeligvis inddelt i følgende kategorier, som også er anvendt i Vandrammedirektivet:

Tabel 3.1. Tidevandsforhold anvendt i Vandrammedirektivet og i typeinddeling for danske farvande.

Tidevandsforskel		Kategori
< 2 meter	< 0.5 meter (indre danske farvande)	Mikrotidevand
	0.5-1 meter (Vestkysten nord for Blåvandshuk)	
	>1 meter (Vadehavet)	
2-4 meter		Mesotidevand
> 4 meter		Makrotidevand

I danske kystvande optræder den største tidevandsforskel i Vadehavet på ca. 2 meter ved Rømø. Det er derfor valgt at betragte de danske kystvande som alle værende i samme tidevandskategori: mikrotidevand. Dog er der valgt at inddele mikrotidevand i 3 underkategorier for at beskrive forholdene i de danske kystvande.

3.2.2 Salinitet

Salinitet, målt som et områdes middelsaltholdighed, bliver almindeligvis inddelt i følgende kategorier, som også er anvendt i Vandrammedirektivet:

Tabel 3.2. Salinitet anvendt i Vandrammedirektivet og i typeinddeling for danske farvande.

Salinitet	Kategori
< 0,5 ‰	Ferskvand
0,5-5 ‰	Oligohalint
5-18 ‰	Mesohalint
18-30 ‰	Polyhalint
30-40 ‰	Euhalint

I de danske kystvande varierer saliniteten fra 7-33‰. Samtidig er salinitet en af de vigtigste fysiske indikatorer for artsdiversitet i danske kystvande, hvor artsdiversiteten falder med faldende salinitet (Nielsen et al., 1995; Middelboe et al., 1998).

3.2.3 Bølgepåvirkning

Størrelsen af bølgepåvirkningen langs den danske kyst er af væsentlig betydning for den biologiske struktur. Her er anvendt en kvalitativ inddeling baseret på et skøn af, hvor bølgepåvirkningen er stor, moderat eller lille, da et bølgekort for de danske kyster ikke er tilgængeligt (B. Rasmussen, pers. komm.)

3.2.4 Opblandingsgrad

Middeldybden er anvendt til underopdeling af fjorde, da den er en indikator for opblandingsgraden, og der ikke foreligger målinger af opblandingsgraden. Baggrunden herfor er, at varighed og styrke af lagdeling har en signifikant betydning for omsætning af næringsstoffer og graden af iltsvind i fjorde (Møhlenberg, 1999). Middeldybden har tidligere været anvendt til klassificering af danske fjorde (Kaas et al., 1996). Frekvensen af iltsvindshændelser er af afgørende betydning for den biologiske struktur, fordi der under kraftigt iltsvind frigives svovlbrinte, som er toksisk for bundfauna og fisk. Forekomst af iltsvind i en fjord betyder, at artssammensætningen påvirkes mod arter, der kan overleve iltsvind og artssammensætningen og biomasse påvirkes af, hvor lang tid der er gået siden et iltsvind, dvs. hvilket successivt stadium faunasammensætningen repræsenterer (Diaz & Rosenberg, 1995). Desuden er det fundet, at middeldybden alene kan beskrive 60% af variationen i antallet af makroalgarter (Middelboe et al., 1998).

Fjordene (som ikke er tærskelfjorde) er inddelt efter middeldybde i de samme tre kategorier, der også er anvendt i Kaas et al., 1996. Kategorierne er: 0-3 meter (fuldstændigt opblandet 80-100% af sommerhalvåret), 3-8 meter (fuldstændigt opblandet 50-80% af sommerhalvåret) og > 8 meter (fuldstændigt opblandet i under 50% af sommerhalvåret) (Hansen et al., 2000; Kaas et al., 1996).

3.3 Typeinddeling

Som det fremgår af Tabel 3.3 og 3.4. er de danske kystvande opdelt i i alt 16 typer, hvoraf de 10 er forskellige typer fjorde.

Da de danske kystvande traditionelt er inddelt efter en række forskellige morfologiske afsnit, er det valgt at anvende disse, og derefter underopdele fjordene. De følgende morfologiske afsnit er anvendt:

Tabel 3.3. Morfologiske afsnit.

Morfologisk afsnit	Beskrivelse
Vadehav	Tidevandsforskel > 1 meter, salinitet > 33‰, lille salinitetsvariation, ikke direkte bølgepåvirket.
Vestkysten	Tidevandsforskel > 1 meter i syd men falder til < 0.5 meter i nord, salinitet > 33‰, stor bølgepåvirkning.
Kattegatkyst i Jylland og på Sjælland (Nordsøregion)	Tidevand < 0.5 meter, salinitet fra 18 til 33‰, moderat bølgepåvirkning). Det er valgt at anvende en inddeling af Kattegat og Øresund i områder, hvor den laveste vanddybde er henholdsvis større eller mindre end 15 meter (haloklindybden). Hvor laveste vanddybde er mindre end 15 meter, domineres bundfaunasamfundet af 4 store grupper: bløddyr (<i>Mollusca</i>), pighude (<i>Echinodermata</i>), børsteorme (<i>Polychaeta</i>) og krebsdyr (<i>Crustacea</i>). Desuden er ålegræs og eutrofieringsbetingede trådalger kun udbredt på dybder, der er mindre end 15 meter. Hvor laveste vanddybde er større end 15 meter, domineres bundfaunasamfundet af slangestjerne (<i>Amphiura filiformis</i>) (Hansen et al., 2000).
Indre danske farvande mellem Djursland/Sjællands Odde og Fyn/Røsnæs/Drogden (Østersøregion)	Tidevand < 0.5 meter, salinitet fra 15-20‰, moderat-lille bølgepåvirkning.
Indre danske farvande syd for Fyn/Røsnæs/Drogden	Tidevand < 0.5 meter, salinitet fra 7-15‰, moderat-lille bølgepåvirkning.
Farvandet omkring Bornholm	Tidevand < 0.5 meter, salinitet 7-8‰, moderat-stor bølgepåvirkning.
Andre fjorde (6 typer jf. Tabel 3.4)	Se Tabel 4.
Tærskelfjorde (2 typer jf. Tabel 3.4)	En tærskelfjord er her defineret som en fjord hvor forholdet mellem tærskeldybde og maksimumdybde < 0.6. Tærsklen nedsætter vandudvekslingen med de tilstødende havområder, og disse fjorde har forøget sandsynlighed for at udvikle kraftigt iltsvind. Se Tabel 2 for inddeling.
Slusefjorde (1 type jf. Tabel 3.4)	Se Tabel 4.
Indre fjorde (1 type jf. Tabel 3.4)	Den del af fjorden, der er væsentligt påvirket af ferskvandstilstrømning, og som derfor har en anden biologisk struktur end resten af fjorden. Her er udvalgt de fjorde, som der eksisterer et datagrundlag for, dvs. de fjorde, der indgår i amternes overvågningsprogram.

3.3.1 Datagrundlag

Datagrundlaget, som er anvendt til typeinddelingen, fremgår af nedenstående.

Tidevand: Tidevandskort over Nordsøen

Salinitet: Middelsalinitet i danske fjorde (Conley et al., 2000), overfladesalinitet fra fyrskibsdata (Rasmussen, 1995) og overvågningsdata. I fjordene er middelsaliniteten beregnet ved at anvende alle målinger foretaget i en fjord i perioden 1989-1995 og beregne middelværdi og spredning af disse målinger. Målingerne er foretaget både i overflade- og i bundlaget.

Dybde: Middeldybde i danske fjorde (Kaas et al., 1996). Middeldybderne er beregnet af amterne og afleveret til DMU i forbindelse med udarbejdelse af "Danske fjorde, status over miljøtilstand, årsags-sammenhæng og udvikling" (Kaas et al., 1996). Beregningsmetoder fremgår ikke af denne rapport.

Tabel 3.4. Gruppering af danske fjorde.

Middeldybde/Salinitet	7-18 PSU	>18 PSU
0-3 meter	22 Randers Fjord 2 Karrebæk Fjord 30 Holckenhavn Fjord, 11 Stege Bugt 17 Præstø Bugt 6 Dybsø Fjord 7 Guldborg Sund 9 Nakskov Fjord 49 Holsteinborg Nor 51 Skælskør Fjord 32 Nakkebølle Fjord 31 Lindelse Nor 1 Roskilde Fjord 27 Odense Fjord 52 Korsør Nor 65 Haderslev Fjord	4 Horsens Fjord 35 Gamborg Fjord 59 Holbæk Fjord
3-8 meter	5 Kolding Fjord 46 Lunke Bugten, 68 Augustenborg Fjord	57 Lammefjord 63 Skive Fjord, Lovns Bredning 76 Limfjorden
> 8 meter	29 Det sydfynske Øhav 53 Kalundborg Fjord 66 Aabenraa Fjord 67 Genner Fjord 81 Køge Bugt	3 Vejle Fjord 23 Århus Bugt
Tærskelfjorde	25 Mariager Fjord 33 Helnæs Bugt 64 Flensborg Fjord 28 Kertinge Nor	54 Isefjord
Slusefjorde	18 Nisum Fjord 19 Ringkøbing Fjord 60 Hjarbæk Fjord	
Indre fjorde	Horsens Fjord Vejle Fjord Kolding Fjord Odense Fjord Roskilde Fjord	

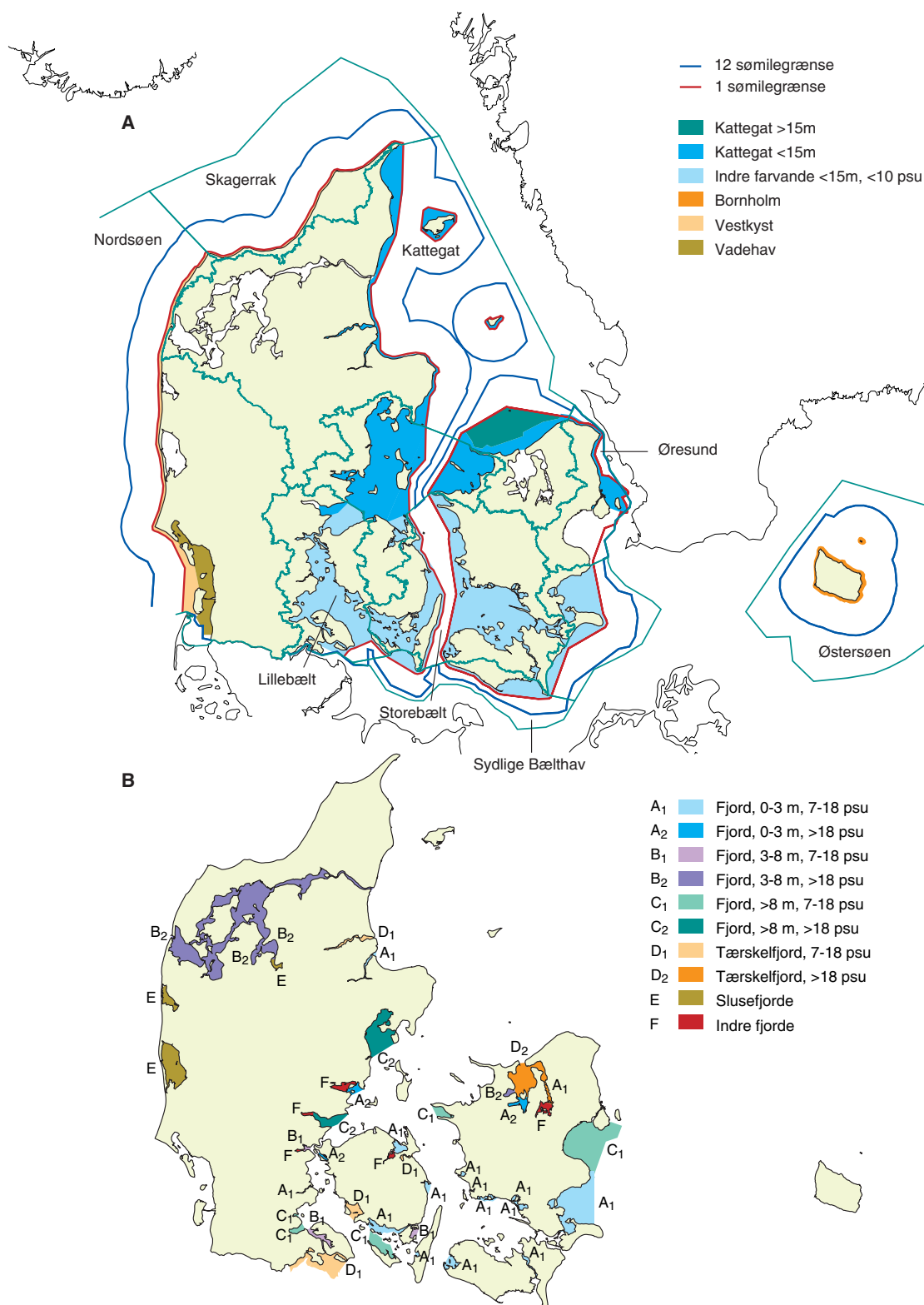
3.4 Diskussion

Udover middeldybde og salinitet kan fjorde også inddeles efter opholdstid, som ligeledes har stor betydning for det biologiske system (Josefson & Rasmussen, 2000). Generelt vil valg af en ekstra parameter til at inddele efter medføre flere fjordkategorier. Da antallet er stort med den nuværende inddeling, er det valgt at udelade opholdstiden.

Typeinddelingen i denne rapport er et første udkast, og det endelige resultat af typeinddelingen er p.t. ukendt. Typeinddelingen, som den er præsenteret her, er et eksempel på en måde, hvor der kan laves en typeinddeling, som er operationel. Men typeinddelingen er udelukkende baseret på eksisterende dataanalyser, og datagrundlaget for fysiske forhold er baseret på tidligere opgørelser af middelsalinitet og middeldybde udført af Kaas et al., 1996. I samme rapport blev det konkluderet, at en videre udvikling forudsatte en nøjere analyse af de hydrografiske forhold og især de hydrografiske forholds påvirkning på den biologiske struktur i forskellige områder. En sådan analyse er ikke blevet udført siden Kaas et al., 1996. Specifikt mangler data for bundforhold samt grupperingsanalyser for bundfauna, makroalger,

fytoplankton og vandkemi således, at en sammenhæng mellem den fysisk baserede typeinddeling og de biologiske forhold kan etableres. Der er i den nuværende analyse heller ikke udført sammenligning med C.G. J. Petersens bundfaunasamfund.

Den typeinddeling, der skal laves for at implementere Vandrammedirektivet, er konceptuelt baseret på, at de kystnære områder i EU kan inddeles i karakteristiske områder, som er signifikant forskellige med hensyn til deres indhold af bundfauna, makroalger, frøplanter, fytoplankton og vandkvalitet. Det kan dog i høj grad diskuteres, om det er muligt at udføre en sådan inddeling af de kystnære områder pga. af områdernes store tidslige og rumlige variabilitet. Det er derfor vigtigt, at det omfattende datagrundlag fra overvågningsprogrammet analyseres med henblik på at lave denne typeinddeling. Den inddeling, som er lavet i denne rapport, er i nogen grad arbitrær. Det er kun i få tilfælde, at de biologiske samfund er adskilt ved markante grænser som f.eks. haloklindybden, der i Kattegat og Øresund adskiller *Macoma*-samfundet fra *Amphiura*-samfundet. I langt flere tilfælde, ændres f.eks. artssammensætning og biomasse langs en gradient, hvilket gør det vanskeligt at vælge meningsfyldte grænser for gruppering. Da grupperingen derudover er udført udelukkende på baggrund af fysiske parametre, er det vanskeligt at afgøre, om antallet af kategorier er for stort, for lille eller tilpas, og om de områder, der indgår i en kategori, i virkeligheden kan betegnes som værende af samme type. En grupperingsanalyse af det eksisterende datamateriale for de fem kvalitetselementer, som der også skal udvikles referenceværdier for, vil kunne anvendes til at afgøre, om den valgte inddeling er god.



Figur 3.1. Kort over typeinddeling for marine områder i Danmark. Kortet er udarbejdet på grundlag af Skov- og Naturstyrelsens kort over basislinier plus 1 sømil. I mange tilfælde følger 1 sømils grænsen 5 eller 10 meter dybdekurven. Det er fra et praktisk synspunkt nemmest at identificere grænsen i virkeligheden, hvis den følger en dybdekurve. Skov- og Naturstyrelsen har følgende forbehold for kortets nøjagtighed:

"Basislinie plus 1 sømil" må ikke betragtes som eksakt defineret. Digitaliseringen af "basislinie plus 1 sømil" er foretaget ved brug af cm-mål og øjemål og er derfor kun egnet til brug på et oversigtskort i lille målestok. "Basislinie plus 1 sømil" er således ikke egnet til visning af detaljer eller til sagsbehandling. Dette afspejles også i, at der helt bevidst er brugt en bred streg som signatur for "basislinie plus 1 sømil".

[Tom side]

4. Amternes anvendelse af indikatorer i administrationen

4.1 Indledning

De overordnede principper for anvendelsen af målsætninger i amterne i forbindelse med regionplan 1997¹ danner grundlaget for en udredning af amternes anvendelse af indikatorer/kvalitetslementer i planlægningen i den forløbne planperiode. Derfor indeholder dette kapitel en udredning af disse principper.

Nogle amter har formuleret og anvendt kvalitetslementer i vandkvalitetsplanerne. Hvor dette er tilfældet, er disse vist i tabelform.

I nogle amter er anvendelsen af kvalitetslementer udbygget betydeligt i forbindelse med udredningsarbejder i indeværende planperiode. Disse udredninger har dannet grundlag for, at der i forslag til Regionplan 2001 i en række amter er anvendt en række nye kvalitetslementer. Hvor det har været muligt, er disse medtaget i denne rapportering.

Termen "kvalitetslement" stammer fra EU-Vandrammedirektivet og er i denne rapport synonym for den række af forskellige termer for samme begreb, der er anvendt i amternes regionplaner. I amternes vandkvalitetsplaner er kvalitetslementer f.eks. betegnet som: specifikke målsætninger, konkrete målsætninger, parametre, mål, entydige og realistiske målsætninger. Kvalitetslementer og indikatorer anvendes som synonymer i denne rapport.

Med kvalitetslementer menes der kvantitative biologiske, hydro-morfologiske, kemiske eller fysisk-kemiske kvalitetslementer. I de tilfælde, hvor der er formuleret kvalitative kvalitetslementer, der er en præcisering af den kvalitative beskrivelse af målsætningerne i vejledningen (Miljøstyrelsen, 1983), er disse også medtaget.

4.2 Amternes målsætningssystemer

I det følgende gennemgås amternes overordnede principper for anvendelsen af målsætninger primært i forbindelse med Regionplan 1997, men også i enkelte tilfælde i forbindelse med forslag til Regionplan 2001. I denne gennemgang er der primært fokuseret på, hvordan amterne har fortolket Vejledningen i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2 Kystvande (Miljøstyrelsen, 1983), om der er formuleret kvalitetslementer, om der er defineret referencetilstand, og om der er skelnet mellem lokale påvirkninger og nationale/internationale baserede påvirkninger af miljøtilstanden. Ligeledes har nogle amter skelnet

¹ Vandkvalitetsplaner i forbindelse med Regionplan 2001 har ikke været tilgængelige fra alle amter i forbindelse med projektudarbejdelsen

mellem påvirkninger administreret lokalt og påvirkninger administreret nationalt/internationalt.

Kvalitetsselementerne er vist i tabelform for de enkelte amter, hvor de anvendes. Der er knyttet kommentarer til de enkelte elementer om definition mv., samt angivet i hvilke typer kystvande, de enkelte kvalitetsselementer er anvendt.

4.2.1 Bornholms Amt

Det tilsendte materiale er Vandplan Bornholm (rev. sept. 1995). Der er ikke foretaget ændringer frem til den gældende Regionplan 1997 (Klavs Nielsen, Bornholms Amt, pers. komm.). Vandplan Bornholm er afgrænset til at omfatte kystvande ud til 1 sømils afstand fra kysten.

Målsætningssystemet er baseret på Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2, dog med den mindre ændring, at den generelle målsætning er formuleret som basismålsætning. Der er ikke formuleret kvalitetsselementer (Bornholms Amt, 1995).

Kystområderne ved Bornholm er målsat med basismålsætningen, bortset fra en række mindre nærområder med lempet målsætning omkring spildevandsudledninger, havbrug og enkelte større erhvervshavne. Der er ikke udpeget områder med skærpet målsætning for kystvande i Vandplan Bornholm. Der er ikke taget stilling til, hvorvidt målsætningerne er opfyldt eller ej.

4.2.2 Frederiksborg Amt

Der indgår ikke nogen egentlig definition af målsætningssystemet i amtets regionplan 1997, men dette er baseret på Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2. De åbne kyststrækninger i amtet er udlagt med skærpet målsætning af hensyn til badevandsinteresserne. Klappladser, områder med skallegravning og områder ved spildevandsudledninger er udlagt med lempet målsætning. De øvrige områder er udlagt med generel målsætning. Amtet har vurderet, at målsætningen er opfyldt langs de åbne kyster til Kattegat og dele af Øresund. I resten af kystområderne vurderes målsætningen for ikke opfyldt (Frederiksborg Amt, 1997).

I relation til påvirkningen af miljøtilstanden i kystområderne er der skelnet mellem påvirkninger administreret af amtsrådet og øvrige påvirkninger (landbrug). Der er ikke foretaget konkrete definitioner af referencetilstand.

Amtet har ikke formuleret kvalitetsselementer i Regionplan 1997, men har efterfølgende i samarbejde med naboamterne arbejdet med formuleringen af forskellige kvalitetsselementer til præcisering af målsætningerne. Dette arbejde er indarbejdet i forslag til regionplan 2001 som fysisk-kemiske og biologiske kvalitetsselementer for kystområderne i amtet (Frederiksborg Amt, 2000).

Disse eksempler på kvalitetsselementer er medtaget i tabellen nedenfor.

Kvalitetsэлемент – beskrivelse	Anvendt i områdetype*
Total-kvælstof, årsgennemsnit (tidsvægtet). < 500 µg/l (Roskilde Fjord), < 300 µg/l (Isefjord og Øresund), < 225 µg/l (Kattegat).	1, 3, og 4
Total-kvælstof, vintergennemsnit (tidsvægtet). Fjord: 1/12-28/2. Åben hav: 1/1-28/2. < 500 µg/l (Roskilde Fjord), < 300 µg/l (Isefjord og Øresund), < 250 µg/l (Kattegat).	1, 3, og 4
Total-fosfor, årsgennemsnit (tidsvægtet). < 50 µg/l (Roskilde Fjord), < 25 µg/l (Isefjord og Øresund), < 22 µg/l (Kattegat).	1, 3, og 4
Total-fosfor, vintergennemsnit (tidsvægtet). Fjord: 1/12-28/2. Åben hav: 1/1-28/2. < 50 µg/l (Roskilde Fjord), < 30 µg/l (Isefjord og Kattegat), < 25 µg/l (Øresund).	1, 3, og 4
Total kvælstofbelastning (definition af belastningsopgørelse i note). < 850 t N/år (Roskilde Fjord), < 1000 t N/år (Isefjord), < 4000 t N/år (Øresund), < 100 t N/år (Kattegat – NB! Kun Frederiksborg Amt).	1, 3, og 4
Total fosforbelastning (definition af belastningsopgørelse i note). < 75 t P/år (Roskilde Fjord), < 20 t P/år (Isefjord), < 300 t P/år (Øresund), < 2,4 t P/år (Kattegat – NB! Kun Frederiksborg Amt).	1, 3, og 4
Sigtdybde, årsgennemsnit (tidsvægtet). > 5,0 m (Roskilde Fjord), > 6,0 m (Isefjord), > 7,0 m (Øresund), > 8,0 m (Kattegat).	1, 3, og 4
Ilt, alle målinger i løbet af året > 4 mg/l	1, 3, og 4
Planktonalgebiomasse (klorofyl a), årsgennemsnit. < 3 µg/l (Roskilde Fjord og Isefjord), < 2 µg/l (Øresund og Kattegat).	1, 3, og 4
Ålegræs, dybdegrænse for hovedudbredelse (største dybde med 10 % dækningsgrad) > 4,0 m (Roskilde Fjord), > 5,0 m (Isefjord), > 7,0 m (Øresund).	1 og 4
Makroalger (tang), arter pr. transekt. > 25 arter (Roskilde Fjord), > 30 arter (Isefjord og Øresund), > 40 arter (Kattegat).	1, 3, og 4
Fisk, tilstand og antal arter (Kvalitativ definition af "tilstand" i note). > 25 arter (Roskilde Fjord, Isefjord og Øresund), > 30 arter (Kattegat).	1, 3, og 4

*Områdetyper: 1 = fjorde; 2 = bugter og vige; 3 = åbne farvande; 4 = gennemstrømningsfarvande

Kvalitetsэлеmenterne er "fastsat ud fra tilstanden i områderne i de sidste ca. 10 år sammenholdt med en vurdering af, hvilke miljømæssige forudsætninger der skal til, for at den generelle målsætning kan overholdes" (Frederiksborg Amt, 2000). Referencetilstanden er altså fastsat ud fra en diffus faglig vurdering baseret på undersøgelser i områderne over de sidste 10 år tilsat et skøn for, hvad den generelle målsætning kan indeholde.

Målopfyldelsen er generelt formuleret således, at kvalitetsэлементet skal være opfyldt 4 ud af 5 år, for at målsætningen kan siges at være opfyldt.

4.2.3 Københavns Amt

Amtets anvendte målsætningssystem er baseret på Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2 i en kun lidt modificeret form. Den skærpede målsætning er defineret på følgende måde: Hvor der ingen

Kvalitetsэлемент – beskrivelse	Anvendt i områdetype*
Fedtemøg må ikke udgøre en væsentlig gene for de badende ved Strandparken, Køge Bugt	2
Sommermiddelkoncentration af klorofyl <i>a</i> < 3 µg/l	2 og 4
Sommermiddel af sigtdybden > 6,0 m	2 og 4
Ålegræs og flerårige alger skal forekomme i livskraftige bestande, hvor der findes naturlige voksesteder for disse – uden dominans af fedtemøg og påsiddende dyr og planter.	2 og 4
Artssammensætningen af bunddyr skal være varieret med indslag af krebsdyr	2 og 4
Fisk skal forekomme i livskraftige bestande	2 og 4
Mindst 3 arter af blomsterplanter (Kalveboderne)	4

*Områdetyper: 1 = fjorde; 2 = bugter og vige; 3 = åbne farvande; 4 = gennemstrømningsfarvande

påvirkning må finde sted, som kan ændre tilstanden i negativ retning. Amtet har anvendt den skærpede målsætning for badevandsområder, områder med bundgarnsfiskeri og områder med særlige naturvidenskabelige interesser. Lempet målsætning er anvendt for områder med påvirkninger fra én af følgende aktiviteter: klappladser, erhvervshavne, gipsdepoter, spildevandsudledninger og kraft/varmeværk. Målsætningerne anses for ikke at være opfyldte, men forventes at kunne opfyldes, hvis mål i planer for spildevandsrensning og i Vandmiljøplanen opfyldes (Københavns Amt, 1997).

Der er ikke foretaget konkrete definitioner af referencetilstand, men amtet har konkretiseret den generelle og skærpede målsætning ved at formulere kvalitetsэлементer ("entydige og realistiske målsætninger" (Københavns Amt, 1997) for koncentrationen af klorofyl *a*, sigtdybden, forekomst af fedtemøg og blomsterplanter, ålegræs og flerårige alger samt forekomst af bunddyr og fisk.

De fleste af disse kvalitetsэлементer er kvalitativt beskrevet, men kvalitetsэлементer for klorofyl *a* og sigtdybde er kvantitative og skal beregnes som gennemsnit af sommergennemsnit for de seneste 5 år. Sommergennemsnit er defineret som perioden 1/5-30/9. Der er ikke nærmere angivet, hvilken type gennemsnit der skal benyttes.

4.2.4 Københavns Kommune

Københavns Kommune har anvendt målsætningssystem fra Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2 i oprindelig form. Der er anvendt skærpet målsætning ved badeområder. Den lempede målsætning er anvendt for havnearealerne, hvor disse er påvirket af skibsfart, oprensning, kølevandsnærområde, spildevandsnærområde, nedsat vandskifte, affaldsdeponi og klapning. De øvrige områder er udlagt med en generel målsætning (Københavns Kommune, 1993).

Der er ikke foretaget nogen konkret beskrivelse af referencetilstand for målsætningerne. Der er ikke formuleret kvalitetsэлементer for miljøtilstanden.

I forbindelse med forslag til Regionplan 2001 har Københavns Kommune medvirket i forbindelse med udarbejdelsen af kvalitetselementer for Øresund, der er medtaget under Frederiksborg Amt.

4.2.5 Roskilde Amt

Amtets anvendelse af målsætningssystem svarer til Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2. Amtet har anvendt den skærpede målsætning ved badevandsområder, naturområder og følsomme naturområder og opvækstområder for fisk og områder med bundgarnsfiskeri. Den lempede målsætning er anvendt i spildevandsnærområder, råstofindvindingsområder, erhvervshavne og klapområder. Øvrige kystvande er omfattet af den generelle målsætning (Roskilde Amt, 1997; Roskilde Amt, 2000a).

Der er ikke foretaget konkrete definitioner af referencetilstand. Det er dog angivet, at formuleringen af målsætninger tager udgangspunkt i "de naturgivne forhold samt de menneskeskabte ændringer, der er påført de enkelte kystområder, og de praktiske muligheder for at sikre et alsidigt plante- og dyreliv" (Roskilde Amt, 2000a). Amtet har i retningslinierne i regionplanen konkretiseret målsætningerne med formuleringen af nogle supplerende kvalitetselementer ("mål") for kystområder. Disse kvalitetselementer omhandler ålegræs' dybdeudbredelse, sigtdybde, klorofyl *a*, bundfauna, blåmuslinger og fedtemøg. De fleste af disse kvalitetselementer er kvantitative, mens et af kvalitetselementerne for bundfauna er kvalitativt.

Kvalitetselement – beskrivelse	Anvendt i områdetype*
Sigtdybde-sommersnit (1/5-30/9). (I Køge Bugt beregnet som middel over 5 år): > 4 m (Roskilde Fjord), > 6 m (Isefjord) og > 7 m (Køge Bugt).	1 og 2
Klorofyl <i>a</i> -sommersnit (1/5-30/9) (μ klorofyl <i>a</i> /l). (I Køge Bugt beregnet som middel over 5 år): < 5,3 (Roskilde Fjord), < 1,9 (Isefjord) og < 2,5 (Køge Bugt).	1 og 2
Ålegræs dybdeudbredelse (dybeste forekomst af naturlig bestand, der dækker 10% af bunden): > 3,5 m (Roskilde Fjord), > 5,0 m (Isefjord og Køge Bugt).	1 og 2
Fedtmøg-gennemsnit af biomasse på alle dybder på alle transekter midlet over 5 år (g TV/m ²): < 50 (Køge Bugt).	2
Fedtmøg masseforekomst (gennemsnit af biomasse på alle dybder på alle transekter > 80 g TV/m ²): Højest en gang hvert 5. år (Køge Bugt).	2
Bundfauna-det gennemsnitlige antal arter/artsgrupper målt i samtlige delprøver ved forårsprøvetagningen (arter/delprøve): > 10 (Roskilde Fjord) og > 8 (Isefjord).	1
Bundfauna – "Macoma samfundet": færre individer fordelt på flere arter. Flere krebsdyr (Køge Bugt).	2
Blåmuslinger – biomassen (inkl. Skaller) ved forårsprøvetagning (g TV/m ²): > 300 (Roskilde Fjord) og > 600 (Isefjord).	1

*Områdetyper: 1 = fjorde; 2 = bugter og vige; 3 = åbne farvande; 4 = gennemstrømningsfarvande

De formulerede kvalitetselementer er generelt suppleret med noter, der mere præcist definerer kriterierne for de enkelte kvalitetselementer. Nogle af kvalitetselementerne er gjort mere robuste ved at måle dem som gennemsnit over f.eks. 5 år.

4.2.6 Vestsjællands Amt

Vestsjællands Amt har anvendt målsætningssystemet fra Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2 uden modifikationer. Den skærpede målsætning er anvendt for naturvidenskabelige, marinbiologiske, marinarkæologiske og kulturhistoriske interesseområder, nationale naturområder, stenrev, særlige følsomme naturområder, fuglebeskyttelsesområder, vildtreservater og gode badestrande. Den lempede målsætning er anvendt for nærområder ved spildevandsudledninger, ved havbrug, havne-, klap- og råstofområder. Øvrige områder er givet generel målsætning. Målsætningerne er ikke vurderet som opfyldte, og der er ved vurdering af målopfyldelsen skelnet mellem nationalt og lokalt administrerede påvirkningsfaktorer (Vestsjællands Amt, 1996).

Referencetilstanden – den upåvirkede tilstand – er defineret som tilstanden i første halvdel af dette århundrede og er dermed adskilt fra naturtilstanden. Amtet har med historiske data og modelberegninger forsøgt at definere referencetilstanden nærmere for sigtddybde og primærproduktion i Isefjorden.

Der er ikke formuleret egentlige kvalitetselementer i amtets recipientkvalitetsplan, men der er defineret ”foranstaltninger til opfyldelse af målsætningen” udmøntet i krav til reduktionen i belastningen til de enkelte kystafsnit.

Vestsjællands Amt har i samarbejde med Roskilde Amt og Frederiksborg Amt formuleret kvalitetselementer for de fælles kystområder (se under Roskilde og Frederiksborg amter).

4.2.7 Storstrøms Amt

Amtets målsætninger er stort set i overensstemmelse med Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2. Dog udlægges områder med naturgivent iltsvind med generel målsætning og ikke med skærpet målsætning, som foreskrevet (Miljøstyrelsen, 1983). Der er udlagt skærpet målsætning i naturvidenskabelige interesseområder, stenrev, Ramsar- og EF-fuglebeskyttelsesområder og i områder med rekreative interesser. Lempet målsætning er udlagt ved spildevandsnærområder, klappladser, havne og dyrkningsbelastede områder (Storstrøms Amt, 2001). Som det eneste amt har Storstrøms Amt valgt at udlægge enkelte lukkede fjordafsnit med lempet målsætning som følge af dyrkningspåvirkning ifølge vejledningen fra 1983. Øvrige områder er udlagt med generel målsætning. Amtet har som kun få vurderet (Storstrøms Amt, 2000), at målsætningen er opfyldt i store dele af amtets kystområder. I de mere lukkede og kystnære dele af kystområderne er målsætningen vurderet ikke opfyldt.

Amtet har formuleret kvantitative kvalitetselementer vedr. sigtddybden og iltindholdet samt en række kvantitative/kvalitative kvalitet-

Kvalitetsselement – beskrivelse	Anvendt i områdetype*
Sigtdybde hele året > X m X = 2 m (lukkede kystområder) og X = 4 m (åbne kystområder)	1, 2, 3 og 4
Iltindholdet ved bunden hele året > 4 mg/l uden for områder med naturgivent iltsvind	1, 2, 3 og 4
Ålegræs dækningsgrad > x % i dybdeintervallet a-b meter (x er 40 % eller 50 %, a er 1,5 m eller 2,0 m og b er 2-5 m afhængigt af område)	1, 2, 3 og 4
Havgræs dækningsgrad > x % i dybdeintervallet a-b meter (x er 30 %, a er 0,5 m og b er 1,0 m afhængigt af område)	1, 2, 3 og 4
Ålegræs dybdegrænse > x m (x er 2,0-6,0 m afhængig af område)	1, 2, 3 og 4
Makroalger fastsiddende dækningsgrad > x % (x er 40 % eller 50 % afhængig af område)	1, 2, 3 og 4
Makroalger fastsiddende artsantal > x arter (x er 3-15 arter afhængig af område)	1, 2, 3 og 4
Makroalger dybdegrænse > x m (x er 10 m)	4
Løstliggende trådalger dækningsgrad < x % i dybdeintervallet a-b m (x er 10 %, 20 % eller 30 %, a er 1 m eller 2 m og b er 2-6 m afhængig af område)	1, 2, 3 og 4
Søsalat dækningsgrad > x % i dybdeintervallet a-b m (x er 30 %, a er 1 m og b er 2 m)	1
Kransnålalger artsantal > x arter (x er 1, 2 eller 4 arter afhængig af område)	1, 2, 3 og 4
NN art til stede (NN er Lamprothamnion og Stor Najade)	1, 2 og 4
Fauna** artsantal > x arter (x er 30 arter)	3
Krebsdyr på blødbund > x arter (x er 5 arter)	3

*Områdetyper: 1 = fjorde; 2 = bugter og vige; 3 = åbne farvande; 4 = gennemstrømningsfarvande

** Med "fauna" menes der formentlig "bundfauna"

selementer for vegetation og bunddyr, som supplement til beskrivelsen af den generelle målsætning i forhold til vejledningen (Miljøstyrelsen, 1983). Der er ikke foretaget nogen dokumentation for, på hvilket grundlag referencetilstanden er fastlagt.

4.2.8 Fyns Amt

Fyns Amt har valgt at anvende et andet målsætningssystem end angivet i Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2, men hovedprincippet er bevaret. Skærpet målsætning er formuleret som: "Referenceområder for naturvidenskabelige studier". Generel målsætning er formuleret som: "Fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri samt hvor de naturlige betingelser er tilstede, gyde- og opvækstområde for fisk". Amtet har generelt ikke anvendt lempet målsætning, men nævner mulighed for at afvige fra "generel målsætning" ved f.eks. spildevandsnærområder. Målsætningerne er vurderet som ikke opfyldte. Der er i beskrivelsen af påvirkningerne af miljøtilstanden skelnet tydeligt mellem lokalt og nationalt administrerede påvirkningsfaktorer (Fyns Amt, 1998).

Amtet har ikke defineret referencetilstand for målsætningerne nærmere. Der er ikke formuleret kvalitetselementer.

Der er i retningslinierne sat fokus på miljøfremmede stoffer og henvist til, at vandkvalitetsgrænser i Miljøstyrelsens bekendtgørelse. Nr. 921 af 8. okt. 1996 bør overholdes samt at problemerne først og fremmest bør løses ved kilden.

4.2.9 Sønderjyllands Amt

Sønderjyllands Amt har ændret målsætningssystemet angivet i Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2 i mindre grad, men hovedprincippet er bevaret. Skærpet målsætning svarer til: "naturvidenskabelige målsætninger" og "områder med naturgivent iltsvind". Lempet målsætning er tildelt spildevandsnærområder, kraftværksnærområder, havne, klappladser og havbrugsområder. Den generelle målsætning omfatter øvrige kystområder og er betegnet "basismålsætning". Målsætningerne er vurderet som ikke opfyldte (Sønderjyllands Amt, 1998).

Der er ikke foretaget en nærmere definition af referencetilstand, og der er ikke formuleret kvalitetselementer.

Som i Fyns Amt er der sat fokus på miljøfremmede stoffer med henvisning til, at problemerne bør løses med kilden, og at de gældende bekendtgørelser overholdes.

4.2.10 Ribe Amt

Amtet har anvendt målsætningssystemet fra Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2, men har navngivet målsætningerne anderledes (målsætning I, II og III). Skærpet målsætning er anvendt i raste- og yngleområder for fugle, yngle- og opholdsområder for sæler, gyde- og opvækstområder for fisk og områder med rekreative aktiviteter. Lempet målsætning er fastsat for områder ved spildevands- og køleudledninger, havneaktiviteter, klapning og oprensninger. Øvrige områder er generelt målsat. Målsætningerne for kystvandene vurderes ikke at være opfyldt (Ribe Amt, 1999).

Der er ikke foretaget en nærmere definition af referencetilstand. Ribe Amt har til den generelle og den skærpede målsætning knyttet to kvalitativt beskrevne kvalitetselementer vedr. forekomst af makroalger og algeopblomstringer.

4.2.11 Vejle Amt

Amtet har anvendt målsætningssystemet fra Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2. Skærpet målsætning er anvendt ved badeområder, naturvidenskabelige referenceområder og fuglebeskyttelsesområder. Lempet målsætning er anvendt ved havneområder, havbrug og klappladser. Øvrige områder er udlagt med generel målsætning. Det er vurderet, at målsætningerne ikke er opfyldte, og der er i beskrivelsen af påvirkningsfaktorer skelnet mellem lokalt og nationalt administrerede faktorer (Vejle Amt, 1998).

Kvalitetsэлемент – beskrivelse	Anvendt i områdetype*
Sommermiddelkoncentration af uorganisk kvælstof. < 30 µg/l (Horsens Inderfjord), < 20 µg/l (Horsens Yderfjord)	1
Forekomst af masseopblomstringer om sommeren i %. Masseopblomstring: > 8 µg/l klorofyl a. 0 % (Vejle og Horsens Inderfjorde, alle Yderfjorde og Åbent Hav), 30 % (Kolding Inderfjord)	1 og 3
Sommermiddelkoncentration af planktonalger (µg/l klorofyl a) < 7 µg/l (Kolding Inderfjord), < 4 µg/l (Vejle og Horsens Inderfjorde), < 2 µg/l (Alle Yderfjorde og Åbent hav)	1 og 3
Sigtdybde i meter. > 5 m (Kolding Inderfjord), > 6 m (Vejle og Horsens Inderfjorde), > 8 m (Alle Yderfjorde), > 9 m (Åbent hav)	1 og 3
Dybdegrænse for ålegræs i meter. > 4 m (Kolding Inderfjord), > 5 m (Vejle og Horsens Inderfjorde), > 6 m (Alle Yderfjorde), > 8 m (Åbent hav)	1 og 3
Ilthforhold (O ₂ koncentration > x mg/l). > 2 mg O ₂ /l (Alle fjorde og åbent hav)	1 og 3
Bundfaunaindex: Antallet af forureningstolerante arter mindskes (Inderfjorde)	1
Bundfaunaindex: Over en 5-årig periode forventes tætheder af slangestjernen <i>Ophiura albida</i> på 80-140 individer/m ² og højere tætheder af østersømuslingen <i>Macoma calcarea</i> . (Yderfjorde)	1
Bundfaunaindex: Over en 5-årig periode forventes tætheder af slangestjernen <i>Ophiura albida</i> på 100-250 individer/m ² og 10 – 60 individer/m ² af sømus (<i>Echinocardium cordatum</i>). Dertil forventes højere tætheder af østersømusling (<i>Macoma calcarea</i>) og nøddemusling (<i>Nuculoma tenuis</i>) samt retablering af børsteormen <i>Artacama proboscidea</i> . (Åbent hav)	3

*Områdetyper: 1 = fjorde; 2 = bugter og vige; 3 = åbne farvande; 4 = gennemstrømningsfarvande

Der er desuden sat særlig fokus på muslingefiskeri og skadelige effekter, heraf på miljøtilstanden i kystområderne.

Referencetilstanden er kvalitativt beskrevet ved henvisning til historiske undersøgelser. Amtet har til den generelle og den skærpede målsætning knyttet en række kvalitetsэлементer, der er tilknyttet inderfjorde, yderfjorde og åbne havområder. Områdeopdelingen er argumenteret i naturgivne forskelle (dybdeforhold og hydrografi) og forskellig belastningspåvirkning. Kvalitetsэлементerne er baseret på biologiske элементer og er overvejende kvantitative og enkelte kvalitative.

4.2.12 Ringkjøbing Amt

Amtet har anvendt målsætningssystemet fra Vejledning i Recipient-kvalitetsplanlægning, del 2. Der er anvendt skærpet målsætning i marinbotaniske og marinzoologiske interesseområder, vandfugleområder, sælområder, opvækstområder for fiskeyngel, badeområder og naturvidenskabelige referenceområder. Lempet målsætning er anvendt i spildevands- og kølevandsnærområder, klappladser, havbrug, dyrkningsbelastede områder, affaldsdepoter, havne, råstofom-

Kvalitetsэлемент – beskrivelse	Anvendt i områdetype*
Variation i vandstand mellem 0,10 m og 0,35 m over DNN. (Ringkøbing Fjord påvirket af slusedrift)	1
Saltholdigheden: 8 ‰ < x < 15 ‰. I perioden maj-september tilstræbes 12 ‰ < x < 15 ‰. (Ringkøbing Fjord påvirket af slusedrift)	1
Overfladesaltholdighed: 8 ‰ < x < 20 ‰ (Nisum Ydre Fjord), x < 12 ‰ (Nisum Mellem Fjord), x < 4 ‰ i (Nisum Fjord, Felsted Kog). Store variationer i saltholdighed over korte tidsrum må undgås (Nisum Fjord er påvirket af slusedrift)	1
Udbredt bundvegetation med en dybdegrænse større end 2 m	1
Sommersigtdybden større end 2 m	1
Varieret dyreliv* tilpasset saltholdighedsforholdene	1

*Områdetyper: 1 = fjorde; 2 = bugter og vige; 3 = åbne farvande; 4 = gennemstrømningsfarvande

**Der menes her formentlig bundfauna og fisk.

råder og ved anlægsarbejder. Øvrige områder er tildelt generel målsætning. Målsætningerne er vurderet ikke at være opfyldte. Der er skelnet mellem påvirkningsfaktorer administreret lokalt og nationalt (Ringkøbing Amt, 1997a).

Der er ikke foretaget nogen nærmere definition af referencetilstanden. Amtet har til afgrænsede områder, omfattet af den generelle og den skærpede målsætning, formuleret kvalitetsэлементer vedr. saltholdighed, vandstand, bundvegetation og sigtdybde. Kvalitetsэлементerne er overvejende kvantitative og enkelte kvalitative (Ringkøbing Amt, 1997b). Men gældende regionplaner indeholder krav til reduktionen af belastningen med kvælstof og fosfor til Limfjorden i forhold til belastningen i 1984.

4.2.13 Århus Amt

Århus Amt har anvendt målsætningssystemet fra Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2. Skærpet målsætning er anvendt i EF-fuglebeskyttelses- og Ramsarområder, vildtreservater, fredninger, særlige naturområder og stenrev. Lempet målsætning er anvendt ved kølevandsudledninger, havbrug, havneanlæg, klappladser og råstofområder. Målsætningerne er vurderet som ikke opfyldte. Der er skelnet klart mellem påvirkningsfaktorer administreret lokalt og nationalt/internationalt (Århus Amt, 1997b; Århus Amt, 1997c).

Referencetilstanden er i kvalitative beskrivelser søgt nærmere defineret. Der er til de enkelte kystafsnit formuleret en række specifikke (konkrete) målsætninger. Disse kvalitetsэлементer er typisk indikatorer for sigtdybde, planktonmængde, dybdegrænser for ålegræs, bunddyr samt iltsvind. Disse kvalitetsэлементer er overvejende kvantitative, og enkelte er kvalitative. Desuden er der til alle fjorde og bugter formuleret en kvantitativ målsætning for tilførslen af fosfor (Århus Amt, 1997c).

Amtet har i forbindelse med Regionplan 2001 ændret de kvantitative kvalitetsэлементer til kvalitative элементer (Århus Amt, 2001).

Kvalitetsэлемент – beskrivelse	Anvendt i områdetype*
Der må ikke forekomme længerevarende perioder (> 4 uger) med iltkoncentrationer < 4 mg O ₂ /l. Der må ikke forekomme iltkoncentrationer (i Skidtrenden) under 2 mg O ₂ /l.	2
Antal arter af bunddyr pr. station • X arter. X = 10 arter - middel af 10 delprøver á 0,0123 m ² (Hevring Bugt og Århus Bugt). X = 20 arter – 1 delprøve á 0,1 m ² . Som følge af usikkerhed kan undtagelser på enkelte stationer accepteres (Fornæs). X = 30 arter – 1 delprøve á 0,1 m ² . X = 20 arter - middel af 10 delprøver á 0,0123 m ² (Ebeltoft Vig – lavere antal kan accepteres i indre del af vigen i de år, hvor der konstateres store mængder sammenskyttet ålegræs).	2
Antallet af arter af muslinger, snegle og andre bløddyr • 30 arter (Randers Fjord)	2
Der må ikke forekomme masseforekomster af forureningsindikatorer (bunddyr) f.eks. små børsteorme.	3
Muslingen <i>Abra alba</i> skal forekomme på alle stationer. Gennemsnitslængde af pågældende årgang af <i>Abra alba</i> skal være • 5 mm i december samme år.	2
Bundfauna i område A må ikke adskille sig fra fauna i område B. A = vestlig del af Århus Bugt, B = central og østlig del af Århus Bugt.	2
Der må ikke forekomme døde bunddyr og fisk som følge af iltsvind.	2
Dækningsgrad af eutrofieringsbetingede alger på ålegræs og flerårige alger • X %. X = 25 % (Hevring Bugt og Århus Bugt). X = 10 % (Fornæs)	2 og 3
Ålegræsvegetation: tæt og sammenhængende med dækningsgrad X – Y % i dybdeintervallet A-B m. X = 50 %, Y = 100 %, A og B ikke angivet (Hevring Bugt, Ingerslev og Århus Bugt). X = 50 %, Y = 100 %, A = 1,0 m og B = 2,5 m (Randers Fjord, Yderfjorden).	1 og 2
Havgræsvegetation: tæt og sammenhængende med dækningsgrad X-Y %. X = 50 %, Y = 100 % (Norsminde Fjord).	1
Vegetation af rodhæftede blomsterplanter: tæt og sammenhængende med dækningsgrad X-Y %. X = 50 %, Y = 100 % (Stavns Fjord).	1
Dybdegrænse for ålegræssets hovedudbredelse • X m. X = 5 m (Hevring Bugt). X = 7 m (Ebeltoft Vig).	2
Der må ikke ske forringelser af bundvegetationen i forhold til nuværende tilstand og ingen reduktion i dybdeudbredelsen af fasthæftede alger. Der skal fortsat være et uændret højt artsantal og uændret dominans af flerårige alger i arts-sammensætning og dækningsgrad.	3
Badevandskravene skal være opfyldte (Vejledning fra MST nr. 2, 1985).	2
Fosfortilførslen til fjorde og bugter fra punktkilder må maksimalt svare til 25 % af den totale tilførsel.	1 og 2

*Områdetyper: 1 = fjorde; 2 = bugter og vige; 3 = åbne farvande; 4 = gennemstrømningsfarvande

4.2.14 Viborg Amt

Amtet har ændret navngivningen og definition af den generelle målsætning til basismålsætning – naturligt og alsidigt plante- og dyreliv. Ellers følger målsætningssystemet i store træk Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2. Skærpet målsætning er anvendt i marin-biologiske interesseområder, naturvidenskabelige referenceområder, EF-fuglebeskyttelsesområder, vildtreservater, badeområder og ålegræsbæltet (0-3 m dybde). Lempet målsætning er anvendt for havneområder, klappladser og genudlægningsområder for undermålere af muslinger. Målsætningerne er vurderet som værende ikke opfyldte. Der er ikke skelnet detaljeret mellem lokalt og nationalt administrerede påvirkningsfaktorer (Viborg Amt, 2000).

Referencetilstanden er ikke nærmere defineret, og der er ikke formuleret kvalitetselementer. Men gældende regionplaner indeholder krav til reduktion af belastningen med kvælstof og fosfor til Limfjorden i forhold til belastningen i 1984.

4.2.15 Nordjyllands Amt

Det anvendte målsætningssystem er i overensstemmelse med Vejledning i Recipientkvalitetsplanlægning, del 2. Skærpet målsætning er tildelt EF-fuglebeskyttelses- og Ramsarområder, vildtreservater og særlige badeområder. Lempet målsætning er tildelt kraftværksnærområder, klappladser, havne, råstofområder og genudlægningsområder for undermålere af muslinger. I de åbne kystområder ved Kattegat og Nordsøen er målsætningen vurderet opfyldt, mens den er vurderet ikke opfyldt i øvrige områder. Der er skelnet mellem lokalt og nationalt administrerede påvirkningsfaktorer (Nordjyllands Amt, 1997).

Nordjyllands Amt har ikke defineret referencetilstanden eller formuleret kvalitetselementer i regionplan '97. I forbindelse med den kommende regionplan forpligtiger amtet sig selv til at arbejde for at formulere kvalitetselementer. I den forbindelse vil referencetilstanden også blive forsøgt defineret på baggrund af historiske data. Gældende regionplaner indeholder krav til reduktion af belastningen med kvælstof og fosfor til Limfjorden i forhold til belastningen i 1984.

4.3 Anvendte kvalitetselementer

I Tabel 4.1 er vist en samlet oversigt for de kvalitetselementer, der er registreret anvendt i amterne i nærværende undersøgelse. Parametrene, gennemgået i afsnit 4.2, er samlet i følgende kategorier: fysisk-kemiske, planteplankton, vegetation, bunddyr, fisk og badevandskvalitet. Parametrene "Vegetation – kvalitative", "Bundfauna – kvalitative" og "Fisk – kvalitative" dækker over en række forskellige kvalitative målsætninger, som er anvendt af nogle amter.

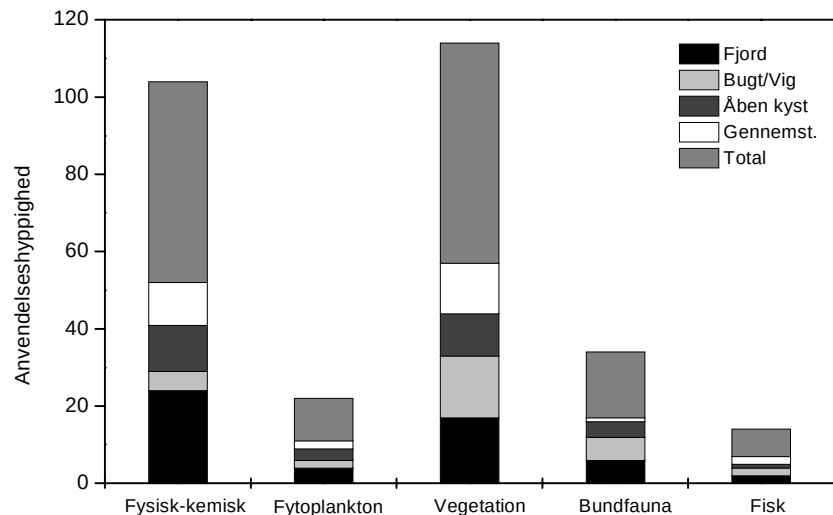
Kvalitetselementer for fysisk/kemiske parametre, fytoplankton, vegetation, bundfauna og fisk er samlet under et af hensyn til overblikket (Figur 4.1). De biologiske parametre er langt de mest anvendte til formuleringen af kvalitetselementer. Disse er anvendt mere end dobbelt så hyppigt som de fysisk-kemiske parametre.

Tabel 4.1. Anvendelseshyppighed af kvalitetselementer i amterne. Anvendelsen af et enkelt kvalitetselement i en given områdetype tæller kun én gang pr. amt i opgørelsen. Opgørelsen er baseret på amtstabeller i afsnit 4.2.

Anvendelseshyppighed af kvalitetselementer i amterne

Anvendelse af kvalitetselement i områdetype tæller kun én gang pr. amt

Kvalitetselement	Fjord	Bugt/Vig	Åben Kyst	Gennemst.	Total
N-belastning	4		1	1	6
P-belastning	5	1	1	1	8
Vandstand	1				1
Salinitet	1				1
N-koncentration	3		2	2	7
P-koncentration	2		2	2	6
Sigtdybde	5	2	3	3	13
Iltsvind	3	2	3	2	10
<i>Subtotal – fysisk-kemiske</i>	<i>24</i>	<i>5</i>	<i>12</i>	<i>11</i>	<i>52</i>
Klorofyl a- koncentration	3	2	2	2	9
Plantepl. masseopblomstringer	1		1		2
<i>Subtotal - Fytoplankton</i>	<i>4</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>2</i>	<i>11</i>
Dyb.gr. Ålegræs	5	3	2	2	12
Dyb.gr. Makroalger				1	1
Dæk.gr. Ålegræs	2	2	1	1	6
Dæk.gr. Havgræs	2	1	1	1	5
Dæk.gr. Rodhæftede bl. planter	1				1
Dæk.gr. Makroalger	1	1	1	1	4
Dæk.gr. Påvækstalger		1	1		2
Dæk.gr. Løstliggende alger	2	1	1	1	5
Artsantal makroalger	2	1	2	2	7
Artsantal kransnålalger	1	1	1	1	4
Artsantal blomsterplanter	1	1		2	4
Biomasse fedtemøg		2			2
Makroa./bl. planter kvalitative		2	1	1	4
<i>Subtotal - Vegetation</i>	<i>17</i>	<i>16</i>	<i>11</i>	<i>13</i>	<i>57</i>
Artsantal bundfauna	1	1	1		3
Artsantal krebsdyr			1		1
Artsantal <i>Mollusca</i>	1				1
Tætheder bundfauna-indikatorarter	1	1	1		3
Blåmuslinger biomasse	1				1
Bundfauna kvalitative	2	4	1	1	8
<i>Subtotal - Bundfauna</i>	<i>6</i>	<i>6</i>	<i>4</i>	<i>1</i>	<i>17</i>
Artsantal fisk	1		1	1	3
Fisk kvalitative	1	2		1	4
<i>Subtotal - Fisk</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>7</i>
Badevandskrav		1			1
Total	53	32	31	29	144



Figur 4.1. Anvendelseshyppighed af kvalitetselementer i amterne. Anvendelsen af et enkelt kvalitetselement i en given områdetype tæller kun én gang pr. amt i opgørelsen.

Blandt de biologiske parametre er de hyppigst anvendte de forskellige vegetationsparametre. Vegetationsparametrene er anvendt i alle områdetyper. Kvalitetselementer på bundfaunaparametre er også hyppige og er anvendt bredt i områdetyperne. Mindre hyppige er parametre som fisk, fytoplankton masseopblomstringer og klorofyl *a*-koncentration.

Af de fysisk/kemiske målsætningsparametre er de hyppigst anvendte sigtddybde, iltsvind, kvælstofkoncentrationer og fosforkoncentrationer. Mindre hyppige er næringsstofbelastninger og de rent hydrografiske parametre vandstand og salinitet, der kun er anvendt i vestjyske fjorde påvirket af slusedrift.

De opstillede kvalitetselementer er generelt ikke baseret på en kvantitativ vurdering i forhold til en defineret referencetilstand. Enkelte amter har lavet kvalitative overvejelser over referencetilstanden, men ingen amter har vurderet deres målsætninger ud fra en defineret referencetilstand.

Den metodiske baggrund for de opstillede kvalitetselementer er generelt meget mangelfuldt beskrevet i amternes vandkvalitetsplaner. Det er specielt i forbindelse med kvantitative målsætninger afgørende, hvilke metoder der anvendes til at indsamle, oparbejde og beregne data, der ligger til grund for de formulerede kvalitetselementer. Det er f.eks. ved angivelse af et kvalitetselement "større end 10 arter/delprøve af bundfauna" meget afgørende, om prøver er indsamlet med grab (0,1 m²) eller haps (0,0123 m²) prøvehenter, om prøven er sigtet på sigte med 1 mm eller 2 mm maskevidde, og om målet gælder for hver enkelt station eller som gennemsnit for alle stationer.

Der savnes generelt beskrivelser af de metodiske rammer for de formulerede målsætninger. Enkelte amter har dog i noter præciseret baggrunden for formulerede kvalitetselementer i mere eller mindre detaljeret grad.

5. Analyse af de enkelte indikatorer

På baggrund af formuleringen af kvalitetselementer, tilknyttet de almene målsætninger i amternes vandkvalitetsplaner, blev der i Kapitel 4 opstillet en samlet liste over disse. Denne liste danner udgangspunkt for den række af potentielle kvalitetselementer til implementering af vandrammedirektivet, som vurderes i dette kapitel.

Listen af potentielle kvalitetselementer i dette kapitel tager altså udgangspunkt i den anvendelse af biologisk ”know how”, der har fundet vej til amternes vandkvalitetsplaner som kvalitetselementer i miljøforvaltningen i de seneste år.

Dette betyder dog ikke, at der ikke kan være andre potentielle kvalitetselementer, som vil være egnede til implementering i den marine miljøforvaltning i forbindelse med Vandrammedirektivet.

Der er i forbindelse med dette projekt fremkommet anbefalinger til supplerende kvalitetselementer. Disse anbefalinger er kort præsenteret i Bilag 1. Det har dog været uden for dette projekts rammer at foretage en nærmere vurdering af disse kvalitetselementer.

5.1 Vurderingsmetode

Vurderingen af indikatorerne, opstillet i Kapitel 4, foretages på baggrund af en række kriterier. Disse kriterier er opstillet med udgangspunkt i tidligere udredningsarbejde (Andersen et al., 2001), samt erfaringerne i amterne med anvendelsen af miljøparametre på baggrund af overvågningsdata. Disse erfaringer er udgangspunktet for formuleringen af kvalitetselementer i amternes vandkvalitetsplaner. Dette baggrundsmateriale har givet anledning til en række vurderingskriterier, der behøver en nærmere præsentation. Vurderingskriterierne indgår i de efterfølgende tabeller, hvori vurderingen af de enkelte indikatorer foretages.

Vurderingen af de enkelte kvalitetselementer har i stor udstrækning måttet baseres på kvalitative vurderinger, da det ikke inden for rammerne af dette projekt har været muligt at inddrage mere kvantitative vurderinger. Det har således ikke været muligt at foretage faglige analyser af de enkelte kvalitetselementer. Vurderingerne har udelukkende måttet baseres på eksisterende viden i projektgruppen og hos de fagpersoner i amterne og DMU, der har kommenteret arbejdet.

5.1.1 Målbarhed

Målbarheden er et abstrakt begreb. I denne sammenhæng er målbarhed relateret til den naturlige variation, effekter af eutrofiering, miljøfremmede stoffer og fysiske forstyrrelser.

Den naturlige variation i en given miljøparameter er betinget af den klimatiske sæsonvariation inden for året og klimatiske år til år variationer samt mere tilfældig variation betinget af f.eks. biologiske interaktioner. Er den naturlige variation meget stor, betyder det, at syste-

matiskke ændringer i parameteren som følge af ændringer i eutrofieringen vil være svære at måle, da "baggrundsstøjen" er meget høj. Et godt kvalitetselement har altså udgangspunkt i en miljøparameter, hvor den naturlige variation er begrænset i forhold til variationerne betinget af antropogene påvirkninger. Den mest problematiske del af den naturlige variation er den mere tilfældige variation, idet den klimatisk betingede variation oftest er lettest af beskrive som følge af kendskabet til vejrliget.

Det er derfor også vigtigt, at den antropogene påvirkning, givet ved eutrofieringen, har så stor effekt på et givet kvalitetselement, at det er muligt at måle en respons ved relevante (signifikante) ændringer i eutrofieringen.

Da de miljøfremmede stoffers (MFS) effekter i de marine økosystemer er relativt ukendte, og da der ønskes særlig fokus på denne problemstilling, er der for hver enkelt kvalitetselement kommenteret, om der er kendskab til effekterne af MFS. Der findes mange dosis/respons-sammenhænge, som er dokumenterede under eksperimentelle betingelser, men *in situ* er billedet en integreret effekt, der ikke er dokumenteret. Der findes dog simple sammenhænge som f.eks. TBT-effekt på køns karakterer hos forskellige arter af snegle – en umiddelbar entydig dosis/responsparameter.

Ved fysiske forstyrrelser forstås menneskeskabte forstyrrelser, som kan være muslinge- og trawlfiskeri, oprensninger og klapninger af sedimenter mv. Effekterne af sådanne fysiske forstyrrelser er kommenteret i det omfang, der er kendskab til disse og er vurderet i forhold til målbarheden af det givne kvalitetselement.

5.1.2 Egnethed i kystvande

Et af de afgørende forhold vedrørende et kvalitetselements egnethed i kystvandene er det forhold, om den er til stede i de forskellige kystvandstyper. Afgørende forhold vedrørende de enkelte kvalitetselementers egnethed i de forskellige kystvandstyper er kommenteret.

5.1.3 Usikkerhed

Eksistensen af velbeskrevne statistiske metoder til at håndtere usikkerheden, forbundet med målinger af kvalitetselementerne, er afgørende for anvendelsen. Den generelle viden om usikkerhederne for de pågældende parametre er skønnet, men der savnes egentlige analyser.

Hvor der er kendskab til analyser af statistisk Power, er dette omtalt. Poweranalyser benyttes til at beregne antal samplinger, der skal til for at måle en given ændring med et givet signifikantniveau og et givet poverniveau. Alternativt beregnes, hvor store ændringer der kan forventes detekteret med et givet poverniveau ud fra et fastlagt antal målinger.

5.1.4 Referencetilstand

Kvalitetselementernes referencetilstand er nødvendig at kende for at kunne kvantificere ændringerne i relation til de definerede økologi-

ske kvalitetsklasser i Vandrammedirektivet. Referencetilstanden kan være kendt på baggrund af gode historiske data fra en periode, hvor det er rimeligt at antage, at den antropogene effekt på miljøtilstanden var ubetydelig og derfor svarende til høj eller god økologisk tilstand. Dette er f.eks. tilfældet fra nogle af de data, der stammer fra Dansk Biologisk Stations undersøgelser i slutningen af 1800-tallet og i starten af 1900-tallet. Det kan også være sedimenthistoriske data, som kan give koncentrationsniveauer tilbage i tiden af konservative stoffer som f.eks. tungmetaller eller artsforekomster af f.eks. skalbærende dyr. Palæøkologiske analyser af diatomeer vil også kunne anvendes.

Referencetilstanden kan også være kendt, hvis der eksisterer anvendelige referenceområder – sammenlignelige områder uden antropogene påvirkninger af miljøtilstanden. Endelig kan det være muligt/nødvendigt at beregne referencetilstanden med anvendelsen af modellering og eksisterende viden om sammenhængen mellem kvalitetselementets respons på ændringer i den antropogene påvirkning af miljøtilstanden.

5.1.5 Formidling

Da det er væsentligt, at vurderingerne af miljøtilstanden, foretaget ud fra definitionerne i Vandrammedirektivet, kan formidles til offentligheden, er det også væsentligt, at de enkelte kvalitetselementer, der ligger til grund for denne vurdering, er intuitivt forståelige og lette at formidle.

5.1.6 Operationalitet

Begrebet ”operationalitet” har en bred betydning. Her er det relateret til kost-effektivitet, responskurve, følsomhed og robusthed.

Kost-effektiviteten er tæt koblet til det enkelte kvalitetselements målbarhed – jo større indsats, der kræves for at kunne måle ændringer i et kvalitetselement som følge af ændringer i den antropogene påvirkning, jo større udgifter er der forbundet hermed. Endvidere er der stor forskel på, hvor krævende, både økonomisk og mandskabsmæssigt, målinger på de enkelte kvalitetselementer er. NOVA og den regionale overvågning danner en god basis for at foretage disse vurderinger.

Et kvalitetselements responsforløb på ændringer i den antropogene påvirkning er afgørende for, hvor operationel kvalitetselementet er i forhold til at fortolke denne i et klassifikationssystem. En indikator med en monoton faldende værdi med faldende antropogen påvirkning vil være simpel at fortolke og indpasse i klassifikationen i Vandrammedirektivet. En indikator med f.eks. maksimal responsværdi ved moderat antropogen påvirkning og minimum responsværdi ved ringe og kraftig antropogen påvirkning vil være mere kompliceret at fortolke i klassifikationssystemet.

Et kvalitetselements følsomhed på ændringer i den antropogene påvirkning er afgørende for operationaliteten. Mange biologiske kvalitetselementer vil have et vist ”time lag” i forhold til ændringer i den antropogene påvirkning – f.eks. vil forbedringer i dybdeudbredelsen af ålegræs ikke indtræffe umiddelbart i tilknytning til forbedringer i

sigtdybden. Forsinkelsen i respons vil tillige afhænge af, om spredningen sker ved rodskud eller ved frøspredning.

Robustheden defineres som det forhold, at et kvalitetselement er til stede med stor sikkerhed, og at der er en vis træghed i kvalitetselementets respons – forstået på den måde, at kvalitetselementet ikke responderer med stor følsomhed på alle påvirkninger (antropogene som naturlige) og dermed er meget variabel. Der er således et stort sammenfald mellem fortolkningen af robusthed og målbarhed.

5.1.7 Overvågning

Her angives, hvorledes det pågældende kvalitetselement indgår i nuværende marin overvågning i NOVA-overvågningsprogrammet.

5.1.8 Referencer

Relevante kendte referencer for det pågældende kvalitetselement gives her. Referencelisten kan ikke betragtes som komplet.

5.2 Vurdering af de enkelte indikatorer

Kvalitetselement 1:

Belastning med total-kvælstof (TN). Akkumuleret årlig tilførsel (tons/år). Defineret som mindre end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Belastningen med TN udgør sammen med TP og organisk stof udgangspunktet for eutrofieringen af kystområderne og er dermed afgørende for at kunne relatere til miljøtilstanden.

Afstrømningsområde og belastningskilder skal defineres – herunder også atmosfærisk deposition. Metode for belastningsopgørelse defineres entydigt.

Samlet vurdering:

Kvælstof er et forurenende stof, der udledes til alle kystområder i forhøjede mængder og er derfor en af de vigtigste direkte årsag til påvirkninger af miljøtilstanden i de marine områder. Følgelig er belastning med total-kvælstof derfor også et helt nødvendigt kvalitetselement i forbindelse med klassifikationen af økologisk tilstand.

Vurderingskriterium Belastning med total- kvælstof	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret Stor sikkerhed i analyser.	
Målbarehed Naturlig variation	Kun i mindre grad (i modsætning til f.eks. DIN) påvirket af biologiske processer.	Afstrømningsafhængig ⇒ Stor naturlig variation specielt i oplande, hvor diffus afstrømning er dominerende. Intern belastning, denitrifikation og sedimentation af partikulært biologisk materiale påvirker målinger.
Effekt af eutrofiering	Tilførsler fra punktkilder meget velbeskrevne.	Diffus afstrømning og atmosfærisk deposition svær at kvantificere. Komplex sammenhæng mellem belastning og anvendelsen af kvælstof i oplandet.
Effekt af MFS	Ingen betydende effekt.	
Effekt af fysiske forstyrrelser	Relevante fysiske forstyrrelser, der har effekt på belastningen med TN, vil normalt være sjældne.	Effekter af fysiske ændringer (vandløbsvedligeholdelse, oprettelse af vådområder) vil være svære at kvantificere i relation til belastningen med TN.
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i og er relevant for alle kystvandstyper. Er fundet anvendt i fjorde, åbne kystområder og gennemstrømsfarvande.	
Usikkerhed Deskriptiv statistik	Metoder til analyse af tidlig udvikling med håndtering af naturlig variation findes (Ovesen & Svendsen, 2000).	
Power		
Referencetilstand Referenceområder	Naturoplande med begrænset antropogen påvirkning af næringsstofafstrømning findes.	Ingen rigtige referenceområder – atmosfærisk deposition forhøjet i hele DK.
Historiske data		Ingen historiske data.
Modellering	Referencetilstanden kan modelleres/beregnes med rimelig sikkerhed.	
Formidling	Målet – fald i tilførslen af TN simpelt budskab og derfor egnet til formidling.	Betydningen af belastningen med TN for det marine system mere kompliceret at formidle.
Operationalitet Kost-effektivitet		Høj målefrekvens og automatiske målinger ⇒ højt omkostningsniveau.
Responskurve	Entydig retningsrespons i relation til ændringer på punktkilder.	Kompleks respons i relation til ændringer i arealanvendelse, der har relation til diffus afstrømning.
Følsomhed	Reagerer uden forsinkelse på ændringer i punktkilder.	Forsinket respons på ændringer i kvælstofanvendelsen i oplandet. Akkumulerede puljer af næringsstoffer i søer i oplandet betyder forsinket respons.
Robusthed	Altid tilgængelig indikator.	Naturlig variation giver "støj" – kræver relativt lange tidsserier eller høj målefrekvens.
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne. 9 1. ordens og 49 2. ordens marine kystafsnit (Hansen et al., 2000)	

Referencer:

Hansen, J.L.S., Pedersen, B., Carstensen, J., Conley, D., Christensen, T., Dahl, K., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Lisbjerg, D., Lundsgaard, C., Markager, S., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Svendsen, L.M., & Pritzel, G. (2000). Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 230 s. Faglig Rapport fra DMU nr. 333.

Ovesen, C.A. & Svendsen, L.M., 2000. Vandløb og kilder 1999. Faglig rapport fra DMU nr. 336.

Kvalitetsselement 2:

Belastning med total-fosfor (TP). Akkumuleret årlig tilførsel (tons/år) eller tilførsel fra punktkilder i % af totaltilførsel. Defineret som mindre end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Belastningen med TP udgør sammen med TN og organisk stof udgangspunktet for eutrofieringen af kystområderne og er dermed afgørende for at kunne relatere til miljøtilstanden.

Afstrømningsområde og belastningskilder skal defineres. Metode anvendt til belastningsopgørelse defineres entydigt.

Samlet vurdering:

Fosfor er et forurenende stof, der udledes til alle kystområder i forhøjede mængder og er derfor en af de vigtigste direkte årsager til påvirkninger af miljøtilstanden i de marine områder. Følgelig er belastning med total-fosfor derfor også et helt nødvendigt kvalitetsselement i forbindelse med klassifikationen af økologisk tilstand.

Vurderingskriterium Belastning med total- fosfor	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret. Stor sikkerhed i analyser	
Målbarehed Naturlig variation	Kun i mindre grad (i modsætning til f.eks. DIP) påvirket af biologiske processer.	Afstrømningsafhængig ⇒ Stor naturlig variation specielt i oplande, hvor diffus afstrømning er dominerende. Intern belastning og sedimentation af partikulært biologisk materiale påvirker målinger.
Effekt af eutrofiering	Tilførsel fra punktkilder meget velbeskrevet.	Diffus afstrømning svær at kvantificere. Kompleks sammenhæng mellem belastning og anvendelsen af fosfor i oplandet.
Effekt af MFS	Ingen effekt.	
Effekt af fysiske forstyrrelser	Relevante fysiske forstyrrelser, der har effekt på belastningen med TP vil normalt være sjældne.	Effekter af fysiske ændringer (vandløbsvedligeholdelse, oprettelse af vådområder) vil være svære at kvantificere i relation til belastningen med TP.
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i og er relevant for alle kystvandstyper. Er fundet anvendt i alle kysttyper.	
Usikkerhed Deskriptiv statistik	Metoder til analyse af tidlig udvikling med håndtering af naturlig variation findes (Ovesen & Svendsen, 2000).	
Power		
Referencetilstand Referenceområder	Naturoplande med begrænset antropogen påvirkning af næringsstofafstrømning findes.	Selv om atmosfærisk deposition af fosfor er meget ringe, findes der ingen helt upåvirkede områder i DK.
Historiske data		Ingen historiske data.
Modellering	Referencetilstanden kan modelleres/beregnes med rimelig sikkerhed.	
Formidling	Målet – fald i tilførslen af TP simpelt budskab og derfor egnet til formidling.	Betydningen af belastningen med TP for det marine system mere kompliceret at formidle.
Operationalitet Kost-effektivitet		Høj målefrekvens og automatiske målinger ⇒ højt omkostningsniveau.
Responskurve	Entydig retningsrespons i relation til ændringer på punktkilder	Kompleks respons i relation til ændringer i anvendelse, der har relation til diffus afstrømning.
Følsomhed	Reagerer uden forsinkelse på ændringer i punktkilder.	Forsinket respons på ændringer i fosforanvendelse i oplandet.
Robusthed	Altid tilgængelig indikator.	Naturlig variation giver "støj" – kræver relativt lange tidsserier eller høj målefrekvens.
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne. 9 1. ordens og 49 2. ordens marine kystafsnit (Hansen et al., 2000)	

Referencer:

Hansen, J.L.S., Pedersen, B., Carstensen, J., Conley, D., Christensen, T., Dahl, K., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Lisbjerg, D., Lundsgaard, C., Markager, S., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Svendsen, L.M., & Pritzel, G. (2000). Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 230 s. Faglig rapport fra DMU nr. 333.

Ovesen, C.A. & Svendsen, L.M., 2000. Vandløb og kilder 1999. Faglig rapport fra DMU nr. 336.

Kvalitetsselement 3:

Vandstand (Aktuelle målinger). Defineret som værdi mellem øvre og nedre grænseværdi fastlagt i forhold til Dansk Normal Nul.

Kommentarer:

Vandstanden er valgt som kvalitetsselement i forbindelse med vandkvalitetsplanlægningen i fjorde med sluse. Slusedriften er afgørende for afvandingen af tilstødende landbrugsarealer og for salinitetsforholdene i fjordene. Derfor er der fastlagt vandstandsoptimum for at opnå den bedst mulige drift af landbrugsarealer og miljøtilstand i fjorden. Slusedrift kan være fastlagt efter en afvejning af risiko for lagdeling og følgende iltvind og optimale saliniteter for de organismer, der ønskes i fjordene samt afvandingsforholdene i landbrugsområderne, der grænser til fjorden og dens opland.

Relevant som indikator i relation til fysiske indgreb over for områdets naturlige hydrografi samt i Vadehavet.

Kun anvendt i Ringkjøbing Fjord, der er påvirket af slusedriften ved Hvide Sande. Indikatoren har ikke nogen relevans for miljøtilstanden i områder, der ikke er påvirket af slusedrift.

Samlet vurdering:

Vandstanden er ikke et egentligt defineret kvalitetsselement i Vandrammedirektivets liste over hydromorfologiske elementer knyttet til kystvande, men vandstanden er relevant for slusefjorde og Vadehavet.

Vandstand er kun relevant for kystnære farvande, der er påvirket af slusedrift (f.eks. Nisum og Ringkjøbing Fjord) og eventuelt områder, der har større inddæmninger (f.eks. Hjarbæk Fjord).

Vurderingskriterium Vandstand	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret.	
Målbarhed		
Naturlig variation	Kun påvirket af meteorologiske forhold.	Meteorologisk variation meget tilfældig.
Effekt af eutrofiering	Ingen effekt.	
Effekt af MFS	Ingen effekt.	
Effekt af fysiske forstyrrelser	Fysiske indgreb i afstrømningsforhold i oplandet og i kystområdets bathymetri vil påvirke vandstandsforholdene.	
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i alle kystvandstyper. Er kun fundet anvendt i fysisk modificeret fjord.	Kun relevant i visse fysisk modificerede kystområder.
Usikkerhed		
Deskriptiv statistik	Begrænset usikkerhed på bestemmelse. Veldokumenteret.	
Power		Stor naturlig variation vil formentlig kræve høj målefrekvens for at opnå tilstrækkelig power.
Referencetilstand		
Referenceområder		Vanskeligt at definere referenceområder.
Historiske data	Findes ofte.	
Modellering	Metoder kendte og velbeskrevne – referencetilstand kan modelleres med stor sikkerhed.	For at kunne fastlægge referencetilstand kræves der lange tidsserier både før og efter ændring.
Formidling	Simpel og let forståelig. Let at formidle.	Betydning for miljøtilstanden spekulativ og svær at formidle.
Operationalitet		
Kost-effektivitet	Målere er ofte etableret i forvejen ⇒ lavt omkostningsniveau.	Kræves der etablering af målere med høj målefrekvens fra automatisk måleudstyr ⇒ højt omkostningsniveau.
Responskurve	Sammenhæng mellem slusedrift og vandstand velbeskrevet.	
Følsomhed	Reagerer uden forsinkelse på ændringer i slusedrift.	
Robusthed	Altid tilgængelig indikator.	Stor naturlig variation betyder, at der kræves høj målefrekvens og lange tidsserier før og efter for at måle ændringer.
Overvågning	Indgår i modellering i typeområder i NOVA og er en del af dataindsamlingen i øvrige områder, herunder farvande med hydraulisk modellering. Indgår i amternes, Kystinspektorets, DMI og Farvandsvæsenets overvågning.	
Referencer		

Kvalitetselement 4:

Salinitet (aktuelle målinger). Defineret som værdi mellem fastlagt øvre og nedre grænseværdi.

Kommentarer:

Saliniteten er valgt som kvalitetselement i forbindelse med vandkvalitetsplanlægningen i fjorde med sluse. Slusedriften er afgørende for salinitetsforholdene i fjordene, og derfor er der fastlagt salinitetsoptimum for at opnå den bedst mulige miljøtilstand. Salinitetsoptimum og slusedrift er fastlagt efter en afvejning af risiko for lagdeling og følgende iltsvind og optimale saliniteter for de organismer, der ønskes i fjordene.

Salinitet er særlig relevant som indikator i fysiske modificerede kystområder, men er også en vigtig parameter i relation til biologiske parametre for andre marine områder.

Salinitet er kun anvendt i Ringkjøbing Fjord og Nissum Fjord, der er påvirket af slusedriften ved Hvide Sande. Saliniteten er normalt ikke påvirket væsentligt af antropogene aktiviteter.

Samlet vurdering:

Saliniteten er en meget velbeskrevet parameter i marine kystområder og meget relevant for de biologiske komponenter i det marine økosystem. Saliniteten er kun i særlige fysisk modificerede kystområder eller i fjorde med stor modificeret ferskvandsafstrømning påvirket af menneskelig aktivitet. Derfor er saliniteten i disse tilfælde særlig vigtig som indikator for miljøtilstanden. Saliniteten kan endvidere være et relevant kvalitetselement i forbindelse med klimaændringer.

Salinitetsniveauet og -variationen er dog altid betydende for, hvilke organismer der kan trives i et givet kystområde og er derfor altid relevant i relation til fortolkning af miljøtilstanden.

I ikke fysisk modificerede kystområder er saliniteten derfor relevant som en af de vigtigste naturlige fysisk-kemiske elementer, der understøtter de biologiske elementer – specielt haloklinens styrke og tidsmæssige udstrækning har stor betydning for dannelsen af iltsvind i de bundnære vandmasser.

Vurderingskriterium Salinitet	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret.	
Målbarhed		
Naturlig variation	Normalt kun påvirket af meteorologiske /hydrografiske forhold.	Meteorologisk/hydrografisk variation meget tilfældig.
Effekt af eutrofiering	Ingen effekt	
Effekt af MFS	Ingen effekt	
Effekt af fysiske forstyrrelser	I fysisk modificerede kystområder (f.eks. sluseregulerede) eller kystnære farvande med stor ferskvandstilførsel (f.eks. Randers Fjord), vil fysiske indgreb i afstrømningsforholdene eller i kystområdets bathymetri påvirke saliniteten.	
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i alle kystvandstyper. Er kun fundet anvendt i fysisk modificerede fjorde.	Kun relevant som kvalitetselement for antropogen påvirkning i visse fysisk modificerede kystområder.
Usikkerhed	Lille og velkendt måleusikkerhed ved skibsbaserede målinger.	Måleusikkerhed ved bøjemålinger er ikke velkendt.
Deskriptiv statistik	Veldokumenteret.	
Power		Stor naturlig variation vil formentlig kræve høj målefrekvens for at opnå tilstrækkelig power.
Referencetilstand Referenceområder		Vanskeligt at definere referenceområder
Historiske data	Data fra danske fyrskibe og slusedrift findes.	"Historiske data" i relation til ændringer i saliniteten som følge af f.eks. fysiske ændringer i oplandets afstrømningsforhold findes formentlig sjældent i tilstrækkelig god kvalitet.
Modellering	Metoder kendt og velbeskrevne. Referencetilstand vil oftest kunne modelleres med stor sikkerhed.	
Formidling	Simpel og let forståelig som begreb. Let at formidle.	Betydning for miljøtilstanden mere kompleks og dermed mere vanskelig at formidle.
Operationalitet Kost-effektivitet		Høj målefrekvens og måleudstyr $\Rightarrow$ højt omkostningsniveau.
Responsskurve		Kompleks sammenhæng mellem slusedrift og salinitet.
Følsomhed	Reagerer uden forsinkelse på ændringer i f.eks. slusedrift eller fysiske ændringer i oplandets afstrømningsforhold.	
Robusthed	Altid tilgængelig indikator.	De store naturlige variationer vil oftest betyde, at der kræves relativt lange tidsserier for at vise effekter af f.eks. fysiske ændringer i oplandets afstrømningsforhold eller slusedrift.
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning. Indgår i Farvandsvæsenets overvågning.	
Referencer		

Kvalitetselement 5:

Total-kvælstof (TN) i vandet. Beregnet som årsgennemsnit eller vintergennemsnit 1/12-28/2 i fjorde og 1/1-28/2 i åbent hav. Defineret som mindre end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

TN, beregnet som årsgennemsnit eller vintergennemsnit, kan relateres til belastningen af kystområdet med kvælstof. Vinterbelastningen, og de deraf følgende vinterkoncentrationer af TN, er udtryk for den pulje af kvælstof, der er tilgængelig for forårets primærproduktion.

Det er vigtigt, at metoden til beregning af gennemsnit beskrives entydigt.

Parameteren måles i overfladevand og bundvand. Der er i amterne kun målsat på overfladevand, der har tættest kobling til ferskvandsafstrømningen og dermed belastningen med kvælstof.

Samlet vurdering:

Koncentrationen af total-kvælstof i kystområdernes overfladevand er en meget velbeskrevet parameter. Næringsstofkoncentrationerne indgår som et kemisk element, der understøtter de biologiske elementer i Vandrammedirektivet.

Målinger af og fortolkningen af den tidslige udvikling i total-kvælstof vanskeliggøres af store rumlige og tidslige variationer – bl.a. afstrømningsafhængighed og interne belastningsforhold. Fastlæggelse af referencetilstand og af variationsbredde i klassifikation af økologiske tilstande vil derfor kræve, at der arbejdes på at udvikle bedre statistiske værktøjer end de nuværende. Der er dog allerede foretaget en del undersøgelser af sammenhængen mellem belastning og kvælstofkoncentration og modelleringer af referencetilstand. Erfaringer fra disse arbejder kan danne grundlag for yderligere forbedringer af metoderne.

Vurderingskriterium Total-kvælstof i vandet	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret (Pedersen et al., 1998). Stor sikkerhed i analyser.	
Målbarhed Naturlig variation	Kun i mindre grad (i forhold til DIN) påvirket af biologiske processer.	Afstrømningsafhængig ⇒ Stor naturlig variation specielt i oplande, hvor diffus afstrømning er dominerende. Intern belastning, denitrifikation og sedimentation af partikulært biologisk materiale påvirker målinger. Sæsonvariation f.eks. omkring x10
Effekt af eutrofiering	Dokumenteret og signifikant. Spildevand, diffus afstrømning og atmosfærisk deposition.	
Effekt af MFS	Sandsynligvis ingen effekt.	
Effekt af fysiske forstyrrelser	Normalt ingen effekt (gælder dog ikke i stærkt fysisk modificerede kystområder).	Ringe viden om mulige effekter.
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i alle kysttyper. Er fundet anvendt i fjorde, åbne kystområder og gennemstrømsfarvande.	
Usikkerhed Deskriptiv statistik	Veldokumenteret.	Stor variation.
Power		Høj målefrekvens/lange tidsserier sandsynligvis nødvendig for at opnå tilstrækkelig power.
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data		Ingen historiske data.
Modellering	Kan modelleres med hydrauliske, deterministiske eller statistiske modeller. Er f.eks. modelleret på Randers Fjord (Tu Duyen et al., 2001).	Få erfaringer med modelleringer af referencetilstand.
Formidling	Simpel entydig respons på indgreb – god til formidling.	
Operationalitet Kost-effektivitet	Høj målefrekvens, simpelt udstyr ⇒ moderat omkostningsniveau.	
Responskurve	Entydig retningsrespons (faldende konc.)	Interne belastningsforhold, der er klimatisk/hydrografisk afhængige, påvirker responskurve.
Følsomhed	Reagerer uden forsinkelse på ændringer i belastningen.	Puljer i sedimenter kan betyde forsinket respons.
Robusthed	Tilgængelig parameter i alle kysttyper.	Stor naturlig variation giver meget "støj" – kræver lange tidsserier.
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne. Ca. 80 stationer i nuværende programmer.	

Referencer:

DHI, 2001 (in prep). Modellering af effekter på Odense Fjord. Scenarieregninger.

Sømod, B. & Ellegaard, A.C., 2001 (in prep). Randers Fjord. MIKE12 modelleringer af referencescenarier – Naturlig tilstand og Vandmiljøplan.

Jürgensen, C. & Tornbjerg, N.H. (in press, Nordic hydrology). The effect of Riverine Nitrate Loads on Winter Concentrations in the Great Belt, Denmark.

Pedersen, B., Ærtebjerg, G. & Larsen, M.A., 1998. NOVA, Tekniske Anvisninger for Marin Overvågning. Kap. 6. Pelagiale parametre – vandkemiske parametre. Danmarks Miljøundersøgelser.

Rask, N., Pedersen, S.E. & Jensen, M.H., 1999. Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. Hydrobiologia 393:69-81.

Le, T.T.D., Madsen, H., Rasmussen, B. & Sømod, B., 2001. Modellering og analyse af kvælstof i Randers Fjord. IMM Technical Report 1/2001, 61pp.

Kvalitetsselement 6:

Uorganisk-kvælstof (DIN). Beregnet som sommergennemsnit 1/5-30/9. Defineret som mindre end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Sommergennemsnit af uorganisk kvælstof er valgt som kvalitetsselement i vandkvalitetsplanlægningen, da det er udtryk for den direkte tilgængelige pulje af kvælstof for primærproduktionen. Meget lave sommergennemsnit er udtryk for, at der i store dele af sommerperioden har været kvælstofbegrænsning af primærproduktionen.

Det er vigtigt, at metode til beregning af gennemsnit beskrives entydigt.

Måles i overfladevand og bundvand. Der er i amterne kun målsat på overfladevand, der har tættest kobling til ferskvandsafstrømningen og dermed belastningen med kvælstof.

Samlet vurdering:

Koncentrationen af uorganisk kvælstof i kystområdernes overfladevand er en meget velbeskrevet parameter. Næringsstofkoncentrationerne indgår som et kemisk element, der understøtter de biologiske elementer i Vandrammedirektivet.

Uorganisk kvælstof, målt som sommergennemsnit, er imidlertid meget problematisk at håndtere rent statistisk, idet der ofte og forventet med stigende hyppighed i takt med reduceret belastning optræder koncentrationer omkring detektionsgrænsen. Uorganisk kvælstof, målt som gennemsnit i vinterperioden, vil være mere relevant, da man herved får et mål for tilført uorganisk kvælstof, da fjernelsen af uorganisk kvælstof ved biologisk aktivitet om vinteren er lille.

Vurderingskriterium Uorganisk-kvælstof	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret (Pedersen et al., 1998). Rimelig sikkerhed i analyser	
Målbare Naturlig variation		Afstrømningsafhængig ⇒ Stor naturlig variation specielt i oplande, hvor diffus afstrømning er dominerende. Intern belastning, denitrifikation og sedimentation af partikulært biologisk materiale påvirker målinger. Stor naturlig variation som følge af tæt kobling til biologiske processer.
Effekt af eutrofiering	Dokumenteret og signifikant. Spildevand, diffus afstrømning og atmosfærisk deposition.	
Effekt af MFS	Sandsynligvis ingen effekt.	
Effekt af fysiske forstyrrelser	Normalt ingen effekt (gælder dog ikke i stærkt fysisk modificerede kystområder).	Ringe viden om mulige effekter.
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i alle kysttyper. Er fundet anvendt i fjorde.	
Usikkerhed		Stor variation – tæt kobling til biologiske processer. Koncentrationer omkring detektionsgrænser ⇒ problemer i statistiske analyser.
Deskriptiv statistik	Veldokumenteret	
Power		Stor naturlig variation medfører, at høje målefrekvens/lange tidsserier er nødvendige for at opnå tilstrækkelig power.
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data		Ingen historiske data.
Modellering	Referencetilstand kan modelleres (f.eks. Sømod & Ellegaard, 2001).	Få erfaringer med modelleringer – tæt kobling til biologiske processer vanskeliggør pålidelig modellering af referencetilstand.
Formidling	Simpel entydig respons på indgreb - fald i koncentrationen. Let at formidle.	
Operationalitet Kost-effektivitet	Høj målefrekvens, simpelt udstyr ⇒ moderat omkostningsniveau.	
Responskurve	Entydig retningsrespons - faldende koncentration.	Interne puljer af kvælstof i sediment kan ved frigivelser til vandfasen påvirke responskurve.
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer uden forsinkelse på ændringer i belastningen.	Intern belastning, der er klimatisk/hydrografisk afhængig, påvirker responskurve.
Robusthed	Tilgængelig parameter i alle kysttyper.	Stor naturlig variation giver meget "støj" – kræver lange tidsserier.
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne. Ca. 80 stationer i nuværende programmer.	

Referencer:

DHI, 2001 (in prep). Modellering af effekter på Odense Fjord. Scenarieregninger.

Sømod, B & Ellegaard, A.C., 2001 (in prep). Randers Fjord. MIKE12 modelleringer af referencescenarier – Naturtilstand og Vandmiljøplan.

Jürgensen, C. & N.H. Tornbjerg (in press, Nordic hydrology). The effect of Riverine Nitrate Loads on Winter Concentrations in the Great Belt, Denmark.

Pedersen, B., G. Ærtebjerg og M.A. Larsen, 1998. NOVA, Tekniske Anvisninger for Marin Overvågning. Kap. 6. Pelagiale parametre – vandkemiske parametre. Danmarks Miljøundersøgelser.

Rask, N., S.E. Pedersen & M.H. Jensen, 1999. Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. Hydrobiologia 393:69-81.

Kvalitetselement 7:

Total-fosfor (TP). Beregnet som årsgennemsnit eller vintergennemsnit, 1/12-28/2 i fjorde og 1/1-28/2 i åbent hav. Defineret som mindre end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

TP, beregnet som årsgennemsnit eller vintergennemsnit, kan relateres til belastningen af kystområdet med kvælstof. Vinterbelastningen, og de deraf følgende vinterkoncentrationer af TP, er udtryk for den pulje af fosfor, der er tilgængelig for forårets primærproduktion.

Det er vigtigt, at metoden til beregning af gennemsnit beskrives entydigt.

Måles i overfladevand og bundvand. Der er i amterne kun målsat på overfladevand, der har tættest kobling til ferskvandsafstrømningen og dermed belastningen med fosfor.

Samlet vurdering:

Målinger af og fortolkningen af den tidslige udvikling i total-fosfor vanskeliggøres af store rumlige og tidslige variationer - bl.a. afstrømningsafhængighed og interne belastningsforhold. Interne belastninger med uorganisk fosfor fra akkumulerede sedimentpuljer er mere udtalt end for kvælstof. Det betyder, at der er et betydeligt år til år variationsbidrag fra interne belastninger, der overordnet er bestemt af klimatiske og hydrografiske variationer.

Fastlæggelse af referencetilstand og af variationsbredde i klassifikation af økologiske tilstande vil derfor kræve, at der arbejdes på at udvikle bedre statistiske værktøjer end de nuværende. Der er dog allerede foretaget en del undersøgelser af sammenhængen mellem belastning og fosforkoncentration og enkelte modelleringer af referencetilstand. Erfaringer fra disse arbejder kan danne grundlag for yderligere forbedringer af metoderne.

Koncentrationen af total-fosfor i kystområdenes overfladevand er en meget velbeskrevet parameter. Næringsstofkoncentrationerne indgår som et kemisk element, der understøtter de biologiske elementer i Vandrammedirektivet. Total-fosfor er et nødvendigt kvalitetselement.

Vurderingskriterium Total-fosfor	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret (Pedersen et al., 1998). Stor sikkerhed i analyser.	
Målbarhed Naturlig variation	Kun i mindre grad påvirket af biologiske processer.	Afstrømningsafhængig ⇒ Stor naturlig variation specielt i oplande, hvor diffus afstrømning er dominerende. Intern belastning og sedimentation af partikulært biologisk materiale påvirker målinger. Intern belastning mere betydningsfuld end for TN.
Effekt af eutrofiering	Dokumenteret og signifikant. Spildevand, diffus afstrømning.	
Effekt af MFS	Sandsynligvis ingen effekt.	Ringe viden om mulige effekter.
Effekt af fysiske forstyrrelser	Normalt ingen effekt (gælder dog ikke stærkt fysisk modificerede kystområder).	
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i alle kysttyper. Er fundet anvendt i fjorde, åbne kystområder og gennemstrømsfarvande.	
Usikkerhed Deskriptiv statistik	Veldokumenteret.	Stor variation.
Power		Høj målefrekvens/ lange tidsserier sandsynligvis nødvendig for at opnå tilstrækkelig power.
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data		Ingen historiske data.
Modellering	Referencetilstand kan modelleres med f.eks. hydrauliske modeller (f.eks. Sømod & Ellegaard, 2001).	Få erfaringer med modelleringer af referencetilstand.
Formidling	Simple entydig respons på indgreb – god til formidling.	
Operationalitet Kost-effektivitet	Høj målefrekvens, simpelt udstyr ⇒ moderat omkostningsniveau.	
Responskurve	Entydig retningsrespons (faldende konc.).	Interne belastningsforhold, der er klimatisk / hydrografisk afhængige, påvirker responskurve.
Følsomhed	Reagerer uden forsinkelse på ændringer i belastningen.	Puljer i sedimenter kan betyde forsinket respons.
Robusthed	Tilgængelig indikator i alle kysttyper.	Stor naturlig variation giver meget "støj" – kræver lange tidsserier.
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne. Ca. 80 stationer i nuværende programmer.	

Referencer:

DHI, 2001 (in prep). Modellering af effekter på Odense Fjord. Scenarieregninger.

Sømod, B & Ellegaard, A.C., 2001 (in prep). Randers Fjord. MIKE12 modelleringer af referencescenarier – Naturlig tilstand og Vandmiljøplan.

Pedersen, B., G. Ærtebjerg og M.A. Larsen, 1998. NOVA, Tekniske Anvisninger for Marin Overvågning. Kap. 6. Pelagiale parametre – vandkemiske parametre. Danmarks Miljøundersøgelser.

Rask, N., S.E. Pedersen & M.H. Jensen, 1999. Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. Hydrobiologia 393:69-81.

Kvalitetsselement 8:

Sigtdybde. Beregnet som årsgennemsnit, gennemsnit af 5 årsmidler, sommergennemsnit 1/5-30/9 eller aktuelle målinger. Defineret som større end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Sigtdybden er relateret til mængden af fytoplankton og andet suspenderet stof i vandfasen. Sigtdybde målinger findes ofte i lange tidsserier og er et simpelt og forholdsvis robust kvalitetsselement. Der er i amternes vandkvalitetsplaner anvendt en række forskellige beregningsmetoder for sigtdybde som kvalitetsselement. Sommermidler er anvendt for at afgrænse sigtdybde målingerne til en del af den produktive periode og dermed reducere effekterne af resuspensioner i de mere blæsende og uproduktive vintermåneder.

Det er vigtigt, at beregningsforudsætninger beskrives detaljeret og entydigt.

Samlet vurdering:

De mest problematiske forhold i forbindelse med anvendelsen af sigtdybden er påvirkningen fra primært resuspenderet sediment. I lavvandede vind-/bølgeeksponerede kystområder, herunder Vadehavet, er resuspension af sediment således problematisk i relation til fortolkningen af sigtdybde som et mål for fytoplanktonbiomassen koblet til belastningen. Der er desuden statistiske problemer forbundet med de tilfælde, hvor der ofte er sigt til bunden. Dette betyder, at der afskæres en række værdier, som sigtdybden kunne antage, hvis der var dybt nok på målestationen. Som alternativ kan anvendes koefficienten for lyssvækkelsen i vandet, hvorved ovenstående statistiske problemer løses.

Sigtdybden er som kvalitetsselement primært værdifuldt i kraft af, at der findes gode pålidelige tidsserier. Sigtdybden indgår som et fysisk kvalitetsselement, der understøtter de biologiske kvalitetsselementer i Vandrammedirektivet.

Vurderingskriterium Sigtdybde	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret (Markager, 1998) .	
Målbarhed Naturlig variation	Skyldes primært forekomsten af fytoplankton i vandfasen.	Stor naturlig variation specielt i lavvandede kystnære områder med stor afstrømnings- og tidevandspåvirkning og resuspension af sediment.
Effekt af eutrofiering	Dokumenteret og signifikant.	Ringe viden om mulige effekter.
Effekt af MFS	Sandsynligvis ringe effekt.	
Effekt af fysiske forstyrrelser	Normalt ingen effekt.	Forstyrrelser, der medfører ændringer i resuspension og næringsstoftilgængelighed, vil kunne påvirke sigtdybden.
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i de fleste kysttyper. Er fundet anvendt i fjorde, åbne kystområder og gennemstrømsfarvande.	I områder med stor resuspension og lavvandede områder med periodisk sigt til bunden er sigtdybden ikke så velegnet som kvalitets-element. Ikke velegnet for Vadehavet.
Usikkerhed Deskriptiv statistik	Veldokumenteret.	Stor variation. Statistisk kompliceret i områder, hvor der kan forekomme sigt til bunden.
Power		Høj målefrekvens/lange tidsserier sandsynligvis nødvendig for at opnå tilstrækkelig power.
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data	En del historiske data.	Statistisk kvalitet af historiske data formentlig tvivlsom.
Modellering	Referencetilstand kan modelleres.	Få erfaringer med modellering af referencetilstand.
Formidling	God til formidling – klart vand = rent vand. Årsagssammenhæng mellem eutrofiering og sigtdybde relativ simpel.	
Operationalitet Kost-effektivitet	Høj målefrekvens, meget simpelt udstyr ⇒ lavt omkostningsniveau.	
Responskurve	Entydig retningsrespons.	Respons mere kompleks i områder med resuspension.
Følsomhed	Reagerer uden stor forsinkelse på ændringer i belastningen.	Næringsstofpuljer i sediment kan betyde forsinket respons.
Robusthed	Tilgængelig indikator i mange kysttyper. I velegnede områder formentlig også uden betydelig "støj" fra naturlig variation.	
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne. Ca. 80 stationer i nuværende programmer.	
Referencer: Markager, S., 1998. Tekniske Anvisninger for marin overvågning. Kap. 3. Elektroniske målinger – lyssvækkelse. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.		

Kvalitetselement 9:

Iltsvind. Defineret som målte iltkoncentrationer > 2 eller $4 \text{ mg O}_2/\text{l}$, evt. afgrænset af tidsmæssig udstrækning.

Kommentarer:

Iltsvind som kvalitetselement i amternes vandkvalitetsplaner er primært anvendt med den målsætning, at der ikke må forekomme målinger under 4 eller $2 \text{ mg O}_2/\text{l}$, som er grænserne for "iltsvind" henholdsvis "kraftigt iltsvind". I enkelte tilfælde er der knyttet en tidsmæssig udstrækning til forekomsten af iltsvind i forbindelse med definitionen af kvalitetselementet.

Iltsvind er koblet til mængden af iltforbrugende stoffer i sediment og bundvand. Mængden af iltforbrugende stoffer er koblet til belastningen. Desuden er vandmassernes lagdelings- og temperaturforhold styret af hydrografi og klima, hvilket er betydende for forekomsten af iltsvind.

Iltkoncentrationen måles umiddelbart over havbunden. Det er vigtigt i relation til fortolkning af tidsserier af minimumskoncentrationer af ilt, at der ikke er sket betydelige ændringer i målefrekvensen.

Samlet vurdering:

Iltsvind er i de anvendte kvalitetselementer i amternes vandkvalitetsplaner kun formuleret som kvalitative elementer. Det er nødvendigt at formulere kvantitative kvalitetselementer til anvendelse i forbindelse med Vandrammedirektivet for at kunne kvantificere referencetilstand og definitionen af klassifikationerne for økologisk tilstand.

Der er foretaget undersøgelser af anvendelsen af ilt som kvalitetselement (Carstensen et al., 2001), der angiver en mulig kvantitativ anvendelse af iltmålinger som hyppigheden af målinger under $2 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Iltforhold indgår som et fysisk-kemisk kvalitetselement, der understøtter de biologiske kvalitetselementer i Vandrammedirektivet.

Vurderingskriterium Iltsvind	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret (Ærtebjerg & Dam, 1998).	
Målbarehed Naturlig variation	En del af den naturlige variation skyldes biologiske processer – respiration ved omsætningen af organisk stof og fotosyntese.	Stor del af den naturlige variation bestemt af hydrografiske og klimatiske forhold.
Effekt af eutrofiering	Dokumenteret og signifikant.	Viden om mulige effekter ringe.
Effekt af MFS	Med stor sandsynlighed ingen væsentlig effekt.	
Effekt af fysiske forstyrrelser	Normalt ingen effekt (gælder dog ikke stærkt fysisk modificerede kystområder).	
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i alle kysttyper. Er fundet anvendt i alle kysttyper.	Har normalt ikke relevans i lavvandede områder uden lagdelte vandmasser, herunder Vadehavet.
Usikkerhed		Måleusikkerheden kan specielt ved lave iltkoncentrationer være stor. Den naturlige variation er stor og medfører også usikkerhed på målinger. Døgnvariation oftest ikke kendt og kan muligvis være betydelig.
Deskriptiv statistik	Veldokumenteret.	Høj målefrekvens/lange tidsserier sandsynligvis nødvendig for at opnå tilstrækkelig power.
Power		
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data	Enkelte historiske data.	Historiske data næppe af tilstrækkelig kvalitet til at beskrive referencetilstand.
Modellering	Referencetilstand kan modelleres (Hansen et al., 1995).	Få erfaringer med modelleringer.
Formidling	Kendt begreb – ofte formidlet i pressen.	
Operationalitet Kost-effektivitet		Høj målefrekvens og måleudstyr ⇒ højt omkostningsniveau
Responskurve		Kompleks responskurve.
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)		Reagerer med forsinkelse på ændringer i belastningen. Hydrografiske/klimatiske faktorer slører koblingen til eutrofieringen.
Robusthed		Stor naturlig variation giver meget "støj" – kræver lange tidsserier.
	Tilgængelig indikator i alle kysttyper – kun relevant i områder med lagdelte vandmasser.	
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne. Ca. 80 stationer i nuværende programmer	

Referencer:

Carstensen, J., G. Ærtebjerg & O.H. Manscher, 2001. Oxygen and Chlorophyll a concentrations as eutrophication indicators. European Environment Agency.

Møhlenberg, F., 1999. Effects of meteorology and nutrient load on oxygen depletion in a Danish microtidal estuary. Aquatic Ecology 33:55-64.

Hansen, I.S., G. Ærtebjerg & K. Richardson, 1995. A scenario analysis of effects of reduced nitrogen input on oxygen conditions in the Kattegat and the Belt Sea. Ophelia 42:75-93.

Ærtebjerg, G og V. Dam, 1998. NOVA, Tekniske Anvisninger for Marin Overvågning. Kap. 4. Elektroniske målinger – Ilt. Danmarks Miljøundersøgelser.

Kvalitetsselement 10:

Klorofyl *a*. Beregnet som årsgennemsnit eller sommergennemsnit 1/5-30/9. Defineret som mindre end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Klorofyl *a* er udtryk for biomassen af fytoplankton og er koblet til tilgængeligheden af næringsstoffer og dermed til næringsstofbelastningen af kystområderne. Klorofyl *a*-indholdet i forskellige arter af fytoplankton varierer meget og også over tid for de enkelte arter. Klorofyl *a*-koncentrationen er dog et billigt mål, og der findes desuden de længste og bedste tidsserier for denne parameter sammenlignet med de øvrige fytoplanktonparametre. Ved anvendelse af gamle data skal man være opmærksom på, at ekstraktionsmetoden blev ændret i 1980'erne, hvorfor tidligere værdier er for lave sammenlignet med nutidige.

Måling af klorofyl *a* i Vadehavet er problematisk, da klorofyl *a* er påvirket af både plankton fra Nordsøen og resuspenderende benthiske kiselalger. Klorofylindholdet i vandet varierer endvidere stærkt over tidevandsamplituden i Vadehavet.

Det er vigtigt, at beregningsforudsætninger og metoder defineres entydigt og præcist, f.eks. om der anvendes prøver taget fra 1 meters dybde, eller om der anvendes blandingsprøver over springlaget.

Samlet vurdering:

Klorofyl *a* kan anvendes til beskrivelse af referencetilstand og definition af klassifikationen af økologisk tilstand. Der er allerede foretaget udredningsarbejde vedrørende anvendelsen af klorofyl *a* som kvalitetsselement (Carstensen et al., 2001), hvor det anbefales, at gennemsnitlig klorofyl *a*-koncentration måles over springlaget i perioden med potentiel næringsstofbegrænsning og uden lysbegrænsning. Det vil i danske farvande sige perioden april-september.

Fytoplanktonbiomassen er defineret som et biologisk kvalitetsselement i Vandrammedirektivet. Klorofyl *a*-koncentrationen kan anvendes som udtryk for fytoplanktonbiomassen og er derfor et relevant kvalitetsselement til beskrivelse af den økologiske tilstand.

Vurderingskriterium Klorofyl a	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret (Pedersen, 1998).	
Målbare Naturlig variation		Stor naturlig variation. Betydelig del af den naturlige variation bestemt af hydrografiske og klimatiske forhold
Effekt af eutrofiering	Dokumenteret og signifikant (Hansen et al., 2000).	
Effekt af MFS	Sandsynligvis ingen væsentlig effekt.	Viden om mulige effekter ringe.
Effekt af fysiske forstyrrelser	Sandsynligvis ingen væsentlig effekt.	
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i alle kysttyper, men er dog problematisk i Vadehavet. Er fundet anvendt i alle kysttyper, men er dog problematisk i Vadehavet.	
Usikkerhed		Døgnvariation oftest ikke kendt og kan være betydelig. Stor rumlig og tidlig variation. Klorofylindholdet varierer mellem arter.
Deskriptiv statistik Power	Veldokumenteret.	Høj målefrekvens/lange tidsserier sandsynligvis nødvendig for at opnå tilstrækkelig power.
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data	Enkelte historiske data findes.	Historiske data formentlig ikke af en tilstrækkelig god kvalitet til at beskrive referencetilstand. Korrektion for ændret metode for data fra før ca. 1980.
Modellering	Referencetilstand kan modelleres med f.eks. MIKE EU modellering og empirisk modellering.	Få erfaringer med modelleringer af referencetilstand.
Formidling		Ikke særlig kendt og abstrakt indikator. Årsagssammenhæng til eutrofiering kompleks – vanskelig at formidle.
Operationalitet Kost-effektivitet	Høj målefrekvens, simpelt udstyr ⇒ moderat omkostningsniveau	
Responskurve		Kompleks responskurve.
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer hurtigt på ændringer i belastning.	Hydrografiske/klimatiske faktorer slører koblingen til eutrofieringen.
Robusthed	Tilgængelig indikator i alle kysttyper.	Stor naturlig variation giver meget "støj" – kræver lange tidsserier
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne. Ca. 80 stationer i nuværende programmer.	

Referencer:

Carstensen, J., Ærtebjerg, G. & Manscher, O.H., 2001. Oxygen and Chlorophyll a concentrations as eutrophication indicators. European Environment Agency.

Grøntved, J., 1960. Taxonomical and Productional Investigations in Shallow Coastal Waters. Medd. Fra Danm. Fisk- og Havundersøgelser. Planktological Contributions IV. N.S. 3, no. 1:1-17.

Hansen, J.L.S., Pedersen, B., Carstensen, J., Conley, D., Christensen, T., Dahl, K., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Lisbjerg, D., Lundsgaard, C., Markager, S., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Svendsen, L.M., & Pritzl, G., 2000. Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 230 s. Faglig Rapport fra DMU nr. 333.

Ostenfeld, C.H., 1913. De danske farvandes plankton i årene 1889-1901. Phytoplankton og protozoer I. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Skr. 7. Række. Naturv. Og Mat. Afd. IX 2: 1-478.

Pedersen, B., 1998. NOVA, Tekniske Anvisninger for Marin Overvågning. Kap. 7. Pelagiale parametre – Klorofyl a. Danmarks Miljøundersøgelser.

Petersen, C.G.J., 1903. De Danske Farvandes Plankton i årene 1898-1901. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Skr. 6. Række. Naturv. Og Mat. Afd. XII. 3.

Richardson, K. & Heilmann, J.P., 1995. Primary production in the Kattegat: Past and Present. Ophelia 41:317-328.

Steenmann Nielsen, E., 1937. The annual amount of organic matter produced by the phytoplankton in the Sound off Helsingør. Medd. Komm. Danm. Fisk- og Havunders. Serie: Plankton. Bind III:3. C.A. Reitzels Forlag. København.

Kvalitetselement 11:

Fytoplankton masseopblomstringer. Beregnet som % af tiden i sommerperioden med klorofyl *a*-koncentration større end fastsat niveau (f.eks. 8 µg/l) .

Kommentarer:

Forekomsten af masseopblomstringer af fytoplankton er koblet til tilgængelighed af næringsstoffer og derfor også til næringsstofbelastningen af kystområderne.

Entydig definition af masseopblomstring er nødvendig (f.eks. > 8 µg/l klorofyl *a*). Ændringer i målefrekvens vil have stor indflydelse på fortolkning af tidslig udvikling – jo hyppigere målinger jo større sandsynlighed for at detektere masseopblomstringer.

Samlet vurdering:

En gennemgang af overvågningsdata vil sandsynligvis kunne påvise, at hyppigheden af masseopblomstringer stiger med eutrofieringsgraden (Helene Munk Sørensen, pers. komm.). Masseforekomster af enkelte arter kan give mere information om eutrofieringstilstanden end den samlede biomasse, da nogle få arter dominerer biomassen i stærkt eutrofierede fjorde i modsætning til mindre næringsrige områder.

Anvendelsen af masseopblomstringer som kvalitetselement er problematisk i forhold til beskrivelse af referencetilstand og fastlæggelse af klassifikation af økologiske tilstande. Det vurderes, at modellering af referencetilstanden vil være meget vanskelig at gennemføre på grundlag af den eksisterende faglige viden. I stedet anbefales at anvende gennemsnit for klorofyl *a*-koncentrationen. Det vurderes, at det er mere realistisk at modellere referencetilstand for den gennemsnitlige klorofyl *a*-koncentration i sommerperioden.

Opblomstringer af fytoplankton er beskrevet som biologisk kvalitetselement i Vandrammedirektivet. I stedet for masseopblomstringer anbefales at anvende et gennemsnit for klorofyl *a*-koncentrationen i sommerperioden.

Vurderingskriterium	Positivt	Negativt
Fytoplankton masseopblomstringer		
Metode	Veldokumenteret (Ærtebjerg og Dam, 1998).	
Målbarhed Naturlig variation		Stor naturlig variation. Stor del af den naturlige variation bestemt af klimatiske og hydrografiske forhold.
Effekt af eutrofiering	Dokumenteret (Agger et al., 1994).	
Effekt af MFS	Sandsynligvis ingen væsentlig effekt.	Viden om mulige effekter ringe.
Effekt af fysiske forstyrrelser	Normalt ingen væsentlig effekt.	
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i alle kysttyper, men er problematisk i Vadehavet. Er fundet anvendt i fjorde og åbent hav.	Er næppe relevant i lavvandede kystvande, hvor bentisk vegetation dominerer primærproduktionen.
Usikkerhed		Stor rumlig og tidslig variation specielt i forbindelse med masseopblomstringer medfører stor usikkerhed på bestemmelserne.
Deskriptiv statistik		
Power		
Referencetilstand Referenceområder		Findes ikke.
Historiske data	Findes muligvis.	Historiske data sandsynligvis ikke af tilstrækkelig kvalitet til at danne grundlag for beskrivelse af referencetilstand.
Modellering	Referencetilstand kan modelleres.	Kompleksiteten i forudsætningerne for etablering af masseopblomstringer er formentlig så store, at modelleringer af referencetilstand ikke er pålidelige.
Formidling	Masseopblomstringer er alment kendte og derfor egnede til formidling.	
Operationalitet Kost-effektivitet	Høj målefrekvens, simpelt udstyr og begrænset prøvebehandling ⇒ moderat omkostningsniveau.	
Responskurve		Kobling til eutrofiering kompleks – responskurve ikke kendt.
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)		Kompleks sammenhæng til eutrofiering og biologiske/klimatiske interaktioner betyder, at følsomheden formentlig er ringe.
Robusthed	Tilgængelig indikator i de fleste kysttyper – er ikke relevant i lavvandede systemer domineret af makrovegetation.	
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne. Ca. 80 stationer i nuværende programmer.	

Referencer:

Agger, C.T., Kaas, H., Knipschildt, F., Brodersen, K., Dahl, K., Rasmussen, B., Nørrevang Jensen, J., Krause-Jensen, D., Christensen, P.B., 1994: Marine områder – Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser – Faglig rapport fra DMU, nr. 117.

Grøntved, J., 1960. Taxonomical and Productional Investigations in Shallow Coastal Waters. Medd. Fra Danm. Fisk- og Havundersøgelser. Planktological Contributions IV. N.S. 3, no. 1:1-17.

Hansen, J.L.S., Pedersen, B., Carstensen, J., Conley, D., Christensen, T., Dahl, K., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Lisbjerg, D., Lundsgaard, C., Markager, S., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Svendsen, L.M., & Pritzl, G., 2000. Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 230 s. Faglig Rapport fra DMU nr. 333.

Ostenfeld, C.H., 1913. De danske farvandes plankton i årene 1889-1901. Phytoplankton og protozoer I. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Skr. 7. Række. Naturv. Og Mat. Afd. IX 2: 1-478.

Referencer (fortsat):

Pedersen, B., 1998. NOVA, Tekniske Anvisninger for Marin Overvågning. Kap. 7. Pelagiale parametre – Klorofyl a. Danmarks Miljøundersøgelser.

Petersen, C.G.J., 1903. De Danske Farvandes Plankton i årene 1898-1901. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Skr. 6. Række. Naturv. Og Mat. Afd. XII. 3.

Richardson, K. & Heilmann, J.P., 1995. Primary production in the Kattegat: Past and Present. *Ophelia* 41:317-328.

Steenmann Nielsen, E., 1937. The annual amount of organic matter produced by the phytoplankton in the Sound off Helsingør. *Medd. Komm. Danm. Fisk- og Havunders. Serie: Plankton. Bind III:3. C.A. Reitzels Forlag. København.*

Kvalitetsэлеment 12:

Ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad (dybdegrænse måles i m og dækningsgrad angives i %). Defineret som større end fastsatte grænseværdier.

Kommentarer:

Ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad er koblet til lysneds trængningen i vandmasserne, forekomsten af skyggende påvækstalter og forekomsten af iltsvind, der kan dræbe ålegræsplanterne. Disse styrende forhold er alle koblet til eutrofieringen.

Det er vigtigt, at metoder og beregningsforudsætninger defineres entydigt. Kriteriet for dybdegrænse skal defineres entydigt. Dybdegrænsen kan enten være den største dybde for rhizomplanter eller frøplanter (maksimal dybdegrænse) eller den største dybde, hvor dækningsgraden er $> 10\%$ (dybdegrænse for hovedudbredelsen).

Samlet vurdering:

Ålegræssets dybdegrænse er velundersøgte og dokumenterede kvalitetsэлеmenter for nuværende i forbindelse med amternes vandkvalitetsplanlægning og vandmiljøovervågningen som helhed. Der ligger således et godt erfaringsgrundlag for at arbejde videre med disse biologiske kvalitetsэлеmenter til Vandrammedirektivets implementering. Dybdegrænsen er det kvalitetsэлеment, hvortil der findes de bedste historiske data og dermed mulighed for fastlæggelse af referencetilstanden.

Ålegræssets dækningsgrad er forholdsvis variabel især på lavt vand, hvor de fysiske forhold spiller en vigtig rolle for ændringer i dækningsgraden. Dækningsgraden er mindre egnet som kvalitetsэлеment end dybdegrænsen.

Ålegræssets dybdegrænse er dog ikke direkte defineret som biologisk kvalitetsэлеment til beskrivelse af økologisk tilstand i Vandrammedirektivet. Derimod er "sammensætning" og "tætheden" defineret som kvalitetsэлеmenter. Tætheden af ålegræs kan måles som skudtæthed, men denne parameter indgår ikke i NOVA-overvågningen. Erfaringerne med dybdegrænsen er dog så gode, at dybdegrænsen for ålegræs bliver et helt centralt biologisk kvalitetsэлеment.

Vurderingskriterium Ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret. NOVA (Krause-Jensen et al., 2001).	Interkalibreringer på analyser i felten har vist dykkerafhængig usikkerhed i bestemmelsen af dækningsgrad (Laursen et al., 2000).
Målbarhed Naturlig variation	Begrænsede ændringer i både dækningsgrad og dybdegrænse af rhizomplanter på samme lokalitet.	Ændringer i storskala kan forekomme ved udbredt ålegræsød uden dokumenteret årsagssammenhæng. Kan f.eks. skyldes storme og iltvindshændelser og muligvis temperaturforhold.
Effekt af eutrofiering	Dokumenteret sammenhæng mellem N/P koncentration og dybdeudbredelse. Dokumenteret sammenhæng mellem N/P koncentrationer og dækningsgrad på dybt vand.	Ingen dokumenteret sammenhæng mellem N/P og dækningsgrad på lavt vand.
Effekt af MFS	Iltvind/sulfid ødelægger rhizom/bestand.	Ukendt.
Effekt af fysiske forstyrrelser		Slæbende redskaber ødelægger bestande – f.eks. i forbindelse med muslingefiskeri.
Egnethed i kystvande	Findes kystnært i de fleste farvande med saltholdighed over 5 ‰.	Findes ikke langs den jyske vestkyst og på særligt eksponerede kyster. Ikke anvendelig i Vadehavet, da <i>Z. marina</i> ikke findes.
Usikkerhed	Grundigt udredningsarbejde vedr. metoder foreligger (Krause-Jensen et al., 2000).	En del måleusikkerhed og stor rumlig heterogenitet medfører relativt store usikkerheder.
Deskriptiv statistik	Velbeskrevet.	Der kan være statistiske problemer med censorering - dvs. dybdegrænsen kan ikke overstige maksimaldybde på transekten.
Power		
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder
Historiske data	Historiske data vedrørende dybdegrænser findes fra mange områder (Ostenfeld, 1908 m.fl.).	Ingen historiske data vedrørende dækningsgrad.
Modellering	Empiriske modeller er opstillet for sammenhæng mellem N-koncentration i vandet og dybdegrænse (Sand-Jensen et al., 1994).	Ingen modeller er udviklet for dækningsgrad og N/P koncentration i vandet.
Formidling	Nøgleorganisme, som er alment kendt. Simpel entydig respons af dybdeudbredelse på indgreb.	Mange faktorer påvirker dækningsgraden.
Operationalitet Kost-effektivitet	En måling pr. år giver en integreret information – lavt omkostningsniveau.	
Responskurve	Entydig retningsrespons i dybdegrænse på ændret N/P koncentration.	
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer med forsinkelse på ændringer i belastningen.	Variation inden for et lille geografisk område kan give "støj" – kræver flere transekter. Betydelig stokastisk variation specielt på lavt vand.
Robusthed	Vurderes at være et robust kvalitetselement for eutrofiering.	Er kun tilgængelig som kvalitetselement i visse kystvandstyper.
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne med ca. 300 transekter årligt i nuværende programmer.	

Referencer:

Hansen, J.L.S., Pedersen, B., Carstensen, J., Conley, D., Christensen, T., Dahl, K., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Lisbjerg, D., Lundsgaard, C., Markager, S., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Svendsen, L.M., & Pritzl, G., 2000. Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 230 s. Faglig Rapport fra DMU nr. 333.

Krause-Jensen, D., Laursen, J. S., Middelboe, A.L., Stjernholm, M. & Manscher, O., 2001. NOVA – Tekniske anvisninger for marin overvågning, Kap. 12. Bundvegetation. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.

Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Dahl, K., Hansen, J. & Larsen, S.E., 2000. Test af metoder til marine vegetationsundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 323. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.

Referencer (fortsat):

Laursen, J.S., Krause-Jensen, D. & Larsen, S.E., 2000. Interkalibrering af metode til undersøgelser af bundvegetation i marine områder. Faglig rapport fra DMU, nr. 329. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.

Ostenfeld, C.H., 1908. On the ecology and distribution of the grasswrack (*Zostera marina*) in Danish waters. Report of the Danish Biological Station to the Board of Agriculture XVI:1-62.

Petersen, C.G.J., 1890-91. Bundforhold, plante- og dyreliv i farvandene ved Fanø. Beretning fra Den danske biologiske station II. Kjøbenhavn 1892.

Petersen, C.G.J., 1890-91. Om vandets beskaffenhed, om Bundforholdene og om Plantevæksten i Holbæk Fjord. Beretning fra Den danske biologiske Station I: 163-170. Kjøbenhavn 1892.

Petersen, C.G. J., 1901. Fortegnelse over ålerusestader i Danmark. Beretning fra Den danske Biologiske Station X, 1899 og 1900, p. 3-29. Centraltrykkeriet, Kjøbenhavn, 1901.

Petersen, H., 1935. Foreløbig beretning om sygdommen hos bændeltangen (Ålegræsset, *Zostera marina* L.). Beretning fra den danske biologiske station XL.

Sand-Jensen, K., Nielsen, S.L., Borum, J. & O. Geertz-Hansen, 1994. Fytoplankton og makrofytudvikling i danske kystområder. Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 30. 39 pp.

Kvalitetslement 13:

Makroalgers dybdegrænse og dækningsgrad (Dybdegrænse måles i m og dækningsgrad angives i %). Defineret som større end fastsatte grænseværdier.

Kommentarer:

Makroalgernes dybdegrænse og dækningsgrad er koblet til lysnedtrængningen i vandmasserne og forekomsten af skyggende påvækst-alger. Disse styrende forhold er alle koblet til eutrofieringen. Desuden er forekomsten af passende substrat afgørende for dækningsgraden af makroalger. I Vadehavet findes makroalger primært fasthæftet til muslingebanker. Makroalger har ikke samme udbredelse i Vadehavet, som i andre kystvande og er derfor ikke velegnet som kvalitets-element.

Det er vigtigt, at metoder og beregningsforudsætninger defineres entydigt. Kriteriet for dybdegrænse skal defineres entydigt. Normalt anvendes den største dybde, hvor en given art er registreret som dybdegrænsen for den pågældende art.

Samlet vurdering:

Makroalgernes dybdegrænse og dækningsgrad er velundersøgte og dokumenterede kvalitetslementer i forbindelse med amternes vandkvalitetsplanlægning og vandmiljøovervågningen som helhed. Der ligger således et godt erfaringsgrundlag for at arbejde videre med disse biologiske kvalitetslementer til Vandrammedirektivets implementering. Makroalger er et af de kvalitetslementer, hvortil der findes de bedste historiske data, men data er primært af kvalitativ karakter, hvilket vanskeliggør fastlæggelse af referencetilstanden.

Makroalger kan opdeles i funktionelle grupper som bl.a. bladformede, trådformede, grenede og tykløvede. På baggrund heraf kan dækningsgraden af de enkelte funktionelle grupper anvendes til analyse af diversiteten og stabiliteten i vegetationen (Middelboe, 2000). Makroalgernes dybdegrænse er dog ikke direkte defineret som biologisk kvalitetslement til beskrivelse af økologisk tilstand i Vandrammedirektivet. Derimod er "sammensætning" og "tætheden" defineret som kvalitetslementer. Erfaringerne med dybdegrænsen viser, at dybdegrænsen ofte er bestemt af bundtypen i de enkelte områder, hvorfor den ikke er velegnet. Derimod er dækningsgraden og opdeling i funktionelle grupper sandsynligvis relevante kvalitetskriterier.

Vurderingskriterium Makroalgers dybdegrænse og dækningsgrad	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret. NOVA (Krause-Jensen et al., 2001).	Interkalibreringer på analyser i felten har vist dykkerafhængig usikkerhed i bestemmelsen af dækningsgrad (Laursen et al., 2000)
Målbarhed Naturlig variation	Acceptable ændringer i både dækningsgrad og dybdegrænse på samme lokalitet.	Ændringer i storskala kan forekomme ved udbredte reduktioner i f.eks. brunalgebestande af ukendte årsager.
Effekt af eutrofiering	Almen accepteret (Middelboe, 2000; Hansen, et al., 2000) sammenhæng mellem eutrofiering og dybdeudbredelse og dækningsgrad af makroalger.	Ukendt.
Effekt af MFS		
Effekt af fysiske forstyrrelser		
Egnethed i kystvande	Findes i marine farvande med egnet substrat.	Findes ikke i farvande uden egnet substrat som f.eks. Vadehavet.
Usikkerhed	Grundigt udredningsarbejde vedr. metoder til bestemmelse af dækningsgrad foreligger (Krause-Jensen et al., 2000).	En del måleusikkerhed og stor rumlig heterogenitet medfører relativt store usikkerheder. Der kan være statistiske problemer med censorering – dybdegrænsen kan ikke overstige maksimaldybde på transekten. Dybdegrænsen er ofte bestemt af bundforholdene i de enkelte områder.
Deskriptiv statistik	Velbeskrevet	
Power		
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data	Historiske data vedr. dybdegrænser findes – kvaliteten er dog ofte tvivlsom.	Ingen historiske data vedrørende dækningsgrad.
Modellering	Referencetilstand kan modelleres.	Kvaliteten af modelleringer i øjeblikket formentlig ikke tilstrækkelig til at beskrive referencetilstand tilfredsstillende.
Formidling	Nøgleorganismer, som er forholdsvis kendte. Simpel entydig respons af dybdeudbredelse på indgreb.	Mange faktorer påvirker dækningsgraden.
Operationalitet Kost-effektivitet	En måling pr. år giver en integreret information – lavt omkostningsniveau.	Respons i makroalgesamfund på eutrofiering reduceres gradvis med øget eutrofiering (Middelboe, 2000).
Responskurve	Entydig retningsrespons i dybdegrænse på ændret eutrofiering.	
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer med forsinkelse på ændringer i belastningen.	
Robusthed	Vurderes at være et robust kvalitetselement for eutrofiering.	
Overvågning	Dækningsgrad, men ikke dybdegrænse, indgår i NOVA og regional overvågning i amterne med ca. 210 transekter årligt i nuværende programmer.	

Referencer:

Se kvalitetselement 12.

Middelboe, A. L., 2000. Species diversity, distribution and abundance of marine macrophytes. PhD Thesis. Freshwater Biological Laboratory, University of Copenhagen.

Kolderup-Rosenvinge, L., 1909. The Marine Algae of Denmark. D. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Skrifter, 7. Række naturvidensk. og math. afd. VII.1. Høst og Søn, København.

Kvalitetselement 14:

Havgræs dækningsgrad (angives i %). Defineret som større end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Dækningsgraden for havgræs er koblet til lysnedtrængningen i vandmasserne og forekomsten af skyggende påvækstalger. Disse styrende forhold er alle koblet til eutrofieringen.

Det er vigtigt, at metoder og beregningsforudsætninger defineres entydigt.

Samlet vurdering:

Havgræs erstatter i de mest beskyttede og ferskvandspåvirkede lavvandede fjordsystemer ålegræs som rodhæftet vegetation.

Havgræssets dækningsgrad er et velundersøgt kvalitetselement for nuværende i forbindelse med amternes vandkvalitetsplanlægning og vandmiljøovervågningen som helhed. Havgræs vokser på lavt vand og er derfor påvirket af en række fysiske faktorer herunder isforekomster. Det er uafklaret, om dækningsgrad af havgræs vil være et anvendeligt kvalitetselement.

Vurderingskriterium Havgræs dækningsgrad	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret. NOVA (Krause-Jensen et al., 2000).	Interkalibreringer på analyser i feltet har vist dykkerafhængig usikkerhed i bestemmelsen af dækningsgrad (Laursen et al., 2000).
Målbarhed Naturlig variation	Acceptable år til år og sæsonvariationer i dækningsgrad.	Ændringer i storskala kan forekomme ved udbredte reduktioner i bestande som følge af f.eks. iltsvind (dræbte rhizomer), isskuringer, storme og græsning fra fugle.
Effekt af eutrofiering	Almen accepteret sammenhæng mellem eutrofiering og dækningsgrad af havgræs i brakke lavvandede fjorde.	Ukendt.
Effekt af MFS		Slæbende redskaber ødelægger bestande.
Effekt af fysiske forstyrrelser		Findes ikke i de åbne marine kystvande og Vadehavet.
Egnethed i kystvande	Findes i beskyttede fjorde.	
Usikkerhed	Grundigt udredningsarbejde vedr. metoder foreligger (Krause-Jensen et al., 2000).	Der er en del måleusikkerhed, og den rumlige heterogenitet medfører en relativ stor usikkerhed på bestemmelserne af dækningsgraden.
Deskriptiv statistik	Velbeskrevet.	
Power		
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data		Ingen historiske data vedrørende dækningsgrad.
Modellering	Referencetilstand kan modelleres.	Kvaliteten af modelleringer er i øjeblikket formentlig ikke tilstrækkelig til at beskrive referencetilstand tilfredsstillende.
Formidling	Nøgleorganisme, som er forholdsvis kendt.	Mange faktorer påvirker dækningsgraden.
Operationalitet Kost-effektivitet	En måling pr. år giver en integreret information – lavt omkostningsniveau.	
Responskurve	Formentlig entydig retningsrespons i dækningsgrad.	
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)		Variation inden for en mindre geografisk skala kan give "støj" – kræver flere transekter.
Robusthed	Vurderes at være en robust indikator for eutrofiering.	Er kun tilgængelig som kvalitetselement i visse kystvandstyper.
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne med et ukendt antal transekter årligt i nuværende programmer.	
Referencer: Se kvalitetselement 12.		

Kvalitetselement 15:

Rodhæftede blomsterplanter (ekskl. havgræs og ålegræs) dækningsgrad (angives i %). Defineret som større end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Dækningsgraden for rodhæftede blomsterplanter er koblet til lysnedtrængningen i vandmasserne og forekomsten af skyggende påvækstalger. Disse styrende forhold er alle koblet til eutrofieringen.

Det er vigtigt, at metoder og beregningsforudsætninger defineres entydigt.

Samlet vurdering:

Rodhæftede blomsterplanter dækningsgrad er et velundersøgt kvalitetselement i forbindelse med amternes vandkvalitetsplanlægning og vandmiljøovervågningen som helhed. Det anbefales, at dækningsgrad af rodhæftede planter opdeles på de dominerende arter i stedet for at anvende en total dækningsgrad, da en sådan opdeling giver værdifuld yderligere information.

Vurderingskriterium Rodhæftede blomsterplanters dækningsgrad	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret. NOVA (Krause-Jensen et al., 2001).	Interkalibreringer på analyser i felten har vist dykkerafhængig usikkerhed i bestemmelsen af dækningsgrad (Laursen et al., 2000).
Målbare Naturlig variation	Acceptable år til år og sæsonvariationer i dækningsgrad.	Ændringer i storskala kan forekomme ved udbredte reduktioner i bestande som følge af f.eks. iltsvind (dræbte rhizomer), isskuringer, storme og græsning fra fugle.
Effekt af eutrofiering	Almen accepteret sammenhæng mellem eutrofiering og dækningsgrad af rodhæftede blomsterplanter i brakke lavvandede fjorde.	Ukendt.
Effekt af MFS		
Effekt af fysiske forstyrrelser		
Egnethed i kystvande	Findes i brakvandede fjorde.	Findes ikke i de fleste marine kystvande, herunder Vadehavet.
Usikkerhed	Grundigt udredningsarbejde vedr. metoder foreligger (Krause-Jensen et al., 2000)	Der er en del måleusikkerhed og den rumlige heterogenitet medfører en relativ stor usikkerhed på bestemmelserne af dækningsgraden.
Deskriptiv statistik	Velbeskrevet.	
Power		
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data	Enkelte – f.eks. Randers Fjord (Ostenfeld, 1908).	Kvaliteten af modelleringer er i øjeblikket formentlig ikke tilstrækkelig til at beskrive referencetilstand tilfredsstillende.
Modellering	Referencetilstand kan modelleres.	
Formidling	Nøgleorganisme, som er forholdsvis kendt.	Mange faktorer påvirker dækningsgraden.
Operationalitet Kost-effektivitet	En måling pr. år giver en integreret information – lavt omkostningsniveau.	Variation inden for en mindre geografisk skala kan give "støj" – kræver flere transekter. Kun tilgængelig som kvalitetselement i visse kystvandstyper.
Responskurve	Formentlig entydig retningsrespons i dækningsgrad.	
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer med forsinkelse på ændringer i belastningen.	
Robusthed	Vurderes at være en robust indikator for eutrofiering.	
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne med et ukendt antal transekter årligt i nuværende programmer.	
Referencer: Se kvalitetselement 12.		

Kvalitetsselement 16:

Påvækstalgers (epifyter) dækningsgrad (angives i %). Defineret som mindre end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Påvækstalgernes dækningsgrad kan relateres til næringsstofkoncentrationerne i vandmasserne og lysnedtrængningen i vandmasserne. Disse styrende forhold er koblet til eutrofieringen. Desuden er forekomsten af passende substrat afgørende for dækningsgraden af påvækstalger.

Det er vigtigt, at metoder og beregningsforudsætninger defineres entydigt.

Samlet vurdering:

Epifyter er et komplekst samfund af mikro- og makroalger, bakterier, dyr, hvorfor ændringer i artssammensætningen reguleres af mange andre faktorer end eutrofiering. Dette er baggrunden for, at epifyter ikke indgår i NOVA-overvågningsprogrammet. Epifyter anbefales ikke som et fremtidigt kvalitetselement i henhold til Vandrammedirektivet.

Vurderingskriterium Påvækstalgers (epifyter) dækningsgrad	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret. NOVA (Krause-Jensen et al., 2001).	Interkalibreringer på analyser i felten har vist dykkerafhængig usikkerhed i bestemmelsen af dækningsgrad (Laursen et al., 2000).
Målbarhed Naturlig variation Effekt af eutrofiering Effekt af MFS Effekt af fysiske forstyrrelser	Acceptable år-år og sæson variationer i dækningsgrad. Sammenhæng mellem eutrofiering og dækningsgrad af påvækstalger (Borum, 1985).	Kraftige vindhændelser kan løsrive påvækstalger og dermed påvirke målinger. Ukendt. Slæbende redskaber ødelægger bestande.
Egnethed i kystvande	Findes i alle kystområder med egnet substrat i form af makroalger og blomsterplanter mv.	Ikke velegnet i Vadehavet pga. manglende substrat i form af makroalger.
Usikkerhed Deskriptiv statistik Power	Velbeskrevet.	Der er en del måleusikkerhed, og den rumlige heterogenitet medfører en relativ stor usikkerhed på bestemmelserne af dækningsgraden.
Referencetilstand Referenceområder Historiske data Modellering		Ingen referenceområder. Ingen historiske data vedrørende dækningsgrad. Ingen erfaringer med modeller.
Formidling	Påvækstalger er som indikator for eutrofiering egnet til formidling.	Mange faktorer påvirker dækningsgraden, og dækningsgraden er en mere abstrakt indikator og dermed vanskelig at formidle
Operationalitet Kost-effektivitet Responskurve Følsomhed (kobling til ændringer i belastning) Robusthed	Relativ entydig sammenhæng mellem eutrofieringsgrad og mængden af epifyter. Reagerer med forsinkelse på ændringer i belastningen. Vurderes at være en robust indikator for eutrofiering. Findes i de fleste kystvandstyper.	Da der er en betydelig variation over året, skal der foretages flere målinger pr. år for at give en god beskrivelse. Variation inden for en mindre geografisk skala kan give "støj" – kræver flere transekter.
Overvågning	Indgår ikke i NOVA overvågningen.	

Referencer:

Se kvalitetselement 12.

Borum, J. 1985. Development of epiphytic communities on eelgrass (*Zostera marina*) along a nutrient gradient in a Danish estuary. *Marine Biology* 87: 211-218.

Kvalitetselement 17:

Løstliggende eutrofieringsbetingede alger – dækningsgrad (angives i %) eller biomasse (g tørvægt pr. m²). Defineret som mindre end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Forekomsten af løstliggende alger er et udtryk for tilgængeligheden af næringsstoffer i vandmiljøet. Forekomsten af løstliggende alger, målt som dækningsgrad, kræver en begrænset indsats, men tager ikke højde for, at algerne forekommer i måtter af meget forskellig tykkelse. Måles forekomsten som biomasse, tages der højde for dette forhold, men til gengæld kræves der en væsentlig større indsats.

Det er vigtigt, at metoder og beregningsforudsætninger defineres entydigt.

Samlet vurdering:

Løstliggende algers dækningsgrad og biomasse har været anvendt som kvalitetselementer i forbindelse med amternes vandkvalitetsplanlægning og vandmiljøovervågningen som helhed. Der er dog en del vanskeligheder forbundet med bestemmelsen af forekomsten som følge af vind- og strømforholdenes indflydelse. Således har forekomsten af løstliggende alger kun fundet anvendelse i få områder (f.eks. Køge Bugt og Norsminde Fjord). Løstliggende algers dækningsgrad og biomasse anbefales ikke som kvalitetselement under Vandrammedirektivet, men kan anvendes i enkelte områder, som er domineret af løstliggende alger.

Vurderingskriterium Løstliggende eutrofieringsbe- tingede alger – dækningsgrad	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret. NOVA (Krause-Jensen et al., 2001).	Interkalibreringer på analyser i felten har vist dykkerafhængig usikkerhed i bestemmelsen af dækningsgrad (Laursen et al., 2000)
Målbarhed Naturlig variation		Store naturlige variationer i forekomst, da algerne udover anden variation i forekomst driver rundt afhængigt af vind- og strømforhold.
Effekt af eutrofiering	Almen accepteret sammenhæng mellem eutrofiering og dækningsgrad af løstliggende alger.	
Effekt af MFS		Ukendt.
Effekt af fysiske forstyrrelser	Ingen betydning.	
Egnethed i kystvande	Findes i alle kystområder, men overvejende i beskyttede fjorde og bugter/vige.	Forekomsten temmelig uforudsigelig.
Usikkerhed		Store usikkerheder på bestemmelser og stor variation over året.
Deskriptiv statistik		
Power		Som følge af stor uforudsigelighed kræves der formentlig en stor indsats for at opnå tilstrækkelig power.
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data	Få historiske data.	Generelt mangler historiske data. Kvaliteten af historiske data formentlig tvivlsom.
Modellering	Referencetilstand kan modelleres med f.eks. MIKE EU modeller.	Erfaringer med modellering af referencetilstand ringe, og pålidelighed af modelleringer meget usikker.
Formidling	Alment kendt fænomen i lavvandede fjordområder – eutrofieringsindikator og dermed egnet til formidling.	Mange faktorer påvirker dækningsgrad og biomasse, hvilket vanskeliggør formidlingen.
Operationalitet Kost-effektivitet	Giver en integreret information. Må foretages gentagne gange i løbet af vækstsæson. Biomassen arbejdskrævende – moderat omkostningsniveau.	
Responskurve		Responskurve ikke dokumenteret.
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Entydig sammenhæng til eutrofieringsgrad.	Evt. forsinket respons på ændringer i belastningen på grund af næringsstofdepoter i sediment. Stor naturlig variation inden for en mindre geografisk skala kan give "støj" – kræver mange transekter og gentagne besøg.
Robusthed		Vurderes til ikke at være robust indikator – uforudsigelighed og relevans i få områder.
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne med ca. 200 transekter årligt i nuværende programmer. I NOVA-programmet ca. 500 transekter, der dog ikke undersøges årligt. Hvor stort et antal transekter, der undersøges for løstliggende alger, er ukendt.	

Referencer:

Se kvalitetselement 12.

Ostenfeld, C.H., 1908. Randersdalens Plantevækst, Kap. IV. I Johansen, A.C. (red.). Randers Fjords Naturhistorie.

Kvalitetselement 18:

Makroalgers artsantal. Defineret som større end fastsatte grænseværdier.

Kommentarer:

Artsantallet er koblet til lysnedtrængningen, substrat, salinitet og dybdeforhold (se kvalitetselement 13).

Det er vigtigt at anvendte metoder og forudsætninger for beregning af artsantal defineres entydigt og præcist.

Samlet vurdering:

Forekomst af makroalgetaxa er defineret som biologiske kvalitetslementer i Vandrammedirektivet.

Makroalgernes artsantal er et anvendt kvalitetselement i forbindelse med amternes vandkvalitetsplanlægning og vandmiljøovervågningen som helhed. Der ligger således et forholdsvis godt erfaringsgrundlag for at arbejde videre med dette biologiske kvalitetselement til Vandrammedirektivets implementering. Artsantallet kan imidlertid ikke stå alene, da artsantallet kan variere med indsatsen ved undersøgelsen og erfaringen hos den person, der udfører undersøgelsen.

Vurderingskriterium Makroalgers artsantal	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret. NOVA (Krause-Jensen et al., 2001).	Interkalibreringer på analyser i felten har vist dykkerafhængig usikkerhed i bestemmelsen af artsantal (Laursen et al., 2000).
Målbarehed Naturlig variation	Acceptable variationer i artsantallet på samme lokalitet.	Ændringer i storskala kan forekomme ved udbredte reduktioner som følge af f.eks. græsning fra søpindsvin eller nedslag af blåmuslingelarver.
Effekt af eutrofiering	Almen accepteret (Middelboe, 2000) sammenhæng mellem eutrofiering og artsantallet af makroalger.	
Effekt af MFS		Ukendt.
Effekt af fysiske forstyrrelser		Slæbende redskaber ødelægger bestande.
Egnethed i kystvande	Findes i farvande med egnet substrat.	Findes ikke i farvande uden egnet substrat. Faldende artsantal med faldende saltholdighed. Ikke velegnet i Vadehavet pga. sten ikke findes.
Usikkerhed	Formodentlig stor naturlig variation.	Nogen måleusikkerhed som følge af dykkerafhængighed på artsbestemmelserne. Kumuleret artsantal afhængig af undersøgelsesintensitet og metode.
Deskriptiv statistik	Velbeskrevet.	
Power	Formentlig rimelig god power ved en begrænset indsats.	
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data	Historiske data vedrørende artsantal findes fra mange områder.	Meget forskellige metoder anvendt i historiske undersøgelser.
Modellering		Ingen erfaringer med modeller.
Formidling	Nøgleorganismer, som er forholdsvis kendte. Artsantal forståelig indikator.	Mange faktorer påvirker artsantallet.
Operationalitet Kost-effektivitet	En måling pr. år giver en integreret information – lavt omkostningsniveau.	
Responskurve	Dokumenteret entydig respons på eutrofiering (Middelboe, 2000).	Respons i makroalgesamfund aftager gradvis med stigende eutrofiering, men mange andre forhold indvirker også på artsantallet (Middelboe, 2000).
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer med forsinkelse på ændringer i belastningen.	Variation inden for en mindre geografisk skala kan give "støj" – kræver flere transekter.
Robusthed	Vurderes at være en robust indikator for eutrofiering.	
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne med ca. 200 transekter årligt i nuværende programmer. I NOVA programmet ca. 500 transekter, der dog ikke undersøges årligt.	

Referencer:

Se kvalitetselement 12 og 17.

Rosenvinge, L.K., 1896. Journal over danske havalger nr. 5, 1894-1896. Dagbogsoptegnelser, Botanisk Bibliotek, Københavns Universitet.

Kvalitetselement 19:

Kransnålalger - artsantal. Defineret som større end fastsatte grænseværdier.

Kommentarer:

Artsantallet er koblet til lysnedtrængningen, saliniteten og forekomsten af skyggende påvækstalger.

Det er vigtigt, at anvendte metoder og forudsætninger for beregning af artsantal defineres entydigt og præcist.

Samlet vurdering:

Forekomst af makroalgetaxa er defineret som biologiske kvalitets-elementer i Vandrammedirektivet.

Kransnålalgerne artsantal er et anvendt kvalitetselement i forbindelse med amternes vandkvalitetsplanlægning og vandmiljøovervågningen som helhed. Kransnålalgerne artsantal er dog kun anvendt i relativt få områder som følge af deres ringe udbredelse. Der ligger dog et forholdsvis godt erfaringsgrundlag, herunder historiske data, for at arbejde videre med dette biologiske kvalitetselement til Vandrammedirektivets implementering.

Vurderingskriterium Kransnålalger - artsantal	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret. NOVA (Krause-Jensen et al, 2001).	Interkalibreringer på analyser i feltet har vist dykkerafhængig usikkerhed i bestemmelsen af artsantal (Laursen et al, 2000).
Målbarhed Naturlig variation	Acceptable variationer i artsantallet på samme lokalitet.	Ændringer i storskala kan forekomme ved udbredt reduktioner som følge af f.eks. storme, drivende måtter af eutrofieringsbetingede makroalger mv.
Effekt af eutrofiering	Almen accepteret (Moeslund et al., 1990) sammenhæng mellem eutrofiering og artsantallet af kransnålalger.	Ukendt.
Effekt af MFS		
Effekt af fysiske forstyrrelser	Ingen betydelige.	
Egnethed i kystvande		Findes kun i visse lavvandede kystområder med lav salinitet.
Usikkerhed		Nogen måleusikkerhed som følge af dykkerafhængighed på artsbestemmelserne. Kumuleret artsantal afhængig af undersøgelsesintensitet og metode.
Deskriptiv statistik		
Power	Formentlig rimelig god power ved en begrænset indsats.	
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data	Historiske data vedrørende artsantal findes fra mange områder.	Meget forskellige metoder anvendt i historiske undersøgelser.
Modellering		Ingen erfaringer med modeller.
Formidling	Artsantal forståelig indikator.	Mange faktorer påvirker artsantallet. Kransnålalger mere ukendt algegruppe.
Operationalitet Kost-effektivitet	En måling pr. år giver en integreret information – lavt omkostningsniveau.	Responskurve ikke dokumenteret. Variation inden for et mindre geografisk skala kan give "støj" – kræver flere transekter.
Responskurve		
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer med forsinkelse på ændringer i belastningen.	
Robusthed	Vurderes at være en robust indikator for eutrofiering.	
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne med ca. 200 transekter årligt i nuværende programmer. I NOVA programmet ca. 500 transekter, der dog ikke undersøges årligt. Kransnålalger undersøges på et ukendt antal transekter heraf.	

Referencer:

Se kvalitetselement 12 og 17.

Moeslund, B., Løjtnant, B., Mathiesen, H., Mathiesen, L., Pedersen, A., Thyssen, N. & Schou, N.C., 1990. Danske vandplanter. Vejledning i bestemmelser af planter i søer og vandløb. Miljøministeriet.

Kvalitetsselement 20:

Rodhæftede blomsterplanter – artsantal. Defineret som større end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Indikator relevant for eutrofiering, idet nogle arter af f.eks. vandaks er særlig følsomme over for eutrofiering.

Samlet vurdering:

Forekomst af blomsterplantertaxa er defineret som biologiske kvalitetsselementer i Vandrammedirektivet.

Rodhæftede blomsterplanter artsantal er et dokumenteret kvalitetsselement i forbindelse med amternes vandkvalitetsplanlægning og vandmiljøovervågningen som helhed. Blomsterplanter artsantal er dog kun anvendt i relativt få brakvandsområder. Der ligger dog et forholdsvist godt erfaringsgrundlag for at arbejde videre med dette biologiske kvalitetsselement til Vandrammedirektivets implementering. Historiske data vil i begrænset omfang kunne anvendes til fastsættelse af referencetilstanden, men artsantallet vil kun kunne anvendes i områder, der tidligere har haft et betydeligt antal arter.

Vurderingskriterium Rodhæftede blomsterplanter – artsantal	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret. NOVA (Krause-Jensen et al., 2001).	Interkalibreringer på analyser i felten har vist dykkerafhængig usikkerhed i bestemmelsen af artsantal (Laursen et al., 2000).
Målbare Naturlig variation	Acceptable år til år og sæson variationer i dækningsgrad.	Ændringer i storskala kan forekomme ved udbredt reduktioner i bestande som følge af f.eks. iltsvind.
Effekt af eutrofiering	Almen accepteret sammenhæng mellem eutrofiering og artsantal af rodhæftede blomsterplanter i brakke lavvandede fjorde.	Ukendt.
Effekt af MFS		Slæbende redskaber ødelægger bestande.
Effekt af fysiske forstyrrelser		Findes ikke i Vadehavet og på eksponerede kyster.
Egnethed i kystvande	Findes i brakvandede fjorde.	
Usikkerhed		Nogen måleusikkerhed som følge af dykkerafhængighed på artsbestemmelserne. Kumuleret artsantal afhængig af undersøgelsesintensitet og metode.
Deskriptiv statistik	Velbeskrevet.	
Power	Formentlig rimelig god power ved en begrænset indsats.	
Referencetilstand Referenceområder		Ingen referenceområder.
Historiske data	Historiske data for en række områder.	
Modellering		Ingen erfaringer med modeller.
Formidling	Artsantal forståelig indikator.	Mange faktorer påvirker artsantallet.
Operationalitet Kost-effektivitet	En måling pr. år giver en integreret information – lavt omkostningsniveau.	
Responskurve		Responskurve ikke dokumenteret.
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer med forsinkelse på ændringer i belastningen.	Variation inden for en mindre geografisk skala kan give "støj" – kræver flere transekter.
Robusthed	Vurderes at være en robust indikator for eutrofiering.	
Overvågning	Indgår i NOVA og regional overvågning i amterne med ca. 200 transekter årligt i nuværende programmer.	
Referencer: Se kvalitetselement 12 og 13.		

Kvalitetselement 21:

Bundfauna – artsantal, krebsdyr – artsantal eller Mollusca – artsantal (angives som kumuleret artsantal for et givet antal replikater af et givet areal – eller angives som gns. antal arter pr. replikat). Defineret som større end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Artsantallet af bundfauna er afhængig af eutrofieringen, idet en forhøjet tilførsel af organisk stof til havbunden dels påvirker de intra- og interspecifikke konkurrenceforhold og dels modificerer bundfaunasamfundet ved forøget forekomst af iltsvind.

Ved anvendelse af artsantallet som kvalitetselement er det vigtigt, at de anvendte metoder og beregningsgrundlag beskrives entydigt og præcist.

Samlet vurdering:

Forekomst af invertebrattaxa er defineret som biologiske kvalitets-elementer i Vandrammedirektivet.

Bundfaunainvertebraternes artsantal er et dokumenteret kvalitets-element i forbindelse med amternes vandkvalitetsplanlægning og vandmiljøovervågningen som helhed. Der er foretaget undersøgelser, der viser en sammenhæng mellem eutrofieringsgrad og artsantal, individantal og biomasse af bundfauna. Det er dog nødvendigt, at der igangsættes et udviklingsarbejde for yderligere at uddybe anvendelsen af artsantallet som kvalitetselement. Dette udredningsarbejde vil formentlig primært skulle bygges på historiske data og eksisterende undersøgelser langs eutrofieringsgradienter, da mulighederne for at modellere forekomsten af forskellige taxa i relation til eutrofieringsgrad er ringe.

Vurderingskriterium Bundfauna	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret (Nørrevang, 1998).	
Målbarhed Naturlig variation	Acceptable naturlige år til år og sæson variationer i artsantallet.	
Effekt af eutrofiering	Effekten af eutrofiering er dokumenteret i adskillige undersøgelser.	
Effekt af MFS	Effekt på nogle grupper dokumenterede – f.eks. TBT-effekter på snegle.	Selvom visse effekter er dokumenterede, er effekter af MFS generelt ukendte.
Effekt af fysiske forstyrrelser		Skrabende redskaber har effekt på artsantallet (Dolmer et al., 2001).
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i kysttyper med blødbund. Er fundet anvendt i Fjorde, Bugte/Vige og åbent hav.	Kan ikke anvendes i lavvandede områder og områder med hård bund.
Usikkerhed		Ved anvendelse af kumuleret artsantal kan der ikke beregnes statistik på den enkelte station pr. prøvetagning.
Deskriptiv statistik	Velbeskrevet.	
Power	Formentlig god power ved en relativ begrænset indsats.	
Referencetilstand Referenceområder		Der findes ikke referenceområder.
Historiske data	Der findes en del historiske data fra Dansk Biologisk Stations undersøgelser i starten af århundredet.	Historiske undersøgelser kan være problematiske at anvende pga. forskellighed i metoder.
Modellering		Ingen erfaringer med modellering af artsantal.
Formidling	Bundfauna er som alment begreb forholdsvis kendt. Iltsvindets skadelige effekt alment kendt.	Kompleks responskurve og manglende alment kendskab til de enkelte grupper af bundfauna.
Operationalitet Kost-effektivitet	En undersøgelse pr. år giver en integreret information – lavt omkostningsniveau.	
Responskurve	Kobling til eutrofiering dokumenteret.	Ikke simpel, men med max respons ved moderat eutrofiering (Person & Rosenberg, 1978). Den rumlige variation inden for et mindre geografisk område betyder, at der skal anvendes flere stationer eller spredning i replikater i større områder (Jensen, 1998).
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer med en vis forsinkelse – omkring et år er ikke usædvanligt.	
Robusthed	Vurderes at være en robust indikation, der ikke er følsom over for mindre udsving i belastningen.	
Overvågning	Indgår i NOVA med 17 bundfaunaområder. Indgår desuden i regional overvågning i amterne med en væsentlig større indsats – omkring 200 stationer.	

Referencer:

- Clarke, K.R., Warmick, R.M., 1998. A taxonomic districtness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35: 523-531.
- Clarke, K.R., Warmick, R.M., 1998. Taxonomic districtness and environmental assesment. *Journal of Applied Ecology*, 35: 532-543.
- Clarke, K.R., Warmick, R.M. (in press). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic districtness. *Marine Ecology Progress Series*.
- Dolmer, O., Kristensen, T., Christiansen, M.L., Petersen, M.F., Kristensen, P.S., Hoffmann, E., 2001. Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiology*.
- Jensen, J. N., 1998. NOVA, Tekniske Anvisninger for Marin Overvågning. Kap. 13. Bundfauna. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Lillebæltsamarbejdet, 1989. Undersøgelser i Lillebælt 1985-87. Samlerapport. (herunder delrapport: Marin ID : Bundfaunaundersøgelser i Lillebælt 1891-1987.)

Referencer (fortsat):

- Petersen, C.G.J., 1893. Det videnskabelige udbytte af Kanonbåden Hauchs togter i de danske have indenfor Skagen i årene 1883-86. Kjøbenhavn. Høst & søns forlag.
- Petersen, C.G.J. & Boysen-Jensen, P., 1911. Havets Bonitering. Havbundens dyreliv, dets næring og mængde (Kvantitative studier). Beretning fra Den danske Biologiske Station XX. Kjøbenhavn, Centraltrykkeriet.
- Petersen, C.G.J., 1913. Havets Bonitering II. Om havbundens dyresamfund og om disses betydning for den marine zoogeografi. Beretning fra Den danske biologiske Station XXI. Kjøbenhavn, Centraltrykkeriet.
- Rasmussen, E., 1973. Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna, with a survey of the eelgrass vegetation and its communities. *Ophelia*, 11: 1-507.
- Riemann, B., Hoffmann, E., 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 69: 171-178.
- Varming, S., Lindholm, M. Andersen, J., 1998. Bundfauna undersøgelser i Lillebælt 1891-1987. Rapport til Lillebæltsamarbejdet. Vejle Amt, Fyns Amt og Sønderjyllands Amt.
- Varming, S., Leonhard, S.B., 1992. Bundfauna, Lillebælt 1911-1990. Rapport til Lillebæltsamarbejdet. Vejle Amt, Fyns Amt og Sønderjyllands Amt. 185 pp.
-

Kvalitetselement 22:

Bundfauna indikatorarter – individtætheder (individantal pr. m²) og biomasse (blåmuslinger g tørvægt pr. m²). Defineret som større end fastsat grænseværdi for positiv indikatorart mindre end for negativ indikatorart.

Kommentarer:

Individantal og biomasse af bundfauna er afhængig af eutrofieringen, idet en forhøjet tilførsel af organisk stof til havbunden dels påvirker de intra- og interspecifikke konkurrenceforhold og dels modificerer bundfaunasamfundet ved forøget forekomst af iltsvind.

Ved anvendelse af indikatorarters individantal eller biomasse som kvalitetselement er det vigtigt, at de anvendte metoder og beregningsgrundlag beskrives entydigt og præcist.

Samlet vurdering:

Tætheden af invertebrattaxa er defineret som biologiske kvalitetselementer i Vandrammedirektivet. Biomassen af invertebrattaxa er ikke defineret som biologisk kvalitetselement i Vandrammedirektivet.

Indikatorarters individtæthed og biomasse er et dokumenteret kvalitetselement i forbindelse med amternes vandkvalitetsplanlægning og vandmiljøovervågningen som helhed. Det vurderes, at der på baggrund af eksisterende viden kan implementeres kvalitetselementer til Vandrammedirektivet vedrørende individtæthed og biomasse af indikatorarter af bundfauna. Dette vil dog kræve detaljerede litteraturstudier og muligvis yderligere undersøgelser, før sådanne kvalitetselementer vil være operationelle.

Vurderingskriterium Bundfauna indikatorarter	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret (Nørrevang, 1998).	
Målbarehed Naturlig variation	Acceptable år til år og sæson variationer i individtætheder.	Store år til år og sæsonvariationer i biomassen.
Effekt af eutrofiering	Dokumenteret for en række forskellige arter af bundfauna.	
Effekt af MFS	Effekt på nogle grupper dokumenterede.	Selv om visse effekter er dokumenterede, er effekter af MFS generelt ukendte.
Effekt af fysiske forstyrrelser		Skrabende redskaber har effekt på forekomsten af indikatorarter.
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i kysttyper med blødbund. Er fundet anvendt i fjorde, bugte/vige og åbent hav.	Er ikke fundet anvendt i områder med hård bund.
Usikkerhed Deskriptiv statistik	Veldokumenteret.	Store usikkerheder på bestemmelsen af biomassen.
Power	Formentlig acceptabel power på bestemmelsen af individantallet af indikatorarter.	Power på bestemmelsen af biomassen ikke så god som for individantallet.
Referencetilstand Referenceområder		Der findes ikke referenceområder.
Historiske data	Der findes en del historiske data fra Dansk Biologisk Stations undersøgelser i starten af århundredet.	Historiske undersøgelser kan være problematiske at anvende pga. forskelligheder i metoder.
Modellering	MIKE EU modellering af referencetilstand for bentiske filtratorer (blåmuslinger) mulig.	Generelt ikke muligt at modellere referencetilstand for indikatorarter.
Formidling	Bundfauna er som alment begreb forholdsvis kendt. Indikatorart er som begreb egnet til formidling. Iltsvindets skadelige effekt alment kendt.	Kompleks responskurve og manglende alment kendskab til de enkelte indikatorarter af bundfauna.
Operationalitet Kost-effektivitet	En undersøgelse pr. år giver en integreret information – lavt omkostningsniveau.	
Responskurve	Kobling mellem eutrofiering og individtætheder/biomasse dokumenteret.	Kompleks responskurve med max respons ved moderat eutrofiering (Person & Rosenberg, 1978). Den rumlige variation inden for et mindre geografisk område betyder, at der skal anvendes flere stationer eller spredning i replikater i større områder (Jensen, 1998).
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer med en vis forsinkelse – omkring et år er ikke usædvanligt.	
Robusthed	Vurderes at være en robust indikation, der ikke er følsom over for mindre udsving i belastningen.	
Overvågning	Indgår i NOVA med 17 bundfaunaområder. Indgår desuden i regional overvågning i amterne med en væsentlig større indsats – omkring 200 stationer.	

Referencer:

Se kvalitetselement 21.

Jensen, J. N., 1998. NOVA, Tekniske Anvisninger for Marin Overvågning. Kap. 13. Bundfauna. Danmarks Miljøundersøgelser.

Pearson, T.H. & Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 16: 229-311.

Kvalitetsselement 23:

Fisk – artsantal. Angives som kumuleret artsantal for et givet antal replikater/garn/rawltræk – eller angives som gns. antal arter pr. replikat. Defineret som større end fastsat grænseværdi.

Kommentarer:

Artsantallet af fisk er afhængig af eutrofieringen, idet en forhøjet tilførsel af næringsstoffer og organisk stof påvirker fødeforekomsten og vegetationsforholdene (habitatstruktur), der er vigtige for forekomsten af fisk. Desuden medfører forøget eutrofiering øget forekomst af iltsvind, der direkte påvirke bundlevende fiskebestande.

Ved anvendelse af artsantallet som kvalitetsselement er det vigtigt, at de anvendte metoder og beregningsgrundlag beskrives entydigt og præcist.

Samlet vurdering:

Fisk indgår ikke som et biologisk kvalitetsselement for kystvande i Vandrammedirektivet, men både artsantal og især størrelse af udvalgte bestande er relevante kvalitetskriterier til vurdering af miljøtilstanden.

Vurderingskriterium Fisk – artsantal	Positivt	Negativt
Metode	Udkast til tekniske anvisninger til kommende overvågning foreligger.	Metoder ikke veldokumenterede og fastlagt nationalt.
Målbarhed Naturlig variation	Acceptable år til år og sæsonvariationer i artsantallet for stationære arter.	Manglende kendskab til naturlig variation.
Effekt af eutrofiering	Effekter kun kendte for enkelte arter.	Manglende kendskab til mange arter i marine områder.
Effekt af MFS	Hormonlignende stoffer – veldokumenterede effekter/metoder for flere arter.	Effekter af MFS generelt dårligt kendte.
Effekt af fysiske forstyrrelser	Ingen umiddelbare effekter på artsantallet af fiskeri.	Fiskeriet har effekt på tætheden af fisk.
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i alle kysttyper. Er fundet anvendt i fjorde, åbent hav og gen- nemstrømsfarvande.	
Usikkerhed		Ved anvendelse af kumuleret artsantal kan der ikke beregnes statistik på den enkelte station pr. prøvetagning.
Deskriptiv statistik	Veldokumenteret.	
Power		
Referencetilstand Referenceområder		Der findes ikke referenceområder.
Historiske data	Der findes en del historiske data.	Historiske undersøgelser kan være problematiske at anvende pga. forskelligheder i metoder.
Modellering	For Nordsøen findes modeller.	Ingen erfaringer med modellering af artsantal.
Formidling	Fisk er alment kendt. Iltsvindets skadelige effekt alment kendt.	Kompleks responskurve og manglende alment kendskab til de enkelte grupper af fisk.
Operationalitet Kost-effektivitet	En undersøgelse pr. år giver en integreret information – moderat omkostningsniveau.	Prøveopbejdning kan være krævende i artsrige områder eller områder med ekstreme individantal.
Responskurve	Kobling til eutrofiering dokumenteret.	Responskurve kompleks med max respons ved moderat eutrofiering.
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer med en vis forsinkelse – omkring et år formentlig ikke usædvanligt.	
Robusthed	Vurderes at være en robust indikation, der ikke er følsom over for mindre udsving i belastningen.	
Overvågning	Enkelte amter har i de senere år foretaget regional overvågning af fisk i kystvande.	Indgår ikke i nogen større landsdækkende overvågning i de kystnære farvande.
Referencer: Jensen, C., Angantyr, L.A., Kanstrup, E. Andersen, O.N., Müller, J.P., Hvidt, C., Dahl, K., Carl, J., Eigaard, O., Hoffmann, E., Støttrup, J. (in press). Fiskeundersøgelser i fjorde og kystnære marine områder. Udkast til teknisk vejledning.		

Kvalitetsselement 24:

Badevandskrav (Antal *E. coli* pr. 100 ml havvand). Defineret som mindre end fastsat grænseværdi (1000 *E. coli*/100 ml).

Kommentarer:

Antallet af *E. coli* er markør for spildevandspåvirkningen af kystvandsområder og anvendes i forbindelse med tilsynet med badevandskvalitet.

Samlet vurdering:

Antallet af *E. coli* i kystområderne er en relevant indikator, selv om den ikke indgår i Vandrammedirektivet.

Vurderingskriterium Badevandskrav	Positivt	Negativt
Metode	Veldokumenteret (Vejledning fra MST nr. 2, 1985).	
Målbarhed Naturlig variation		Markante afvigelser kan forekomme ved kraftige nedbørshændelser.
Effekt af eutrofiering	Koblet til rensningseffektivitet på spildevand.	Ingen entydig sammenhæng mellem <i>E. coli</i> og eutrofieringspåvirkning.
Effekt af MFS	Ingen.	Effekter af MFS generelt ukendte.
Effekt af fysiske forstyrrelser	Begrænsede.	Resuspension kan påvirke målinger.
Egnethed i kystvande	Kan anvendes i alle kysttyper. Anvendes ved badestrande og ferskvandsudløb.	Har kun relevans i nærheden af spildevandskilder.
Usikkerhed Deskriptiv statistik	Veldokumenteret (Vejledning fra MST nr. 2, 1985).	
Power	God power med beskeden indsats.	
Referencetilstand Referenceområder	Referencetilstand er omkring 0 – 10. Kystområder uden lokale spildevandsudledninger.	
Historiske data		Ingen historiske data
Modellering	Kan modelleres med hydraulisk model – f.eks. Århus Havn.	
Formidling	Kvalitetskrav til badevand er forholdsvis kendt i offentligheden pga. nuværende anvendelse.	Abstrakt indikator – kobling til eutrofiering kompleks
Operationalitet Kost-effektivitet	Lavt omkostningsniveau.	I områder med stor variation kræves mange prøvetagninger pr. sæson (op til omkring 20).
Responskurve		Kobling til eutrofiering kompleks. Responskurve ukendt. Den rumlige variation i strømforhold inden for et mindre geografisk område betyder, at der skal anvendes mere end 1 station.
Følsomhed (kobling til ændringer i belastning)	Reagerer hurtigt på ændringer i belastningen – simpel fortyndingseffekt.	
Robusthed	Vurderes at være en robust indikation, der ikke er følsom over for mindre udsving i belastningen.	
Overvågning	Indgår i kommunernes/amternes overvågning af badevandskvaliteten.	
Referencer: Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 2, 1985. Kontrol med badevand. Miljøstyrelsen.		

5.3 Samlet vurdering af indikatorer

I det følgende foretages en samlet vurdering af de foreslåede kvalitetselementer i relation til de valgte vurderingskriterier og listen af kvalitetselementer.

De fleste af de anvendte kvalitetselementer i amternes vandkvalitetsplaner vil kunne finde anvendelse i forbindelse med implementeringen af Vandrammedirektivet. Nogle kvalitetselementer vedrørende vandstand, dybdegrænser for vegetation, biomasse af indikatorarter af invertebrater og løstliggende alger, fisk og *E. coli* er ikke direkte i overensstemmelse med Vandrammedirektivets definitioner af klassifikationer af økologisk tilstand, men enkelte kvalitetselementer vil alligevel være meget relevante for danske kystvande.

5.3.1 Metode

Generelt er metoderne, der ligger til grund for de enkelte overvågningsparametre, og dermed også kvalitetselementerne, meget veldokumenterede i kraft af, at der foreligger grundige tekniske anvisninger i forbindelse med NOVA-programmet.

Derimod savnes der i forbindelse med de enkelte kvalitetselementer, som er formuleret i amternes vandkvalitetsplaner, generelt fyldestgørende beskrivelser af metoder og beregningsforudsætninger. Det er som tidligere nævnt meget vigtigt, at denne dokumentation er entydig og præcis.

5.3.2 Målbarhed

Ved målbarheden af kvalitetselementerne vedrørende næringsstofbelastning til kystvande og næringsstofkoncentrationer i kystvande er der en høj grad af afstrømningsafhængighed, hvilket der skal tages hensyn til ved den statistiske analyse.

Miljøfremmede stoffer (MFS) er generelt et problem i relation til målbarheden af de enkelte kvalitetselementer, da videngrundlaget for de fleste kvalitetselementers vedkommende er utilstrækkeligt. Det er derfor nødvendigt, at der arbejdes på at udbygge det nødvendige videngrundlag vedrørende de miljøfremmede stoffers betydning for de kvalitetselementer, der vælges til Vandrammedirektivet.

For de biologiske kvalitetselementer og for kvalitetselementer vedrørende iltsvind og klorofyl *a* er det generelt et problem, at den naturlige variation kan være meget stor og uforudsigelig. Dette forhold vil stille store krav til det datagrundlag, der skal ligge til grund for placeringen af kvalitetselementet i de enkelte klasser for økologisk tilstand.

5.3.3 Egnethed i kystvande

De fleste af kvalitetselementerne fra amternes vandkvalitetsplaner er bredt set egnede i de fleste kystvandstyper. For Vadehavet gælder andre forhold end for andre kystvande, hvilket der skal tages hensyn til ved udvælgelsen af relevante kvalitetskriterier.

Nogle kvalitetselementer er kun fundet anvendelige i særlige kystområder. Dette gælder kvalitetselementer baseret på artsantallet af rodhæftede blomsterplanter i brakvandsområder i inderfjordene, vandstanden i slusepåvirkede fjorde i Vestjylland og kransnålalger, der kun findes i visse kystområder.

5.3.4 Usikkerhed

Generelt er dokumentationen vedrørende de statistiske forhold mangelfuld, da det ikke har været muligt at foretage dybtgående statistiske vurderinger af de enkelte kvalitetselementer. Dog kan det konkluderes, at der er særlige statistiske problemer forbundet med kvalitetselementer baseret på parametre som sigtddybde og dybdegrænser for vegetation, hvor der kan være problemer med censorering. Censorering betyder, at de mulige værdier, sigtddybden eller dybdegrænserne kan antage, er ”kunstigt” begrænset af dybden på den pågældende lokalitet. Dette skaber statistiske problemer i forbindelse med fortolkningen af data. Sigtdybden kan imidlertid erstattes af koefficienten for lyssvækkelse, som ikke er kunstigt begrænset af dybden på lokaliteten.

Generelt kan konkluderes, at det er nødvendigt med dybtgående statistiske analyser af det eksisterende datagrundlag for de enkelte kvalitetselementer for at kunne estimere referencegrundlag og for at få foretaget en numerisk fastlæggelse af de enkelte klasser for økologisk tilstand. Desuden vil det være nødvendigt at beregne poweranalyser på de enkelte kvalitetselementer for at finde den nødvendige og tilstrækkelige monitoringsindsats.

5.3.5 Referencetilstand

Referenceområder findes stort set ikke for nogen af de anvendte kvalitetselementer lige bortset fra for badevandskravet om koncentrationen af *E. coli*.

Referencetilstanden skal således findes i historiske data, der ofte er af en mangelfuld kvalitet eller skal beregnes/modelleres på grundlag af eksisterende viden og data. Modellering af referencetilstand for de fleste af de biologisk funderede kvalitetselementer er formentlig af en tvivlsom kvalitet med de nuværende modeller. Der findes historiske data til de biologiske parametre, men som regel er de ikke af kvantitativ art, hvilket begrænser deres anvendelse.

Det er nødvendigt, at der igangsættes studier af det eksisterende historiske datagrundlag og at der udvikles bedre og mere kost-effektive modelleringsværktøjer til modellering af referencetilstand og eutrofi-eringsrespons.

5.3.6 Formidling

De fleste kvalitetselementer bygger på komplicerede biologiske sammenhænge og er generelt ikke særligt egnede til formidling. De bedste kvalitetselementer til formidling er dem, der er baseret på simple indikatorer for miljøtilstand som f.eks. sigtddybden, iltsvind, masseopblomstringer af fytoplankton, dybdegrænsen for ålegræs, forekomsten af indikatorarter af invertebrater, vegetation og fisk.

5.3.7 Operationalitet

De mest kost-effektive kvalitetselementer er dem, der bygger på de biologiske parametre for makrovegetation og bundfauna invertebrater, idet disse generelt er lettere at indsamle og kun kræver et eller få årlige dataindsamlinger. De fleste af de kvalitetselementer, der er baseret på de pelagiske fysisk-kemiske eller biologiske parametre, kræver som regel hyppige monitoringer og er ressourcekrævende.

Viden om responsforløb i forhold til ændringer i påvirkningsfaktorer er generelt mangelfuld, men der eksisterer dog et godt udgangspunkt for de fleste af de anvendte kvalitetselementer. Det bedste og mest udbredte af de anvendte kvalitetselementer hvad angår kendskab til responsforløb er ålegræssets dybdegrænse og de relativt simple næringsstofkoncentrationsændringer med ændret tilførsel af næringsstof.

De mest følsomme kvalitetselementer er dem, der har den tætteste kobling til påvirkningsfaktorerne. Det er primært de kvalitetselementer, der bygger på de pelagiske parametre. Derimod er de biologiske kvalitetselementer baseret på makrovegetation og bundfauna-invertebrater de mest robuste, idet disse kvalitetselementer integrerer de meget fluktuerende variationer i miljøtilstanden over længere tid.

5.3.8 Konklusion

Generelt set kan det anbefales at arbejde videre med en række af de biologiske kvalitetselementer, der er anvendt i amternes vandkvalitetsplaner. Men det er sandsynligvis nødvendigt at kombinere de kvantitative indikatorer med kvalitative, da der mangler viden til at kunne anvende alle kvalitetskriterier til klassifikation af den økologiske tilstand.

Der har i amternes vandkvalitetsplaner generelt ikke været anvendt hydromorfologiske elementer, der understøtter de biologiske elementer med undtagelse af vandstanden i slusefjorde. Dette vil være relevant i relation til Vandrammedirektivet.

Af de kemiske og fysisk-kemiske elementer er det givet, at de anvendte kvalitetselementer vedrørende sigtddybde, iltsvind, salinitet og næringsstofbelastninger og -koncentrationer også skal anvendes i relation til Vandrammedirektivet.

6. Internationale erfaringer

I dette kapitel vil internationale erfaringer med typeopdeling af marine områder samt anvendelsen af kvalitetselementer/indikatorer til bedømmelse af miljøtilstanden i marine områder, blive sammenholdt med de danske erfaringer. Internationale erfaringer med anvendelse af kvantitative kvalitetselementer er primært inddraget, da kvalitative kvalitetselementer ikke lever op til kravene i Vandrammedirektivet. De internationale erfaringer bygger dels på arbejdet under havkonventionerne, Oslo-Paris kommissionen (OSPAR) og Helsingforskommissionen (HELCOM), som dækker henholdsvis Nordsøen og Østersøen og dels på nationale erfaringer fra Norge, Sverige og Holland.

6.1 Typeopdeling

Sverige og Norge har begge opdelt deres kystområder i forskellige typer som udgangspunkt for opstilling af målsætninger for de enkelte typer.

Det svenske system bygger på en opdeling i geografiske regioner som f.eks. Botniske Bugt, Botniske Hav, Kattegat. Opdelingen i regioner er hensigtsmæssig, da der er meget store forskelle i saltholdigheden langs Sveriges kyst. Inden for hver af de geografiske regioner er kystområderne opdelt i 3 klasser på baggrund af den beregnede opholdstid for vandet i det pågældende område. De anvendte klasser for opholdstid er 0-10 dage, 10-40 dage og > 40 dage. Opholdstiden er beregnet for 500 områder langs den svenske kyst (Engquist, 2000).

I Norge er kystområderne inddelt efter deres saltholdighed. Nordmændene anvender en saltholdighedsgrænse på 20 psu således, at kriterier for miljøkvalitet er fastsat for områder med en saltholdighed > 20 psu. Andre kriterier anvendes for en saltholdighed på 0-20 psu, da de enkelte parametre typisk varierer med saltholdigheden (Molvær et al., 1997).

Ingen af de anvendte metoder for typeopdeling af de svenske og norske kystområder kan umiddelbart overføres til danske kystområder. Vi skønner, at flere parametre end vandets opholdstid er nødvendige for den danske typeopdeling. Endvidere vil en fast grænse på 20 psu ikke være anvendelig for typeopdeling af de danske kystvande.

6.2 Kvalitetselementer for eutrofiering

En gennemgang af EU-landenes anvendelse af marine kvalitetselementer for eutrofiering viser, at de enkelte landes kriterier for miljøkvalitet i høj grad baserer sig på vandkemiske parametre og andre parametre knyttet til vandfasen, mens biologiske kvalitetselementer, knyttet til flora og fauna på havbunden, kun anvendes i begrænset omfang (MacGarvin & Borgvang, 2000).

6.2.1 OSPAR

Den overordnede målsætning for Nordsøen er, at der i 2010 opnås en tilstand, hvor menneskeskabt eutrofiering ikke forekommer. Den målsætning tænkes nået ved reduktion af kvælstof- og fosfortilførslerne fra land med 50%.

OSPAR har igangsat udviklingen af økologiske målsætninger (Ecological Quality Objectives, EcoQOs) med det formål at kunne vurdere effekten af indgreb mod såvel eutrofiering som miljøfarlige stoffer i Nordsøen. Målsætningerne vil omfatte: udvikling i kommercielt fiskeri, truede arter, havpattedyr, havfugle, fiskesamfund, bentiske samfund, planktonsamfund, habitater, næringsstofbudgetter, primærproduktion og iltforbrug.

Målsætningerne tænkes opdelt i et hierarkisk system bestående af tre niveauer: økosystem, samfund og habitater samt artsniveau (Skjoldal et al., 1999). De opstillede økologiske målsætninger er forsøgt opdelt i en strukturel og en funktionel komponent, men det har ikke været muligt at foretage denne opdeling stringent.

Det påpeges, at hovedproblemerne ved anvendelse af målsætningerne er, at referenceniveauet og den ikke-menneskeskabte variation, som f.eks. klimabetingede ændringer, ikke er kendt. Derfor foreslås at anvende startpunktet for monitoreringen af de enkelte kvalitetsselementer/indikatorer som reference (Skjoldal et al., 1999). Målsætningerne for Nordsøen er bl.a. opstillet for at regulere fiskeriet, og Lanters et al., 1999 mener, at målsætninger for fiskebestande skal betragtes som relative størrelser i stedet for absolutte, da referenceværdier ikke kendes.

Målsætningerne har på nuværende tidspunkt karakter af et katalog over mulige emner snarere end operationelle målsætninger eller indikatorer, som direkte kan anvendes i forbindelse med vurdering af Nordsøens miljøtilstand. OSPAR har ved den seneste vurdering af Nordsøens tilstand gjort opmærksom på den manglende viden om økologiske målsætninger (OSPAR, 2000).

6.2.2 HELCOM

HELCOM har vedtaget en række anbefalinger, som bl.a. regulerer udledninger til Østersøen samt udarbejdet retningslinier for overvågning. HELCOM har i lighed med OSPAR igangsat et udviklingsarbejde, som kan resultere i opstilling af specifikke mål for reduktion af eutrofiering og miljøfarlige stoffer. Første trin er fastlæggelse af referenceværdier for næringsstoffer og miljøfarlige stoffer. HELCOM har ikke udarbejdet operationelle indikatorer på nuværende tidspunkt.

6.2.3 Holland

I Holland har tidligere været anvendt den såkaldte "amøbemodel" til vurdering af den økologiske kvalitet i Nordsøen. Den økologiske kvalitet er blevet vurderet ud fra hyppigheden af adskillige indikatorarter i forhold til referenceværdier for de enkelte arter.

Denne metode er imidlertid forladt til fordel for en metode, hvor indikatorer for henholdsvis biodiversitet og økologiske processer udvælges på baggrund af de opstillede økologiske målsætninger. Foreløbige lister over indikatorer for biodiversitet omfatter artsdiversitet, populationsstørrelse og samfundsstruktur af planteplankton, bunddyr, fisk samt artsdiversitet og populationsstørrelse af fugle og havpattedyr. Forslag til indikatorer for økologiske processer omfatter bl.a. planteplanktons primær produktion, produktion af dyreplankton og fisk (Lanters et al., 1999).

De foreslåede indikatorer for eutrofiering i den hollandske del af Nordsøen er potentielle indikatorer, som ikke er så præcist beskrevet, at det umiddelbart kan vurderes, hvilke af dem der på nuværende tidspunkt er operationelle.

6.2.4 Norge

Det norske klassificeringssystem består af 5 klasser for eutrofiering, 5 klasser for miljøgifte og 4 klasser for vandkvalitetens egnethed til forskellige anvendelsesformål.

Klassificeringen af eutrofieringspåvirkningen er baseret på følgende nøglefaktorer: total kvælstof, total fosfor, klorofyl *a*, sigtddybde og iltindhold i bundvandet. Derudover er anvendt to indices for bunddyr. Grænseværdierne for de enkelte klasser er fastsat ud fra statistisk beregnede værdier som middelværdi, median eller fraktiler. En undtagelse herfra er værdierne for iltindhold, som er baseret på effektivvurderinger for bunddyr. De samme grænseværdier er gældende for alle marine områder med en saltholdighed over 20 psu. Grænseværdier for henholdsvis 0 og 20 psu er angivet således, at en grænseværdi for en given saltholdighed i dette interval kan beregnes ved interpolation mellem værdierne for henholdsvis 0 og 20 psu. Klassificeringssystemet kan suppleres med skøn, når et givet område skal bedømmes (Molvær et al., 1997).

I Norge er de anvendte indikatorer for vandkemi og klorofyl *a* centrale for bedømmelsen af eutrofieringspåvirkningen, da ændret tilførsel af næringsstoffer vil give et umiddelbart respons. Derimod er anvendelsen af biologiske indikatorer mangelfuld, idet der kun beregnes Shannon-Wiener indeks og Hulberts indeks for bunddyr på blød bund. Når skøn inddrages i bedømmelsen, tilføres et subjektivt element.

6.2.5 Sverige

I Sverige anvendes følgende indikatorer til vurdering af eutrofiering: total kvælstof, ammonium, nitrit og nitrat, total fosfor, fosfat, klorofyl *a*, sigtddybde, iltindhold i bundvand, samt biologiske indikatorer i form af vegetation og bunddyr på blød bund.

Miljøtilstanden vurderes på en skala 1-5, og værdier for de enkelte indikatorer for vandkemi, sigtddybde og klorofyl *a* er fastsat statistisk ud fra overvågningsdata således, at omkring 20% af målingerne falder inden for hver klasse. Da der ikke findes egentlige referenceværdier, anvendes grænsen for 80% fraktilen som referenceværdi. Referenceværdier er beregnet for hver af de geografiske regioner som

f.eks. Botniske Bugt, Botniske Hav, Kattegat samt for hver af de 3 klasser, som en geografisk region er opdelt i ud fra vandets opholdstid. Der er ikke beregnet referenceværdier for bundvandets iltindhold, men miljøtilstanden vurderes på en skala 1-5 ud fra den nuværende tilstand (Naturvårdsverket, 2000).

Sigtdybde og klorofyl *a* er baseret på målinger i august, da variationerne i denne periode vurderes at være små.

Vegetationen anvendes i det svenske system som en vigtig indikator for miljøkvalitet. Selv om der ikke er anvendt egentlige referenceværdier, er der udarbejdet en klassifikation for hver af de geografiske regioner. Eksempelvis er vegetationen for den geografiske region Skagerrak/Kattegat opdelt efter en skala 1-5 på tre forskellige bundtyper: beskyttet til moderat eksponeret hård bund, eksponeret hård bund og ålegræsområder. Klassifikationen på den hårde bund er baseret på enten en kvalitativ beskrivelse af artssammensætningen af makroalgerne (moderat eksponeret hård bund) eller den maksimale dybdegrænse for makroalger (eksponeret hård bund). Klassifikationen af ålegræsområder er ligeledes primært foretaget ud fra ålegræssets dybdegrænse. For de andre geografiske områder er der udarbejdet andre klassifikationer baseret på de hyppigste arter af makroalger og rodhæftede planter i de pågældende områder (Naturvårdsverket, 2000).

De anvendte indikatorer i det svenske system er også anvendelige for danske kystområder. Men det er ikke muligt i de danske områder at anvende de nuværende overvågningsdata til at fastsætte en referenceværdi, da alle danske kystvande er påvirket af eutrofiering. Referenceværdier kan fastsættes ved extrapolation mellem kendte sammenhænge af f.eks. kvælstofkoncentration og ålegræssets dybdegrænse eller ved anvendelse af historiske data. Endvidere skal man overveje, om det vil være muligt at opstille generelle kvalitetskrav for en given type kystområde som i Sverige, eller om man i Danmark må anvende individuelle kvalitetskrav for de enkelte kystområder.

6.3 Anvendelse af kystområder

6.3.1 Norge

Det norske system for klassificering af miljøkvaliteten i kystvande indeholder foruden indikatorer for eutrofiering og miljøfarlige stoffer også en vurdering af de enkelte kystområders muligheder for anvendelse bedømt ud fra vandkvaliteten. Anvendelsen er vurderet på en skala 1-4 og omfatter anvendelse til badning og rekreativ udnyttelse, akvakultur, fritidsfiskeri og vandforsyning til industrielle formål. Bedømmelsen bygger dels på bakteriologiske krav til badevandskvalitet og dels på forekomst af miljøfarlige stoffer.

6.3.2 Sverige

I Sverige vurderes den fysiske forstyrrelse af kystzonen i form af forskellige indices, som beskriver antallet af bygninger og forekomst af naturtyper inden for en 100 meters zone fra højvandslinien, graden af

fragmentering af naturområderne langs kysten samt fysiske forstyrrelser af vandområdet ud til 3 meters dybde som f.eks. uddybning, havne og dæmningsanlæg. Formålet med at klassificere de fysiske forstyrrelser er at beskytte den biologiske biodiversitet i kystzonen.

De danske vandkvalitetsplaner har indtil nu reguleret anvendelse af de marine områder for en række aktiviteter som f.eks. akvakultur, klapning, havnedrift ud fra de givne målsætninger. Dette vil også være hensigtsmæssigt i den fremtidige planlægning, da de nævnte aktiviteter påvirker miljøtilstanden. Den svenske metode til beskyttelse af de kystnære biotoper kan ikke umiddelbart anbefales i Danmark, da anvendelsen langs kysterne er meget anderledes i Danmark end i Sverige.

6.4 Miljøfarlige stoffer

I Danmark har der ikke hidtil været anvendt målsætninger i de vedtagne vandkvalitetsplaner, og den gældende vejledning indeholder heller ikke på dette område retningslinier for kvantitative indikatorer for miljøfarlige stoffer.

6.4.1 OSPAR

I OSPAR regi er i 1995 vedtaget "Joint Assistent and Monitoring Programme, JAMP", som omfatter integreret overvågning af både biologiske og kemiske påvirkninger, herunder miljøfarlige stoffer, med det formål både at beskytte havmiljøet og sikre sundheden for befolkningen (Oslo and Paris Commission, 1995).

De udarbejdede retningslinier for JAMP overvågningsprogrammet understreger behovet for sammenhæng mellem kvantitative målsætninger for miljøkvaliteten og overvågningen. Retningslinierne indeholder forslag til prøvetagningsstrategi og analysemetoder til vurdering af den biologiske effekt af tungmetaller, PAH og TBT (OSPAR, 1998).

Retningslinierne foreslår, at den biologiske respons af tungmetaller måles i form af enzymatiske analyser af lever (metallothionein) og blod (dehydrase) i fisk eller muslinger. Når tungmetalindhold i fisks muskler eller lever ikke anbefales, skyldes det, at indholdet omfatter både biologisk aktivt og inaktivt bundne tungmetaller og derfor ikke giver et mål for den biologiske respons. Tungmetalindhold i sediment giver heller ikke et mål for den biologiske påvirkning.

PAH'er foreslås undersøgt ved hjælp af biomarkør teknikker, herunder enzymaktivitet af CYP 1A, aromatiske DNA forbindelser og PAH nedbrydningsprodukter i galden hos fisk.

Monitering af TBT foreslås gennemført ved undersøgelser af imposex eller intersex hos snegle, hvor effekten er veldokumenteret.

Derimod indeholder retningslinierne ikke forslag til målsætninger for de enkelte parametre, som anbefales til overvågning af miljøfarlige stoffer (OSPAR, 1998).

6.4.2 Norge

I Norge indgår miljøfarlige stoffer i vurdering af miljøtilstanden. Tungmetaller og en række organiske miljøgifte bl.a. PAH (Polycykliske aromatiske hydrocarboner), HCH (Heksaklorbenzen), PCB (Polyklorede bifenyler), EPOCL (Ekstraherbart persistent organisk bundet klor) og DDT (Diklordifenyltrikloretan).

For tungmetaller er fastsat referenceværdier for indhold i vand, sediment, makroalger, blåmusling, strandsnegle samt for kviksølv i fisk. Referenceværdier for de organiske miljøgifte findes for sediment, blåmuslinger, torsk, skrubbe og sild. Referenceværdierne er fastlagt ud fra den målte koncentration af den pågældende miljøgift på lokaliteter langt fra punktkilder. Referenceværdierne er derfor et udtryk for den diffuse belastning. På en skala 1-5 udgør referenceværdierne klasse 1, mens grænserne mellem de øvrige klasser er fastsat ud fra skøn, da der ikke foreligger tilstrækkelig viden om de enkelte stoffers økotoksikologiske virkning. En undtagelse herfra er TBT, hvor der er taget hensyn til skadevirkning på organismer eller ulempe for brugerinteresser (Molvær, 1997).

6.4.3 Sverige

I Sverige anvendes følgende indikatorer for tungmetaller: sediment, alger (blåretang), muslinger (blåmusling/østersømusling) og fisk (sild/ålekvabbe). Referenceniveauer for sediment er bestemt ved måling i 55 cm dybde, hvor sedimentet stammer fra perioden inden industriel tilførsel af tungmetaller. Referenceværdier for biologisk materiale er bestemt som 95% fraktilen fra målinger i områder uden punktkilder. Grænserne mellem de øvrige klasser på skala 1-5 er også bestemt ud fra fraktiler i måleværdierne (Naturvårdsværket, 2000). Hverken referenceværdier eller værdier for de øvrige klasser er altså relateret til biologiske effekter i miljøet.

Organiske miljøfarlige stoffer er målt i betydeligt omfang i svenske kystområder i både sediment og fisk. Hovedvægten er lagt på persistente stoffer, hvor nogle som DDT og PCB er akkumuleret i fødekæden, indtil anvendelsen af dem blev forbudt. I sediment er foretaget målinger af 38 stoffer eller stofgrupper, mens målingerne i aborre, ålekvabbe og sild omfatter DDT og dets nedbrydningsprodukter, HCH (hexaclorcyklohexan), HCB (benzene hexachloride) og PCB (polyklorede bifenyler). Referenceværdierne for de organiske miljøgifte er sat til 0 i både sediment og fisk. Grænserne mellem de øvrige klasser på skala 2-5 er fastsat ud fra målinger i svenske kystvande (Naturvårdsværket, 2000).

Referenceniveauer for menneskeskabte miljøfarlige stoffer kan hæves at være 0. Dette vil imidlertid ofte ikke være muligt, ligesom referenceværdien vil være afhængig af analysemetodernes udvikling. Alternativt kan referenceværdier være den koncentration, som findes i sediment og biologisk materiale, som kun er påvirket af den atmosfæriske tilførsel.

I Danmark er forekomsten af miljøfarlige stoffer for mange stoffers vedkommende dårlig kendt på nuværende tidspunkt. Kortlægning af

de relevante stoffers koncentrationer i sediment, bunddyr og fisk må først foretages. Dernæst kan vi anvende den biologiske respons i form af indikatorer, som f.eks. imposex hos snegle, som en indikator for TBT. Mangel på kendskab af den biologiske effekt af miljøfarlige stoffer begrænser imidlertid anvendelsen af indikatorer.

[Tom side]

7. Konklusion og anbefalinger

Alle danske kystområder er påvirket af menneskelig aktivitet. De vigtigste faktorer, som påvirker kystområderne, er: tilførsel af næringsstoffer, tilførsel af miljøfarlige stoffer, hygiejnisk påvirkning via tilledning af spildevand samt fysisk påvirkning af havbunden. Hertil kommer fremtidige ændringer forårsaget af globale klimaændringer. Dette kapitel indeholder en sammenfattende vurdering af typeopdelingen og kvalitetselementer vedrørende eutrofiering, badevandskvalitet, klimaændringer og fysiske forstyrrelser. Analyse af kvalitets-elementer for miljøfarlige stoffer er igangsat af Miljøstyrelsen i andet regi.

Arbejdsgruppens anbefalinger for det fortsatte udviklingsarbejde for kystvandene i forhold til Vandrammedirektivet er beskrevet i dette kapitel.

7.1 Vandrammedirektiv og Natura 2000

Vandrammedirektivet omfatter også en række marine områder, som er udpeget efter Habitatdirektivet (Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter) i det omfang, de ligger inden for Vandrammedirektivets afgrænsning. Vandrammedirektivet styrker således beskyttelse af områder, som indgår i et europæisk netværk, Natura 2000. Medlemslandene er forpligtet til at overvåge og vurdere de nævnte naturtyper og arters bevaringsstatus. Hvert 6. år skal der rapporteres til EU om, hvilke bevaringsforanstaltninger, der er truffet samt en vurdering af foranstaltningernes virkninger for bevaring af naturtyperne og arterne.

De marine naturtyper under Habitatdirektivet omfatter kystlaguner, sandbanker, flodmundinger, større lavvandede bugter og vige, stenrev og boblerev, og er en delmængde af de marine områder. På nuværende tidspunkt er der ikke udarbejdet målsætninger for Habitatområderne. Det har ikke været hensigten, at denne rapport skulle omfatte målsætninger i henhold til Habitatdirektivet. Da Habitatområder og kystvande er delvis sammenfaldende, vil det forenkle planlægning og overvågning, hvis målsætninger for Habitatområder integreres i Vandrammedirektivets målsætninger for de samme områder.

Arbejdsgruppen anbefaler:

- at fremtidige målsætninger for Habitatområder integreres i målsætningerne for Vandrammedirektivet, hvorved en administrativ forenkling kan opnås.

7.2 Økoregioner og typeopdeling

I henhold til Vandrammedirektivet tilhører de danske kystområder 2 økoregioner: Nordsøen og Østersøen. Normalt afgrænses Nordsøen og Østersøen geografisk ved linier mellem Sjællands Odde og Djursland og det nordlige Øresund. Disse grænser er nogenlunde sammenfaldende med en saltholdighed på 18‰. Der er imidlertid ikke

taget hensyn til afgrænsningen mellem Nordsøen og Østersøen ved typeinddelingen af kystområderne.

Vandrammedirektivet omfatter kystvande ud til 1 sømil fra kysten eller fra den fastlagte basislinie med hensyn til biologiske kvalitetselementer. Derimod er grænsen 12 sømil for kemiske kvalitetselementer. De åbne farvande er ikke omfattet af Vandrammedirektivet.

I Vandrammedirektivet skelnes mellem overgangsvande og kystvande, hvor overgangsvande er defineret som værende væsentligt påvirket af én ferskvandskilde. Da egentlige overgangsvande i Danmark er begrænset til de inderste dele af nogle fjorde med lille arealmæssig udstrækning, er det valgt kun at lave én typeinddeling – kystvande – for de danske marine områder.

Typeinddelingen af de danske kystnære områder er foretaget ud fra saltholdighed, opblandingsforhold (udtrykt ved middeldybden), tidevandsamplitude og en kvalitativ vurdering af bølgeeksponeringen. Typeinddelingen har resulteret i 16 typer, hvoraf de 10 er forskellige typer fjorde. Inden for de givne rammer har det ikke været muligt at afklare, om den foreslåede typeinddeling er sammenfaldende med ændringer i den biologiske struktur. Det er meget usikkert, om der kan opstilles de samme krav til kvalitetselementerne for en given type, eller om der må stilles individuelle krav (stedspecifikke krav) til hvert enkelt område. Såfremt der ikke kan opstilles generelle krav for en given type, får typeinddelingen ingen reel betydning ved administrationen af Vandrammedirektivet.

Arbejdsgruppen anbefaler:

- at anvende typeopdeling efter fysiske variable (Vandrammedirektivets system B)
- at der ikke foretages en typeopdeling i henhold til økoregioner
- at typeinddeling kun laves for kystvande i Danmark, og ikke for overgangsvande
- at typeinddeling omfatter kystvande ud til en afstand på 1 sømil og 12 sømil fra kysten for henholdsvis biologiske og kemiske kvalitetselementer
- at typeopdelingen betragtes som foreløbig, og den revideres efter analyse af, om der kan stilles generelle krav til kvalitetselementer for en given type.

7.3 Kvalitetselementer

Vandrammedirektivets udgangspunkt er opstilling af biologiske kvalitetselementer til sikring af gode livsbetingelser for dyr og planter. God tilstand skal kunne sikres gennem operationelle og målbare parametre for vandområderne. En oversigt over kvalitetselementer og parametre for kystvande fremgår af Tabel 7.1.

Tabel 7.1. Oversigt over Vandrammedirektivets kvalitetselementer for kystvande.

Kystvande	Kvalitetselement
Biologiske elementer	Fytoplanktons sammensætning, tæthed og biomasse Anden akvatisk floras sammensætning og tæthed Den bentiske invertebratfaunas sammensætning og tæthed
Hydromorfologiske elementer, der understøtter de biologiske elementer	Morfologiske forhold - dybdevariation - bundforhold (struktur og substrat) - tidevandszonens struktur Tidevandsregime - de dominerende strømmes retning - bølgeeksponering
Kemiske og fysisk-kemiske elementer, der understøtter biologiske elementer	Generelt - sigtdybde - termiske forhold - iltforhold - salinitet - næringsstofforhold Specifikke forurenende stoffer - forurening med alle prioriterede stoffer, som det er blevet påvist udledes i vandområdet - forurening med andre stoffer, som det er blevet påvist udledes i signifikante mængder i vandområdet

Når de biologiske og kemiske parametre er kvantificeret, skal, ifølge Vandrammedirektivet, konsekvenserne af den menneskelige påvirkning i form af tilførsler af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer, samt fysiske påvirkninger af de pågældende vandområder beregnes. På baggrund heraf udarbejdes indsatsplaner med de nødvendige ændringer i tilførslen af forurenende stoffer samt fysiske påvirkninger. Dette er i modsætning til den nuværende praksis i Danmark, hvor amterne har reguleret de forureningskilder, som de har indflydelse på og efterfølgende defineret målsætninger for kystvandene. Udledning fra landbruget er ikke reguleret via vandkvalitetsplaner, da amterne ikke kan fastsætte krav til dyrkningsbidraget for de enkelte vandområder.

En gennemgang af amternes vandkvalitetsplaner viser, at mange amter har opstillet kvantitative krav til miljøkvaliteten i marine områder til trods for, at den gældende vejledning ikke indeholder retningslinier for kvantitative kvalitetselementer (indikatorer). De pågældende amter har opstillet de kvantitative målsætninger ud fra ønsket om mere konkrete og gennemskuelige målsætninger. Vegetationen er det hyppigst anvendte kvalitetselement efterfulgt af krav til næringsstofkoncentration og tilførsel af næringsstoffer. De gældende vandkvalitetsplaner indeholder krav til eutrofieringspåvirkning, mens der ikke er vedtagne krav til miljøfarlige stoffer ud over de nationale krav for udledninger. Når planerne kun undtagelsesvis indeholder kvantitative kvalitetselementer, koblet til tilførsel af forurenende stoffer, er årsagen, at det er vanskeligt at skabe denne sammenhæng på et solidt fagligt grundlag.

Vandrammedirektivet kræver, at der ud fra de fastsatte kvantitative krav til de biologiske kvalitetselementer kan beregnes omfanget af de nødvendige indgreb i oplandet. Selv om disse beregninger kan foretages ud fra mere eller mindre avancerede metoder, mangler redskaberne i stort omfang på nuværende tidspunkt, hvorfor der er behov for et betydeligt udviklingsarbejde på dette område. Udviklingen af disse redskaber kan baseres på det omfattende datagrundlag, der er opbygget i forbindelse med overvågningen af vandmiljøet samt den øvrige viden om det marine miljø. Sammenhængen mellem miljøkvaliteten i de marine områder og krav til forureningskilderne i indsatsplanerne er afgørende for, om systemet kommer til at fungere i praksis.

Det er ikke hensigten i Vandrammedirektivet, at man først reducerer forureningskilderne i forhold til en referencetilstand og derefter vurderer effekten på vandmiljøet, selv om det umiddelbart ville være lettere at administrere.

Arbejdsgruppen anbefaler:

- at der udvikles værktøj til bestemmelse af kvantitative sammenhænge mellem marine, biologiske kvalitetselementer og tilførsel af næringsstoffer, fysiske forstyrrelse og klimaændringer
- at udviklingsarbejdet for ferskvand og marine områder koordineres
- at udviklingsarbejdet vedr. miljøfarlige stoffer for marine områder integreres med de øvrige kvalitetselementer.

7.4 Prioritering af kvalitetselementer

De kvalitetselementer, som amterne har anvendt i de vedtagne vandkvalitetsplaner, er vurderet i forhold til den viden, der foreligger om de pågældende parametre således, at amternes erfaringer kan nyttiggøres ved implementeringen af Vandrammedirektivet. Derudover er internationale erfaringer med anvendelse af kvantitative kvalitetselementer blevet vurderet. Nogle amter har i forbindelse med projektet foreslået yderligere en række kvalitetselementer som relevante. Amternes forslag fremgår af bilag 1.

Ved prioriteringen af parametre er der taget hensyn til alle de vurderingskriterier, som er anvendt i Kapitel 6, mens det ligger uden for projektets rammer at vurdere forslagene i Bilag 1. Følgende vurderingskriterier er tillagt størst vægt ved prioriteringen:

- at den pågældende parameter kan kvantificeres
- at der er en kendt kvantitativ sammenhæng mellem tilførsel af næringsstoffer, koncentration af næringsstof og parameterens respons
- at det er muligt på nuværende tidspunkt at fastsætte en referenceværdi.

De hidtil anvendte parametre er opdelt i tre niveauer på baggrund af, i hvilket omfang parametrene opfylder ovenstående krav og dermed umiddelbart kan anvendes ved implementeringen af Vandrammedirektivet (Tabel 7.2).

Da ovenstående kriterier kun kan opfyldes for meget få parametre, må kvalitative parametre også inddrages i lighed med de svenske parametre for vegetation. Analysen af de anvendte kvalitetselementer har understreget, at der er et påtrængende behov for empiriske analyser af sammenhænge mellem næringsstofkoncentration og kvantitative ændringer i biologiske parametre. Når disse sammenhænge er opstillet, kan sammenhæng mellem næringsstofkoncentration og næringsstofftilførsel estimeres, hvorved de nødvendige indgreb over for forureningskilderne kan fastlægges i de enkelte oplande.

De prioriterede parametre vil på grund af forskellighed i den biologiske struktur ikke alle være egnede i samtlige kystvande. Vadehavets biologiske struktur afviger markant fra de øvrige kystvande, hvilket der nødvendigvis må tages hensyn til ved udvælgelse af anvendelige parametre.

Tabel 7.2. Prioritering af marine kvalitetselementer. 1) og 3) angiver hhv. højeste og laveste prioritet. (* ikke vurderet i denne rapport).

Kvalitetselement	Parameter
Vegetation	1) Dybdegrænse af ålegræs 2) Antal makroalgarter 2) Dækningsgrad af makroalger 2) Dækningsgrad af ålegræs 2) Funktionelle algegrupper 2) Dækningsgrad af rodhæftede planter 2) Antal arter af rodhæftede planter 3) Kvantificering af eutrofieringstolerante alger
Bunddyr	1) Biomasse af filtratorer (muslinger + andre) 2) Antal bunddyr-arter 2) Tæthed af indikator-arter/alle arter 3) Biomasse af bunddyrtaxa
Plankton	1) Koncentration af klorofyl <i>a</i> 2) Hyppighed af biomasse over grænseværdi
Kemiske og fysiske målinger	1) Koncentration af total kvælstof 1) Koncentration af total fosfor 1) Tilførsel af total kvælstof 1) Tilførsel af total fosfor 1) Salinitet 1) Sigtdybde 1) Badevandskrav opfyldt 1) Hyppigheden af ilt under hhv. 2 og 4 mg O ₂ /l 2) Vinterkoncentration af uorganisk kvælstof
Miljøfarlige stoffer	1) Koncentration i sediment * 1) Koncentration i biota *

Klimaændringernes indflydelse på de få danske kystvande er forholdsvis usikker på nuværende tidspunkt, men klimaændringerne forventes at ville medføre større nedbør, og dermed større ferskvandstilførsel, og tilførsel af næringsstoffer. Øget ferskvandstilførsel vil kunne påvirke artssammensætningen af vegetation, bunddyr og planktonalger i de mest ferskvandspåvirkede kystområder, da saltindholdigheden har væsentlig indflydelse herpå. En øget tilførsel af næringsstoffer vil øge de kendte effekter af eutrofiering herunder forringede lysforhold og iltvind (Gustavson et al., 2001). De vigtigste biologiske parametre i forhold til klimaændringer vurderes at være

sammenfaldende med parametrene for eutrofiering, dog således at artssammensætningen af vegetation og bunddyr har 1. prioritet. Fysiske forstyrrelser af havbunden kan skyldes en række årsager som: trawlfiskeri, råstofindvinding, deponering af klapmateriale, opgravning af sejlrender, strandfodring, øvrige anlæg på søterritoriet. Parametre til vurdering af de fysiske forstyrrelser vil være artssammensætning, dækningsgrad og dybdeudbredelse af ålegræs og makroalger, samt hyppighed og artssammensætning af bunddyr. Som reference for fysisk forstyrrede områder vælges uforstyrrede områder med samme bundforhold, dybde og saltholdighed.

Arbejdsgruppen anbefaler:

- at kvantitative parametre opstilles og klargøres i den prioriterede rækkefølge, såfremt de er relevante for det pågældende kystområde
- at kvalitative parametre anvendes i den udstrækning, kvantitative parametre kan suppleres eller mangler
- at det fremtidige udviklingsarbejde omfatter analyse af empiriske sammenhænge mellem næringsstofkoncentration og ændringer i biologiske parametre for kystområder
- at metoder til fastlæggelse af referenceværdier prioriteres
- at kvalitetselementer for miljøfarlige stoffer i marine områder udvikles
- at udviklingsarbejdet med miljøfremmede stoffer på sigt integreres med parametre for eutrofiering.

8. Referencer

Andersen, J. et al., in prep. Retningslinier for fastlæggelse af kvalitetsklasser og kvalitetskriterier for overfladevand og grundvand. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. x/2001.

Bornholms Amt, 1995. Vandplan Bornholm, Del II: Overfladevand. Bornholms Amt, september 1995.

Conley, D.J., Kaas, H., Møhlenberg, F., Rasmussen, B. and J. Windolf, 2000. Characteristics of Danish Estuaries. *Estuaries* 23(6): 820-837.

Diaz, R.J. and R. Rosenberg, 1995. Marine Benthic Hypoxia: A review of its Ecological Effects and the Behavioural Responses of Benthic Macrofauna. *Oceanogr. Mar. biol. Ann. Rev.* 33: 245-303.

Engquist, A., 2000. Estimated retention times for a selection of coupled coastal embayments on the Swedish west, east and north coasts. Swedish Environmental Protection Agency 2000. Coasts and Seas – Background report. 47 pp.

Frederiksborg Amt, 1993. Vandområdeplan for Kattegat og Øresund med opland. Frederiksborg Amt, april 1993.

Frederiksborg Amt, 1996. Vandområdeplan for Roskilde Fjord og opland. Frederiksborg Amt, juni 1996.

Frederiksborg Amt, 1997. Regionplan 1997 for Frederiksborg Amt (fra amtets hjemmeside).

Frederiksborg Amt, 2000. Forslag: Regionplan 2001 for Frederiksborg Amt, oktober 2000.

Frederiksborg Amtskommune, Roskilde Amtskommune og Vestsjællands Amtskommune, 1991. Recipientkvalitetsplan for Isefjord, Frederiksborg Amtskommune, Roskilde Amtskommune og Vestsjællands Amtskommune, december 1991.

Fyns Amt, 1998. Regionplan 1997 – 2009. Fyns Amt, juni 1998.

Gustavson, K., 2001. Klimaændringer og mulige effekter på dyre- og plantelivet i danske farvande. Notat. DHI – Institut for Vand og miljø. 13 pp.

Hansen, J.L.S., Pedersen, B., Carstensen, J., Conley, D., Christiansen, T., Dahl, K., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Lisbjerg, D., Lundsgaard, C., Markager, S., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Svendsen, L.M. & G. Pritzl, 2000. Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 230 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 333.

Hansen, M.E., 1995. Amternes vandkvalitetsplanlægning. Notat til Miljøstyrelsen udarbejdet af PLS Consult A/S. 43 pp.

Josefson, A. & B. Rasmussen, 2000. Nutrient retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: Importance of nutrient load and residence time. Est. Coast. Shelf Sci. 50: 205-216.

Københavns Amt, 1997. Regionplan 1997 for Københavns Amt. Redegørelse, Retningslinier og kortbilag. Københavns Amt, 1997.

Københavns Kommune, 1993. Københavns Vandområder, Delplan havn og kyst. Københavns Kommune, 1993.

Kaas, H., Møhlenberg, F., Josefson, A., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Jensen, H.S., Svendsen, L.M., Windolf, J., Middelboe, A. L., Sand-Jensen, K. & Foldager Pedersen M., 1996. Marine områder. Danske Fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 205 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 179.

Lanters, R.L.P., Skjoldal, H.R. and T.T. Noji, 1999. Ecological Quality Objectives for the North Sea. Basic Document for the workshop on Ecological Quality Objectives for the North Sea 1-3 September 1999 Schveningen, The Netherlands.

MacGarvin, M. and S. Borgvang, 2000. Criteria Used for the Definition of Eutrophication in Marine/ Coastal Waters. European Commission, Directorate General Environment. 76 pp.

Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K. and D. Krause-Jensen, 1998. Patterns of macroalgal species diversity Danish estuaries. J. Phycol. 34(3): 457-466.

Miljøstyrelsen, 1983. Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del II Kystvande. Vejledning nr. 2/1983. Miljøstyrelsen.

Molvær, J., Knutzen, J., Magmusson, J., Rygg, B., Skei, J. and Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensningstilsyn. Vejledning 97:03. 34 pp.

Møhlenberg, F. 1999. Effect of meteorology and nutrient load on oxygen depletion in a Danish micro-tidal estuary. Aquatic Ecology 33: 55-64.

Naturrådsverket, 2000. Coasts and Seas – Environmental Quality Criteria. Report no. 5052 Stockholm. Sweden. 89 pp.

Nielsen, R., Kristiansen, Aa., Mathiesen L. and H. Mathiesen, 1995. Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea. Acta Botanica Fennica: 155: 1-51.

Nordjyllands Amt, 1997. Regionplan '97, Nordjylland. Nordjyllands Amt, november 1997.

Oslo and Paris Commission, 1995. Joint PARCOM and OSCOM Recommendation 95/1 on the Joint assessment and Monitoring Programme. Oslo and Paris Commission, Assessment and Monitoring, 1995. 21 pp.

OSPAR, 1998. Agreement 1998/3. JAMP Guidelines for contaminant-specific biological effects monitoring. OSPAR Commission 1998, Sintra. 38 pp.

OSPAR, 2000. Quality Status Report 2000. Region II Greater North Sea. OSPAR Commission, London. 127 pp.

Ribe Amt, 1999. Regionplan 2008. Ribe Amt, 1999.

Ringkjøbing Amt, 1997a. Regionplan 1997. Ringkjøbing Amt, september 1997.

Ringkjøbing Amt, 1997b. Regionplan 1997, bilag 1, Vandområder. Ringkjøbing Amt, september 1997.

Roskilde Amt, 1997. Regionplan 1997 for Roskilde Amt. Uddrag/kopi af Retningslinier.

Roskilde Amt, 2000a. Forslag til Regionplan 2001. Retningslinier. Roskilde Amt, juni 2000.

Roskilde Amt, 2000b. Forslag til Regionplan 2001. Redegørelse. Roskilde Amt, juni 2000.

Skjoldal, H.R., van Gool, S., Offringa, H., van Dam, C., Water, J., Degré, E., Bastinck, J., Pawlak, J., Lassen, H., Svelle, M., Nilsen, H-G. & H. Lorentsen, 1999. Workshop on Ecological Quality Objectives (EcoQOs) for the North Sea. Scheveningen – the Netherlands 1-3 September 1999. TemaNord 1999: 591. 75 pp.

Storstrøms Amt, 1997. Regionplan 1997-2009, Storstrøms Amt, december 1997.

Storstrøms Amt, 2000. Fjord og Bugt (Pjece), Storstrøms Amt, 2000.

Storstrøms Amt, 2001. Forslag til Regionplan 2001-2013, Bilag 3. Målsætninger for Kystvande i Storstrøms Amt 2001.

Sønderjyllands Amt, 1998. Regionplan 1997-2008. Administrativ del. Sønderjyllands Amt, marts 1998.

Vejle Amt, 1997. På kurs mod et rent hav. Debathæfte til Regionplan 1997. Vejle Amt.

Vejle Amt, 1998. Regionplan 1997-2009 for Vejle Amt. Vejle Amt, april 1998.

Vestsjællands Amt, 1996. Planer for Kystvand. Regionplan 1993-2004. Planlægningsdokument nr. 8. Vandløb, søer og kystvande. Vestsjællands Amt, Natur og Miljø, november 1996.

Viborg Amt, 1997. Regionplan 1997-2009 for Viborg Amt, april 1997.

Viborg Amt, 2000. Regionplan 2000-2012 for Viborg Amt, november 2000.

Århus Amt, 1997a. Regionplan 1997. Århus Amt, september 1997.

Århus Amt, 1997b. Vandkvalitetsplan for Århus Amt 1997. 1. Generel del. Århus Amt, september 1997.

Århus Amt, 1997c. Vandkvalitetsplan for Århus Amt 1997. 4. Kystvande. Århus Amt, september 1997.

Århus Amt, 2001. Forslag til Vandkvalitetsplan for Århus Amt 2001. 4. Kystvande. Århus Amt, februar 2001.

Bilag 1

Supplerende parametre.

Kvalitetselement	Parameter
Vegetation	Dækning af makroalger Dybdefordeling af makroalger Biomasse af bundlevende mikroalger Produktion af bundlevende mikroalger
Bunddyr	Muslingers konditions index Biomasse opdelt på muslinger, pighude etc.
Fisk	Artssammensætning Dødelighed ved iltsvind
Plankton	Primærproduktion Artssammensætning af planteplankton Algetoksiner Zooplanktongræsning
Kemiske og fysiske målinger	Organisk kvælstof Organisk fosfor Silicium Næringsstofflux Tilgængeligt lys Hydrodynamiske forhold Opløst og partikulært organisk kulstof i vandet Skum i vandet Organisk kulstof i sediment Iltforbrug i sedimentet Forekomst sorte, iltfrie sedimentoverflader
Miljøfarlige stoffer	Morfologiske ændringer i bunddyr - imposex

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor 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 og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø
Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Arktisk Miljø

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

Overvågningssektionen
Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi

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

Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Tidligere rapporter i serien

- Nr. 344: En model for godstransportens udvikling. Af Kveiborg, O. 246 s., 130,00 kr.
- Nr. 345: Important summer concentrations of seabirds in West Greenland. An input to oil spill sensitivity mapping. By Boertmann, D. & Mosbech, A. (elektronisk)
- Nr. 346: The Greenland Ramsar sites. A status report. By Egevang, C. & Boertmann, D. 96 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 347: Nationale og internationale miljøindikatorsystemer. Metodeovervejelser. Af Christensen, N. & Møller, F. 161 s., 150,00 kr.
- Nr. 348: Adfærdsmodel for persontrafik. Modelkoncept. ALTRANS. Af Rich, J.H. & Christensen, L. 153 s., 100,00 kr.
- Nr. 349: Flora and fauna in Roundup tolerant fodder beet fields. By Elmegaard, N. & Bruus Pedersen, M. 37 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 350: Overvågning af fugle, sæler og planter 1999-2000 med resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 103 s., 80,00 kr.
- Nr. 351: PSSD – Planning System for Sustainable Development. A Methodical Report. By Hansen, H.S (ed.) (in press)
- Nr. 352: Naturkvalitet på stenrev. Hvilke indikatorer kan vi bruge? Af Dahl, K. et al. (i trykken)
- Nr. 353: Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne. Af Andersen, J.M. et al. (i trykken)
- Nr. 354: Phthalates, Nonylphenols and LAS in Roskilde Wastewater Treatment Plant. Fate Modelling Based on Measured Concentrations in Wastewater and Sludge. By Fauser, P. et al. (in press)
- Nr. 355: Veststadil Fjord før og efter vandstandshævning. Af Søndergaard, M. et al. (i trykken).
- Nr. 356: Landsdækkende optælling af vandfugle, vinteren 1999/2000. Af Pihl, S., Petersen, I.K., Hounisen, J.P. & Laubek, B. 46 s., 60,00 kr.
- Nr. 357: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual report for 1999. By Kemp, K. & Palmgren, F. (electronic)
- Nr. 358: Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark. Luftkvalitets- og sundhedsvurdering. Af Palmgren, F. et al. (Foreløbig elektronisk udgave)
- Nr. 359: Forekomst af "afvigende" isbjørne i Østgrønland. En interviewundersøgelse 1999. Af Dietz, R., Sonne-Hansen, C., Born, E.W., Sandell, H.T. & Sandell, B. (i trykken)
- Nr. 360: Theoretical Evaluation of the Sediment / Water Exchange Description in Generic Compartment Models (Simple Box). By Sørensen, P.B., Fauser, P., Carlsen, L. & Vikelsøe, J. 58 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 361: Modelling Analysis of Sewage Sludge Amended Soil. By Sørensen, P., Carlsen, L., Vikelsøe, J. & Rasmussen, A.G. 38 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 362: Aquatic Environment 2000. Status and Trends – Technical Summary. By Svendsen, L.M. et al. (in press)
- Nr. 363: Regulering af jagt på vandfugle i kystzonen. Forsøg med døgnregulering i Østvendssyssel. Af Bregnballe, T. et al. (i trykken)
- Nr. 364: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2000/2001 i Danmark. Wing Survey from the 2000/2001 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. (i trykken)
- Nr. 365: Habitat and Species Covered by the EEC Habitats Directive. A Preliminary Assessment of Distribution and Conservation Status in Denmark. By Pihl, S. et al. (electronic)
- Nr. 366: On the Fate of Xenobiotics. The Roskilde Region as Case Story. By Carlsen, L. et al. (in press)
- Nr. 367: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 2001. Af Noer, H. et al. (i trykken)
- Nr. 368: Field Report from the Nalunaq Cruise March / April 2001. Arktisk Miljø / Arctic Environment. By Asmund, G. (in press)