

**Havs
och Vatten
myndigheten**

Efter den 1 juli 2011 ansvarar
Havs- och vattenmyndigheten
för denna publikation.
Telefon 010-698 60 00
publikationer@havochvatten.se
www.havochvatten.se/publikationer

Bilaga B

Till Handbok 2007:4

Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon



Bilaga B

till handbok 2007:4

Bedömningsgrunder för kustvatten
och vatten i övergångszon

Innehåll

1	INLEDNING	6
1.1	Ingående kvalitetsfaktorer och parametrar	7
1.2	Sammanvägning av kvalitetsfaktorer	7
1.3	Typindelning	8
2	BOTTENFAUNA	10
2.1	Inledning	10
2.2	Ingående parametrar	10
2.3	Krav på underlagsdata	11
2.3.1	Taxonomi	11
2.3.2	Klassificering av status görs på vattenförekomstnivå	18
2.4	Klassificering av status	19
2.4.1	Beräkning av statusklass	19
2.4.2	Beräkning av 20 % -percentilen	19
2.5	Klassgränser	20
2.6	Kommentarer	21
2.6.1	Allmänt	21
2.6.2	Redskap	22
3	MAKROALGER & GÖMFRÖIGA VÄXTER	23
3.1	Inledning	23
3.2	Ingående parametrar	23
3.3	Krav på underlagsdata	24
3.3.1	Provtagningsmetodik	24
3.3.2	Kriterier för transektens placering	25
3.3.3	Taxonomi	25
3.4	Klassificering av status	26
3.4.1	Ett beräkningsexempel för makroalger och gömfröiga växter	26
3.5	Referensvärden och klassgränser	27
3.6	Kommentarer	33
3.7	Kvalitativa beskrivningar av makroalgsvegetation – vägledande stöd	35
4	VÄXTPLANKTON	40
4.1	Inledning	40
4.2	Ingående parametrar	40
4.3	Krav på underlagsdata	40

4.3.1	Biovolym	40
4.3.2	Klorofyll a	40
4.3.3	Provtagningsfrekvens och metoder	41
4.4	Klassificering av status	42
4.4.1	Beräkning av EK och klassificering av status	42
4.4.2	Sammanvägning av EK för biovolym och klorofyll a	43
4.4.3	Ett beräkningsexempel för växtplankton i typ 9	43
4.4.4	Beräkning vid klassificering i salthaltsgradienter – i typ 8, 12, 13 och 2444	
4.5	Referensvärden och klassgränser	47
4.5.1	Biovolym	48
4.5.2	Klorofyll a	49
4.5.3	Ungefärliga referensvärden och klassgränser i salthaltsgradienter baserat på nominell utsjösalthalt	49
4.6	Kommentarer	52
4.6.1	Status baserad på artsammansättning	52
4.6.2	Provtagning	52
4.6.3	Klassificering i salthaltsgradient (enligt avsnitt 4.4.4)	53
5	SIKTDJUP	54
5.1	Inledning	54
5.2	Krav på underlagsdata	54
5.3	Klassificering av status	54
5.4	Referensvärden och klassgränser	55
5.5	Kommentarer	57
6	NÄRINGSÄMNINGEN	58
6.1	Inledning	58
6.2	Ingående parametrar	58
6.2.1	Totalmängder av kväve och fosfor	58
6.2.2	Löst oorganiskt kväve och fosfor	58
6.3	Krav på underlagsdata	59
6.3.1	Bakgrund till metodiken	59
6.3.2	Provtagningsmetodik	61
6.4	Klassificering av status	61
6.4.1	Beräkning av statusklass för tot-N, tot-P, DIN och DIP	62
6.4.2	Sammanvägning av näringsämnen	62
6.5	Referensvärden och klassgränser	63
6.5.1	Totalkväve vinter	64
6.5.2	DIN – Löst oorganiskt kväve	69

6.5.3	Totalfosfor vinter	74
6.5.4	DIP - Löst oorganiskt fosfor	78
6.5.5	Totalkväve sommar	82
6.5.6	Totalfosfor sommar	87
6.6	Kommentarer	90
7	SYREBALANS	91
7.1	Inledning	91
7.2	Krav på underlagsdata	92
7.2.1	Provtagningsmetodik	93
7.2.2	Test 1 – Är syrgasbrist ett problem i vattenförekomsten?	93
7.2.3	Test 2 – Är syrgasbristen säsongsmässig, flerårig eller ständigt förekommande?	94
7.3	Klassificering av status	97
7.3.1	Status enligt metod 1 (för vattenförekomster med säsongsmässig syrgasbrist)	97
7.3.2	Status enligt metod 2 (påverkad bottenareal, för vattenförekomster med flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist)	97
7.4	Referensvärde och klassgränser	98
7.4.1	Vattenförekomster med säsongsmässig syrgasbrist	98
7.4.2	Vattenförekomster med flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist	99
7.4.3	Ett beräkningsexempel för syrgas	100
7.5	Kommentarer	103
8	SÄRSKILDA FÖRORENANDE ÄMNEN I KUSTVATTEN OCH VATTEN I ÖVERGÅNGSZON	104
8.1	Inledning	104
8.2	Val av särskilda förorenande ämnen	104
8.3	Framtagande av klassgränser	106
8.4	Klassificering av status	107
8.4.1	Icke-syntetiska förorenande ämnen	107
8.4.2	Syntetiska förorenande ämnen	108
8.5	Kommentarer	108

1 Inledning

Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon har tagits fram av forskare från Stockholms universitet, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå Universitet, Göteborgs Universitet, SMHI samt andra konsulter på uppdrag av Naturvårdsverket.

Inom EU har interkalibrering av klassgränserna mellan hög och god samt mellan god och måttlig skett för de biologiska kvalitetsfaktorerna enligt krav i ramdirektivet för vatten. Interkalibreringsarbetet har bedrivits inom CIS (Common Implementation Strategy) och har gått ut på att jämföra de olika ländernas klassgränser för respektive parameter eller kvalitetsfaktor och om nödvändigt justera gränserna för att garantera ett likvärdigt skydd av vattenmiljön. EU:s vatten har delats in i olika typer för att jämförelsen ska ske mellan vatten med samma förutsättningar. Arbetet har bedrivits i en rad olika arbetsgrupper och har involverat ett ansevärt antal experter.

På grund av brist på jämförbara data och klassningssystem har inte alla parametrar inom de olika kvalitetsfaktorerna kunnat interkalibreras. De kvalitetsfaktorer och parametrar som har interkalibrerats fram t.o.m 2007 för svensk del när det gäller kustvatten är följande:

Bottenfauna – Benthic Quality Index (avslutat men ej formellt beslutat)

Makroalger – djuputbredning (avslutat men ej formellt beslutat)

Växtplankton – klorofyll a, abundans (avslutat men ej formellt beslutat)

Vissa gränser har efter interkalibreringen justerats något men i de flesta fall har Sveriges bedömning av hög, god och måttlig status haft god överensstämmelse med de andra ländernas bedömning. Beslut om gränser, både absolutvärden och EK (EQR), kommer att tas under 2008 för växtplankton, makroalger och bottenfauna. Beslutet tas på EU-nivå.

I ramdirektivet för vatten anges att resultaten av statusklassificeringen ska anges i ekologiska kvalitetskvoter (EK) för att garantera jämförbarhet mellan medlemsländerna. EK visar avvikelser från referensvärdet. Under arbetets gång, både nationellt och internationellt inom interkalibreringsarbetet har det visat sig att hur stor avvikelse man kan acceptera för de olika statusklasserna skiljer sig mellan de olika kvalitetsfaktorerna och parametrarna. Därför skiljer sig EK-värdet för t.ex. klassgränserna mellan god och måttlig status åt för de olika kvalitetsfaktorerna och parametrarna och man kan inte jämföra EK-värden rakt av mellan kvalitetsfaktorer eller parametrar. I de fall det finns klassgränser baserade på värden för själva parametern, t.ex. µg/l klorofyll eller meter siktdjup, presenteras i denna handbok även dessa klassgränser. Detta för att underlätta förståelsen av klassgränserna.

Avsnittsnumrering kan återkomma i övriga bilagor, men en referens till ett visst avsnitt i bilagan hänvisar alltid till det aktuella avsnittet i denna bilaga.

1.1 Ingående kvalitetsfaktorer och parametrar

Tabell 1.1. Sammanfattning över ingående parametrar och kvalitetsfaktorer för kustvatten och vatten i övergångszon.

Kvalitetsfaktor	Biologiska kvalitetsfaktorer			Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer ¹			
	Makroalger	Växtplankton	Bottenfauna	Siktdjup	Näringsämnen	Syrebalans	Förorenande ämnen
Parameter	Djuputbredning	Klorofyll a Biovolym	BQI _m -index (artsammansättning, artantal, abundans)	Siktdjup	Tot-N Tot-P DIN DIP	Syrebalans	De ämnen som släpps ut i betydande mängd

De kvalitetsfaktorer och parametrar som Naturvårdsverket i dagsläget har arbetat fram bedömningsgrunder för är de som det funnits tillräcklig kunskap och dataunderlag för. Fisk är inte en utpekad kvalitetsfaktor för kustvatten, utan är enbart listat för vatten i övergångszon i bilaga V i ramdirektivet för vatten. Då Sverige endast har två mindre områden som klassas som vatten i övergångszon, en på västkusten och en på ostkusten, har det inte gått att ta fram några nationella bedömningsgrunder för dessa. Istället kommer det att bli fråga om typspecifika bedömningar som vattenmyndigheten får göra utifrån en expertbedömning i dagsläget.

Främmande arter är inte täckt av dagens bedömningsgrunder. Arbeta pågår inom EU för att ta fram riktlinjer för hur man ska hantera detta då det är ett generellt problem.

Samtliga underlagsrapporter till bedömningsgrunderna finns mer utförligt presenterade på www.naturvardsverket.se. Det kan finnas skillnader mellan det som står i bakgrundsrapporterna och i handboken, då vidareutveckling har skett sedan rapporterna skrevs. Det är handboken som är mest aktuell och representerar Naturvårdsverkets ställningstagande till materialet.

1.2 Sammanvägning av kvalitetsfaktorer

Vid klassificering av ekologisk status och potential ska de biologiska kvalitetsfaktorerna vägas samman. I de fall de biologiska kvalitetsfaktorerna ger resultatet god eller hög status, eller god eller maximal potential, ska därutöver de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna vägas samman.

I de fall de biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna ger resultatet hög status eller maximal potential ska därutöver de hydromorfologiska kvalitets-

Se FS
2 kap. 2 §

¹ I bilaga V i ramdirektivet för vatten finns även prioriterade ämnen som släpps ut i vattenförekomsten med som en kvalitetsfaktor under ekologisk status. Enligt EU-vägledning nr 13 ska dock de prioriterade ämnena endast behandlas under kemisk ytvattenstatus när EU-gemensamma gränsvärden har tagits fram. I dessa föreskrifter, allmänna råd och handbok behandlas de prioriterade ämnena endast under kemisk ytvattenstatus.

faktorerna vägas samman. Vid sammanvägning av kvalitetsfaktorer är den kvalitetsfaktor utslagsgivande, som klassificerats till sämst status eller potential.

De fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna kan försämra den ekologiska statusen endast från hög till god eller från god till måttlig och den ekologiska potentialen endast från maximal till god eller från god till måttlig. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna kan försämra den ekologiska statusen endast från hög till god och den ekologiska potentialen endast från maximal till god.

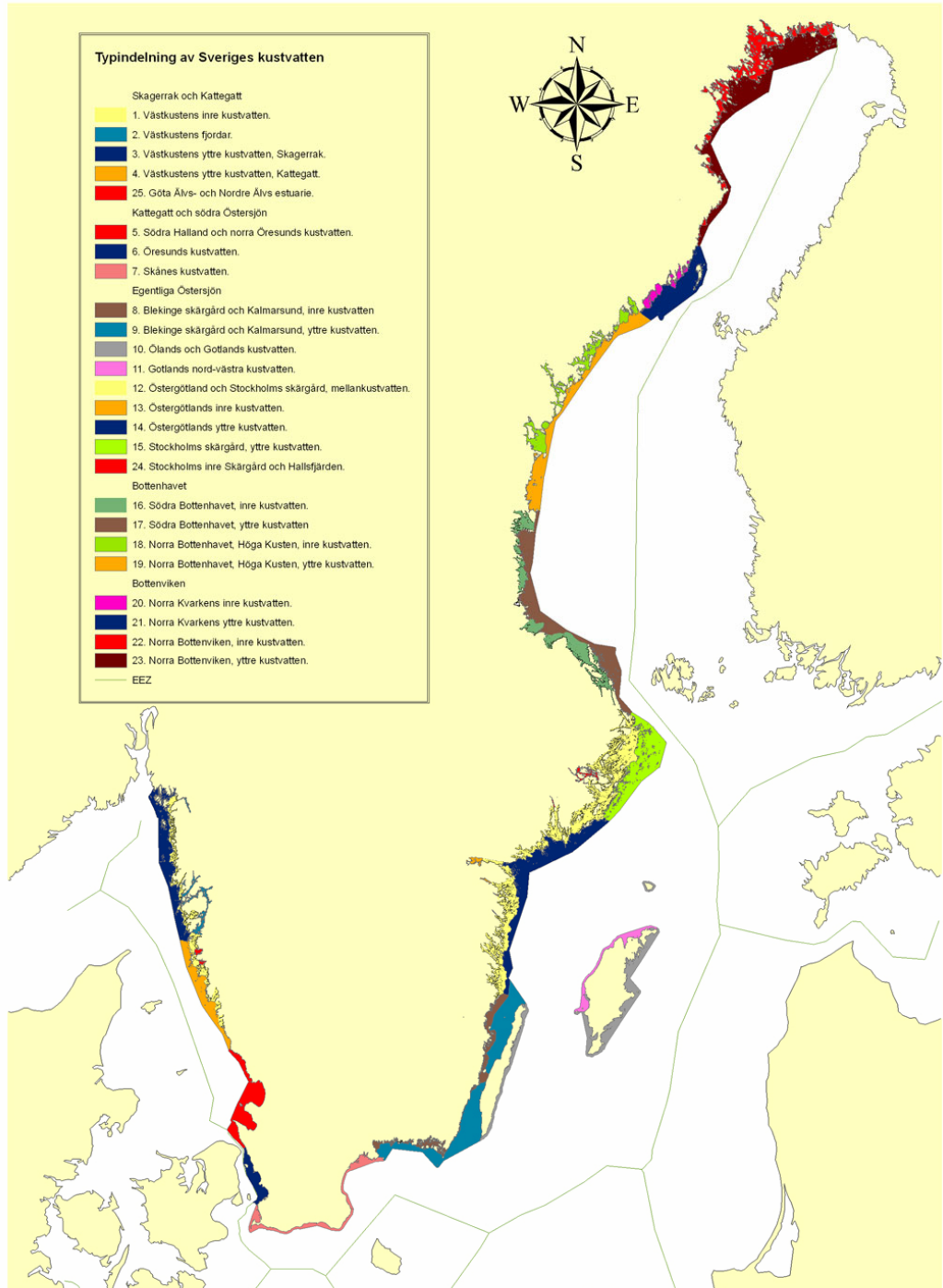
1.3 Typindelning

Sveriges kustvatten delas in i 25 typer, varav två är vatten i övergångszon. En fullständig förteckning och karta finns i Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys (NFS 2006:1). I tabellen nedan ges en översikt över typindelningen och en översiktskarta finns i figur 1.1 .

Tabell 1.2. Översikt av typer för Sveriges kustvatten och vatten i övergångszon (*) enligt indelning i NFS 2006:1.

Typ nr	Område
1	Västkustens inre kustvatten
2	Västkustens fjordar
3	Skagerak, Västkustens yttre kustvatten
4	Kattegat, Västkustens yttre kustvatten
5	Södra Hallands och norra Öresunds kustvatten
6	Öresunds kustvatten
7	Skånes kustvatten
8	Blekinge skärgårds och Kalmarsunds inre kustvatten
9	Blekinge skärgård, och Kalmarsunds yttre kustvatten
10	Östra Ölands, sydöstra Gotlands kustvatten samt Gotska sandön
11	Gotlands västra och norra kustvatten
12	Östergötlands samt Stockholms skärgård, mellankustvatten
13	Östergötlands inre skärgård
14	Östergötlands, yttre kustvatten
15	Stockholms skärgård, yttre kustvatten
16	Södra Bottenhavet, inre kustvatten
17	Södra Bottenhavet, yttre kustvatten
18	Norra Bottenhavet, Höga kustens inre kustvatten
19	Norra Bottenhavet, Höga kustens yttre kustvatten
20	Norra Kvarkens inre kustvatten
21	Norra Kvarkens yttre kustvatten
22	Bottenviken, inre kustvatten
23	Bottenviken, yttre kustvatten
24 (*)	Stockholms inre Skärgård och Hallsfjärden
25 (*)	Göta Älvs- och Nordre Älvs estuarie

Figur 1.1 Översiktsskarta typologi för kustvatten och vatten i övergångszon enligt NFS 2006:1.



2 Bottenfauna

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Artantal, känslighet och individantal i ett index (BQI _m)	Övergödning	En gång/år	Maj-juni

2.1 Inledning

Bottenmiljöns kvalitet kan bedömas utifrån den sedimentlevande bottenfaunan, som uppvisar en kraftig respons både vid syrebrist och vid ökande eller minskande organisk belastning. Bottendjuren är ofta stationära och relativt långlivade, vilket gör att sammansättningen av faunan speglar miljöförhållandena över en längre tid. Ett faunasamhälle innehåller både tåliga och känsliga arter, och en analys av art-sammansättningen ger generellt en god grund för en vetenskaplig bedömning av miljökvaliteten.

2.2 Ingående parametrar

Status av bottenfauna klassificeras utifrån ett index (BQI_m, Benthic Quality Index) som är framtaget för mjuka bottnar. Indexet är baserat på tre parametrar; artsammansättning (proportionen känsliga och toleranta arter), antal arter och antal individer (abundans), se formel 2.1. Indexet bygger på att dessa parametrar förändras vid ökad organisk belastning på bottarna. Tyngdpunkten i indexet ligger hos arternas känslighet för störning. BQI_m varierar mellan 0 (döda bottnar) och cirka 22 (hög status).

Se FS
 bilaga 4,
 avsnitt 1.1

$$BQI_m = \left[\sum_{i=1}^{S_{klassade}} \left(\frac{N_i}{N_{totklassade}} * Känslighetsvärde_i \right) \right] * \log_{10}(S + 1) * \left(\frac{N_{tot}}{N_{tot} + 5} \right)$$

Formel 2.1. Formel för BQI_m. S = totala antalet arter, S_{klassade} = antal känslighetsklassade arter, N_{tot} = totalt antal individer per 0,1 m², N_{totklassade} = totalt antal känslighetsklassade individer, N_i = antal individer av art i.

Proportionen känsliga och toleranta arter varierar mellan ca 1 och 15 och utgör den dominerande delen av indexet. Olika arter har olika känslighetsvärden beroende på tolerans eller känslighet mot miljöstörning. Låga värden visar stor andel toleranta arter och höga värden visar stor andel känsliga arter. I Västerhavet är arterna klassade efter sin förekomst i olika miljöer. En art som ofta förekommer i artfattiga (påverkade) miljöer får ett lågt indexvärde medan arter som endast förekommer i artrika miljöer får höga indexvärden. För Östersjön, med sitt naturligt låga antal arter av bottendjur, fungerade inte denna metod. Känslighetsvärden för olika arter är där baserade på litteraturuppgifter och expertkunskap. Klasserna 1, 5, 10 och 15

används, där 1 står för mycket föroreningsstålga och 15 för mycket föroreningskänsliga.

Den andra faktorn, baserad på logaritmen för antal arter, varierar mellan 0 då det saknas liv, till knappt 2 på de artrikaste (med ca 70 taxa) lokalerna och drar ner indexet om antal arter är under 9 och höjer indexet om det är fler än 9 arter. Abundansfaktorn, baserad på antal individer, har i de flesta fall liten betydelse men drar ner indexet om det är färre än ca 20 individer i ett prov. Faktorn är inkluderad för att hantera situationer där ett fåtal individer av relativt känsliga arter kan ge höga indexvärden. Sådana situationer har uppmärksammats framför allt på ostkusten där arter som företrädesvis finns i ostörda miljöer sporadiskt kan förekomma i låga abundanser i stressade miljöer. Den naturliga salthaltsgradienten från Västerhavet till Bottenviken ger naturligt stora skillnader i antal arter och antal individer som finns runt kusten. Indexet kan därför inte nå upp till samma nivåer runt hela kusten. Det har inte ansetts nödvändigt att standardisera BQI_m för jämförelse mellan havsbassängerna då detta görs vid omräkningen från BQI_m -värdet till EK-värdena. BQI_m - och EK-värden för respektive typ anges i tabell 2.4.

2.3 Krav på underlagsdata

2.3.1 Taxonomi

För bedömningsgrunden har det tagits fram listor med känslighetsvärden (se tabell 2.1 för västkusten och 2.2 för ostkusten). Taxonomin i dessa baseras främst på den av ICES (International Council for the Exploration of the Sea) rekommenderade namntjänsten ITIS². Vissa taxa har uteslutits ur bearbetningarna då dessa inte ansetts utgöra en del av den fauna som kan provtas kvantitativt med den metodik som använts. Dessa undantagna taxa finns angivna i tabell 2.3.

Det är viktigt att bottenfaunan identifieras till lägsta möjliga taxonomisk nivå (huvudsakligen till artnivån). Fjädermygglarver ska dock grupperas som Chironomidae oavsett art. Detsamma gäller fåborstmaskar vars arter ska grupperas som Oligochaeta och musselkräftor som ska grupperas som Ostracoda.

Data ska baseras på prov tagna med en huggare med 0,1 (± 0.02) m² yta, t ex. en van Veenhuggare eller en Smith-McIntyre-huggare och sållade på ett såll med 1 mm maskvidd.

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 1.5

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 1.2

² www.itis.gov

Tabell 2.1. Känslighetsvärden för bottenfaunataxa **västkusten** (typ 1-6 och 25) (systematiskt sorterade). I de fall artnamn saknas används istället känslighetsvärdena för släktet eller annan överordnad taxonomisk nivå i de fall sådan finnes. Arter tillhörande Chironomidae*, Ostracoda* eller Oligochaeta* slås samman i respektive grupp i momentet före beräkning av faktorn för antal arter. Alla övriga taxa skall användas ogrupperade vid beräkning av faktorn för antal arter i BQI_m. Förklarande text till *, ** och *** finns under tabell 2.2

Taxon	Känslighetsvärde Västkusten	Taxon	Känslighetsvärde Västkusten
Oligochaeta *	5,10	Eumida bahusiensis	10,67
Tubificoides benedii	4,22	Eumida sanguinea	10,85
Paramphinome jeffreysii	9,80	Phyllodoce rosea	13,03
Ophryotrocha longidentata	12,82	Sige fusigera	11,44
Lumbrineris fragilis	6,89	Synelmis klatti	10,47
Lumbrineris gracilis	14,71	Bylgides sarsi	7,99
Lumbrineris impatiens	11,95	Enipo kinbergi	7,49
Lumbrineris scopa	9,54	Gattyana amondseni	7,71
Lumbrineris tetraura	12,50	Gattyana cirrosa	8,04
Drilonereis filum	11,99	Harmothoe antilopis	12,11
Onuphis quadricuspis	14,71	Harmothoe borealis	10,78
Aphrodita aculeata	9,91	Harmothoe elisabethae	5,23
Laetmonice filicornis	9,56	Harmothoe imbricata	5,25
Glycera alba	6,73	Harmothoe impar	6,74
Glycera lapidum	10,79	Lepidonotus squamatus	6,40
Glycera rouxi	10,92	Malmgreniella lunulata	11,76
Glycinde nordmanni	11,64	Panthalis oerstedii	12,68
Goniada maculata	9,27	Leanira tetragona	10,76
Gyptis rosea	13,74	Sthenelais limicola	6,97
Kefersteinia cirrata	7,51	Sphaerodoropsis philippi	9,95
Nereimyra punctata	8,73	Sphaerodorum flavum	11,06
Ophiodromus flexuosus	7,49	Sphaerodorum gracilis	7,49
Aglaophamus malmgreni	12,19	Exogone hebes	12,43
Nephtys caeca	6,01	Exogone verugera	12,56
Nephtys ciliata	8,78	Galathowenia oculata	6,53
Nephtys hombergii	5,04	Myriochele heeri	10,94
Nephtys incisa	7,99	Myriochele oculata	9,39
Nephtys longosetosa	8,75	Owenia fusiformis	7,70
Nephtys paradoxa	12,42	Chone duneri	6,56
Ceratocephale loveni	12,54	Chone infundibuliformis	10,96
Eunereis longissima	7,93	Euchone papillosa	9,83
Neanthes succinea	3,81	Laonome kroeyeri	8,29
Neanthes virens	4,58	Sabella pavonina	6,35
Hediste diversicolor	3,98	Apistobranthus tenuis	12,77
Pholoe baltica	9,41	Apistobranthus tullbergi	9,17
Pholoe inornata	9,66	Chaetopterus norvegicus	10,36
Pholoe longa	9,26	Spiochaetopterus typicus	10,71
Pholoe minuta	9,55	Magelona alleni	11,55
Pholoe pallida	12,27	Magelona minuta	12,06
Anaitides groenlandica	6,05	Magelona mirabilis	12,49
Anaitides longipes	10,68	Laonice bahusiensis	9,41
Anaitides maculata	6,75	Laonice cirrata	11,94

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Taxon	Känslig- hetsvärde Västkusten	Taxon	Känslig- hetsvärde Västkusten
Anaitides mucosa	6,10	Malacoceros fuliginosus	2,16
Eteone barbata	10,46	Minusprio cirrifera	12,07
Eteone flava	4,72	Chone infundibuliformis	10,96
Eteone foliosa	11,12	Polydora caeca	8,13
Eteone longa	4,58	Polydora caulleryi	4,57
Polydora ciliata	4,99	Scionella lornensis	10,20
Polydora cornuta	5,94	Streblosoma bairdi	14,79
Polydora quadrilobata	6,74	Terebellides stroemi	8,29
Prionospio fallax	11,03	Trichobranchus glacialis	13,59
Prionospio dubia	11,64	Trichobranchus roseus	10,65
Prionospio multibranchiata	11,87	Arenicola marina	5,28
Pseudopolydora antennata	4,19	Capitella capitata	1,10
Pseudopolydora pulchra	8,01	Heteromastus filiformis	8,95
Pygospio elegans	4,85	Mediomastus **	5,39
Scolecopsis tridentata	12,27	Notomastus latericeus	9,79
Spio armata	6,40	Cossura longocirrata	10,79
Spio filicornis	9,37	Maldane sarsi	7,45
Spiophanes bombyx	11,68	Praxillella praetermissa	10,61
Spiophanes kroeyeri	12,03	Rhodine gracilior	10,41
Trochochaeta multisetosa	6,75	Rhodine loveni	11,30
Ampharete acutifrons	8,20	Ophelia borealis	9,39
Ampharete baltica	8,21	Ophelina acuminata	9,44
Ampharete falcata	12,06	Ophelina cylindricaudata	15,42
Ampharete finmarchica	7,99	Ophelina modesta	13,58
Ampharete goesi	7,49	Ophelina norvegica	15,00
Ampharete lindstroemi	10,15	Orbinia norvegica	13,82
Amphiteis gunneri	11,73	Scoloplos armiger	6,24
Anobothrus gracilis	10,67	Aricidea jeffreysi	7,99
Eclysippe vanelli	14,35	Aricidea suecica	9,83
Melinna cristata	8,58	Cirrophorus lyra	11,73
Samytha sexcirrata	8,34	Levinsenia gracilis	9,23
Sosane sulcata	8,28	Paraonis fulgens	9,17
Aphelochaeta vivipara	9,37	Lipobranchus jeffreysii	11,29
Cauleriella **	6,22	Polyphysia crassa	6,38
Tharyx killariensis	11,83	Scalibregma inflatum	6,65
Chaetozone setosa	10,23	Anoplodactylus petiolatus	9,39
Cirratulus cirratus	9,76	Nephrops norvegicus	12,36
Aphelochaeta mcintoshii	14,71	Liocarcinus depurator	6,99
Brada villosa	10,46	Philocheras bispinosus	12,80
Diplocirrus glaucus	10,49	Calocaris macandreae	11,46
Pherusa plumosa	7,49	Callianassa tyrrenha	10,45
Pectinaria auricoma	9,73	Caprella linearis	6,40
Pectinaria belgica	10,16	Pariambus typicus	6,53
Pectinaria koreni	3,00	Phtisica marina	8,05
Amaeana trilobata	13,80	Ampelisca brevicornis	12,49
Artacama proboscidea	9,57	Ampelisca diadema	10,73
Lanassa venusta	10,51	Ampelisca macrocephala	9,58
Lanice conchilega	11,68	Ampelisca tenuicornis	9,99

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Taxon	Känslig- hetsvärde Västkusten	Taxon	Känslig- hetsvärde Västkusten
Lysilla loveni	8,95	Byblis gaimardi	12,67
Neoamphitrite affinis	10,42	Haploops tubicola	9,37
Neoamphitrite figulus	6,40	Aora gracilis	11,63
Pista cristata	10,61	Lembos longipes	13,60
Microdeutopus gryllotalpa	6,91	Apseudes spinosus	12,56
Argissa hamatipes	12,51	Ostracoda *	10,30
Corophium affine	9,95	Pennatula phosphorea	11,40
Corophium bonnellii	5,00	Virgularia mirabilis	9,66
Corophium crassicornae	13,29	Cerianthus lloydii	8,68
Corophium insidiosum	9,30	Edwardsia danica	13,15
Corophium volutator	5,94	Edwardsia longicornis	11,52
Erichthonius difformis	11,47	Halcompa chrysanthellum	9,17
Neohela monstrosa	12,12	Brissopsis lyrifera	9,23
Atylus vedlomensis	12,76	Echinocardium cordatum	8,80
Dulichia monacantha	10,13	Echinocardium flavescens	9,17
Dulichia porrecta	8,85	Spatangidae **	13,75
Cheirocratus sundevallii	9,03	Echinocyamus pusillus	9,03
Eriopisa elongata	11,73	Labidoplax buski	10,66
Maera loveni	10,30	Cucumaria elongata	8,78
Protomeдея fasciata	11,36	Asterias rubens	5,82
Leucothoe lilljeborgi	10,44	Astropecten irregularis	5,33
Acidostoma obesum	13,05	Ophiura affinis	8,64
Arrhis phyllonyx	9,84	Ophiura albida	7,49
Bathymedon longimanus	13,33	Ophiura ophiura	3,00
Monoculodes packardi	13,35	Ophiura robusta	9,37
Monoculodes tenuirostratus	10,89	Ophiura sarsi	8,57
Periculodes longimanus	11,74	Ophiura texturata	5,20
Synchelidium haplocheles	13,23	Amphilepis norvegica	14,71
Westwoodilla caecula	11,06	Amphiura chiajei	7,80
Harpinia **	11,74	Amphiura filiformis	7,80
Diastylis bradyi	9,54	Echiurus echiurus	9,04
Diastylis cornuta	5,38	Harrimania kupfferi	11,84
Diastylis laevis	6,53	Chaetoderma nitidulum	9,66
Diastylis lucifera	10,30	Hiatella arctica	3,95
Diastylis rathkei	8,12	Saxicavella jeffreysi	12,07
Diastylis tumida	10,49	Corbula gibba	4,58
Diastylis biplicata	13,04	Mya arenaria	3,48
Diastylis serrata	12,70	Mya truncata	6,24
Leptostylis longimana	13,07	Arctica islandica	5,92
Leptostylis villosa	12,20	Astarte elliptica	9,61
Hemilamprops rosea	9,32	Astarte montagui	9,24
Lamprops fasciata	10,79	Acanthocardia echinata	9,58
Eudorella emarginata	11,64	Cerastoderma edule	4,85
Eudorella truncatula	10,52	Cerastoderma glaucum	4,58
Leucon acutirostris	6,55	Parvicardium minimum	10,42
Leucon nasica	11,64	Parvicardium pinnulatum	10,05
Campylaspis costata	13,98	Parvicardium scabrum	5,91
Campylaspis rubicunda	12,99	Decipula tenella	13,88

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Taxon	Känslig- hetsvärde Västkusten	Taxon	Känslig- hetsvärde Västkusten
Echinozone coronata	11,73	Montacuta ferruginosa	9,55
Montacuta tenella	10,77	Polinices pulchella	9,57
Mysella bidentata	6,83	Alvania abyssicola	14,35
Kelliella miliaris	15,02	Hyala vitrea	10,12
Lucinoma borealis	6,92	Pusillina sarsi	7,00
Myrtea spinifera	9,93	Turritella communis	7,80
Mendicula ferruginosa	14,33	Akera bullata	4,50
Thyasira equalis	10,96	Cylichna cylindracea	9,53
Thyasira flexuosa	4,53	Diaphana minuta	11,85
Thyasira obsoleta	14,71	Philine aperta	6,76
Thyasira sarsii	7,47	Philine scabra	9,43
Spisula subtruncata	6,43	Retusa obtusa	8,21
Cultellus pellucidus	5,92	Retusa truncatula	9,83
Abra alba	3,96	Buccinum undatum	6,40
Abra nitida	9,26	Mangelia attenuata	9,84
Scrobicularia plana	4,33	Mangelia brachystoma	11,62
Macoma balthica	5,23	Nassarius pygmaeus	10,84
Macoma calcarea	6,76	Nassarius reticulatus	4,99
Tellina fabula	12,37	Entalina quinquangularis	14,98
Tellina tenuis	7,44	Tubulanus linearis	6,85
Mysia undata	9,37	Malacobdella grossa	8,59
Petricola pholadiformis	3,81	Nemertea, övriga ***	7,99
Chamelea gallina	10,79	Phoronis muelleri	8,34
Clausinella fasciata	10,28	Halicryptus spinulosus	6,29
Venus gallina	9,01	Priapulus caudatus	7,96
Cuspidaria obesa	14,71	Golfingia procera	8,56
Thracia convexa	10,38	Onchnesoma steenstrupi	14,71
Thracia phaseolina	12,15	Phascolion strombi	9,35
Nuculana minuta	9,53	Oligochaeta *	5,10
Nuculana pernula	10,51	Tubificoides benedii	4,22
Ennucula tenuis	9,71	Paramphinome jeffreysii	9,80
Nucula nitidosa	8,12	Ophryotrocha longidentata	12,82
Nucula sulcata	10,40		
Nucula tumidula	14,71		
Yoldiella fraterna	14,71		
Yoldiella lucida	14,33		
Batharca pectunculoides	15,29		
Modiolus modiolus	6,67		
Musculus discors	9,70		
Musculus niger	8,88		
Mytilus edulis	7,05		
Chlamys septemradiatus	10,79		
Acteon tornatilis	7,56		
Odostomia acuta	13,50		
Aporrhais pespelicanis	4,65		
Bittium reticulatum	7,41		
Hydrobia ulvae	2,60		
Euspira montagui	9,72		

Tabell 2.2. Känslighetsvärden för bottenfauna taxa ostkusten (typ 7-24) (systematiskt sorterade). Med hjälp av nedanstående tabell ska det gå att få fram känslighetsvärden för de flesta i Östersjösystemet påträffade arter. Tabellen utgör dock inte en komplett förteckning av de arter som kan påträffas i Östersjösystemet. I de fall artnamn saknas används istället känslighetsvärdena för släktet, eller annan överordnad taxonomisk nivå om inte släktet anges. Arter tillhörande Chironomidae*, Ostracoda* eller Oligochaeta* slås samman i respektive grupp i momentet före beräkning av faktorn för antal arter. Alla övriga taxa ska användas ogrupperade vid beräkning av faktorn för antal arter i BQI_m.

Taxon	Känslighetsvärde Ostkusten	Taxon	Känslighetsvärde Ostkusten
Oligochaeta*	1	Idotea, övriga arter ***	10
Nephtys**	10	Heterotanais oerstedii	5
Hediste diversicolor	5	Ostracoda*	15
Eteone**	10	Coleoptera**	10
Bylgides sarsi	15	Ceratopogonidae**	5
Fabricia sabella	10	Chaoboridae**	1
Manayunkia aestuarina	10	Chironomidae*	1
Marenzelleria**	5	Trichoptera**	15
Pygospio elegans	5	Ephemeroptera**	10
Spio filicornis	10	Mya arenaria	10
Streblospio benedicti	5	Arctica islandica	5
Trochochaeta multisetosa	5	Astarte borealis	15
Alkmaria rominji	5	Astarte elliptica	15
Terebellides stroemi	10	Astarte montagui	15
Arenicola marina	10	Cerastoderma edule	5
Capitella**	1	Cerastoderma glaucum	10
Heteromastus filiformis	5	Pisidium**	15
Scoloplos armiger	10	Sphaerium**	10
Aricidea jeffreysi	10	Macoma**	5
Aricidea suecica	10	Mytilus edulis	5
Levinsenia gracilis	10	Radix balthica	15
Crangon crangon	10	Lymnaeidae, övriga***	10
Ampithoe rubricata	15	Valvata macrostoma	5
Leptocheirus pilosus	5	Valvata piscinalis	10
Microdeutopus gryllotalpa	10	Bithynia tentaculata	10
Corophium volutator	10	Potamopyrgus antipodarum	10
Gammarus**	10	Hydrobiidae, övriga***	5
Bathyporeia pilosa	15	Littorina saxatilis	10
Melita palmata	15	Rissoa**	15
Phoxocephalus holbolli	15	Retusa truncatula	15
Monoporeia affinis	15	Limapontia**	15
Pontoporeia femorata	15	Theodoxus fluviatilis	15
Diastylis rathkei	10	Micrura baltica	15
Cyathura carinata	5	Nemertea, övriga***	10
Asellus aquaticus	5	Turbellaria**	10
Jaera**	15	Halicryptus spinulosus	15
Sphaeroma hookeri	10	Priapulul caudatus	10
Saduria entomon	10		

* Summera antalet individer av alla arter tillhörande Chironomidae och använd känslighetsvärdet för Chironomidae. Arter tillhörande Oligochaeta och Ostracoda slås samman på motsvarande sätt och känslighetsvärdet för Oligochaeta respektive Ostracoda används. De taxonomiska grupperingarna för Chironomidae, Oligochaeta och Ostracoda jämföras med art vid beräkning av faktorn för antal arter i BQIm, d.v.s. Chironomidae räknas som ett taxon oberoende om en eller flera chironomidarter förekommer.

** Om en art inom denna grupp erhållits anges artnamnet tillsammans med känslighetsvärdet för gruppen. Om två eller flera arter inom gruppen erhållits anges varje enskilt artnamn och samma känslighetsvärde används på dessa arter som anges för gruppen.

*** Ange artnamn tillsammans med känslighetsvärdet som anges för gruppen "övriga". Arterna skall inte grupperas som "övriga arter" utan anges som enskilda arter med dess fullständiga namn.

Tabell 2.3. Följande taxa samt underliggande taxa har uteslutits då de ej ansetts utgöra en del av den fauna som kan provtas kvantitativt med den metodik som använts.

Rang	Taxa
Subclass	Hirudinea
Subclass	Acarina
Suborder	Cladocera
Subfamily	Palaemoninae
Genus	Pandalus
Genus	Meganyctiphanes
Suborder	Hyperidea
Order	Mysida
Class	Maxillopoda
Genus	Acanthocephala
Phylum	Chaetognatha
Family	Branchiostomidae
Subphylum	Tunicata
Order	Myxiniiformes
Infraclass	Teleostei
Family	Alcyoniidae
Genus	Urticina
Genus	Metridium
Genus	Clava
Genus	Dynamena
Genus	Sertularella
Genus	Sertularia
Phylum	Ectoprocta
Phylum	Nemata
Phylum	Nematomorpha
Class	Trematoda
Phylum	Porifera

2.3.2 Klassificering av status görs på vattenförekomstnivå

Bedömningsgrunden har utformats för att klassificera status för hela vattenförekomster istället för enskilda provtagningspunkter. För att använda bedömningsgrunden behövs data från flera stationer från en vattenförekomst, minst fem stationer, gärna fler. En station är en punkt med ett visst djup, en viss spridning runt punkten kan förekomma. Om det förekommer variation mellan stationer så erhålls alltid en säkrare skattning av områdesmedelvärdet genom att sprida ut huggen i området istället för att ta två eller flera hugg på ett fåtal stationer. Klassificeringen för området blir säkrare ju fler stationer som provtas i undersökningen. För klassificering har man valt att följa försiktighetsprincipen och använda 20 %-percentilen av BQI_m -medelvärden från en vattenförekomst vid jämförelse med klassgränser för typen. Försiktighetsprincipen i detta sammanhang innebär att 20 %-gränsen väljs för att områdets sanna medelvärde ska ligga över den valda gränsen med större säkerhet än om till exempel det observerade medelvärdet hade använts för statusklassificering. 20 %-percentilen beräknas med en speciell metod baserad på 9 999 slumpvis dragna medelvärden ur de befintliga indexvärdena från en vattenförekomst. 20 %-percentilen motsvarar i detta fall ett enkelsidigt 80%-igt konfidensintervall som krymper med ökat antal prov. Den nedre delen av konfidensintervallet som används vid klassificeringen, 20 %-gränsen, förskjuts uppåt med ökat antal mätvärden. Få prov ger en osäker skattning av områdesmedelvärdet och återspeglas i ett större konfidensintervall och kan straffa sig genom att den nedre konfidensintervallsgränsen hamnar i en sämre statusklass.

Extrapoleringen av resultatet med syfte att gälla hela vattenförekomsten begränsas av eventuella urvalskriterier eller stratifiering av stationer inom området. Extrapoleringen gäller då strikt bara de botten typer eller djup som ingår i undersökningen. Om endast grunda områden, t.ex. grundare än 20 m ingår i en undersökning kan resultaten endast användas för att klassificera de grundare bottenarna. Om anledningen till djupavgränsningen beror på att de djupare bottenarna saknar djur på grund av syrebrist så måste information om detta bifogas klassificeringen. För extrapolering utan restriktioner krävs en fullständigt slumpmässig provtagning.

Ett problem som troligen ofta kommer att uppstå är brist på mätvärden för att klassificera status i en vattenförekomst. Sammanslagning av mätvärden från flera närliggande vattenförekomster av samma typ är ett sätt att utöka underlaget för klassificeringen. En sådan sammanslagning av data rekommenderas endast för områden utan lokala utsläpp från samhällen, industrier eller större vattendrag. Om inga data finns att tillgå från en vattenförekomst kan resultaten extrapoleras från närliggande vattenförekomster tillhörande samma typ och med motsvarande påverkan från mänsklig aktivitet. Se vidare avsnitt 4.4.2 i handbokens huvuddel.

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 1.2

2.4 Klassificering av status

2.4.1 Beräkning av statusklass

Beräkning av statusklass för bottenfauna för en vattenförekomst ska göras enligt följande:

- 1) Beräkna BQI_m utifrån art och abundansinformation från varje enskilt prov (hugg) inom vattenförekomsten (formel 2.1 samt tabell 2.1 och 2.2). Taxa i tabell 2.3 ska ej ingå i underlaget.
- 2) Beräkna medelvärde av BQI_m för varje station (provpunkt) och år.
- 3) Dra slumpmässigt, med återläggning, lika många värden som det finns stationsmedelvärden för BQI_m och beräkna medelvärdet av dessa dragna värden. Upprepa proceduren 9 999 gånger. Beräkna 20 % -percentilen för dessa 9 999 medelvärden (se avsnitt 2.4.2 för beräkning och tabell 2.4 för eventuella djupintervall).
- 4) Jämför värdet för 20 % -percentilen med klassgränserna för BQI_m för aktuell typ och djupintervall i tabell 2.4, därigenom fås statusklassen.

Uträkningen görs i första hand årsvis, men data kan även aggregeras över längre tidsperioder, upp till sex år (en vattencykel). En nackdel med aggregeringen är att spridningen tenderar att öka till följd av mellanårsvariation. En fördel är att underlaget utökas med flera stationsmedelvärden, vilket reducerar spridningsmättet. Årsvisa klassificeringar ger också möjlighet att läsa av trender.

2.4.2 Beräkning av 20 % -percentilen

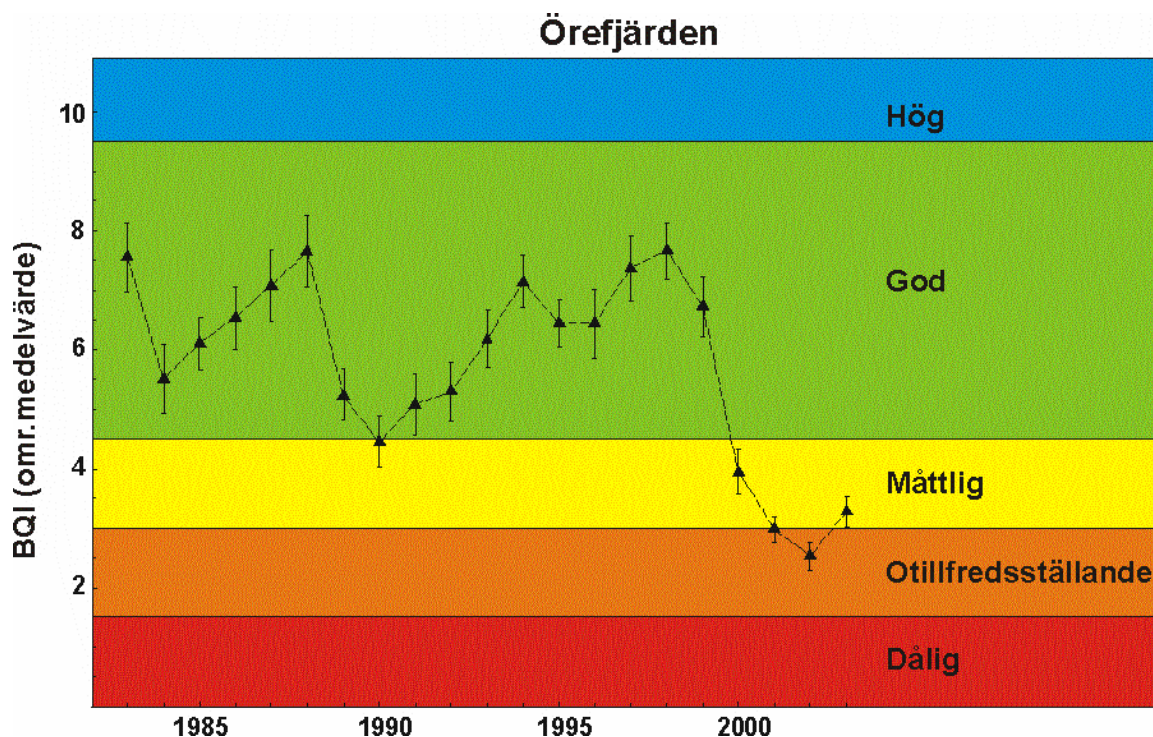
För varje prov räknas ett indexvärde för BQI_m fram. Om flera prov finns från ett besök på en station beräknas medelvärdet av samtliga indexvärden från besöket. Percentilberäkningen baseras på 9 999 medelvärden från slumpvis dragna observationer ur de befintliga beräknade indexvärdena från vattenförekomsten. Det finns programvara att tillgå för denna beräkning (www.naturvardsverket.se). Den programvaran gäller dock inte för bottenfaunaundersökningar med stratifierad provtagning. För data från stratifierad provtagning beräknas 20 % -gränsen i konfidensintervallet manuellt enligt beskrivning för stratifierad provtagning i bilaga 9 i underlagsrapporten avseende bottenfauna³.

För provtagningsprogram där stationerna ursprungligen slumpats ut är beräkningsproceduren kortfattat som följer. Slumpa ut lika många indexvärden ur datasetet som ska utvärderas som det finns indexvärden i datasetet. Återläggningsprincipen används vid slumpningen, vilket innebär att samma värde kan dras flera gånger. Från varje sådan slumpningsomgång beräknas medelvärdet för de indexvärden som erhöles vid slumpningen. Notera medelvärdet och återupprepa denna slumpningsprocedur 9 999 gånger. Beräkna 20 % -percentilen från det nya datasetet med de 9 999 indexmedelvärdena. Ett sätt att få fram 20 % -percentilen bland dessa värden är att sortera samtliga 9 999 indexmedelvärden och notera det värde

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 1.3

³ Bedömningsgrund för kust och hav. Bentiska evertebrater, M. Blomqvist, H. Cederwall, K. Leonards-son och R. Rosenberg, 2006

som återfinns på position 2000 i den sorterade listan. Jämför detta indexvärde med klassgränserna i tabell 2.4. Om 20 % -percentilen är över klassgränsen mellan god och måttlig men under gränsen mellan hög och god klassificeras statusen i området som god. Om 20 % -percentilen hamnar under gränsen mellan god och måttlig klassificeras statusen för området som måttlig. Samma princip gäller vid jämförelse gentemot de övriga klassgränserna. Ett exempel på klassificering utifrån årliga data visas grafiskt i figur 2.1.



Figur 2.1. Exempel på tidsserie med årliga BQI_m-medelvärden från ett havsområde. Spridningsmått utgörs av 20 % -percentilen (nedre gränsen) och 80 % -percentilen (övre gränsen). Perioder med god status känns igen i figuren genom att den nedre delen av konfidensintervallet slutar ovanför gränsen mellan god och måttlig status.

2.5 Klassgränser

Klassgränserna för Västerhavet är olika beroende på om bottenarna ligger under respektive över haloklinen (salthaltssprångskiktet) vars undre gräns för påverkan är satt till 20 meter. Under detta djup är salthalten förhållandevis stabil och de djur som förekommer här ger generellt ett högre BQI_m än ovanför haloklinen. I övrigt klassificeras västkusten som ett enda vattenområde ner till Öresundsbron i söder. Områden inom typ 1-6 samt 25 och som är djupare än 20 m har tilldelats gemensamma klassgränser. På motsvarande sätt har grundare områden (5-20 m) inom typ 1-6 samt 25 tilldelats gemensamma klassgränser oavsett typ.

I Östersjön gäller klassgränserna ett begränsat djupintervall, vanligen 5-60 m. Större djup har uteslutits eftersom man då kommer ned mot eller under haloklinen där risken för syrebrist och avsaknad av bottenfauna är stor. Provtagning grundare

Se FS
Bilaga 4,
avsnitt 1.4

än cirka 5 meter rekommenderas inte i något område. De gällande klassgränserna för varje typ återges i tabell 2.4. EK-värden anges i tabell 2.4 men ska inte användas för klassificering av status. De finns angivna för att kunna användas i ett jämförande syfte, t. ex vid interkalibreringen.

Tabell 2.4 Klassgränser för BQI_m för samtliga typer, ska användas vid statusklassificering. Nummerering av typer enligt tabell 1.2.

Bassäng	Typ nr	Djupstrata	BQI _m					EK ¹			
			HG	GM	MO	OD	max BQI _m	HG	GM	MO	OD
Västerhavet	1-6 och 25	5-20 m	13,9	10,3	6,9	3,4	15,7	0,89	0,66	0,44	0,22
	1-6 och 25	> 20 m	15,7	12,0	8,0	4,0	17,6	0,89	0,68	0,45	0,23
Östersjön	7	5-60 m	10,7	4,0	2,7	1,3	14,0	0,76	0,29	0,19	0,10
	8	5-60 m	10,5	3,5	2,3	1,2	14,0	0,75	0,25	0,17	0,08
	9	5-60 m	10,7	4,0	2,7	1,3	14,0	0,76	0,29	0,19	0,10
	10	5-60 m	9,3	4,0	2,7	1,3	12,0	0,78	0,33	0,22	0,11
	11	5-60 m	8,0	4,0	2,7	1,3	10,0	0,80	0,40	0,27	0,13
	12	5-60 m	10,7	4,0	2,7	1,3	14,0	0,76	0,29	0,19	0,10
	13	5-60 m	9,0	3,0	2,0	1,0	12,0	0,75	0,25	0,17	0,08
	14	5-60 m	10,7	4,0	2,7	1,3	14,0	0,76	0,29	0,19	0,10
	15	5-60 m	10,7	4,0	2,7	1,3	14,0	0,76	0,29	0,19	0,10
	24	5-60 m	7,7	3,0	2,0	1,0	10,0	0,77	0,30	0,20	0,10
Bottniska viken	16	> 5 m	10,7	4,0	2,7	1,3	14,0	0,76	0,29	0,19	0,10
	17	> 5 m	10,0	4,0	2,7	1,3	13,0	0,77	0,31	0,21	0,10
	18	> 5 m	10,0	4,0	2,7	1,3	13,0	0,77	0,31	0,21	0,10
	19	> 5 m	10,0	4,0	2,7	1,3	13,0	0,77	0,31	0,21	0,10
	20	> 5 m	10,0	4,0	2,7	1,3	13,0	0,77	0,31	0,21	0,10
	21	> 5 m	10,0	4,0	2,7	1,3	13,0	0,77	0,31	0,21	0,10
	22	> 5 m	7,5	2,0	1,3	0,7	13,0	0,58	0,15	0,10	0,05
	23	> 5 m	6,3	1,5	1,0	0,5	11,0	0,57	0,14	0,09	0,05

¹ EK beräknas genom att dividera 20 %-percentilen med max BQI_m.

2.6 Kommentarer

2.6.1 Allmänt

I några områden har resultaten varit tydligt avvikande från resten av vattenförekomsterna inom typen. Ett sådant område är Rånefjärden i norra Bottenviken, området utanför Söderhamn, Stockholms inre skärgård, kustområdena runt Gotland och öster om Öland (se mer i underlagsrapporten⁴). Dessa områden kan vara berättigade till en djupare expertbedömning.

⁴ Bedömningsgrund för kust och hav. Bentiska evertebrater, M. Blomqvist, H. Cederwall, K. Leonards-son och R. Rosenberg, 2006

Metoden att på västkusten bestämma arternas känslighetsvärde efter förekomst i miljöer med olika diversitet samt faktorn med antal arter ger på västkusten en hög korrelation mellan indexet och antal arter. På ostkusten finns inte samma förhållande utan där kan indexet t. o. m. sjunka med ökande artantal då flera av de vanligaste arterna är toleranta mot påverkan det vill säga har låga känslighetsvärden.

2.6.2 Redskap

Bedömningsgrunden är utformad utgående från att provtagningsytan är ca 0,1 m². Detta är den provtagningsyta en standardmodell av van Veen-huggare eller en Smith-McIntyre-huggare har. Dessa redskap är standardredskapen i det nationella miljöövervakningsprogrammet. Används ett redskap med annan provtagningsyta kan resultaten visserligen räknas om till 0,1 m²-värden, men det är statistiskt sett inte korrekt. Om man tagit fyra hugg med ett redskap med 0,025 m² provyta får man sannolikt ett större antal taxa än om man tagit ett hugg med en standard van Veen-huggare. Standard-maskvidden hos såll vid makrofaunaundersökningar i marin miljö är 1x1 mm. Ovan nämnda standardredskap ska därför användas.

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 1.2

Bakgrundsrapport: Bedömningsgrund för kust och hav. Bentiska evertebrater.
Författare: Mats Blomqvist (Hafok AB), Hans Cederwall (SU), Kjell Leonardsson (UU),
Rutger Rosenberg (GU).

3 Makroalger & gömfröiga växter

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Djuputbredning	Näringsämnen /övergödning och grumling	En gång/år	Juli-september

3.1 Inledning

Makroalger tar upp närsalter direkt ur vattenmassan och speglar därför tillgången på näringsämnen och hur påverkad miljön är av utsläpp från t.ex. reningsverk och avrinning från skogs- och jordbruksmarker. Arterna påverkas även av grumling, sedimentation och olika gifter (industriutsläpp) i miljön. Både mängd och förekomst av arterna påverkas. Fördelen med fastsittande växter är just att de sitter på en plats och därför ger ett integrerat mått på vad som hänt i vattenmassan i området under en längre tidsperiod (månader till år). Detta innebär även att provtagningar kan ske med längre tidsintervall, lämpligen en gång per år, och ändå ge en god bild av tillståndet i miljön.

3.2 Ingående parametrar

Status i en typ beräknas utifrån maximal djuputbredning av ett antal fleråriga makroalger och några få gömfröiga vattenväxter. De utvalda arterna för respektive typ representerar arter som är vanligt förekommande, lättbestämda och förekommer över ett relativt stort område av kusten. Bedömningsgrunden gäller i första hand för hårda bottenar. För några typer med begränsad tillgång på hårbottenssubstrat, där urvalet av fastsittande makroalgsarter är få, ingår ett antal gömfröiga växter för mjuka bottenar. Profilen ska bestå av hårbotten när makroalger används för klassificering och av mjukbotten när kransalger och gömfröiga växter används. Bedömningsgrunden utgår ifrån sambandet mellan makrovegetationens djuputbredning och tillgången på ljus för makroalgerna och vattenväxternas tillväxt. Ljustillgången kan i sin tur korreleras till effekter av övergödning, som t.ex. minskat siktdjup, ökad mängd påväxt och grumling i vattenmassan av växtplankton. Fastsittande växters maximala djuputbredning i ett område är en bra indikator på hur kraftigt påverkad miljön är av hög närsaltbelastning.

För typerna 1-12 och 14-23 finns en bedömningsgrund. För typerna 13, 24 och 25 har inte någon bedömningsgrund kunnat tas fram då dessa vattenområden har stora naturliga fluktuationer i salthalt, vilket ger alltför stora mellanårsvariationer och makroalger anses inte vara en bra miljöindikator för antropogen påverkan i dessa områden.

Både halten av närsalter, vattnets naturliga salthalt och vågexponering påverkar sammansättningen av makroalgsarter och gömfröiga växter. Eftersom samma art inte förekommer i hela gradienten kan en klassificering inte göras utifrån en en-

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 2.1

skild arts maximala djuputbredning. En kombination av flera arters maximala djuputbredning måste därför användas för en bedömning av graden av påverkan. I avsnitt 3.7 beskrivs hur vegetationen generellt förändras vid ökande närsaltbelastning, minskat siktdjup, mer påväxt och ökad deposition av sedimentande partiklar. Denna kvalitativa beskrivning är enbart avsedd att användas som ett komplement, stöd och förklaring till den kvantitativa beräkningen av status. Den kan vara ett bra stöd vid expertbedömning då data enligt krav i föreskrifterna saknas. I den kvalitativa beskrivningen av olika påverkansgrad anges även maximal djuputbredning för några av de arter som ingår i den kvantitativa bedömningsgrunden. Syftet är att underlätta förståelsen för hur miljön har förändrats vid olika påverkan och hur den totala artsammansättningen ser ut när en art ska bedömas som utslagen i en transekt.

3.3 Krav på underlagsdata

3.3.1 Provtagningsmetodik

Metodiken som har använts och används i de nationella miljöövervakningsprogrammen skiljer sig åt något mellan ostkusten och Västerhavet. Metodik för att bestämma makroalgers maximala djuputbredning finns dock i båda programmen. De utvalda arter som behövs för denna bedömningsgrund finns i tabell 3.3. Förändringar av artsammansättningen i olika typer längs kusten beror på salthaltsförhållanden i respektive typ, som är en förutsättning för dessa arters förekomst.

Antalet transekter som behövs är beroende av vattenförekomstens storlek och på hur varierade de naturliga miljöförhållandena är. Ett minimum är att tre transekter krävs inom ett likartat område för att möjliggöra en statistisk utvärdering av variationen i djuputbredning. Ju fler transekter som ingår i underlaget för att göra en klassificering av ett områdes status desto högre säkerhet i klassificeringen.

Rekommenderad provtagningsfrekvens när det gäller att undersöka utbredningen av fleråriga makroalger är en gång per år. Provtagningen ska förläggas till senare delen av sommaren (juli-september). Om ett rullande provtagningsprogram läggs (då lokalen enbart besöks var andra eller tredje år) för den enskilda vattenförekomsten eller typen, krävs att årliga prover tas på några lokaler (t.ex. genom ett nationellt eller regionalt program i närheten) för att kunna bedöma mellanårsskillnader.

En detaljerad beskrivning av vedertagen provtagningsmetodik och strategier för val av lokaler som det hänvisas till i föreskrifterna (NFS 2008:1) finns i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning för ostkusten⁵ samt två stöddokument⁶ på samma sida samt motsvarande för västkusten⁷. En undersökning från 2005 hanterar behov av antal profiler samt säkerhet i klassificering⁸. För att underlätta ut-

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 2.2

⁵ Vegetationsklädda bottnar, ostkust (www.naturvardsverket.se)

⁶ Kautsky 1999 och 2000 (www.naturvardsverket.se)

⁷ Vegetationsklädda bottnar, västkust, Karlsson, 2005 (www.naturvardsverket.se)

⁸ Kullen-Paradishamn, Insamling av makroalgsvegetationsdata vid Kullen. Landskrona september 2005. Toxicon AB, Rapport 118-05.

veckling av ny metodik kan det även vara värdefullt att inkludera arternas täckningsgrad av bottenytan enligt den skala som metoden i nationella programmet beskriver.

3.3.2 Kriterier för transektens placering

Förutsättningar för att arter av makroalger och gömfröiga växter och deras maximala djuputbredning från en transekt ska kunna användas vid beräkning av ett EK-värde är att följande kriterier måste vara uppfyllda:

- djuputbredningen av minst tre arter måste ingå i transekten,
- salthalten måste ligga inom angivet intervall för aktuell typ (se typologin⁹),
- profilen ska bestå av hårbotten när makroalger används för klassificeringen och av mjukbotten om kransalger och gömfröiga växter används. I vissa områden kan en blandning av makroalgers och mjukbottensarter användas tillsammans, detta gäller speciellt i de nordligaste typerna i Bottniviken. I samtliga fall krävs att det finns rätt substrat tillgängligt ner till det maximala djupet för hög status, d. v. s. hårbotten för makroalger och mjukbotten för när kransalger och/eller gömfröiga växter används.
- profilens djup måste vara större än det maximala djupet för de ingående arterna vid hög status. Dock behöver en transekt inte vara djupare än 20 meter (för typ tre kan transekterna vara djupare än 20 m).

Om någon av punkterna ovan inte uppfylls kan insamlade data fortfarande användas som underlag för en expertbedömning tillsammans med avsnitt 3.7.

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 2.2

3.3.3 Taxonomi

För bestämning av de utvalda algerna i Östersjön föreslås "Alger vid Sveriges östersjökust"¹⁰. För övrigt är t.ex. Norsk Algeflora¹¹ lämplig bestämmingslitteratur för bestämning av makroalger. För bestämning av kransalger föreslås följande litteratur Charophytes of the Baltic Sea¹², The Baltic Marine Biologists Publication No 19¹³ samt en artikel om kransalger av Willén and Tolstoy i Svensk Botanisk Tidskrift¹⁴. De korrekta latinska namnen liksom tidigare namn och synonymer för makroalgarter finns på www.algaebase.org.

Eftersom många fintrådiga röd-, grön och brunalger kan vara svåra att bestämma till art ingår enbart två arter av släktet *Cladophora* i bedömningsgrunden. Det är viktigt att notera att dessa två arter skiljer sig i djuputbredning och att en bestämning till art därför är nödvändig. *Phyllophora pseudoceranoides* och *Coccolytus truncatus* är svåra att särskilja i Östersjön och ska där behandlas som en art.

⁹ NFS 2006:1

¹⁰ Tolstoy och Österlund, 2003

¹¹ Ruess, 1977

¹² Blindow, 1994

¹³ Schubert H, Blindow I eds., 2003

¹⁴ Willén och Tolstoy, svensk Botanisk Tidskrift nr 3-4 2007

3.4 Klassificering av status

Beräkning av statusklass för makroalger och gömfröiga växter görs enligt följande:

1. Bedöm maximal djuputbredning (m) av de ingående arterna i transekten. För att en transekt ska kunna klassificeras måste maximal djuputbredning av minst tre arter ingå.
2. Läs av i tabell 3.3 vilken poängklass det motsvarar för respektive art i den aktuella typen och omvandla till motsvarande poäng (5, 4, 3, 2 eller 1). En art ska räknas som utslagen enbart om det är belagt att den tidigare funnits i området och slagits ut genom mänsklig påverkan. (Som stöd för hur artsammansättning och djuputbredning förändras vid ökande närsaltpåverkan finns en kvalitativ beskrivning av status, avsnitt 3.7).
3. Summera poängen för samtliga ingående arter i transekten, beräkna medelvärdet av poängen och dela med fem. Det värde som erhålls är EK-värdet för *transekten*.
4. EK-värdet för *vattenförekomsten* beräknas som medelvärdet av samtliga (minst tre) transekters EK-värde och anges med standardavvikelse.
5. Läs av i tabell 3.2 vilken statusklass EK-värdet motsvarar för vattenförekomsten. Standardavvikelsen anger osäkerheten i statusklassificeringen.

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 2.3

Standardavvikelsen ger ett mått på hur osäker bedömningen är. I de fall då ett osäkerhetsintervall kring EK-värdet överlappar någon av klassgränserna mellan hög och god status eller god och måttlig status innebär detta att det beräknade EK-värdet ligger mycket nära en klassgräns. Detta föranleder att en rimlighetsbedömning ska göras, vilket finns beskrivet i avsnitt 4.1.1 i handbokens huvuddel. Se även avsnitt 4.1.2 i handbokens huvuddel för mer vägledning kring hur man kan hantera osäkerhet.

3.4.1 Ett beräkningsexempel för makroalger och gömfröiga växter

I tabell 3.1 presenteras djuputbredningsdata från tre undersökta transekter och ett EK-värde för respektive transekt. Detta värde erhålls genom att om en alg förekommer på minst det djup som satts som hög status ges den poängen fem. Vidare om den finns inom djupintervallet som anges för god status får den en fyra, för måttlig en trea, för otillfredsställande en tvåa och för dålig status slutligen en etta. Poängen för de sex arterna summeras och medelvärdet beräknas och delas sedan med fem (maxpoängen). Nedan presenteras ett exempel på hur denna beräkning kan se ut för tre transekter i Gullmarsfjorden (typ 2). Klassgränser för EK-värden finns i tabell 3.2 och poängskala för respektive art återfinns i tabell 3.3.

Tabell 3.1. Exempel på klassificering av status i typ 2. Den observerade maximala djuputbredningen för varje art anges inom parentes i meter vilket motsvarar för referensförhållande/hög status=5, god=4, måttlig=3, otillfredsställande=2 och dålig=1. Dessa används för att beräkna EK-värdet för de tre transekterna.

Makrovegetation Art	Referens- poäng	Observerat värde (i meter) och poäng		
		Transekt 1	Transekt 2	Transekt 3
Chondrus crispus	5	(15) = 5	(4,5) = 3	(5,5) = 3
Furcellaria lumbricalis	5	(6,9) = 3	(4,5) = 3	(5) = 3
Halidrys siliquosa	5	(5,4) = 3	finns, men inte i transekten	(3,9)=2
Saccharina latissima	5	(5,2) = 3	finns, men inte i transekten	finns, men inte i transekten
Phyllophora				
Pseudoceranoides	5	(6,7) = 3	(8) = 4	(7,5) = 4
Rhodomela				
Confervoides	5	(15) = 5	(1,5) = 2	(3,5) = 2
Medelvärde poäng	$5+5+5+5+5+5 = 30/6=5$	$5+3+3+3+3+5 = 22/6=3,66$	$3+3+4+2= 12/4=3$	$3+3+2+4+2= 14/5=2,8$
EK= obs.värde ref.värde	5/5 = 1	3,66/5 = 0,73	3/5 = 0,60	2,8/5 = 0,56

Resultatet är att transekt 1 får värdet 0,73, transekt 2 får värdet 0,60 och transekt 3 får värdet 0,56, med ett medelvärde på 0,63 för de tre transekterna. Detta innebär att området klassificeras till god status (EK-intervall 0,61-0,80 enligt tabell 3.2).

Det är viktigt att notera att arter som finns i området men inte förekommer i transekten inte ska ingå vid beräkningen av status. Denna bedömning måste göras i samband med inventeringen innan data lagras för analys. På samma sätt är det först när hela makroalgsamhället har förändrats drastiskt, när de flesta av de arter som finns kvar växer grunt, som saknade arter ska tas med och klassas som utslagna. De kvalitativa beskrivningarna i avsnitt 3.7 ger en bra vägledning till hur miljöförhållandena allmänt ser ut och kan vara till stöd vid ev. rimlighetsbedömning. Dock ska en art klassificeras som dålig, d.v.s. ges siffran ett vid beräkningen när den funnits i transekten under tidigare år och sedan försvunnit och där man kan misstänka en effekt av mänsklig påverkan.

3.5 Referensvärden och klassgränser

Klassgränser för statusklassificering finns i tabell 3.2. Poäng för de ingående arterna i respektive typ, för beräkning av EK-värden, finns i tabell 3.3. För tre typer (13, 24 och 25) har det inte gått att ta fram några referensvärden eller klassgränser. De har tydliga salthaltsgradienter, stor naturlig variation och information och data om djuputbredning av makroalger i ett opåverkat tillstånd saknas.

Tabell 3.2 Klassgränser för makroalger och gömfröiga växter. För makroalger och gömfröiga växter är EK-skalan lika för samtliga typer.

Status	EK-intervall
Hög status	0,81-1,0
God status	0,61-0,80
Måttlig status	0,41-0,60
Otillfredsställande status	0,21-0,40
Dålig status	0-0,20

Se FS
 bilaga 4,
 avsnitt 2.4

Intervallen mellan de olika klassgränserna för arten är ungefär lika stora. För alla arter innebär dålig status att arten inte längre finns närvarande utan att hela samhället är utslaget. Otillfredsställande status i ett vattenområde innebär att de utvalda arterna finns kvar men de växer grunt och glest. Någon av dem kan vara helt försvunnen.

Definitionen av en arts maximala djuputbredningsgräns skiljer sig, både mellan olika metoder och för olika arter. För att klassificera en arts maximala djuputbredning rekommenderas att använda den djupast funna individen.

Den kvalitativa beskrivningen av status för makroalger och gömfröiga växter (avsnitt 3.7) är avsedd som ett stöd för att avgöra om en art är utslagen i en vattenförekomst beroende på påverkan av ett försämrat siktdjup, ökad sedimentation eller andra effekter av övergödning eller av naturliga orsaker, såsom en variabel miljö och inte bara saknas i den undersökta transekten. Denna kvalitativa beskrivning är viktig för att kunna avgöra status och för att avgöra om arten ska anses vara utslagen på grund av mänsklig påverkan. För att göra rätt bedömning krävs kunskap om arternas miljökrav och tolerans mot olika övergödningseffekter. Det är i detta sammanhang som de kvalitativa beskrivningarna i avsnitt 3.7 kan användas.

Tabell 3.3. Gränsvärden (m) för maximal djuputbredning av utvalda makroalgsarter och gömfröiga växter. Gränsvärden saknas för typ 13, 24 och 25. Om arten tidigare har funnits vid lokalen men nu saknas ges 1 poäng. En kvalitativ beskrivning förändringar i artsammansättning finns i avsnitt 3.7, som stöd för bedömningen om en art är utslagen. Numrering av typer enligt typindelning i NFS 2006:1. *Phyllophora pseudoceranoides* innefattar även den i fält likartade *Coccolytus truncatus*.

Se FS
 bilaga 4,
 avsnitt 2.4

Typ	Taxa	5 poäng om > än:	4 poäng om > än:	3 poäng om > än:	2 poäng om ≤ än:	1 poäng om arten:
1 Västkustens inre kustvatten	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	7	4	4	utslagen
	<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	18	12	6	6	utslagen
	<i>Rhodomela confervoides</i>	12	7	4	4	utslagen
	<i>Zostera marina</i>	8	6	3	3	utslagen
	<i>Chondrus crispus</i>	8	5	3	3	utslagen
	<i>Delesseria sanguinea</i>	18	12	6	6	utslagen
	<i>Halidrys siliquosa</i>	8	5	3	3	utslagen
	<i>Saccharina latissima</i>	10	7	4	4	utslagen
	<i>Phycodrys rubens</i>	15	10	5	5	utslagen

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

2 Västkustens fjordar					
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	12	8	4	4	utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	10	8	4	4	utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	12	8	4	4	utslagen
<i>Zostera marina</i>	8	6	3	3	utslagen
<i>Chondrus crispus</i>	10	7	4	4	utslagen
<i>Delesseria sanguinea</i>	13	9	5	5	utslagen
<i>Halidrys siliquosa</i>	10	7	4	4	utslagen
<i>Saccharina latissima</i>	8	6	3	3	utslagen
<i>Phycodrys rubens</i>	13	8	4	4	utslagen

3 Skagerak, Västkustens yttre kustvatten					
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	12	9	5	5	utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	22	18	9	9	utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	12	9	5	5	utslagen
<i>Chondrus crispus</i>	13	9	5	5	utslagen
<i>Delesseria sanguinea</i>	22	18	9	9	utslagen
<i>Halidrys siliquosa</i>	10	8	4	4	utslagen
<i>Saccharina latissima</i>	12	9	5	5	utslagen
<i>Phycodrys rubens</i>	22	17	9	9	utslagen
Även arter med större max utbredning än 20 m vid hög status kan ingå i beräkning i typ 3.					

4 Kattegatt, Västkustens yttre kustområde					
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	12	8	4	4	Utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	12	8	5	5	Utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	12	8	4	4	Utslagen
<i>Chondrus crispus</i>	12	8	4	4	Utslagen
<i>Delesseria sanguinea</i>	16	8	5	5	Utslagen
<i>Halidrys siliquosa</i>	8	5	3	3	Utslagen
<i>Saccharina latissima</i>	10	6	4	4	Utslagen
<i>Phycodrys rubens</i>	16	8	5	5	Utslagen

5 Södra Hallands och norra Öresunds kustvatten					
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	7	4	4	Utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	12	7	4	4	Utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	10	7	3	3	Utslagen
<i>Zostera marina</i>	8	6	3	3	Utslagen
<i>Chondrus crispus</i>	8	5	2	2	Utslagen
<i>Delesseria sanguinea</i>	12	8	5	5	Utslagen
<i>Halidrys siliquosa</i>	8	5	3	3	Utslagen
<i>Saccharina latissima</i>	6	4	2	2	Utslagen
<i>Phycodrys rubens</i>	12	8	5	5	Utslagen

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

6 Öresunds kustvatten					
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	6	3	3	Utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	10	6	3	3	utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	10	7	3	3	utslagen
<i>Zostera marina</i>	8	6	3	3	utslagen
<i>Chondrus crispus</i>	8	5	2	2	utslagen
<i>Halidrys siliquosa</i>	8	5	3	3	utslagen
<i>Saccharina latissima</i>	6	4	2	2	utslagen

7 Skånes kustvatten					
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	6	3	3	utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	10	6	3	3	utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	8	5	3	3	utslagen
<i>Zostera marina</i>	8	6	3	3	utslagen

8 Blekinge skärgårds och Kalmarsunds inre kustvatten					
<i>Fucus serratus</i>	8	4	2	2	utslagen
<i>Fucus vesiculosus</i>	8	4	2	2	utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	6	3	3	utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	6	4	3	3	utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	6	4	2	2	utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	10	7	4	4	utslagen

9 Blekinge skärgårds och Kalmarsunds yttre kustvatten					
<i>Fucus vesiculosus</i>	10	6	3	3	utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	6	3	3	utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	8	6	4	4	utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	8	5	2	2	utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	12	7	3	3	utslagen

10 Östra Ölands, sydöstra Gotlands kustvatten samt Gotska sandön					
<i>Fucus vesiculosus</i>	7	5	2	2	utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	7	4	4	utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	15	11	6	6	utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	15	11	6	6	utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	15	11	6	6	utslagen
<i>Zostera marina</i>	6	4	2	2	utslagen

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

11 Gotlands västra och norra kustvatten						
<i>Fucus vesiculosus</i>	7	5	2	2		utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	7	4	4		utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	15	11	6	6		utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	15	11	6	6		utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	15	11	6	6		utslagen
<i>Zostera marina</i>	8	4	2	2		utslagen

12 Östergötlands samt Stockholms skärgård, mellankustvatten						
<i>Fucus vesiculosus</i>	6	4	2	2		utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	6	3	3		utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	8	5	2	2		utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	10	6	3	3		utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	10	6	3	3		utslagen

14 Östergötlands yttre kustvatten						
<i>Fucus vesiculosus</i>	8	5	3	3		utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	6	3	3		utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	10	6	4	4		utslagen
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	7	4	2	2		utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	10	6	4	4		utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	12	8	4	4		utslagen
<i>Tolypella nidifica</i>	6	3	1	1		utslagen
<i>Zostera marina</i>	7	4	2	2		utslagen

15 Stockholms skärgård, yttre kustvatten						
<i>Fucus vesiculosus</i>	8	5	3	3		utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	6	3	3		utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>	10	6	4	4		utslagen
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	7	4	2	2		utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	10	6	4	4		utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	12	8	4	4		utslagen
<i>Tolypella nidifica</i>	6	3	1	1		utslagen
<i>Zostera marina</i>	7	4	2	2		utslagen

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

16 Södra Bottenhavet, inre kustvatten						
<i>Cladophora aegagropila</i>	7	5	2	2		utslagen
<i>Cladophora rupestris</i>	7	5	2	2		utslagen
<i>Fucus vesiculosus/F.radicans</i>	7	5	3	3		utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	7	5	3	3		utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranooides</i>	10	6	4	4		utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	10	6	4	4		utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	11	8	4	4		utslagen
<i>Tolypella nidifica</i>	6	3	1	1		utslagen

17 Södra Bottenhavet, yttre kustvatten						
<i>Cladophora aegagropila</i>	12	8	4	4		utslagen
<i>Cladophora rupestris</i>	12	8	4	4		utslagen
<i>Fucus vesiculosus/F.radicans</i>	8	6	3	3		utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	10	6	3	3		utslagen
<i>Phyllophora pseudoceranooides</i>	10	6	4	4		utslagen
<i>Rhodomela confervoides</i>	10	6	4	4		utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	12	8	4	4		utslagen
<i>Tolypella nidifica</i>	6	3	1	1		utslagen

18 Norra Bottenhavet, Höga kustens inre kustvatten						
<i>Cladophora aegagropila</i>	7	5	2	2		utslagen
<i>Cladophora rupestris</i>	6	4	2	2		utslagen
<i>Fucus vesiculosus/F.radicans</i>	6	4	2	2		utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	6	4	2	2		utslagen
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	5	3	2	2		utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	9	6	3	3		utslagen
<i>Tolypella nidifica</i>	6	3	1	1		utslagen

19 Norra Bottenhavet, Höga kustens yttre kustvatten						
<i>Cladophora aegagropila</i>	9	6	3	3		utslagen
<i>Cladophora rupestris</i>	8	5	3	3		utslagen
<i>Fucus vesiculosus/F.radicans</i>	7	4	2	2		utslagen
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	8	5	3	3		utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	9	6	3	3		utslagen
<i>Tolypella nidifica</i>	6	3	1	1		utslagen

20 Norra Kvarkens inre kustvatten						
<i>Cladophora aegagropila</i>	10	8	4	4		utslagen
<i>Fucus vesiculosus/</i> <i>F.radicans</i>	5	4	2	2		utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	9	7	3	3		utslagen

21 Norra Kvarkens yttre kustvatten						
<i>Cladophora aegagropila</i>	10	8	4	4		utslagen
<i>Fucus vesiculosus/</i> <i>F.radicans</i>	6	4	2	2		utslagen
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	5	3	2	2		utslagen
<i>Sphacelaria arctica</i>	9	7	3	3		utslagen

22 Bottenviken, inre kustvatten						
<i>Cladophora aegagropila</i>	8	6	4	4		utslagen
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4	2	1	1		utslagen
<i>Tolypella nidifica</i>	5	3	1	1		utslagen
<i>Nitella</i>	10	6	3	3		utslagen
<i>Chara baltica/Chara aspera</i>	10	6	3	3		utslagen

23 Bottenviken, yttre kustvatten						
<i>Cladophora aegagropila</i>	8	6	4	4		utslagen
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4	2	1	1		utslagen
<i>Tolypella nidifica</i>	5	3	1	1		utslagen
<i>Nitella</i>	10	6	3	3		Utslagen
<i>Chara baltica/Chara aspera</i>	10	6	3	3		Utslagen

3.6 Kommentarer

Utöver de mätningar som krävs enligt föreskrifterna (NFS 2008:1) är följande mätningar av värde, (men ej tvingande):

- siktdjup mäts vid transekten eller ännu bättre vid flera tidpunkter i vattenområdet under inventeringen,
- den maximala djuputbredningen av andra arter än de som nu ingår i bedömningsgrunden registreras och även täckningsgrad noteras enligt den skala som metoden i nationella programmet beskriver. Genom ytterligare insamling av data kan bedömningsgrunden förbättras och ny metodik utvecklas framöver,
- salthalt och vågexponering är värdefull kompletterande information om förhållandena på lokalen liksom information om närsaltsförhållanden, klorofyll *a* och biologiska data om t.ex. proportionen annuella/perenna arter, drivande algmattor, mängd betare etc.
- En viktig faktor vid val av en ny provtagningslokal är vågexponering. Vågexponering påverkar förekomsten av de utvalda makroalgsarterna. Därför kan det vara en hjälp att välja lokal för inventeringen utifrån ett

sjökort och leta efter måttligt vågexponerade lokaler. På skyddade lokaler är djupa hårda bottenar mindre vanliga och djuputbredningen begränsas snarare av tillgång på bottenstrukturer än av tillgång på ljus. Detta innebär att transekten inte kan användas för en klassificering av status. Vågexponering ska därför ses som en viktig stödfaktor i processen att välja ut lämpliga provtagningsplatser.

En förutsättning för att beräkna ett EK-värde för varje vattenförekomst är att angivna kriterier uppfylls vid de ingående transekterna. Om lokalen som ska inventeras ligger nära land, t.ex. i innerskärgården och påverkas av avrinningen från en större flod eller å kan salthalten periodvis under året ligga under angivet salthaltsintervall. Detta kan göra att vissa arter slås ut eller att de inte kan klara av att föröka sig och därför saknas i området. Sådana lokaler kan inte användas för klassificering av status.

Den framtagna kvantitativa bedömningsgrunden för makroalgsvegetation kan enbart användas i områden och på lokaler där det finns hårda bottenar till ett djup där det är tillgången på hårda bottenar och inte ljus som begränsar de olika arternas djuputbredning. För gömfröiga växter och kransalger gäller istället att tillgång på mjukbotten och inte ljus ska begränsa arternas djuputbredning. Eftersom olika arter kan växa och överleva vid olika mängder av ljus är siktdjupet endast ett grovt mått för att bedöma den maximala djuputbredningen av makroalgsvegetationen. Generellt gäller att det dubbla siktdjupet motsvarar det djup där fastsittande makroalger, främst rödalger kan överleva och växa. Är det brist på djupa hårda bottenar i typen eller vattenförekomsten finns det ett antal olika möjligheter, som en del av en expertbedömning. En är att enbart använda några av de mer grunt levande arterna för en beräkning, eller att använda ett mindre antal av de föreslagna arterna. Ett annat alternativ är att enbart göra en bedömning av om status är god eller sämre. Genom ett sådant förfarande kan hårbottenprofiler med ett djup på minst det som dessa arter har vid gränsen mellan god och måttlig användas. Det krävs biologisk kunskap vid valet av placering av transekter så att de avspeglar områdets status.

Ett problem är att avgöra om en art är utslagen beroende på hög närsaltbelastning och olika effekter av övergödning, som t.ex. ökad sedimentation och/eller mycket påväxt av fintrådiga alger eller om den finns i området men inte registrerades i transekten vid inventeringen. Detta är främst ett problem vid en analys av tidigare insamlade data där denna information inte finns.

Genom att de utvalda arterna samtliga är lätta att identifiera och vanligt förekommande inom respektive typ är det troligen så att de, även om de inte registreras i transekten, hittas i närområdet eller vid någon annan av de studerade transekterna. Dessutom finns som stöd den kvalitativa beskrivningen för hur statusen ser ut vid olika påverkan (avsnitt 3.7). När en och samma profil återinventeras är det dels möjligt att dokumentera en ökning eller minskning i djuputbredning av en art, men också att belägga en utslagning av en eller flera arter.

3.7 Kvalitativa beskrivningar av makroalgsvegetation – vägledande stöd

Typ 1. Västkustens inre kustvatten

Hög - Algvegetationen är opåverkad eller endast obetydligt påverkad. Täta bestånd av blåstång (*Fucus vesiculosus*) och/eller knöltång (*Ascophyllum nodosum*). Eventuell påväxt består framförallt av brun- och rödalger och endast i enstaka fall av grönalger eller ett fåtal filtrerare. Undervegetationen är varierad. På exponerade lokaler kan blåstången vara utan blåsor. Djupare följer sågtång (*Fucus serratus*), *Halidrys siliquosa* och tarearter (*Laminaria spp.*). Därefter följer antingen ett gaffeltångsbälte (*Furcellaria lumbricalis*) alternativt ett artrikt rödalgsamhälle med arter som hummerbläcka/flikigt rödblåd (*Coccotylus truncatus/ Phyllophora pseudoceranoïdes*), ribbeblad *Delesseria sanguinea*, ekbladning (*Phycodrys rubens*) och rödris (*Rhodomela confervoides*).

God - Algvegetationen är något påverkad. Fortfarande täta bestånd av blåstång (*Fucus vesiculosus*) och/eller knöltång (*Ascophyllum nodosum*). Påväxten består av brun- och rödalger och även lite grönalger och filtrerare. Undervegetationen är varierad. På exponerade lokaler kan blåstången vara utan blåsor. Djupare följer sågtång (*Fucus serratus*), *Halidrys siliquosa* och tarearter (*Laminaria spp.*). Därefter följer antingen ett gaffeltångsbälte (*Furcellaria lumbricalis*) alternativt ett artrikt rödalgsamhälle med arter som hummerbläcka/flikigt rödblåd (*Coccotylus truncatus/Phyllophora pseudoceranoïdes*), ribbeblad (*Delesseria sanguinea*), ekbladning (*Phycodrys rubens*) och rödris *Rhodomela confervoides*. Båda tarearterna, ektången och rödalgsarterna går inte riktigt lika djup som under helt opåverkade eller obetydligt påverkade förhållanden, d.v.s. hög status.

Måttlig - Tydligt påverkat algvegetation. Glesa bestånd av blåstång och/eller knöltång växer tillsammans med grönalger. Purpurnori (*Porphyra purpurea*) kan vara vanlig under delar av året. Tångplantorna är övervuxna med grönalger och/eller filtrerande djur. De djupast växande plantorna av skräppetare (*Laminaria saccharina*) hittas på 4-5 m. Rödalgsarterna, rödris och kräkel maximala djuputbredning är runt 7 m. Fintrådiga- och bladformiga arter är vanligare, t.ex. grovsläke (*Ceramium nodulosum*) och rosenslick (*Polysiphonia stricta*). Totala antalet arter är lägre och flera känsliga arter har försvunnit jämfört med god status.

Otillfredställande - Kraftigt påverkade algsamhällen. Det djupa artrika rödalgsamhället är utslaget. Grunt växer enstaka exemplar av blåstång, ofta mycket starkt övervuxna av alger och filtrerande djur. De vanligaste påväxtalgerna är olika grönalgsarter av släktena, tarmalger (*Enteromorpha spp.*) och grönslickar (*Cladophora spp.*). Ibland filtrerande påväxtdjur dominerar olika mossdjur, blåmusslor och havstulpaner. Drivande algmattor kan vara vanliga. Artantalet har minskat drastiskt jämfört med måttlig status.

Dålig - Det fleråriga brunalgssamhället är utslaget. Mycket artfattigt samhälle. Algvegetationen domineras av grönalger. Vanliga släkten är tarmalger (*Enteromorpha spp.*), grönslickar (*Cladophora spp.*). Drivande algmattor är vanliga. I vissa fall finns enbart cyanobakterier (ofta felaktigt kallade blågrönalger) och andra bakterier.

Typ 3 och 4. Västkustens yttre kustvatten

Hög - Algvegetationen är opåverkad eller endast obetydligt påverkad. Den översta algvegetationen består av kortväxta, ettåriga, fintrådiga makroalger. Olika arter avlöser varandra under året. På sommaren består det översta bältet av flera rödalgsarter. Djupare ner kommer tarearterna (*Laminaria spp.*). Därefter följer antingen ett gaffeltångsbälte (*Furcellaria lumbricalis*) alternativt ett artrikt rödalgsamhälle med arter som hummerbläcka/flikigt rödblåd (*Coccotylus truncatus/ Phyllophora pseudoceranooides*), ribbeblad *Delesseria sanguinea*, ekbladning (*Phycodryis rubens*) och rödris (*Rhodomela confervoides*). Upprättväxande makroalger finns djupare än 25 m.

God - Algvegetationen är något påverkad. Den översta algvegetationen består av kortväxta, ettåriga, fintrådiga makroalger. Olika arter avlöser varandra under året. På sommaren består det översta bältet av flera rödalgsarter. Djupare ner kommer tarearterna (*Laminaria spp.*). Därefter följer antingen ett gaffeltångsbälte (*Furcellaria lumbricalis*) alternativt ett artrikt rödalgsamhälle med arter som hummerbläcka/flikigt rödblåd (*Coccotylus truncatus/Phyllophora pseudoceranooides*), ribbeblad *Delesseria sanguinea*, ekbladning (*Phycodryis rubens*) och rödris *Rhodomela confervoides*). Tarearterna och rödalgsarterna går inte riktigt lika djup som under helt opåverkade eller obetydligt påverkade förhållanden, d.v.s. hög status. Upprättväxande makroalger finns till och med 20 meters djup.

Måttlig - Algvegetationen är något påverkad. Den översta algvegetationen består av kortväxta, ettåriga, fintrådiga makroalger. Olika arter avlöser varandra under året. På sommaren består det översta bältet av flera rödalgsarter. De djupast växande plantorna av skräppetare (*Laminaria saccharina*) hittas på 4-6 m. Rödalgsarterna, rödris och kräkel maximala djuputbredning är runt 8 m. Upprättväxande makroalger förekommer ned till 10-15 meters djup. Totala antalet arter är lägre jämfört med god status.

Otillfredställande -Algvegetationen är kraftigt påverkad. Upprättväxande makroalger förekommer ned till 5 meters djup. Artantalet har minskat drastiskt främst de fleråriga brun- och rödalgsarterna. Kortlivade, fintrådiga och bladformiga arter dominerar.

Dålig - Det fleråriga algsamhället är utslaget. Artantalet är lågt. Kortlivade, fintrådiga och bladformiga arter förekommer maximalt ned till 1-2 meters djup.

Typ 8, 10 och 12. Hårdbotten i mellankustvatten i Egentliga Östersjön

Hög - Algvegetationen är opåverkad eller obetydligt påverkad. Kraftiga bältesbildande *Fucus*-bestånd förekommer från 0,5 till 3-4 meters djup under normalvattnestånd. Maximala djuputbredningen för blåstång är runt 6-8 meters djup. I södra Östersjön (Blekinge skärgård och Kalmarsund) bildar oftast sågtång (*Fucus serratus*) tångbältets nedre gräns. Undervegetationen består av röd- och brunalger och närmast ytan även av grönalgsläktena tarmalger (*Enteromorpha* spp.) och grönslickar (*Cladophora* spp.). Under sommar-höst är ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) och fjäderslick (*Polysiphonia fucooides*) vanligt förekommande. Under tångbältet finns ett artrikt samhälle bestående av bl.a. rödalger hummerbläcka/flikigt rödblåd (*Coccotylus/Phyllophora*), rödris (*Rhodomela confervoides*), brunalgerna *Sphacelaria* spp. och sudare (*Chorda* spp.) samt grönalgen bergborsting (*Cladophora rupestris*). Makroalgsvegetation finns ner till ca 12-15 meters djup.

God - Algsamhället är något påverkat. Blåstången är bältesbildande från 0,5 till 2-3 meters djup. Maximala djuputbredningen för blåstång är runt 6-8 meters djup. Tångplantorna har påväxt brunalger som oftast finns kvar under hela året. Vanlig påväxt av djur är mossdjuret *Electra crustulenta* och havstulpanen (*Balanus improvisus*). Under tångbältet finns ett artrikt samhälle bestående av bl.a. rödalger hummerbläcka/flikigt rödblåd (*Coccotylus/Phyllophora*), rödris (*Rhodomela confervoides*), brunalgerna *Sphacelaria* spp. och sudare (*Chorda* spp.) samt grönalgen bergborsting (*Cladophora rupestris*). Hummerbläcka och flikigt rödblåd samt kräkel är mindre vanliga än vid hög ekologisk status. Makroalgsvegetation finns ner till ca 10-12 meters djup.

Måttlig - Algvegetationen är tydligt påverkad. Glesa bestånd av blåstång från ca 0,5 till 2-3 meters djup. Tången är kraftigt överväxt av mossdjuret *Electra crustulenta* och havstulpaner (*Balanus improvisus*) samt blåmusslor. Påväxten av alger består av fintrådiga brun, röd och grönalger. Från ytan och några meter ner dominerar grönalger. Antalet makroalgsarter är mindre än vid god ekologisk status. Flera av de mer känsliga rödalgsarterna, t.ex. hummerbläcka/flikigt rödblåd (*Coccotylus/Phyllophora*), är mindre vanliga liksom ishavstofs (*Sphacelaria arctica*) medan tarmalger blir vanligare. Många av de fleråriga algarterna har sin maximala djuputbredningsgräns vid ca 5-6 meters djup.

Otillfredställande - Algvegetationen är kraftigt påverkad. Blåstång finns mycket grunt och i ett glest bestånd eller är helt försvunnen. Fintrådiga grönalger grönslick (*Cladophora glomerata*) och tarmalger (*Enteromorpha* spp.) är vanliga och avlöser delvis varandra under växtsäsongen. Antalet makroalgsarter har minskat ytterligare. Vegetationen når ner till ca 3-4 meters djup.

Dålig - Inga fleråriga makroalgsarter. Mycket få makroalgsarter hittas. Fintrådigt ”fluff” av grönalger och cyanobakterier, som delvis ligger i lösa sjok över botten. Rikligt med lösiggande alger. På botten förekommer ofta ett vitt puder/vita mattor av svavelbakterier särskilt i skrevor där dött algmaterial ligger kvar.

Typ 14 och 15. Yttre kustvatten i Egentliga Östersjön

Hög - Algvegetationen är opåverkad eller obetydligt påverkad. Vid ytan kraftig, kort blåstång (*Fucus vesiculosus*), bältesbildande med 25-100 % täckning. I södra Östersjön (Blekinge skärgård och Kalmarsund) bildar oftast sågtång (*Fucus serratus*) tångbältets nedre gräns. Ingen eller sparsam påväxt. Rödalgen ullsläke vanlig (*Ceramium tenuicorne*) nära ytan och nedåt tillsammans med kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) som utgör vanlig undervegetation till blåstång. Blåstångens maximala djuputbredning sträcker sig ned till 7-9 meters djup. Under tångbältet finns ett artrikt samhälle bestående av bl.a. rödalger hummerbläcka/flikigt rödblåd (*Coccolytus/Phyllophora*) och rödris (*Rhodomela confervoides*) Brunalger, ishavstofs (*Sphacelaria arctica*), sudare (*Chorda spp.*) och smalskägg (*Dictyosiphon foeniculaceus*) samt grönalgen bergborsting (*Cladophora rupestris*) förekommer också men är mindre vanliga. Makroalgvegetationens maximala djuputbredning är ca 12-14 meter.

God - Algvegetationen är något påverkad. Blåstången är ofta påväxt av röda och /eller bruna fintrådiga alger. Speciellt vanlig är brunalgen tångludd (*Elachista fucicola*). Tångens maximala djuputbredning är ner till ca 6-8 meters djup och många andra vanliga fleråriga arter växer inte djupare än 10-12 meter.

Måttlig - Algvegetationen är tydligt påverkad. Blåstången är kraftigt överväxt av mossdjuret *Electra crustulenta* och havstulpaner (*Balanus improvisus*) och i övre delarna av fintrådiga alger. Brunalger och trådformiga rödalger dominerar. Rikligt med blåmusslor (*Mytilus edulis*) och tusensnäcker (*Hydrobia spp.*) på blåstångsplantorna. Blåmusslor är vanliga från 3-5 meters djup och tränger delvis undan makroalgerna. Antalet makroalgsarter är mindre än vid god status. Flera av de mer känsliga rödalgsarterna har försvunnit. Många av de fleråriga algarterna har sin maximala djuputbredningsgräns vid ca 6-8 meters djup.

Otillfredställande - Algvegetationen är kraftigt påverkad. Blåstång finns mycket grunt och i ett glest bestånd eller är helt försvunnen. Fintrådiga bruna alger trådslick/molnslick (*Pylaiella* och *Ectocarpus*), grönslick (*Cladophora glomerata*) och olika tarmalger (*Enteromorpha spp.*) dominerar. Antalet makroalgsarter har minskat ytterligare. Vegetationen når ner till ca 3-4 meters djup.

Dålig -Inga fleråriga makroalgsarter. Mycket få makroalgsarter hittas. Fintrådigt ”fluff” av grönalger och cyanobakterier, som delvis ligger i lösa sjok över botten. Rikligt med lösliggande alger. På botten förekommer ofta ett vitt puder/vita mattor av svavelbakterier särskilt i skrevor där dött algmaterial ligger kvar.

Typ 16, 17, 18 och 19. Bottenhavet, inre och yttre kustvatten

Hög - Algvegetationen är opåverkad eller obetydligt påverkad. Blåstång (*Fucus vesiculosus*) bildar ett bälte från ca 2 till ca 6 m. De djupast växande plantorna finns på ca 7-11 m djup. Grunt växande tångplantor hittas i skrevor och på platser där inte isskrap når. Vid ytan dominerar fintrådiga grönalger som grönslick (*Cladophora*)

dophora glomerata), getraggsalg, (*Cladophora aegagrophila*) och bergborsting (*Cladophora rupestris*). Här förekommer också sudare (*Chorda filum*). Andra vanliga arter är rödalgen ullsläke (*Ceramium tenuicorne*), speciellt i yttre vågexponerade områden och brunalgen trådslick (*Pylaiella littoralis*). Kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och hummerbläcka (*Coccotylus*) förekommer. Brunalgen ishavstofs (*Sphacelaria arctica*) växer djupast ner till ca 12-15 meter.

God - Algvegetationen är något påverkad. Mängden fintrådiga brun-, grön- och rödalger ökar och arterna har en riklig påväxt av kiselalger. Blåstångens maximala djuputbredning minskar något liksom ishavstofsen (*Sphacelaria arctica*) som förekommer maximalt ner till ca 7-12 meter.

Måttlig - Algvegetationen är tydligt påverkad. Blåstångsbältet är uttunnat och de djupast växande plantorna förekommer vid ca 2-6 meter. Antalet makroalgsarter är mindre än vid god status. Fintrådiga grönalger kraftigt överväxta av kiselalger dominerar. Ishavstofsen (*Sphacelaria arctica*) också påväxt av kiselalger förekommer maximalt ner till ca 3-8 meter.

Otillfredställande - Algvegetationen är kraftigt påverkad. Blåstång finns mycket grunt (0–3 meter) i ett glest bestånd eller är helt försvunnen. De fintrådiga grönalgerna grönslick (*Cladophora glomerata*) och getraggsalg (*Cladophora aegagrophila*) dominerar kraftigt överväxta av fintrådigt ludd och kiselalger. Även olika tarmalger (*Enteromorpha spp.*) förekommer. Antalet makroalgsarter har minskat ytterligare. Vegetationen når ner till ca 3-4 meters djup.

Dålig -Få makroalgsarter hittas. Bottenytan täcks av långa luddiga slöjor av fintrådiga grönalger, bl.a. olika grönslickar och tarmalger samt cyanobakterier.

Bakgrundsrapport: Förslag till och vidareutveckling av bedömningsgrunder för kust och hav enligt krav i ramdirektivet vatten – Makroalger och några gömfröiga växter.
Författare: Lena Kautsky, Cecilia Wibjörn och Hans Kautsky (SU)

4 Växtplankton

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Biovolym	Näringsgrad/övergödning	3-5 ggr/år	Juni – augusti
Klorofyll <i>a</i>	Näringsgrad/övergödning	3-5 ggr/år	Juni – augusti

4.1 Inledning

Växtplankton reagerar snabbt på förändringar i närsaltsbelastning och lämpar sig väl att användas som indikator på ändrad vattenkvalitet. Förändringar i växtplanktonsamhället är ofta den primära orsaken till störningar i andra biotoper. Mängden växtplankton påverkar siktdjupet och därigenom de bentiska algbältenas vertikala utbredning. Ökad produktion av växtplankton är den främsta orsaken till påverkan på sedimentlevande organismer, direkt genom ökad födotillgång och/eller indirekt genom försämrade syreförhållanden. De utgör basen för all sekundärproduktion i havet och förändringar i växtplanktonproduktionen påverkar t.ex. fisk- och skalldjursproduktionen, bland annat genom giftiga algbloomingar.

4.2 Ingående parametrar

Status klassificeras utifrån biomassan av autotrofa och mixotrofa växtplankton uttryckt som biovolym (mm^3/L) och klorofyll *a* ($\mu\text{g}/\text{L}$). Då data på biovolym och klorofyll finns tillgängliga ska dessa vägas samman till en enhetlig statusklassificering för växtplankton (avsnitt 4.4.2). Saknas data för någon av parametrarna baseras klassificeringen på den kvarvarande parametern. Typ 8, 12, 13 och 24 ska salt-haltkorrigeras innan klassificering, se vidare i avsnitt 4.4.4.

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 3.1
och 3.2

4.3 Krav på underlagsdata

4.3.1 Biovolym

Klassificering av växtplanktons biovolym ska baseras på data från integrerade prov (slangprovtagning eller samlingsprov tagen med vattenhämtare på olika djup) från ytskiktet 0-10 m, eller diskreta prov från ytan (0,5 m) om vattendjupet är <12 m. Data från andra djupintervall kan räknas om till 0-10m med hjälp av omräkningsfaktorer i tabell 4.1.

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 3.3

4.3.2 Klorofyll *a*

Klassificering av klorofyll ska baseras på data från samma djup som biovolymproverna för Västerhavet (typ 1-7 och 25) och Bottniska viken (typområde 16-23). För Egentliga Östersjön (typ 8-15 och 24) ska klassificeringen vara baserad på data från 0,5 m djup (se även kommentar i avsnitt 4.6). Klorofylldata från avvikande

provdjup behöver korrigeras med empiriska samband så att de motsvarar ovan angivet djup och djupintervall (tabell 4.1).

Tabell 4.1. Ekvationer för omräkning av klorofyll a (**K**) från 0 m djup (yta, **Y**) till integrerat slangprov (**S**).

Omräkning	Ekvation	R ²	Data
Från 0 m till slangprov 0-10 m	$K_S=0,7146 \times K_Y+0,7903$	0,66	Typ 1, juni till augusti
Från 0 m till slangprov 0-10 m	$K_S=0,6829 \times K_Y+0,5565$	0,87	Typ 5, juni till augusti
Från 0 m till slangprov 0-10 m	$K_S=0,7515 \times K_Y+0,5107$	0,82	Typ 6, juni till augusti
Från slangprov 0-14/20 m till 0 m	$K_Y=1,2164 \times K_S+0,0422$	0,72	Himmerfjärden (typområde 12n) och Askö B1 (typ 14), juni till augusti
Från 0 m till slangprov 0-14/20 m	$K_S=0,5937 \times K_Y+0,6753$	0,72	Himmerfjärden (typområde 12n) och Askö B1 (typ 14), juni till augusti
Från slangprov 0-10 m till 0 m	$K_Y=1,2204 \times K_S-0,2865$	0,92	Svealands kustvattenvårdsförbunds karteringar juli-aug 2004-07, typ 12n, 15, 16
Från 0 m till slangprov 0-10 m	$K_S=0,7573 \times K_Y+0,51$	0,92	Svealands kustvattenvårdsförbunds karteringar juli-aug 2004-07, typ 12n, 15, 16

4.3.3 Provtagningsfrekvens och metoder

Bedömningsgrunden gäller för perioden juni-augusti. Prov ska tas minst tre men helst fem gånger per år, jämnt fördelat över denna period. Om data finns enbart för en begränsad period kan de, om det har betydelse för klassningen, korrigeras enligt kända förhållanden om hur biovolym och klorofyll normalt varierar över perioden. Exempelvis är klorofyll ofta något lägre i juni än i juli-augusti. Klassificeringen ska göras på data från minst tre år från den senaste sexårsperioden för att ta hänsyn till mellanårsvariationer. Vilken provtagningsfrekvens som behövs beror dels av storleken på den naturliga variationen i den aktuella vattenförekomsten, dels vilken status vattenförekomsten har. Generellt gäller att ju närmare en klassgräns ett värde ligger, desto fler prover krävs för att statistiskt säkerställa klassificeringen. Provtagningsintensiteten bör vara störst då man ligger nära gränsen mellan god och måttlig. Om förhållandena är goda eller mycket tydligt påverkade är inte mycket vunnet på att ännu säkrare kunna säga detta. Möjligheten att använda information från intilliggande vattenförekomster med likartade förhållanden måste också vägas in.

Provtagningsstationen ska vara representativ för vattenförekomsten. Om det förekommer gradienter inom en vattenförekomst kan flera provpunkter vara nödvändiga, åtminstone tills underlag för förläggning av en enda representativ provpunkt erhållits. En detaljerad beskrivning av vedertagna provtagningsmetoder som det hänvisas till i föreskrifterna (NFS 2008:1) finns i Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning¹⁵.

Bedömningsgrunden för växtplanktons biovolym är baserad på kvantifiering och artbestämning av växtplankton i Lugol-konserverade prover. Analysen görs

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 3.3

¹⁵ Undersökningstyper, Växtplankton (www.naturvardsverket.se)

med inverterat ljusmikroskop enligt Naturvårdsverkets undersökningstyper eller HELCOM:s COMBINE-manual¹⁶, vilka båda är baserade på Utermöhlmetoden. Metoden ger en nedre storleksgräns för räknade växtplankton på ca 2 µm, vilket exkluderar encelliga picoplankton från analysen. Kolonier eller filament av små picoplankton (t.ex. *Cyanodictyon*, *Snowella*, *Pseudanabaena*) ska dock räknas. Biovolymen erhålls genom användandet av arternas storleksklasser enligt Biovolumes and Size-Classes of Phytoplankton in the Baltic Sea¹⁷ med senaste version av tillhörande excel-fil. Excel-filen kommer att uppdateras regelbundet med gällande artnamn, nya arter och storleksklasser och kommer att finnas tillgänglig på den nationella datavärdens (SMHI:s) hemsida under namnet "Växtplankton PEG-biovolym". Obligatoriska heterotrofa organismer enligt denna förteckning ska inte inkluderas vid beräkning av biovolym.

Klorofyll *a* analyseras enligt standardmetoder: svensk standard (SS 02 81 46), som föreskriver aceton som extraktionsmedel, eller enligt HELCOM:s COMBINE-manual som föreskriver etanol. Enligt båda metoderna filtreras vatten genom glasfiberfilter och extraheras med lösningsmedlet före mätning av absorbans i spektrofotometer, eller fluorometer, som kalibreras mot spektrofotometer. Värdena behöver inte räknas om men metodreferens ska lämnas vid rapportering av data.

4.4 Klassificering av status

4.4.1 Beräkning av EK och klassificering av status

Beräkning av statusklass för biovolym och klorofyll *a* görs enligt följande:

- 1) För alla typer utom 8,12,13 och 24 beräknas den ekologiska kvalitetskvoten (EK) för varje enskilt prov utifrån referensvärden i tabellerna 4.4- 4.5, enligt $EK = (\text{Referensvärde}) / (\text{Observerat värde})$. $0 \leq EK \leq 1$, d.v.s. EK sätts till max 1. För typ 8, 12, 13 och 24 beräknas EK för varje enskilt prov enligt avsnitt 4.4.4.
- 2) Medelvärdet av EK beräknas för varje år och *provtagningstation*.
- 3) Medelvärdet av EK beräknas för varje år och *vattenförekomst* utifrån representativa stationer.
- 4) Medelvärdet av EK beräknas på data från minst tre år från den senaste sexårsperioden.
- 5) Statusklassificering görs genom att flerårsmedelvärdet av EK jämförs med de angivna EK-klassgränserna i tabell 4.4-4.5.
- 6) Om EK beräknats för både biovolym och klorofyll vägs EK samman enligt beskrivning nedan (avsnitt 4.4.2) för slutlig statusklassificering.

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 3.4.1

¹⁶ www.helcom.fi

¹⁷ Olenina et al. 2006, se HELCOMs hemsida http://www.helcom.fi/groups/monas/en_GB/biovolumes

Se FS
 bilaga 4,
 avsnitt 3.4.3

4.4.2 Sammanvägning av EK för biovolym och klorofyll a

Steg 1) Sammanvägningen ska baseras på klassificerad status för biovolym samt klorofyll a. Statusklasserna ges ett numeriskt värde enligt tabell 4.2. För varje parameter beräknas ett viktat klassvärde genom formel 4.1 innan sammanvägningen görs enligt steg 2.

Tabell 4.2. Statusklassernas indelning i numeriska värden.

Status	Numeriskt värde
Hög status	4 - 4,99
God status	3 - 3,99
Måttlig status	2 - 2,99
Otillfredsställande status	1 - 1,99
Dålig status	0 - 0,99

Den numeriska klassen (N_{klass}) beräknas för respektive parameter för aktuellt EK-klassintervall (EK_{nedre} – $EK_{övre}$) enligt formel 4.1.

$$(N_{klass}) = (N_{nedre}) + (EK_{beräknat} - EK_{nedre}) / (EK_{övre} - EK_{nedre})$$

Formel 4.1.

(N_{klass}) = viktat statusklassvärde för varje parameter.

N_{nedre} = första siffran (heltal) i de numeriska värdena för statusklassen enligt tabell 4.2.

$EK_{beräknat}$ = beräknat EKvärde från klassificeringen.

EK_{nedre} och $EK_{övre}$ = EK för nedre och övre klassgräns för motsvarande klass, hämtas från tabell 4.4-4.5 nedan. EK_{nedre} för dålig status = 0 och $EK_{övre}$ för hög status = 1.

Steg 2) Beräkna medelvärdet av de numeriska klassningarna (N_{klass}) för biovolym och klorofyll a, vilket blir den sammanvägda klassificeringen av växtplankton. Statusklassificeringen avgörs av medelvärdet för den numeriska klassningen enligt tabell 4.2.

4.4.3 Ett beräkningsexempel för växtplankton i typ 9

1) Referensvärde i typ 9 för biovolym är 0,18 och för klorofyll a 1,2. Antag att observerade värden för klorofyll och biovolym är dessa:

	Biovolym			Klorofyll a		
	juni	juli	augusti	juni	juli	augusti
År 2003	0,27	0,25	0,24	2.2	1.7	1.9
År 2004	0,29	0,25	0,24	2.3	1.7	1.9
År 2005	0,28	0,23	0,23	2	1.6	1.8

Översätt alla observerade biovolym- och klorofyllvärden till EK-värden. För biovolym beräknas för typ 9 detta enligt $EK=0,18/(\text{observerad biovolym})$. För klorofyll beräknas detta enligt $EK=1,2/(\text{observerat klorofyllvärde})$.

2a) Biovolymvärden omvandlade till EK-värden

år 2003: 0,67; 0,71 och 0,75 ger medelvärde 0,71

år 2004: 0,62; 0,72 och 0,76 ger medelvärde 0,70

år 2005: 0,64; 0,77 och 0,77 ger medelvärde 0,73

- 3) Medelvärde av EK biovolym för en treårsperiod: $(0,71+0,70+0,73)/3 = 0,71$
- 4) 0,71 motsvarar god status (tabell 4.4) vilket ger $N_{\text{nedre}} = 3$ (tabell 4.2)
- 5) Numerisk klass biovolym: $(N_{\text{klass}})=(N_{\text{nedre}})+(EK_{\text{beräknat}}-EK_{\text{nedre}})/(EK_{\text{övre}}-EK_{\text{nedre}})$
EK-gränser för god statusklass i typ 9 är 0.56-0.72, vilket ger:
$$(N_{\text{klass}}) = 3 + (0,71-0,56)/(0,72-0,56) = 3,94$$
- 2b) Klorofyll *a* värden omvandlade till EK-värden
år 2003: 0,54; 0,71 och 0,64 ger medelvärde 0,63
år 2004: 0,52; 0,69 och 0,62 ger medelvärde 0,61
år 2005: 0,59; 0,73 och 0,67 ger medelvärde 0,66
- 3) Medelvärde av EK klorofyll *a* för en treårsperiod: $0,63+0,61+0,66 = 0,63$
- 4) EK 0,63 motsvarar måttlig status (tabell 4.5) vilket ger $N_{\text{nedre}} = 2$ (tabell 4.2)
- 5) Numerisk klass klorofyll *a* $(N_{\text{klass}})= 2 + (0,63-0,35)/(0,67-0,35) = 2,87$
- 6) **Sammanvägning:** Medelvärde av de numeriska klasserna för biovolym och klorofyll *a*: $(3,94+2,87)/2 = 3,4$ vilket gör att vattenförekomsten klassificeras som god status för kvalitetsfaktorn växtplankton (god status=3-3,99 enligt tabell 4.2).

4.4.4 Beräkning vid klassificering i salthaltsgradienter – i typ 8, 12, 13 och 24

I typerna 8, 12, 13 och 24 krävs alltid data på salthalt tillsammans med de klorofyll- och biovolymdata som ska klassificeras. Utifrån salthalten beräknas graden av sötvattenpåverkan och utifrån detta sedan ett nytt referensvärde för totalkväve utifrån referensvärdena i havet och i tillrinnande sötvatten. Med empiriska samband med totalkväve beräknas motsvarande referensvärden för klorofyll och biovolym. Dessa används för att beräkna EK-värden för de salthaltsberoende typerna 8, 12, 13 och 24. Beräkningarna beskrivs stegvis teoretiskt under punkt 1-4 nedan. För att underlätta beräkningen rent praktiskt har en Excel-applikation utarbetats (finns att tillgå på www.naturvardsverket.se). I denna läggs mätdata in, val av typ görs, och resultatet kan ses i form av EK-värden för mätningarna.

Alternativt kan observerade värden för klorofyll och biovolym direkt jämföras med klassgränser för olika salthaltsintervall för respektive typ enligt tabell 4.6 - 4.7 i avsnitt 4.5.3. Dessa tabeller är dock baserade på nominella (ungefärliga) utsjö-salthalter (punkt 1 nedan) vilket tillför osäkerhet om graden av sötvattenpåverkan men kan användas då mätdata för utsjö-salthalt saknas.

Den procedur för klassificering av klorofyll och biovolym i salthaltsgradienter som beskrivs i punkt 3-4 nedan har anpassats till proceduren för klassificering av näringsämnen. Den metoden utgår från en faktoruppräknings av klassgränserna för yttre kustområdet eller utsjön för att erhålla samma EK vid klassgränserna i hela salthaltsgradienten. Detta medför mer tillåtande klassgränser än om mätvärdena istället korrigeras för den faktiska naturliga kvävetillförseln och sedan klassificeras enligt gränserna för det yttre kustområdet. Klassificering enligt denna alternativa s.k. korrektionsmetod finns beskriven i anslutning till Excel-applikationen (www.naturvardsverket.se) som kan användas för att beräkna utfallet av både när-

Se FS
bilaga 4,
avsnitt 3.4.2

ingsämnen och växtplankton. Korrektionsmetoden kan även användas för att beräkna utsjökorrektioner. Med dessa kan hänsyn tas till allmänt försämrad status i utsjön för att ge underlag för var lokala åtgärder kan vara nödvändiga för att uppnå god status. Metoden för beräkning av utsjökorrektioner beskrivs under punkt 5 nedan.

1. Beräkning av faktor för sötvattenspåverkan

Graden av sötvattenspåverkan beräknas utifrån observerad salthalt (S) i vattenförekomsten som ska klassificeras samt en jämförelsesalthalt (S_{hav}) från utsjön eller yttre kustområde som är obetydligt påverkat av lokal sötvattentillförsel. Jämförelsesalthalten bör vara mätt vid samma tillfälle. Då observerad jämförelsesalthalt saknas kan nominell (ungefärlig) salthalt användas. ($S_{hav} \approx 7$ för typ 8, och $S_{hav} \approx 6$ för typ 12, 13 och 24, uträknade värden finns tabellerade i tabell 4.6 - 4.7, avsnitt 4.5.3). Den nominella utsjösalhalten gör dock att uppskattningen av graden av sötvattenspåverkan blir osäkrare än vid användning av observerad utsjösalhalt.

Saltkorrektionsfaktorn, S_f , beräknas för varje mättillfälle (för varje klorofyll- och biovolymvärde) enligt:

$$S_f = (S_{hav} - S) / S_{hav} \quad 0 \leq S_f \leq 1$$

Om salthalten i området som ska klassificeras är lika hög som jämförelsesalthalten blir salthaltskorrektionen 0. Om det är rent sötvatten blir faktorn 1. Vid en högre observerad salthalt än jämförelsesalthalten sätts saltkorrektionsfaktorn till 0. En högre salthalt i inre kustområde kan bero på uppvällning av bottenvatten och detta bör noteras vid klassificering eftersom det kan ge förklaring till t.ex. förhöjda fosfornivåer.

2. Beräkning av referensvärde för totalkväve

Referenshalt för TN vid viss salthalt (TN_{refSf}) beräknas enligt:

$$TN_{refSf} = TN_{refhav} + S_f \times (TN_{ref_sötv} - TN_{refhav})$$

där TN_{refhav} är referensvärdet för totalkväve i utsjön, $TN_{ref_sötv}$ är referensvärdet i sötvatten, och S_f är saltkorrektionsfaktorn.

3. Beräkning av referensvärde för klorofyll a, biovolym och siktdjup

Referensvärden för klorofyll vid viss salthalt ($KFYLL_{refSf}$) beräknas enligt:

$$KFYLL_{refSf} = A \times (TN_{refSf})^B$$

där TN_{refSf} är referensvärdet för TN vid viss salthalt och A och B är från empiriskt funnet samband mellan klorofyll och totalkväve. Referensvärden för siktdjup (SIK_{refSf}) och växtplanktons biovolym ($BIOV_{refSf}$) beräknas med motsvarande empiriska relationer (tabell 4.3).

Tabell 4.3. Ekvationer som används vid korrigering av referensvärden. Dessa antas gälla för typ 8,12,13 och 24 i egentliga Östersjön. För övriga typer används fasta gränser inom varje typ, d.v.s. ingen korrektion görs för näringstillförsel motsvarande referenshalt i tillrinnande sötvattnet. A och B sätts in i ekvationerna under rubriken 'Relation' på angivet ställe.

Relation	A	B	Referens
Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$) = $A \times \text{TN}$ ($\mu\text{mol/l}$) ^B	0,0051	1,9974	Larsson et al. 2006
Siktdjup (m) = $A \times \text{TN}$ ($\mu\text{mol/l}$) ^B	1023,3	-1.696	Larsson et al. 2006
Biovolym (mm^3/l) = $A \times \text{TN}$ ($\mu\text{mol/l}$) ^B	$1,05 \times 10^{-4}$	2,6878	Larsson et al. 2006

4. Beräkning av EK för klorofyll a, biovolym och siktdjup

EK för klorofyll beräknas enligt:

$$EK_{\text{Kfyll}} = \text{KFYLL}_{\text{refSf}} / \text{KFYLL}_{\text{obs}}$$

där $\text{KFYLL}_{\text{obs}}$ är observerat klorofyll som ska klassificeras. Motsvarande beräkningar för biovolym blir:

$$EK_{\text{Biov}} = \text{BIOV}_{\text{refSf}} / \text{BIOV}_{\text{obs}}$$

och för siktdjup

$$EK_{\text{Sikt}} = \text{SIKT}_{\text{obs}} / \text{SIKT}_{\text{refSf}}$$

$0 \leq EK \leq 1$, d.v.s. EK sätts till max 1.

5. Beräkning av utsjökorrektioner för planering av åtgärder

En allmän försämring i utsjön kommer också ha inverkan på förhållandena i skärgården. För att underlätta bedömning av lokal påverkan på kustvattnet kan utsjöbidraget räknas bort. Därmed kan områden identifieras inom avrinningsområdet där åtgärder behövs för att uppnå god status. Detta ska inte tillämpas i bedömningsgrunden vid klassificering av status, men kan användas som ett stöd vid framtagande av åtgärdsprogram. Vid full salthalt motsvaras utsjökorrektionen av skillnaden mellan observerad TN i utsjön ($\text{TN}_{\text{obs}_{\text{hav}}}$) och referenshalten i utsjön ($\text{TN}_{\text{ref}_{\text{hav}}}$). För sötvattenspåverkade områden, med salthalten S, blir utsjökorrektionen ($\text{TN}_{\text{hav}_{\text{korrektion}}}$) mindre och kan beräknas enligt:

$$\text{TN}_{\text{hav}_{\text{korrektion}}} = S/S_{\text{hav}} \times (\text{TN}_{\text{obs}_{\text{hav}}} - \text{TN}_{\text{ref}_{\text{hav}}})$$

där S_{hav} är utsjösalthalten.

För klorofyll, biovolym och siktdjup beräknas utsjökorrektionerna enligt:

$$\text{KFYLL}_{\text{hav}_{\text{korrektion}}} = A(\text{TN}_{\text{obs}})^B - A(\text{TN}_{\text{obs}} - \text{TN}_{\text{hav}_{\text{korrektion}}})^B$$

$$\text{BIOV}_{\text{hav}_{\text{korrektion}}} = A(\text{TN}_{\text{obs}})^B - A(\text{TN}_{\text{obs}} - \text{TN}_{\text{hav}_{\text{korrektion}}})^B$$

$$\text{SIKT}_{\text{hav}_{\text{korrektion}}} = A(\text{TN}_{\text{obs}} - \text{TN}_{\text{hav}_{\text{korrektion}}})^B - A(\text{TN}_{\text{obs}})^B$$

där värdena för A och B kommer från motsvarande empiriskt samband med totalkväve enligt tabell 4.3.

Utsjökorrektionerna subtraheras från observerade värden (TN_{obs} , $KFYLL_{obs}$, $BIO-V_{obs}$, $SIKT_{obs}$) före klassificering.

Denna utsjökorrigerade klassificering ger en uppfattning om hur mycket lokal tillförsel påverkar vattenkvaliteten och kan utgöra underlag för dimensionering av eventuella åtgärder.

4.5 Referensvärden och klassgränser

I tabellerna nedan anges referensvärden och klassgränser för biovolym och klorofyll samt salthaltsrelaterade värden för de salthaltsberoende typerna 8, 12, 13 och 24. Värdena i tabell 4.6-4.7 är baserade på nominella (ungefärliga) utsjösalthalter vilket tillför osäkerhet om graden av sötvattenpåverkan men kan användas då mätdata på utsjösalthalt saknas. För beräkning av statusklass ska referensvärden (RV) och EK-värden användas. Klassgränser för absolutvärden är nedan enbart angivna för att kunna få en enkel uppfattning om gränsdragning och status.

4.5.1 Biovolym

Tabell 4.4. Referensvärden (Rv) och klassgränser (HG, GM, MO, OD) och motsvarande EK för sommartida (juni-aug) biovolym av växtplankton (mm³/L). Grå markering anger att referensvärdena ska korrigeras utifrån observerad salthalt före beräkning av EK och jämförelse av dessa med EK-klassgränserna (se tabell 4.6 a-c).

Typområde	Biovolym (mm ³ /l)					Biobolym EK			
	Rv	HG	GM	MO	OD	HG	GM	MO	OD
Västerhavet									
1n	0,8	1,2	1,55	3,1	6,1	0,67	0,52	0,26	0,13
1s	0,9	1,3	1,7	3,3	6,6	0,69	0,53	0,27	0,14
2	1,35	2,0	3,0	4,5	7,95	0,68	0,45	0,3	0,17
3	0,8	1,2	1,55	3,1	6,1	0,67	0,52	0,26	0,13
25	1,4	2,1	2,75	4,8	8,35	0,67	0,51	0,29	0,17
4	0,5	0,75	1,1	2,25	6,1	0,67	0,45	0,22	0,08
5	0,7	1,2	2,1	4,2	7,3	0,58	0,33	0,17	0,1
6	0,25	0,4	0,75	2,4	4,9	0,63	0,33	0,1	0,05
Egentliga Östersjön									
7	0,18	0,25	0,32	0,74	2,26	0,72	0,56	0,24	0,08
8	0,18	0,25	0,32	0,74	2,26	0,72	0,56	0,24	0,08
9	0,18	0,25	0,32	0,74	2,26	0,72	0,56	0,24	0,08
10	0,18	0,25	0,32	0,74	2,26	0,72	0,56	0,24	0,08
11	0,18	0,25	0,32	0,74	2,26	0,72	0,56	0,24	0,08
12	0,18	0,25	0,32	0,74	2,26	0,72	0,56	0,24	0,08
13	0,18	0,25	0,32	0,74	2,26	0,72	0,56	0,24	0,08
14	0,18	0,25	0,32	0,74	2,26	0,72	0,56	0,24	0,08
15	0,18	0,25	0,32	0,74	2,26	0,72	0,56	0,24	0,08
24	0,18	0,25	0,32	0,74	2,26	0,72	0,56	0,24	0,08
Bottenhavet									
16	0,21	0,32	0,47	0,87	2,64	0,66	0,45	0,24	0,08
17	0,18	0,27	0,4	0,74	2,26	0,67	0,45	0,24	0,08
18	0,21	0,32	0,47	0,87	2,64	0,66	0,45	0,24	0,08
19	0,18	0,27	0,4	0,74	2,26	0,67	0,45	0,24	0,08
Botten- viken									
20	0,16	0,25	0,37	0,67	2,05	0,64	0,43	0,24	0,08
21	0,15	0,27	0,4	0,74	2,26	0,56	0,38	0,2	0,07
22	0,16	0,25	0,37	0,67	2,05	0,64	0,43	0,24	0,08
23	0,15	0,27	0,4	0,74	2,26	0,56	0,38	0,2	0,07

Se FS
 bilaga 4,
 avsnitt 3.5.1

4.5.2 Klorofyll a

Tabell 4.5. Referensvärden (Rv), klassgränser (HG, GM, MO, OD) och motsvarande EK för sommarhalter av klorofyll a ($\mu\text{g/L}$). Grå markering anger att referensvärdena ska korrigeras utifrån observerad salthalt före beräkning av EK och jämförelse av dessa med EK-klassgränserna (se tabell 4-7 a-c).

Typområde	Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$)					Klorofyll a EK			
	Rv	HG	GM	MO	OD	HG	GM	MO	OD
Västerhavet									
1n	1,3	1,7	2,1	3,7	6,7	0,76	0,62	0,35	0,19
1s	1,6	2,1	2,8	4,6	8,0	0,76	0,57	0,35	0,2
2	1,9	2,4	3,6	5,6	8,3	0,79	0,53	0,34	0,23
3	1,1	1,4	1,8	3,5	6,2	0,79	0,63	0,31	0,18
25	1,8	2,1	2,7	4,1	6,5	0,86	0,67	0,44	0,28
4	1,0	1,2	1,5	3,0	6,0	0,83	0,67	0,33	0,17
5	1,0	1,2	1,5	3,0	6,0	0,83	0,67	0,33	0,17
6	0,9	1,1	1,5	2,4	4,9	0,82	0,59	0,37	0,18
Egentliga Östersjön									
7	1,2	1,5	1,8	3,4	8,0	0,8	0,67	0,35	0,15
8	1,2	1,5	1,8	3,4	8,0	0,8	0,67	0,35	0,15
9	1,2	1,5	1,8	3,4	8,0	0,8	0,67	0,35	0,15
10	1,2	1,5	1,8	3,4	8,0	0,8	0,67	0,35	0,15
11	1,2	1,5	1,8	3,4	8,0	0,8	0,67	0,35	0,15
12	1,2	1,5	1,8	3,4	8,0	0,8	0,67	0,35	0,15
13	1,2	1,5	1,8	3,4	8,0	0,8	0,67	0,35	0,15
14	1,2	1,5	1,8	3,4	8,0	0,8	0,67	0,35	0,15
15	1,2	1,5	1,8	3,4	8,0	0,8	0,67	0,35	0,15
24	1,2	1,5	1,8	3,4	8,0	0,8	0,67	0,35	0,15
Bottenhavet									
16	1,4	1,8	2,3	4,3	10,1	0,78	0,61	0,33	0,14
17	1,2	1,5	2,0	3,7	8,7	0,8	0,6	0,32	0,14
18	1,4	1,8	2,3	4,3	10,1	0,78	0,61	0,33	0,14
19	1,2	1,5	2,0	3,7	8,7	0,8	0,6	0,32	0,14
Bottenviken									
20	1,2	1,8	2,3	4,3	10,1	0,67	0,52	0,28	0,12
21	1,1	1,5	2,0	3,7	8,7	0,73	0,55	0,3	0,13
22	1,2	1,8	2,3	4,3	10,1	0,67	0,52	0,28	0,12
23	1,1	1,5	2,0	3,7	8,7	0,73	0,55	0,3	0,13

Se FS
 bilaga 4,
 avsnitt 3.5.2

4.5.3 Ungefärliga referensvärden och klassgränser i salthaltsgradienter baserat på nominell utsjösalthalt

Tabellerna nedan kan användas för att grovt klassificera klorofyll och biovolym i typ 8, 12, 13 och 24 utifrån salthalt. Tabellerna är baserade på antagande om viss nominell utsjösalthalt vilket gör att uppskattningen av graden av sötvattenpåverkan blir osäkrare än om beräkning görs med observerad utsjösalthalt. Tabellerna kan användas då mätdata på utsjösalthalt saknas. Beräkningar med både observerade

och nominella utsjösalthalter kan göras i Excel-applikationen (nämnd i avsnitt 4.4.4). Värdena är baserade på antagandet om att samma EK-gränser gäller i hela gradienten.

Biovolym

Tabell 4.6 a. Salthaltsintervall med referensvärden och klassgränser för biovolym (mm³/l) i **typerna 12n och 24**, baserat på antagen nominell utsjösalthalt på 6 och referensvärde för totalkväve i sötvatten på 23 µmol/l. Beräkningar har gjorts enligt avsnitt 4.4.4. Klassgränserna för EK i tabell 4.4 gäller för klassificering.

Salthaltsintervall	Rv	HG	GM	MO	OD	
0-	1	0.44	0.62	0.84	2.15	5.78
1-	2	0.38	0.53	0.71	1.82	4.90
2-	3	0.32	0.44	0.59	1.53	4.11
3-	4	0.26	0.37	0.49	1.27	3.40
4-	5	0.21	0.30	0.40	1.03	2.78
5-	6	0.17	0.24	0.32	0.83	2.23
>6		0.18	0.25	0.32	0.74	2.26

Tabell 4.6 b. Salthaltsintervall med referensvärden och klassgränser för biovolym (mm³/l) i **typerna 12s och 13**, baserat på antagen nominell utsjösalthalt på 6 och referensvärde för totalkväve i sötvatten på 34 µmol/l. Beräkningar har gjorts enligt avsnitt 4.4.4. Klassgränserna för EK i tabell 4.4 gäller för klassificering.

Salthaltsintervall	Rv	HG	GM	MO	OD	
0-	1	1.21	1.69	2.28	5.86	15.75
1-	2	0.92	1.28	1.73	4.45	11.95
2-	3	0.67	0.94	1.27	3.27	8.78
3-	4	0.48	0.67	0.90	2.31	6.20
4-	5	0.32	0.45	0.60	1.55	4.16
5-	6	0.20	0.28	0.38	0.97	2.60
>6		0.18	0.25	0.32	0.74	2.26

Tabell 4.6 c. Salthaltsintervall med referensvärden och klassgränser för biovolym (mm³/l) i **typ 8**, baserat på antagen nominell utsjösalthalt på 7 och referensvärde för totalkväve i sötvatten på 59 µmol/l. Beräkningar har gjorts enligt avsnitt 4.4.4. Klassgränserna för EK i tabell 4.4 gäller för klassificering.

Salthaltsintervall	Rv	HG	GM	MO	OD	
0-	1	5.21	5.73	6.28	8.79	13.62
1-	2	3.78	4.21	4.66	6.77	10.93
2-	3	2.63	2.97	3.33	5.07	8.60
3-	4	1.72	1.98	2.27	3.67	6.60
4-	5	1.04	1.24	1.45	2.53	4.93
5-	6	0.56	0.70	0.85	1.65	3.55
6-	7	0.25	0.34	0.43	0.99	2.44
>7		0.18	0.25	0.32	0.74	2.26

Klorofyll *a*

Tabell 4.7 a. Salthaltsintervall med referensvärden och klassgränser för klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i **typerna 12n och 24**, baserat på antagen nominell utsjösalthalt på 6 och referensvärde för totalkväve i sötvatten på $23 \mu\text{mol/l}$. Beräkningar har gjorts enligt avsnitt 4.4.4. Klassgränserna för EK i tabell 4.5 gäller för klassificering.

Salthaltsintervall	Rv	HG	GM	MO	OD
0- 1	2.5	3.2	4.0	8.2	17.0
1- 2	2.2	2.9	3.6	7.2	15.0
2- 3	2.0	2.5	3.1	6.3	13.2
3- 4	1.7	2.2	2.7	5.5	11.5
4- 5	1.5	1.9	2.3	4.7	9.9
5- 6	1.2	1.6	2.0	4.0	8.4
>6	1.2	1.5	1.8	3.2	8.0

Tabell 4.7 b. Salthaltsintervall med referensvärden och klassgränser för klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i **typerna 12s och 13**, baserat på antagen nominell utsjösalthalt på 6 och referensvärde för totalkväve i sötvatten på $34 \mu\text{mol/l}$. Beräkningar har gjorts enligt avsnitt 4.4.4. Klassgränserna för EK i tabell 4.5 gäller för klassificering.

Salthaltsintervall	Rv	HG	GM	MO	OD
0- 1	5.3	6.8	8.5	17.2	35.8
1- 2	4.3	5.6	6.9	14.0	29.2
2- 3	3.4	4.4	5.5	11.1	23.2
3- 4	2.7	3.4	4.3	8.6	17.9
4- 5	2.0	2.5	3.2	6.4	13.3
5- 6	1.4	1.8	2.2	4.5	9.4
>6	1.2	1.5	1.8	3.2	8.0

Tabell 4.7 c. Salthaltsintervall med referensvärden och klassgränser för klorofyll ($\mu\text{g/l}$) i **typ 8**, baserat på antagen nominell utsjösalthalt på 7 och referensvärde för totalkväve i sötvatten på $59 \mu\text{mol/l}$. Beräkningar har gjorts enligt avsnitt 4.4.4. Klassgränserna för EK i tabell 4.5 gäller för klassificering.

Salthaltsintervall	Rv	HG	GM	MO	OD
0- 1	15.7	20.2	25.2	50.9	106.2
1- 2	12.4	15.9	19.9	40.1	83.7
2- 3	9.5	12.2	15.2	30.6	63.8
3- 4	6.9	8.9	11.1	22.4	46.6
4- 5	4.8	6.1	7.6	15.4	32.2
5- 6	3.0	3.9	4.8	9.8	20.4
6- 7	1.7	2.1	2.7	5.4	11.2
>7	1.2	1.5	1.8	3.2	8.0

4.6 Kommentarer

4.6.1 Status baserad på artsammansättning

Även om enbart biovolym statusklassificeras så erhålls vid växtplanktonanalys värdefull information om artsammansättningen. Framst gäller detta information om förekomsten av potentiellt giftiga alger och algbloomningar. Kunskap om artsammansättningen ger stöd för tolkningen av den statusklassificering som gjorts utifrån biovolym och klorofyll. Exempelvis är förekomst av stor mängd *Nodularia spumigena* ofta ett tecken på att blomningar från öppna egentliga Östersjön påverkat kustvattnet, medan stor förekomst av t.ex. *Planktothrix agardhii* ofta tyder på lokal påverkan av näringsämnen. Detta har betydelse för åtgärdsarbetet. Analys av artsammansättning är dessutom viktig för att få fram nödvändiga data för en framtida bedömningsgrund baserad även på artsammansättning. Det är önskvärt att data på artsammansättning från biovolymanalysen redovisas (som abundans per art och storleksklass) och databasläggs, det vill säga skickas till datavärd. Information om artsammansättning måste inte rapporteras enligt krav i tillhörande föreskrifter (NFS 2008:1) men kan också vara till hjälp vid en eventuell expertbedömning.

4.6.2 Provtagning

Integrerad provtagning av växtplanktons biovolym med slang 0-10 m motiveras av att växtplankton inte är jämt fördelade i det trofoga (genomlysta) skiktet och att kunskap om artsammansättningen är viktig. Det är stor risk att man felaktigt skattar abundansen och missar arter som huvudsakligen lever djupare ner i vattenmassan om man enbart tar ett ytvattenprov (0,5 m). Valet av 10 meter som nedre gräns beror på att huvuddelen av vattenpelarens växtplankton finns mellan 0 och 10 meter men är en kompromiss eftersom många arter förekommer djupare, somliga t.o.m. ofta enbart under 10 m. En del stationer med långa dataserier (t.ex. vissa nationella miljöövervakningsstationer) har därför provtagit hela det trofoga skiktet (t.ex. 0-20, 0-14 m). Provtagningsdjupet på dessa stationer rekommenderas att inte ändras. Detta för att inte bryta kontinuiteten i värdefulla serier, och för att få information om arter som lever djupare. Data från dessa räknas istället om till att gälla för 0-10 meter.

Bedömningsgrunden för klorofyll gäller för närvarande för skiktet 0-10 m i Västerhavet och Bottniska viken men för ytan (0,5 m) i Egentliga Östersjön, vilket har sin grund i vilka data som funnits att tillgå vid framtagandet. Då växtplanktonprov tas i Egentliga Östersjön är det önskvärt att klorofyllprov i ytan kompletteras med prov från samma djupintervall som för biovolym. Detta ger empiriskt underlag för skattning av biovolymen på stationer med enbart mätningar av klorofyll och underlag för utredning av lämpligt framtida provtagningsdjup.

Provtagningsfrekvensen i kapitlets inledande tabell baseras på enkla statistiska analyser av ett begränsat datamaterial. Bedömningsgrunderna för de olika typerna är baserade på data som insamlats med olika metoder, vilket är olyckligt, men har varit nödvändigt för att få ett tillräckligt stort underlagsmaterial. Innan nya provtagningsprogram startas i nästa vattenplaneringscykel är det viktigt att man ser över provtagningsdesign och metoder (djup, frekvenser etc.) för klorofyll och växt-

plankton tillsammans med andra relaterade parameterar, t.ex. näringsämnen och syre. Därigenom erhålls underlag för att revidera bedömningsgrunderna. Det är viktigt att provtagningsdesignen utformas så att all information i varje prov används optimalt för att minimera antal prov och provtagningsfrekvens.

Även om det är önskvärt att data insamlats med angiven frekvens och på angivet sätt är även mindre frekventa data användbara. För att underlätta användandet av data insamlade med olika metoder har faktorer för omräkning mellan olika slanglängder och ytvattenprov tagits fram (tabell 4.1). Data med så låg provtagningsfrekvens som en gång per sommar har i ett fåtal fall då jämförelse varit möjlig, givet förhållandevis god överensstämmelse med klassificering baserad på ovan angiven frekvens. Dock blir osäkerheten betydligt större. Detta ställer till problem, särskilt nära gränsen mellan god och måttlig status, eftersom risken för felklassning kraftigt ökar.

4.6.3 Klassificering i salthaltsgradient (enligt avsnitt 4.4.4)

Vid klassificering utifrån salthalt i vissa inre typer används modelluppskattade referensvärden för totalkväve i sötvatten som utgångspunkt för klassificeringen. Dessa referensvärden varierar kraftigt för olika avrinningsområden och måste betraktas som osäkra. Höga referensvärden i sötvatten medför betydande korrigeringar av samtliga referensvärden i salthaltsgradienten vid sötvattenpåverkan. Om referensvärdena för sötvatten är överskattade eller om det förekommer lokala variationer inom avrinningsområden kan detta ge upphov till för stor korrektion och därmed underskattning av den lokala påverkan på vattenkvaliteten och vice versa. En rimlighetsbedömning av resultaten måste göras med anledning av denna osäkerhet innan klassificeringar fastställs, exempelvis utifrån observerad totalkvävehalt i tillrinnande sötvattnet och variation mellan olika år. Lokalt anpassade referensvärden i sötvatten samt en osäkerhetsuppskattning för referensvärdena i sötvatten tas lämpligen fram som hjälp vid denna rimlighetsbedömning.

Bakgrundsrapport: Bedömningsgrunder för kust och hav - Växtplankton
Författare: Ulf Larsson, Susanna Hajdu, Jakob Walve, (SU) Agneta Andersson,
Peder Larsson (UU) och Lars Edler (SMHI)

5 Siktdjup

Kvalitetsfaktor	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Siktdjup	Näringsgrad/övergödning	1 gång/mån	Juni – augusti

5.1 Inledning

Generellt finns det en tydlig koppling mellan siktdjup och klorofyllhalt. Ett lägre siktdjup under sommaren är ofta orsakat av en ökad mängd partiklar i vattnet i form av plankton i den övre vattenmassan. I många områden kan därför siktdjup ge en bra uppskattning av biomassan i ytskiktet. Minskat siktdjup kan också orsakas av höga halter av humus och partikulärt material till följd av kraftig avrinning från land. Siktdjup bör därför användas med viss försiktighet i områden med kraftig sötvattenspåverkan, speciellt typ 25 samt typ 2 och bör jämföras med salthalt och klorofyllhalt för att bestämma vattenmassans ursprung samt inverkan från växtplankton. Ett dåligt siktdjup kan även förekomma i grunda områden på grund av resuspension av bottenmaterial, vilket är beroende av väderförhållandena

5.2 Krav på underlagsdata

Status för siktdjup ska klassificeras utifrån månatliga data från perioden juni-augusti. Saknas data från denna period kan data från september också användas. Siktdjupsmätning är känslig för väderleksförhållanden med grov sjö och därför är det inte lämpligt att noggrannheten anges med mindre säkerhet än 0,5 meter. Klassificering ska ske baserat på data som är provtaget enligt HELCOM:s COMBINE Manual¹⁸. Siktdjup kan även mätas månadsvis för att användas som stöd till övriga kvalitetsfaktorer.

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 1.1

5.3 Klassificering av status

För siktdjup beräknas EK enligt:

$$EK = \frac{\text{observeratvärde}}{\text{referensvärde}}$$

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 1.2
och 1.3

Referensvärdet för respektive typ får ur tabell 5.1. Salthaltskorrigering av typ 8, 12, 13 och 24 ska ske innan klassificering (avsnitt 4.4.4 för beräkning alternativt tabell 5.2 a-c). Klassificeringen ska göras baserat på medelvärdet av samtliga EK-värden för vattenförekomsten, som sedan jämförs med EK-klassgränserna i tabell 5.1 för att erhålla status.

¹⁸ www.helcom.fi

5.4 Referensvärden och klassgränser

För beräkning av statusklass ska referensvärden (RV) och EK-värden i tabell 5.1 användas. För de typer med stark salthaltsgradient (typerna 8, 12, 13 och 24) anges salthaltsrelaterade referensvärden och klassgränser i tabell 5.2 a-c, så att referensvärden för den specifika salthalten som observerades vid provtagning används. Alternativt kan salthaltsspecifika referensvärden räknas fram enligt metod beskriven i 4.4.4 om referensutsjösalthalt finns att tillgå. Klassgränser för absolutvärden är nedan enbart angivna för att kunna få en enkel uppfattning om gränsdragning och status.

Se FS
 bilaga 5,
 avsnitt 1.4

Tabell 5.1. Referensvärden (RV), klassgränser (HG, GM, MO, OD) och motsvarande EK för siktdjup (m). Grå markering anger att referensvärdena ska korrigeras utifrån observerad salthalt före beräkning av EK och jämförelse av dessa med EK-klassgränserna.

Typområde	Siktdjup (m)					Siktdjup EK			
	RV	HG	GM	MO	OD	HG	GM	MO	OD
Västerhavet									
1n	10,5	8,5	7,0	5,0	3,0	0,81	0,67	0,48	0,29
1s	8,0	6,5	5,5	4,0	3,0	0,81	0,69	0,50	0,38
2	8,0	6,5	5,0	3,5	2,5	0,81	0,63	0,44	0,31
3	12	10	8,0	5,0	3,5	0,83	0,67	0,42	0,29
25	4,5	4,0	3,0	2,0	0,5	0,89	0,67	0,45	0,11
4	10,5	9,5	8,0	5,0	3,5	0,90	0,76	0,48	0,33
5	10,5	9,5	8,0	5,0	3,5	0,90	0,76	0,48	0,33
6	10	8,0	7,5	4,5	3,0	0,80	0,75	0,45	0,30
Eg Östersjön									
7	10	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
8	(10)	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
9	10	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
10	10	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
11	10	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
12	(10)	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
13	(10)	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
14	10	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
15	10	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
24	(10)	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
Bottenhavet									
16	7,0	5,8	4,9	2,8	1,4	0,83	0,70	0,40	0,20
17	10	8,3	7,0	4,0	2,0	0,83	0,70	0,40	0,20
18	7,0	4,7	3,1	2,1	1,4	0,67	0,44	0,30	0,20
19	9,0	6,0	4,0	2,1	1,7	0,67	0,44	0,23	0,19
Bottenviken									
20	6,3	4,2	2,8	1,9	1,2	0,67	0,44	0,30	0,19
21	8,8	5,9	3,9	2,6	1,7	0,67	0,44	0,30	0,19
22	5,4	3,6	2,4	1,6	1,1	0,67	0,44	0,30	0,20
23	7,5	5,0	3,3	2,2	1,5	0,67	0,44	0,29	0,20

Klassgränser för salthaltsberoende typer (8, 12, 13 och 24)

Tabell 5.2 a. Salthaltsintervall med referensvärden och klassgränser för siktdjup (m) i **typerna 12n och 24**, baserat på antagen nominell utsjösalthalt på 6 och referensvärde för totalkväve i sötvatten på 23 $\mu\text{mol/l}$. Beräkningar har gjorts enligt avsnitt 4.4.4. Klassgränserna för EK i tabell 5.1 gäller för klassificering.

Salthaltsintervall	Rv	HG	GM	MO	OD
0- 1	5.3	4.3	3.5	1.9	1.0
1- 2	5.9	4.7	3.9	2.2	1.2
2- 3	6.5	5.3	4.4	2.4	1.3
3- 4	7.4	6.0	4.9	2.7	1.5
4- 5	8.4	6.8	5.6	3.1	1.7
5- 6	9.6	7.8	6.4	3.6	1.9
>6	10	8.3	7	4	2

Tabell 5.2 b. Salthaltsintervall med referensvärden och klassgränser för siktdjup (m) i **typerna 12s och 13**, baserat på antagen nominell utsjösalthalt på 6 och referensvärde för totalkväve i sötvatten på 34 $\mu\text{mol/l}$. Beräkningar har gjorts enligt avsnitt 4.4.4. Klassgränserna för EK i tabell 5.1 gäller för klassificering.

Salthaltsintervall	Rv	HG	GM	MO	OD
0- 1	2.8	2.3	1.9	1.0	0.6
1- 2	3.3	2.7	2.2	1.2	0.7
2- 3	4.1	3.3	2.7	1.5	0.8
3- 4	5.0	4.1	3.4	1.9	1.0
4- 5	6.5	5.3	4.4	2.4	1.3
5- 6	8.7	7.1	5.9	3.2	1.7
>6	10	8.3	7	4	2

Tabell 5.2 c. Salthaltsintervall med referensvärden och klassgränser för siktdjup (m) i **typ 8**, baserat på antagen nominell utsjösalthalt på 7 och referensvärde för totalkväve i sötvatten på 59 $\mu\text{mol/l}$. Beräkningar har gjorts enligt avsnitt 4.4.4. Klassgränserna för EK i tabell 5.1 gäller för klassificering.

Salthaltsintervall	Rv	HG	GM	MO	OD
0- 1	1.1	0.9	0.7	0.4	0.2
1- 2	1.4	1.1	0.9	0.5	0.3
2- 3	1.7	1.4	1.1	0.6	0.3
3- 4	2.2	1.8	1.5	0.8	0.4
4- 5	3.1	2.5	2.1	1.1	0.6
5- 6	4.5	3.7	3.0	1.7	0.9
6- 7	7.5	6.1	5.0	2.8	1.5
>7	10	8.3	7.0	4.0	2.0

5.5 Kommentarer

De högsta referensvärdena i västerhavet hittar man i Skagerraks ytterområden (typ 3) samt i Kattegatts ytterområden (typ 4 och typ 5). Det lägsta referensvärdet är framtaget för området kring Göta Älvs och Nordre Älvs mynning. Siktdjupet i detta område är naturligt lägre till följd av den stora mängden suspenderat material som tillförs kustområdet. I Östersjön är referensvärdet högt för de yttre typerna medan referensvärdet justeras nedåt i inre områden utifrån graden av sötvattenpåverkan. I Bottenhavet och Bottenviken är referensvärdena lägre än i Östersjön på grund av älvarnas tillförsel av humusämnen.

Bakgrundsrapport: Bedömning av syrgashalt i kustvatten enligt vattendirektivet
- metodbeskrivning.

Författare: Västerhavet: Martin Hansson och Bertil Håkansson (SMHI)

Bottenhavet & Bottenviken: Agneta Andersson (UMF)

Egentliga östersjön: Jakob Walve och Ulf Larsson (SU)

6 Näringsämnen

Kvalitets-faktor	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Näringsämnen	Näringsgrad/övergödning	1 gång/mån	Vinter och sommar

6.1 Inledning

Näringsämnen som tillförs havet är en naturlig förutsättning för allt marint liv och normalt inget miljöproblem i sig. Problem uppstår då näringsämnen tillförs i sådana mängder och proportioner att ekosystemens funktion eller karaktär förändras i ogynnsam riktning. Flera kustnära och utsjöområden omkring Sverige är idag påverkade av övergödning eller s.k. eutrofiering.

Övergödning beror på en ökad tillförsel av näringsämnen som annars är begränsande för produktionen i kust och havsområden. Ett tydligt tecken på ökade halter av näringsämnen i havet är att fintrådiga, ettåriga, snabbväxande grön- och rödalger ökar i förekomst, växer över och konkurrerar ut vanlig tång. Även ålgräsängar, som är viktiga uppväxtmiljöer för fiskyngel, drabbas hårt av de fintrådiga algerna.

Den ökade produktionen ovanför språngskiktet kan leda till att stora mängder organiskt material faller till botten under språngskiktet. Vid nedbrytningen krävs syrgas och då vattenutbytet mellan det övre och undre skiktet är begränsat kan syrgasbrist uppstå. När all syrgas är förbrukat bildas giftig svavelväte vid nedbrytningen av organiskt material och näringsämnen som fosfat och ammonium frigörs från sedimenten till vattenmassan.

6.2 Ingående parametrar

De parametrar som ingår i kvalitetsfaktorn näringsämnen är totalmängder av kväve och fosfor, sommartid och vintertid. Under vinterperioden bedöms även löst oorganiskt kväve och fosfor.

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 2.1

6.2.1 Totalmängder av kväve och fosfor

Totalkväve (tot-N) och totalfosfor (tot-P) mäter allt kväve respektive fosfor som finns i vattnet, både löst och bundet i partiklar och biomassa. Totalhalterna varierar måttligt under året. Variationen under året är större i Västerhavet än i Östersjön. Både vinter- och sommarvärden ger ett mått på hur mycket kväve och fosfor som finns i systemet och fungerar därmed som ett mått på eutrofieringspåverkan.

6.2.2 Löst oorganiskt kväve och fosfor

För de oorganiska näringsämnena, löst oorganiskt kväve, (Dissolved Inorganic Nitrogen - DIN) och löst oorganiskt fosfor (Dissolved Inorganic Phosphorus - DIP) finns en mycket tydlig årscykel. Under växtperioden sjunker halterna snabbt, till följd av att näringen tas upp av växtplankton och binds till biomassa. Under vinter-

perioden däremot, ökar halterna av DIN och DIP, eftersom produktionen är låg och näringsämnen tillförs från land, via mineralisering, deponering från luft samt uppblandning av näringsrikt djupvatten. Halterna är vanligtvis som högst precis innan vårblomningen startar och ger ett mått på den närsaltspool som är tillgänglig för produktion och därmed eutrofieringspåverkan. Eftersom halterna av DIN och DIP vanligen är uppboundna i biologiskt material under sommarperioden bedöms enbart vinterhalterna av DIN och DIP.

Begreppsförklaring

Närsalter = Lösta oorganiska näringsämnen av kväve och fosfor, d.v.s. nitrit (NO_2^-), nitrat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) och fosfat (PO_4^{3-})

DIN = Löst oorganiskt kväve. Dissolved Inorganic Nitrogen, Σ (nitrit (NO_2^-) + nitrat (NO_3^-) + ammonium (NH_4^+))

DIP = Löst oorganiskt fosfor. Dissolved Inorganic Phosphorus. Fosfat (PO_4^{3-})

Totalmängder N och P = totala koncentrationer av kväve och fosfor i vattnet, d.v.s. både löst och bundet i partiklar och biomassa (tot-N och tot-P).

Ytvatten = 0-10 m, eller den övre vattenmassan om språngskiktet är grundare än 10 m

Sommarvärden = Data från provtagningar under perioden juni-augusti.

Vintervärden = Generellt data från provtagningar under perioden december-februari eller precis innan vårblomningen startat. I Västerhavet kan vårblomningen under milda vintrar starta tidigare än februari. Mätdata som är påverkade av en vårblomning är inte lämpliga att användas i en statusklassificering. Under sådana omständigheter kan data från november användas. I Bottniska viken kan data från november-februari användas.

Typ-1n, Typ-1s = Typ 1 har delats upp i en nordlig och en sydlig del för att fungera i denna bedömningsgrund. Typ-1s tillhör N Kattegatt och Typ-1n tillhör Skagerrak. Gränsen mellan subtyperna går ungefär vid Åstol, söder om Tjörn.

Typ-12n, Typ-12s = Typ 12 har delats upp i en nordlig och en sydlig del för att fungera i denna bedömningsgrund. Typ-12n tillhör N Eg. Östersjön och Typ-12s tillhör V Eg. Östersjön. Gränsen mellan subtyperna går ungefär vid Bråvikens mynning.

Omvandlingsfaktorer: Kväveföreningarna (nitrit, nitrat, ammonium, Tot-N) i $\mu\text{mol/l}$ multipliceras med faktorn 14,0 (atomvikten för kväve) för att ge koncentrationen i $\mu\text{g/l}$. Motsvarande faktor för fosfat och Tot-P är 31,0 (atomvikten för fosfor).

6.3 Krav på underlagsdata

6.3.1 Bakgrund till metodiken

För att återspegla naturligt förekommande gradienter mellan tillrinnande sötvatten, kustvatten och utsjövatten behövs en helhetssyn i bedömningsgrunden för näringsämnen. Referensvärden och klassgränser ska sättas så att de tar hänsyn till utspädningseffekter och biokemiska processer och dess variation i olika vattenförekomster.

Utgångspunkten är att kustområdenas pelagiska del består av en blandning av sötvatten och utsjövatten vars blandningsfaktor kan bestämmas utifrån varje vattenförekomst (station eller provtagning) specifika salthalt. En enkel vattenomsättningsmodell används för att beräkna ingående parametrars salthaltsberoende efter det att ingående parametrars referensvärden i tillrinnande sötvatten och i utsjön har

bestämts. På detta sätt fås ett enhetligt angreppssätt som tillämpas på alla kustområden.

I kustområden med salthalter nära noll gäller sötvattnets referensvärden och i ytterområden med högre salthalter nära utsjön gäller följaktligen utsjöns referensvärden. Vattenförekomsterna får då sina referensvärden och klassning givna av sin karakteristiska salthalt. För att kunna relatera referensvärdena till en salthalt används den enklast tänkbara stationära vattenutbytesmodell (Knudsens relationer) med konservering av salthalt, tot-N, tot-P, DIN, DIP och transport.

Bedömningsgrund i en kustnära salthaltsgradient

I många svenska kustområden med sötvattentillförsel blandas ytvattnet med underliggande vatten som har salthalter nära havsområdet utanför. Samtidigt som vattnets salta ändras, ändras också andra substansers koncentration i vattnet. En konservativ substans blandas på samma sätt som vattnets salthalt. Spädningseffekten inverkar på fördelningen av vattnets ämnesinnehåll och är en naturlig process som man ska ta hänsyn till vid klassificering av status. Här presenteras den enklast tänkbara modell som beskriver utspädningen och hur det påverkar bedömningsgrunden.

Det förutsätts att egenskaper som salthalt (S), ämnen som totalkväve (TN) och transporten (Q) av ytvatten från flodmynning till havet samt kompenserande återström i medeltal är konservativa d. v. s. inte ändras över tiden. Speciellt under vintertid med låg biologisk produktion kan näringsämnen antas vara konservativa.

Referensvärdena för totalkväve bestäms dels i sötvatten och dels i havsområdet utanför kusten. Fördelningen av referensvärdena kan beskrivas som funktion av salthalten, de kommer då att ändras linjärt mellan sötvattnets och havsvattnets referensvärden på följande sätt:

$$TN^{ref} = TN_{hav}^{ref} + S_f * (TN_{sötv}^{ref} - TN_{hav}^{ref}) \quad (1)$$

för $0 \leq S \leq S_{hav}$

$$S_f = (S_{hav} - S) / S_{hav}$$

Här är TN_{hav}^{ref} referensvärdet i havsområdet utanför kusten, $TN_{sötv}^{ref}$ är referensvärdet i tillrinnande sötvatten, och S_f är salthaltsfaktorn.

För bedömningen av tillståndet normaliseras först observationerna med referensvärdet vid den salthalt som observationerna visade. Normaliseringen görs med hjälp av EK-värdet:

$$EK_{TN} = TN^{ref} / TN_{obs} \quad \text{för} \quad S = S_{obs} \quad (2)$$

där

$$0 \leq EK_{TN} \leq 1$$

Klasserna i bedömningsgrunden anges som EK-värden.

Klassgränserna för tot-N, tot-P, DIN och DIP följer salthaltsgradienten och beräknas för respektive salthalt med antagandet att förhållandet mellan referensvärdet och klassgränserna i utsjön och i hela salthaltsgradienten är samma. Detta medför att klassgränsernas intervall för tot-N och DIN ökar något med minskad salthalt, vilket kan antas rimligt då variationen i data ökar med ökade koncentrationer vilket vanligen är fallet för DIN och tot-N i områden med hög sötvattenspåverkan, d.v.s. låga salthalter. För DIP och tot-P gäller det motsatta, att klassgränsernas intervall ökar något med ökad salthalt då halterna generellt är något högre i utsjön än i tillrinnande sötvatten.

I utsjön saknas vanligen en tydlig salthaltsgradient och koncentrationen av kväve och fosfor är oberoende av salthalt. Därför är det möjligt att tillämpa en fast klassning då salthalten överstiger den högsta salthalten som presenteras i tabellerna 6.2-6.7 (se värde med högst salthalt i respektive tabell).

I vissa områden saknas en tydlig salthaltsgradient. Detta beror på att referensvärden och klassgränser i tillrinnande sötvatten och i utsjön är lika eller på grund av att inverkan från tillrinnande sötvatten är obefintlig i jämförelse med inverkan från utsjön (exv. runt Gotland och Öresund).

6.3.2 Provtagningsmetodik

Provtagning ska ske vid diskreta standarddjup, exempelvis; 0 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 40 m o.s.v till botten (vattenprov tas så nära botten som möjligt, dock max en meter ifrån botten). En finare djupindelning kan vara nödvändig då provtagning sker vid grunda stationer (bottendjupet understiger 10 m). Vid statusklassificering ska värden från ytvattnet användas (0-10 meter eller den övre vattenmassan om språngskiktet är grundare än 10 meter). Provtagning och analys ska ha skett månadsvis och utföras av ackrediterat laboratorium samt följa rekommendationer från HELCOM:s COMBINE-manual¹⁹.

Det kan vara önskvärt att ta prover i en profil från ytan till botten för att få en helhetssyn av ytskiktets halter i jämförelse med resterande djupprofil, då uppvallning av näringsrikt djupvatten till ytvattnet kan påverka klassificeringen. Från profilen är det möjligt att uppskatta den totala mängden näring som finns tillgänglig i systemet både under och över språngskiktet. Data från profilen visar också den lokala belastningen till botten vilket kan kopplas ihop med eventuell syregasstress i djupvattnet. Mätningar från hela profilen är också värdefulla för att kunna kvalitetskontrollera data, för framtida forskning samt för att validera modeller.

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 2.2

6.4 Klassificering av status

Statusklassificering utifrån mätdata ska genomföras för varje enskild vattenförekomst där data finns tillgänglig. Klassificeringen ska för vinterperioden utföras för DIN, DIP, tot-N samt tot-P och ska baseras på data från ytvatten (0-10 m, eller ovanför språngskiktet om det är grundare än 10 m) under specificerad period för

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 2.3

¹⁹ www.helcom.fi

respektive typ, se tabell 6.2-6.7. För sommarperioden klassificeras bara tot-N och tot-P.

Till varje mätvärde som ska klassificeras måste det också finnas en observerad salthalt. Utifrån den observerade salthalten bestäms vilket referensvärde och klassning som ska gälla för det specifika mätvärdet. Alltså klassificeras varje enskild mätning utifrån var den befinner sig i salthaltsgradienten. Från varje mätning ska den ekologiska kvalitetskvoten (EK-värde) beräknas, vilka även kan användas för att studera trender och utvecklingen för en specifik parameter oberoende av salthalt. För att beräkna EK-värdet (för tot-N, tot-P, DIN och DIP) används följande ekvation:

$$EK = \frac{\text{referensvärde}}{\text{observerat värde}}$$

Om mätningar vid ett tillfälle är utförda vid diskreta djup, exempelvis 0, 5 och 10 meter ska EK-värde beräknas för varje mätning och ett medel-EK skapas för de tre djupen.

6.4.1 Beräkning av statusklass för tot-N, tot-P, DIN och DIP

- 1) Beräkna EK för varje enskilt prov utifrån referensvärden i tabellerna 6.2-6.7. Det aktuella referensvärdet erhålls utifrån den salthalt som är observerad vid varje enskilt prov. Om mätningar är utförda vid diskreta djup, beräkna EK-värde för varje mätning och sedan ett medel-EK för varje specifikt mättillfälle.
- 2) Medelvärdet av EK för varje parameter beräknas för varje år.
- 3) Medelvärdet av EK för varje parameter och vattenförekomst beräknas för minst en treårsperiod.
- 4) Statusklassificeringen för respektive parameter görs genom att medelvärdet av EK jämförs med de angivna EK-klassgränserna i tabellerna 6.2-6.7.
- 5) EK vägs samman för ingående parametrar (tot-N, tot-P, DIN och DIP) enligt beskrivning nedan (6.4.2) för slutlig statusklassificering av hela kvalitetsfaktorn.

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 2.3.1

6.4.2 Sammanvägning av näringsämnen

För att kunna klassificera kvalitetsfaktorn näringsämnen måste de enskilda parametrarna vägas samman. Sammanvägningen ska baseras på statusklasserna för vintervärden av DIN, DIP, tot-N, tot-P samt statusklasserna för sommarvärden av tot-N, tot-P. Sammanvägningen ska utföras på tre års data. Ett exempel på principen för sammanvägningen finns under avsnitt 4.4.2.

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 2.3.2

Steg 1) Statusklasserna ges ett numeriskt värde enligt tabell 6.1. För varje parameter beräknas ett viktat klassvärde genom formel 6.1 innan sammanvägningen görs enligt steg 2.

Tabell 6.1. Statusklassernas indelning i numeriska värden.

Status	Numeriskt värde
Hög status	4 - 4,99
God status	3 - 3,99
Måttlig status	2 - 2,99
Otillfredsställande status	1 - 1,99
Dålig status	0 - 0,99

Den numeriska klassen (N_{klass}) beräknas för respektive parameter för aktuellt EK-klassintervall ($EK_{\text{nedre}}-EK_{\text{övre}}$) enligt formel 6.1.

$$(N_{\text{klass}}) = (N_{\text{nedre}}) + (EK_{\text{beräknat}} - EK_{\text{nedre}})/(EK_{\text{övre}} - EK_{\text{nedre}})$$

Formel 6.1.

(N_{klass}) = viktat statusklassvärde för varje parameter.

N_{nedre}= första siffran (heltal) i de numeriska värdena för statusklassen enligt tabell 6.1.

EK_{beräknat}= beräknat EKvärde från klassificeringen.

EK_{nedre} och EK_{övre} = EK för nedre och övre klassgräns för motsvarande klass, hämtas från tabell 6.2-6.7 nedan. EK_{nedre} för dålig status = 0 och EK_{övre} för hög status = 1.

Steg 2) Ett medelvärde av de numeriska klassningarna (N_{klass}) beräknas för DIN, DIP, tot-N, tot-P under vintern och ett medelvärde för tot-N, tot-P under sommaren. Därefter beräknas medelvärdet av sommar och vinter, vilket blir den sammanvägda klassificeringen av näringsämnen. Anledningen till att man först ska beräkna ett medelvärde för vintern och sen ett för sommaren och sen ett gemensamt för de två är att inte vintervärdena ska få större tyngd, trots att det är fyra parameter jämfört med två parameter för sommaren. Statusklassificeringen avgörs av medelvärdet för den numeriska klassningen enligt tabell 6.1.

I de fall då den sammanvägda klassificeringen av kväve och fosfor är under gränsen för god och måttlig status är det lämpligt att alla parametrar (vinter: tot-N, tot-P, DIN och DIP, sommar: tot-N och tot-P) kontrolleras individuellt för att utlösa orsak till klassificeringen. En mer ingående analys av aktuell parameter samt jämförelser med andra kvalitetsfaktorer kan också utföras om de finns tillgängliga för att fastställa påverkan samt påvisa om åtgärder i vattenförekomsten eller i dess närhet är nödvändiga.

6.5 Referensvärden och klassgränser

Tabell 6.2-6.7 anger de olika typernas salthaltsberoende referensvärden och klassgränser för de olika näringsämnena. I tabellerna framgår vilken/vilka parameter, tidsperiod, djupintervall och typ som avses. Ekvationen som anger lutningen på den linje som representerar respektive klassgräns i salthaltsgradienten är bifogad om man vill göra mer exakta beräkningar. EK-värdena är konstanta över salthaltsgradienten. Värdena som presenteras för varje salthaltsintervall är koncentrationer angivna i $\mu\text{mol/l}$. De tabellförda koncentrationerna ska användas vid klassificering av status. Omvandlingsfaktorer från mg/l till $\mu\text{mol/l}$ återfinns under begreppsförklaringen i avsnitt 6.2 ovan.

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 2.4

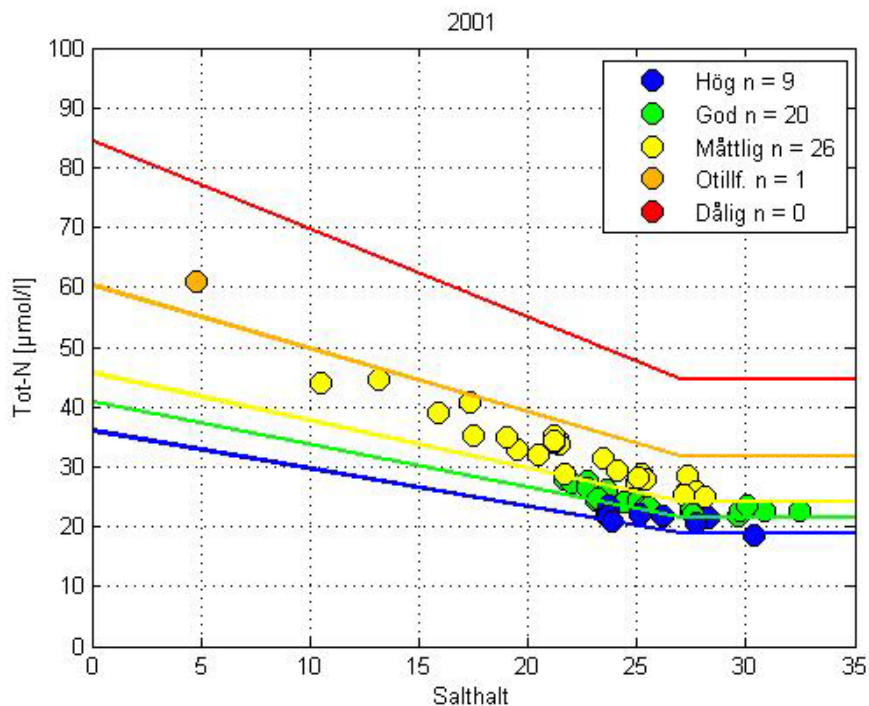


Fig 6.1. Illustration av klassade data från typ 2, i salthaltsgradienten. Linjerna anger klassgränserna och kan beräknas från ekvationerna i tabellerna. Mätpunkterna är färglagda beroende på hur de blivit klassade (n anger antalet mätpunkter inom respektive statusklass).

6.5.1 Totalkväve vinter

Tabell 6.2 Referensvärden och klassgränser för Tot-N vinter. Värdena som presenteras för varje salthaltsintervall är koncentrationer angivna i µmol/l.

Tot-N, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 22 & 23		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-1*s+21$	$-1.09*s+22.89$	$-1.18*s+24.78$	$-1.45*s+30.45$	$-1.9*s+39.9$
EK		1,0	0,93	0,85	0,68	0,51
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	21	23	25	31	41
1	<2	20	21	23	29	39
2	<3	19	20	22	28	37
≥3		18	20	22	27	36

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-N, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 20 & 21		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0.6*s+21$	$-0.66*s+23.1$	$-0.72*s+25.2$	$-0.9*s+31.5$	$-1.2*s+42$
EK		1,0	0,91	0,83	0,67	0,50
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	21	23	25	31	41
1	<2	20	22	24	30	40
2	<3	20	21	23	29	39
3	<4	19	21	23	28	38
4	<5	18	20	22	27	37
≥5		18	20	22	27	36

Tot-N, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 18 & 19		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0.4*s+20$	$-0.44*s+22$	$-0.48*s+24$	$-0.6*s+30$	$-0.8*s+40$
EK		1,0	0,91	0,83	0,66	0,50
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	20	22	24	30	40
1	<2	19	21	23	29	39
2	<3	19	21	23	29	38
3	<4	19	20	22	28	37
4	<5	18	20	22	27	36
≥5		18	20	22	27	36

Tot-N, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 16 & 17		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-1*s+23$	$-1.1*s+25.3$	$-1.2*s+27.6$	$-1.5*s+34.5$	$-2*s+46$
EK		1,0	0,93	0,85	0,68	0,51
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	23	25	27	34	45
1	<2	22	24	26	32	43
2	<3	21	23	25	31	41
3	<4	20	21	23	29	39
4	<5	19	20	22	28	37
≥5		18	20	22	27	36

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 24, 12n & 15		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer		$-1*s+23$	$-1.1*s+25.3$	$-1.2*s+27.6$	$-1.5*s+34.5$	$-2*s+46$
EK		1,0	0,93	0,85	0,68	0,51
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	23	25	27	34	45
1	<2	22	24	26	32	43
2	<3	21	23	25	31	41
3	<4	20	21	23	29	39
4	<5	19	20	22	28	37
5	<6	18	19	21	26	35
≥6		17	19	20	26	34

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 12s, 13, 14		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer		$-2.833*s+34$	$-3.1167*s+37.4$	$-3.4*s+40.8$	$-4.25*s+51$	$-5.6667*s+68$
EK		1,0	0,91	0,83	0,66	0,50
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	33	36	39	49	65
1	<2	30	33	36	45	60
2	<3	27	30	32	40	54
3	<4	24	26	29	36	48
4	<5	21	23	26	32	43
5	<6	18	20	22	28	37
≥6		17	19	20	26	34

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 10 & 11		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer		$0*s+17$	$0*s+18.7$	$0*s+20.4$	$0*s+25.5$	$0*s+34$
EK		1,0	0,89	0,85	0,65	0,50
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
-	-	17	19	20	26	34

- Tydlig salthaltsgradient saknas i typ 10 och 11. Klassningen är alltså inte beroende av salthalten.

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 7, 8 & 9		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer		$-6*s+59$	$-6.6*s+64.9$	$-7.2*s+70.8$	$-9*s+88.5$	$-12*s+118$
EK		1,0	0,91	0,84	0,67	0,50
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	56	62	67	84	112
1	<2	50	55	60	75	100
2	<3	44	48	53	66	88
3	<4	38	42	46	57	76
4	<5	32	35	38	48	64
5	<6	26	29	31	39	52
6	<7	20	22	24	30	40
≥7		17	19	20	26	34

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m					
Typ 5 & 6	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer	$0*s+17$	$0*s+19.295$	$0*s+21.59$	$0*s+28.475$	$0*s+39.95$
EK	1,0	0,89	0,77	0,61	0,43
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
-	17	19	22	28	40

- Tydlig salthaltsgradient saknas i typ 5 och 6. Klassningen är alltså inte beroende av salthalten.

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m					
Typ 1s, 4 & 25	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer	$-0.65*s+30$	$-0.738*s+34.05$	$-0.8255*s+38.1$	$-1.0888*s+50.25$	$-1.528*s+70.5$
EK	1,0	0,88	0,79	0,60	0,43
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0 <1	30	34	38	50	70
1 <2	29	33	37	49	68
2 <3	28	32	36	48	67
3 <4	28	31	35	46	65
4 <5	27	31	34	45	64
5 <6	26	30	34	44	62
6 <7	26	29	33	43	61
7 <8	25	29	32	42	59
8 <9	24	28	31	41	58
9 <10	24	27	30	40	56
10 <11	23	26	29	39	54
11 <12	23	26	29	38	53
12 <13	22	25	28	37	51
13 <14	21	24	27	36	50
14 <15	21	23	26	34	48
15 <16	20	23	25	33	47
16 <17	19	22	24	32	45
17 <18	19	21	24	31	44
18 <19	18	20	23	30	42
19 <20	17	20	22	29	41
≥ 20	17	19	22	28	40

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1n, 2 & 3		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer		$-0.630*s+36$	$-0.715*s+40.86$	$-0.799*s+45.72$	$-1.0546*s+60.3$	$-1.480*s+84.6$
EK		1,0	0,88	0,79	0,60	0,43
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	36	41	45	60	84
1	<2	35	40	45	59	82
2	<3	34	39	44	58	81
3	<4	34	38	43	57	79
4	<5	33	38	42	56	78
5	<6	33	37	41	54	76
6	<7	32	36	41	53	75
7	<8	31	36	40	52	74
8	<9	31	35	39	51	72
9	<10	30	34	38	50	71
10	<11	29	33	37	49	69
11	<12	29	33	37	48	68
12	<13	28	32	36	47	66
13	<14	28	31	35	46	65
14	<15	27	30	34	45	63
15	<16	26	30	33	44	62
16	<17	26	29	33	43	60
17	<18	25	28	32	42	59
18	<19	24	28	31	41	57
19	<20	24	27	30	40	56
20	<21	23	26	29	39	54
21	<22	22	25	29	38	53
22	<23	22	25	28	37	51
23	<24	21	24	27	36	50
24	<25	21	23	26	34	48
25	<26	20	23	25	33	47
26	<27	19	22	25	32	45
≥ 27		19	22	24	32	45

6.5.2 DIN – Löst oorganiskt kväve

Tabell 6.3. Referensvärden och klassgränser för DIN (dissolved inorganic nitrogen) vintertid. Värdena som presenteras för varje salthaltsintervall är koncentrationer angivna i $\mu\text{mol/l}$.

DIN, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 22 & 23		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-1.333*s+9$	$-1.667*s+11.25$	$-2*s+13.5$	$-3*s+20.25$	$-4.667*s+31.5$
EK		1,0	0,80	0,67	0,44	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	8,3	10,4	12,5	18,8	29,2
1	<2	7,0	8,8	10,5	15,8	24,5
2	<3	5,7	7,1	8,5	12,8	19,8
≥3		5,0	6,3	7,5	11,3	17,5

DIN, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 20 & 21		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0.76*s+8$	$-0.95*s+10$	$-1.14*s+12$	$-1.71*s+18$	$-2.66*s+28$
EK		1,0	0,80	0,67	0,44	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	7,6	9,5	11,4	17,1	26,7
1	<2	6,9	8,6	10,3	15,4	24,0
2	<3	6,1	7,6	9,2	13,7	21,4
3	<4	5,3	6,7	8,0	12,0	18,7
4	<5	4,6	5,7	6,9	10,3	16,0
≥5		4,2	5,3	6,3	9,5	14,7

DIN, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 18 & 19		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0.2*s+5$	$-0.25*s+6.25$	$-0.3*s+7.5$	$-0.45*s+11.25$	$-0.7*s+17.5$
EK		1,0	0,80	0,66	0,44	0,28
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	4,9	6,1	7,4	11,0	17,2
1	<2	4,7	5,9	7,1	10,6	16,5
2	<3	4,5	5,6	6,8	10,1	15,8
3	<4	4,3	5,4	6,5	9,7	15,1
4	<5	4,1	5,1	6,2	9,2	14,4
≥5		4,0	5,0	6,0	9,0	14,0

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

DIN, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 16 & 17		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0.4*s+5$	$-0.5*s+6.25$	$-0.6*s+7.5$	$-0.9*s+11.25$	$-1.4*s+17.5$
EK		1,0	0,80	0,67	0,44	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	4,8	6,0	7,2	10,8	16,8
1	<2	4,4	5,5	6,6	9,9	15,4
2	<3	4,0	5,0	6,0	9,0	14,0
3	<4	3,6	4,5	5,4	8,1	12,6
4	<5	3,2	4,0	4,8	7,2	11,2
≥5		3,0	3,8	4,5	6,8	10,5

DIN, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 24, 12n & 15		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0.75*s+7$	$-0.9375*s+8.75$	$-1.125*s+10.5$	$-1.6875*s+15.75$	$-2.625*s+24.5$
EK		1,0	0,80	0,67	0,44	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	6,6	8,3	9,9	14,9	23,2
1	<2	5,9	7,3	8,8	13,2	20,6
2	<3	5,1	6,4	7,7	11,5	17,9
3	<4	4,4	5,5	6,6	9,8	15,3
4	<5	3,6	4,5	5,4	8,2	12,7
5	<6	2,9	3,6	4,3	6,5	10,1
≥6		2,5	3,1	3,8	5,6	8,8

DIN, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 12s, 13 & 14		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-1.0833*s+9$	$-1.354*s+11.25$	$-1.625*s+13.5$	$-2.4375*s+20.25$	$-3.792*s+31.5$
EK		1,0	0,80	0,66	0,44	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	8,5	10,6	12,7	19,0	29,6
1	<2	7,4	9,2	11,1	16,6	25,8
2	<3	6,3	7,9	9,4	14,2	22,0
3	<4	5,2	6,5	7,8	11,7	18,2
4	<5	4,1	5,2	6,2	9,3	14,4
5	<6	3,0	3,8	4,6	6,8	10,6
≥6		2,5	3,1	3,8	5,6	8,8

DIN, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 10 & 11		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$0*s+2.5$	$0*s+3.125$	$0*s+3.75$	$0*s+5.625$	$0*s+8.75$
EK		1,0	0,81	0,66	0,45	0,28
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
-	-	2,5	3,1	3,8	5,6	8,8

- Tydlig salthaltsgradient saknas i typ 10 och 11. Klassificeringen är alltså inte beroende av salthalten.

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

DIN, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 7, 8 & 9	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$-4.928*s+37$	$-6.1618*s+46.2$	$-7.3929*s+55.5$	$-11.089*s+83.25$	$-17.25*s+130$	
EK	1,0	0,80	0,67	0,45	0,29	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	34,5	43,2	51,8	77,7	120,9
1	<2	29,6	37,0	44,4	66,6	103,6
2	<3	24,7	30,8	37,0	55,5	86,4
3	<4	19,8	24,7	29,6	44,4	69,1
4	<5	14,8	18,5	22,2	33,3	51,9
5	<6	9,9	12,4	14,8	22,3	34,6
6	<7	5,0	6,2	7,4	11,2	17,4
≥7		2,5	3,1	3,8	5,6	8,8

DIN, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 5 & 6	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$0,125*s+1,5$	$0,1563*s+1,88$	$0,1875*s+2,25$	$0,2813*s+3,375$	$0,4375*s+5,25$	
EK	1,0	0,80	0,67	0,44	0,29	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
<8		2,5	3,1	3,8	5,6	8,8
8	<9	2,6	3,2	3,8	5,8	9,0
9	<10	2,7	3,4	4,0	6,0	9,4
10	<11	2,8	3,5	4,2	6,3	9,8
11	<12	2,9	3,7	4,4	6,6	10,3
12	<13	3,1	3,8	4,6	6,9	10,7
13	<14	3,2	4,0	4,8	7,2	11,2
14	<15	3,3	4,1	5,0	7,5	11,6
15	<16	3,4	4,3	5,2	7,7	12,0
16	<17	3,6	4,5	5,3	8,0	12,5
17	<18	3,7	4,6	5,5	8,3	12,9
18	<19	3,8	4,8	5,7	8,6	13,3
19	<20	3,9	4,9	5,9	8,9	13,8
≥20		4,0	5,0	6,0	9,0	14,0

Salthaltsgradienten mellan land och kustvatten är försumbar i jämförelse med gradienten mellan SV. Eg. Östersjön och S Kattegatt.

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

DIN, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1s, 4 & 25	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig	
Ekvationer	$-0,525*s+15$	$-0,656*s+18,75$	$-0,7875*s+22,5$	$-1,1813*s+33,75$	$-1,838*s+52,5$	
EK	1,0	0,80	0,67	0,44	0,29	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	14,7	18,4	22,1	33,2	51,6
1	<2	14,2	17,8	21,3	32,0	49,7
2	<3	13,7	17,1	20,5	30,8	47,9
3	<4	13,2	16,5	19,7	29,6	46,1
4	<5	12,6	15,8	19,0	28,4	44,2
5	<6	12,1	15,1	18,2	27,3	42,4
6	<7	11,6	14,5	17,4	26,1	40,6
7	<8	11,1	13,8	16,6	24,9	38,7
8	<9	10,5	13,2	15,8	23,7	36,9
9	<10	10,0	12,5	15,0	22,5	35,0
10	<11	9,5	11,9	14,2	21,3	33,2
11	<12	9,0	11,2	13,4	20,2	31,4
12	<13	8,4	10,5	12,7	19,0	29,5
13	<14	7,9	9,9	11,9	17,8	27,7
14	<15	7,4	9,2	11,1	16,6	25,9
15	<16	6,9	8,6	10,3	15,4	24,0
16	<17	6,3	7,9	9,5	14,3	22,2
17	<18	5,8	7,3	8,7	13,1	20,3
18	<19	5,3	6,6	7,9	11,9	18,5
19	<20	4,8	6,0	7,1	10,7	16,7
≥20		4,5	5,6	6,8	10,1	15,8

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

DIN, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1n, 2 & 3	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$-0.51852*s+20$	$-0.64815*s+25$	$-0.77778*s+30$	$-1.1667*s+45$	$-1.8148*s+70$	
EK	1,0	0,80	0,66	0,44	0,28	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	20	25	30	44	69
1	<2	19	24	29	43	67
2	<3	19	23	28	42	65
3	<4	18	23	27	41	64
4	<5	18	22	27	40	62
5	<6	17	21	26	39	60
6	<7	17	21	25	37	58
7	<8	16	20	24	36	56
8	<9	16	19	23	35	55
9	<10	15	19	23	34	53
10	<11	15	18	22	33	51
11	<12	14	18	21	32	49
12	<13	14	17	20	30	47
13	<14	13	16	20	29	46
14	<15	12	16	19	28	44
15	<16	12	15	18	27	42
16	<17	11	14	17	26	40
17	<18	11	14	16	25	38
18	<19	10	13	16	23	36
19	<20	10	12	15	22	35
20	<21	9	12	14	21	33
21	<22	9	11	13	20	31
22	<23	8	10	13	19	29
23	<24	8	10	12	18	27
24	<25	7	9	11	16	26
25	<26	7	8	10	15	24
26	<27	6	8	9	14	22
≥ 27		6	8	9	14	21

6.5.3 Totalfosfor vinter

Tabell 6.4. Referensvärden och klassgränser för Tot-P vinter. Värdena som presenteras för varje salthaltsintervall är koncentrationer angivna i µmol/l.

Tot-P, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 22 & 23	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig	
Ekvationer	$-0.057*s+0.4$	$-0.073*s+0.512$	$-0.089*s+0.624$	$-0.137*s+0.96$	$-0.217*s+1.52$	
EK	1,0	0,78	0,64	0,42	0,26	
Salthaltsintervall	Koncentrationer i µmol/l					
0 <1	0,37	0,48	0,58	0,89	1,41	
1 <2	0,31	0,40	0,49	0,75	1,19	
2 <3	0,26	0,33	0,40	0,62	0,98	
≥3	0,20	0,26	0,31	0,48	0,76	

Tot-P, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 20 & 21	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig	
Ekvationer	$-0.02*s+0.4$	$-0.026*s+0.512$	$-0.031*s+0.624$	$-0.048*s+0.96$	$-0.076*s+1.52$	
EK	1,0	0,78	0,64	0,42	0,26	
Salthaltsintervall	Koncentrationer i µmol/l					
0 <1	0,39	0,50	0,61	0,94	1,48	
1 <2	0,37	0,47	0,58	0,89	1,41	
2 <3	0,35	0,45	0,55	0,84	1,33	
3 <4	0,33	0,42	0,51	0,79	1,25	
4 <5	0,31	0,40	0,48	0,74	1,18	
≥5	0,30	0,38	0,47	0,72	1,14	

Tot-P, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 16, 17, 18 & 19	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig	
Ekvationer	$0*s+0.4$	$0*s+0.478$	$0*s+0.556$	$0*s+0.79$	$0*s+1.18$	
EK	1,0	0,83	0,71	0,51	0,34	
Salthaltsintervall	Koncentrationer i µmol/l					
- -	0,40	0,48	0,56	0,79	1,18	

- Referensvärdet i tillrinnande vatten och i utsjön är lika, vilket medför att klassningen kan genomföras oberoende av salthalt.

Tot-P, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 24, 12n, 12s, 13, 14 & 15	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig	
Ekvationer	$0*s+0.4$	$0*s+0.504$	$0*s+0.608$	$0*s+0.92$	$0*s+1.44$	
EK	1,0	0,80	0,66	0,43	0,28	
Salthaltsintervall	Koncentrationer i µmol/l					
- -	0,40	0,50	0,61	0,92	1,44	

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-P, Vinter, dec-feb, 0-10m					
Typ 10 & 11	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer	$0*s+0.4$	$0*s+0.496$	$0*s+0.592$	$0*s+0.88$	$0*s+1.36$
EK	1,0	0,80	0,68	0,45	0,29
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
-	0,40	0,50	0,59	0,88	1,36

- Tydlig salthaltsgradient saknas i typ 10 och 11. Klassificeringen är alltså inte beroende av salthalten.

Tot-P, Vinter, dec-feb, 0-10m					
Typ 7, 8 & 9	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer	$0.014*s+0.4$	$0.017*s+0.488$	$0.021*s+0.576$	$0.03*s+0.84$	$0.0457*s+1.28$
EK	1,0	0,82	0,69	0,47	0,31
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0 <1	0,41	0,50	0,59	0,86	1,30
1 <2	0,42	0,51	0,61	0,89	1,35
2 <3	0,44	0,53	0,63	0,92	1,39
3 <4	0,45	0,55	0,65	0,95	1,44
4 <5	0,46	0,57	0,67	0,98	1,49
5 <6	0,48	0,58	0,69	1,01	1,53
6 <7	0,49	0,60	0,71	1,04	1,58
≥ 7	0,50	0,61	0,72	1,05	1,60

Tot-P, Vinter, dec-feb, 0-10m					
Typ 5 & 6	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer	$0.017*s+0.367$	$0.0191*s+0.42$	$0.022*s+0.473$	$0.0288*s+0.633$	$0.041*s+0.898$
EK	1,0	0,88	0,78	0,58	0,41
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
<8	0,50	0,57	0,65	0,86	1,23
8 <9	0,51	0,58	0,66	0,88	1,25
9 <10	0,53	0,60	0,68	0,91	1,29
10 <11	0,54	0,62	0,70	0,93	1,33
11 <12	0,56	0,64	0,72	0,96	1,37
12 <13	0,58	0,66	0,74	0,99	1,41
13 <14	0,59	0,68	0,76	1,02	1,45
14 <15	0,61	0,70	0,78	1,05	1,49
15 <16	0,63	0,72	0,81	1,08	1,53
16 <17	0,64	0,73	0,83	1,11	1,57
17 <18	0,66	0,75	0,85	1,14	1,61
18 <19	0,68	0,77	0,87	1,16	1,65
19 <20	0,69	0,79	0,89	1,19	1,69
≥ 20	0,70	0,80	0,90	1,21	1,72

Salthaltsgradienten mellan land och kustvatten är försumbar i jämförelse med gradienten mellan SV. Eg. Östersjön och S Kattegatt.

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-P, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1s, 4, & 25		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer		$0.015*s+0.4$	$0.017*s+0.458$	$0.019*s+0.516$	$0.02588*s+0.69$	$0.0368*s+0.98$
EK		1,0	0,87	0,78	0,58	0,41
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	0,41	0,47	0,53	0,70	1,00
1	<2	0,42	0,48	0,55	0,73	1,04
2	<3	0,44	0,50	0,56	0,75	1,07
3	<4	0,45	0,52	0,58	0,78	1,11
4	<5	0,47	0,54	0,60	0,81	1,15
5	<6	0,48	0,55	0,62	0,83	1,18
6	<7	0,50	0,57	0,64	0,86	1,22
7	<8	0,51	0,59	0,66	0,88	1,26
8	<9	0,53	0,60	0,68	0,91	1,29
9	<10	0,54	0,62	0,70	0,94	1,33
10	<11	0,56	0,64	0,72	0,96	1,37
11	<12	0,57	0,66	0,74	0,99	1,40
12	<13	0,59	0,67	0,76	1,01	1,44
13	<14	0,60	0,69	0,78	1,04	1,48
14	<15	0,62	0,71	0,80	1,07	1,51
15	<16	0,63	0,72	0,82	1,09	1,55
16	<17	0,65	0,74	0,84	1,12	1,59
17	<18	0,66	0,76	0,85	1,14	1,62
18	<19	0,68	0,78	0,87	1,17	1,66
19	<20	0,69	0,79	0,89	1,19	1,70
≥ 20		0,70	0,80	0,90	1,21	1,72

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-P, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1n, 2 & 3		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer		0.011*s+0.4	0.0131*s+0.47	0.015*s+0.54	0.02083*s+0.75	0.03056*s+1.1
EK		1,0	0,85	0,74	0,53	0,36
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	0,41	0,48	0,55	0,76	1,12
1	<2	0,42	0,49	0,56	0,78	1,15
2	<3	0,43	0,50	0,58	0,80	1,18
3	<4	0,44	0,52	0,59	0,82	1,21
4	<5	0,45	0,53	0,61	0,84	1,24
5	<6	0,46	0,54	0,62	0,86	1,27
6	<7	0,47	0,55	0,64	0,89	1,30
7	<8	0,48	0,57	0,65	0,91	1,33
8	<9	0,49	0,58	0,67	0,93	1,36
9	<10	0,51	0,59	0,68	0,95	1,39
10	<11	0,52	0,61	0,70	0,97	1,42
11	<12	0,53	0,62	0,71	0,99	1,45
12	<13	0,54	0,63	0,73	1,01	1,48
13	<14	0,55	0,65	0,74	1,03	1,51
14	<15	0,56	0,66	0,76	1,05	1,54
15	<16	0,57	0,67	0,77	1,07	1,57
16	<17	0,58	0,69	0,79	1,09	1,60
17	<18	0,59	0,70	0,80	1,11	1,63
18	<19	0,61	0,71	0,82	1,14	1,67
19	<20	0,62	0,72	0,83	1,16	1,70
20	<21	0,63	0,74	0,85	1,18	1,73
21	<22	0,64	0,75	0,86	1,20	1,76
22	<23	0,65	0,76	0,88	1,22	1,79
23	<24	0,66	0,78	0,89	1,24	1,82
24	<25	0,67	0,79	0,91	1,26	1,85
25	<26	0,68	0,80	0,92	1,28	1,88
26	<27	0,69	0,82	0,94	1,30	1,91
≥27		0,70	0,82	0,95	1,31	1,93

6.5.4 DIP - Löst oorganiskt fosfor

Tabell 6.5. Referensvärden och klassgränser för DIP (Dissolved Inorganic Phosphorus) vintertid. Värdena som presenteras för varje salthaltsintervall är koncentrationer angivna i $\mu\text{mol/l}$.

DIP, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 22 & 23		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0.029*s+0.2$	$-0.0357*s+0.25$	$-0.04286*s+0.3$	$0.06429*s+0.45$	$-0.1*s+0.7$
EK		1,0	0,80	0,67	0,45	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	0,19	0,23	0,28	0,42	0,65
1	<2	0,16	0,20	0,24	0,35	0,55
2	<3	0,13	0,16	0,19	0,29	0,45
>3		0,10	0,13	0,15	0,23	0,35

DIP, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 20 & 21		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0.01*s+0.2$	$-0.0125*s+0.25$	$-0.015*s+0.3$	$-0.0225*s+0.45$	$-0.035*s+0.7$
EK		1,0	0,82	0,68	0,45	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	0,20	0,24	0,29	0,44	0,68
1	<2	0,19	0,23	0,28	0,42	0,65
2	<3	0,18	0,22	0,26	0,39	0,61
3	<4	0,17	0,21	0,25	0,37	0,58
4	<5	0,16	0,19	0,23	0,35	0,54
≥ 5		0,15	0,19	0,23	0,34	0,53

DIP, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 18 & 19		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$0*s+0.2$	$0*s+0.25$	$0*s+0.3$	$0*s+0.45$	$0*s+0.7$
EK		1,0	0,80	0,67	0,44	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
-	-	0,2	0,25	0,3	0,45	0,7

- Referensvärdet i tillrinnande vatten och i utsjön är lika, vilket medför att klassningen kan genomföras oberoende av salthalt.

DIP, Vinter, nov-feb, 0-10m						
Typ 16 & 17		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$0.02*s+0.1$	$0.025*s+0.125$	$0.03*s+0.15$	$0.045*s+0.225$	$0.07*s+0.35$
EK		1,0	0,80	0,65	0,44	0,28
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	0,11	0,14	0,17	0,25	0,39
1	<2	0,13	0,16	0,20	0,29	0,46
2	<3	0,15	0,19	0,23	0,34	0,53
3	<4	0,17	0,21	0,26	0,38	0,60
4	<5	0,19	0,24	0,29	0,43	0,67
≥ 5		0,20	0,25	0,30	0,45	0,70

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

DIP, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 24, 12n, 15, 12s, 13, 14		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$0.008*s+0.2$	$0.0104*s+0.25$	$0.0125*s+0.3$	$0.01875*s+0.45$	$0.0292*s+0.7$
EK		1,0	0,79	0,66	0,44	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	0,20	0,26	0,31	0,46	0,71
1	<2	0,21	0,27	0,32	0,48	0,74
2	<3	0,22	0,28	0,33	0,50	0,77
3	<4	0,23	0,29	0,34	0,52	0,80
4	<5	0,24	0,30	0,36	0,53	0,83
5	<6	0,25	0,31	0,37	0,55	0,86
≥6		0,25	0,31	0,38	0,56	0,88

DIP, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 10 & 11		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$0*s+0.25$	$0*s+0.3125$	$0*s+0.375$	$0*s+0.5625$	$0*s+0.875$
EK		1,0	0,81	0,66	0,45	0,28
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
-	-	0,25	0,31	0,38	0,56	0,88

- Tydlig salthaltsgradient saknas i typ 10 och 11. Klassificeringen är alltså inte beroende av salthalten.

DIP, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 7, 8 & 9		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$0.007*s+0.2$	$0.0089*s+0.25$	$0.0107*s+0.3$	$0.0161*s+0.45$	$0.025*s+0.7$
EK		1,0	0,81	0,66	0,45	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	0,20	0,25	0,31	0,46	0,71
1	<2	0,21	0,26	0,32	0,47	0,74
2	<3	0,22	0,27	0,33	0,49	0,76
3	<4	0,23	0,28	0,34	0,51	0,79
4	<5	0,23	0,29	0,35	0,52	0,81
5	<6	0,24	0,30	0,36	0,54	0,84
6	<7	0,25	0,31	0,37	0,55	0,86
≥7		0,25	0,31	0,38	0,56	0,88

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

DIP, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 5 & 6	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$0.013*s+0.15$	$0.016*s+0.188$	$0.019*s+0.225$	$0.0281*s+0.338$	$0.0438*s+0.53$	
EK	1,0	0,80	0,67	0,44	0,29	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
<8		0,25	0,31	0,38	0,56	0,88
8	<9	0,26	0,32	0,38	0,58	0,90
9	<10	0,27	0,34	0,40	0,60	0,94
10	<11	0,28	0,35	0,42	0,63	0,98
11	<12	0,29	0,37	0,44	0,66	1,03
12	<13	0,31	0,38	0,46	0,69	1,07
13	<14	0,32	0,40	0,48	0,72	1,12
14	<15	0,33	0,41	0,50	0,75	1,16
15	<16	0,34	0,43	0,52	0,77	1,20
16	<17	0,36	0,45	0,53	0,80	1,25
17	<18	0,37	0,46	0,55	0,83	1,29
18	<19	0,38	0,48	0,57	0,86	1,33
19	<20	0,39	0,49	0,59	0,89	1,38
≥ 20		0,40	0,50	0,60	0,90	1,40

Salthaltsgradienten mellan land och kustvatten är försumbar i jämförelse med gradienten mellan SV. Eg. Östersjön och S Kattegatt.

DIP, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1s, 4 & 25	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$0.01*s+0.2$	$0.0125*s+0.25$	$0.015*s+0.3$	$0.0225*s+0.45$	$0.035*s+0.7$	
EK	1,0	0,81	0,68	0,45	0,29	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	0,21	0,26	0,31	0,46	0,72
1	<2	0,22	0,27	0,32	0,48	0,75
2	<3	0,23	0,28	0,34	0,51	0,79
3	<4	0,24	0,29	0,35	0,53	0,82
4	<5	0,25	0,31	0,37	0,55	0,86
5	<6	0,26	0,32	0,38	0,57	0,89
6	<7	0,27	0,33	0,40	0,60	0,93
7	<8	0,28	0,34	0,41	0,62	0,96
8	<9	0,29	0,36	0,43	0,64	1,00
9	<10	0,30	0,37	0,44	0,66	1,03
10	<11	0,31	0,38	0,46	0,69	1,07
11	<12	0,32	0,39	0,47	0,71	1,10
12	<13	0,33	0,41	0,49	0,73	1,14
13	<14	0,34	0,42	0,50	0,75	1,17
14	<15	0,35	0,43	0,52	0,78	1,21
15	<16	0,36	0,44	0,53	0,80	1,24
16	<17	0,37	0,46	0,55	0,82	1,28
17	<18	0,38	0,47	0,56	0,84	1,31
18	<19	0,39	0,48	0,58	0,87	1,35
19	<20	0,40	0,49	0,59	0,89	1,38
≥ 20		0,40	0,50	0,60	0,90	1,40

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

DIP, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1n, 2 & 3		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig
Ekvationer		0.011*s+0.2	0.0139*s+0.25	0.01667*s+0.3	0.025*s+0.45	0.03889*s+0.7
EK		1,0	0,80	0,66	0,44	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	0,21	0,26	0,31	0,46	0,72
1	<2	0,22	0,27	0,33	0,49	0,76
2	<3	0,23	0,28	0,34	0,51	0,80
3	<4	0,24	0,30	0,36	0,54	0,84
4	<5	0,25	0,31	0,38	0,56	0,88
5	<6	0,26	0,33	0,39	0,59	0,91
6	<7	0,27	0,34	0,41	0,61	0,95
7	<8	0,28	0,35	0,43	0,64	0,99
8	<9	0,29	0,37	0,44	0,66	1,03
9	<10	0,31	0,38	0,46	0,69	1,07
10	<11	0,32	0,40	0,48	0,71	1,11
11	<12	0,33	0,41	0,49	0,74	1,15
12	<13	0,34	0,42	0,51	0,76	1,19
13	<14	0,35	0,44	0,53	0,79	1,23
14	<15	0,36	0,45	0,54	0,81	1,26
15	<16	0,37	0,47	0,56	0,84	1,30
16	<17	0,38	0,48	0,58	0,86	1,34
17	<18	0,39	0,49	0,59	0,89	1,38
18	<19	0,41	0,51	0,61	0,91	1,42
19	<20	0,42	0,52	0,63	0,94	1,46
20	<21	0,43	0,53	0,64	0,96	1,50
21	<22	0,44	0,55	0,66	0,99	1,54
22	<23	0,45	0,56	0,68	1,01	1,58
23	<24	0,46	0,58	0,69	1,04	1,61
24	<25	0,47	0,59	0,71	1,06	1,65
25	<26	0,48	0,60	0,73	1,09	1,69
26	<27	0,49	0,62	0,74	1,11	1,73
≥27		0,50	0,63	0,75	1,13	1,75

6.5.5 Totalkväve sommar

Tabell 6.6. Referensvärden och klassgränser för Tot-N sommar. Värdena som presenteras för varje salthaltsintervall är koncentrationer angivna i $\mu\text{mol/l}$.

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 22 & 23		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-1.333*s+21$	$-1.547*s+24.36$	$-1.76*s+27.72$	$-2.4*s+37.8$	$-3.467*s+54.6$
EK		1,0	0,86	0,76	0,55	0,39
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	20	24	27	37	53
1	<2	19	22	25	34	49
2	<3	18	20	23	32	46
>3		17	20	22	31	44

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 20 & 21		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-1*s+21$	$-1.16*s+24.36$	$-1.32*s+27.72$	$-1.8*s+37.8$	$-2.6*s+54.6$
EK		1,0	0,88	0,78	0,57	0,39
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	21	24	27	37	53
1	<2	20	23	26	35	51
2	<3	19	21	24	33	48
3	<4	18	20	23	32	46
4	<5	17	19	22	30	43
≥ 5		16	19	21	29	42

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 18 & 19		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0.8*s+20$	$-0.928*s+23.2$	$-1.056*s+26.4$	$-1.44*s+36$	$-2.08*s+52$
EK		1,0	0,85	0,75	0,55	0,38
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	20	23	26	35	51
1	<2	19	22	25	34	49
2	<3	18	21	24	32	47
3	<4	17	20	23	31	45
4	<5	16	19	22	30	43
≥ 5		16	19	21	29	42

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 16 & 17	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$-1.4*s+23$	$-1.624*s+26.68$	$-1.848*s+30.36$	$-2.52*s+41.4$	$-3.64*s+59.8$	
EK	1,0	0,86	0,76	0,56	0,39	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	22	26	29	40	58
1	<2	21	24	28	38	54
2	<3	20	23	26	35	51
3	<4	18	21	24	33	47
4	<5	17	19	22	30	43
≥5		16	19	21	29	42

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 24, 12n, & 15	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$-1,333*s+23$	$-1,5468*s+26,6$	$-1,72*s+29,67$	$-2,4*s+41,4$	$-3,467*s+59,8$	
EK	1,0	0,87	0,78	0,56	0,38	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	22	26	29	40	58
1	<2	21	24	27	38	55
2	<3	20	23	25	35	51
3	<4	18	21	24	33	48
4	<5	17	20	22	31	44
5	<6	16	18	20	28	41
≥6		15	17	19	27	39

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 12s, 13, 14	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$-3,167*s+34$	$-3,721*s+39,95$	$-4,085*s+43,86$	$-5,9375*s+63,75$	$-8,708*s+93,5$	
EK	1,0	0,87	0,78	0,56	0,39	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	32	38	42	58	84
1	<2	29	34	38	53	76
2	<3	26	30	34	47	68
3	<4	23	27	30	41	60
4	<5	20	23	25	36	51
5	<6	17	19	21	30	43
≥6		15	17	19	27	39

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 10 & 11	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$0*s+15$	$0*s+17,4$	$0*s+19,35$	$0*s+27$	$0*s+39$	
EK	1,0	0,88	0,79	0,56	0,38	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
-	-	15	17	19	27	39

Tydlig salthaltsgradient saknas i typ 10 och 11. Klassificeringen är alltså inte beroende av salthalten.

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 7, 8 & 9	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$-6,286*s+59$	$-7,291*s+68,44$	$-8,109*s+76.11$	$-11,314*s+106,2$	$-16,3*s+153,4$	
EK	1,0	0,86	0,77	0,55	0,38	
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$					
0 <1	56	65	72	101	145	
1 <2	50	58	64	89	129	
2 <3	43	50	56	78	113	
3 <4	37	43	48	67	96	
4 <5	31	36	40	55	80	
5 <6	24	28	32	44	64	
6 <7	18	21	23	33	47	
≥ 7	15	17	19	27	39	

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 5 & 6	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$-0.25*s+17$	$-0.288*s+19.55$	$-0.325*s+22.1$	$-0.4375*s+29.75$	$-0.625*s+42.5$	
EK	1,0	0,87	0,77	0,57	0,40	
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$					
<8	15	17	20	26	38	
8 <9	15	17	19	26	37	
9 <10	15	17	19	26	37	
10 <11	14	17	19	25	36	
11 <12	14	16	18	25	35	
12 <13	14	16	18	24	35	
13 <14	14	16	18	24	34	
14 <15	13	15	17	23	33	
15 <16	13	15	17	23	33	
16 <17	13	15	17	23	32	
17 <18	13	15	16	22	32	
18 <19	12	14	16	22	31	
19 <20	12	14	16	21	30	
≥ 20	12	14	16	21	30	

Salthaltsgradienten mellan land och kustvatten är försumbar i jämförelse med gradienten mellan SV. Eg. Östersjön och S Kattegatt.

NATURVÅRDSVERKET
 Bilaga B till handbok 2007:4,
 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 1s, 4 & 25	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilif.	Otilif./Dålig	
Ekvationer	$-0,9*s+30$	$-1,035*s+34,5$	$-1,17*s+39$	$-1,575*s+52,5$	$-2,25*s+75$	
EK	1,0	0,87	0,77	0,57	0,40	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	30	34	38	52	74
1	<2	29	33	37	50	72
2	<3	28	32	36	49	69
3	<4	27	31	35	47	67
4	<5	26	30	34	45	65
5	<6	25	29	33	44	63
6	<7	24	28	31	42	60
7	<8	23	27	30	41	58
8	<9	22	26	29	39	56
9	<10	21	25	28	38	54
10	<11	21	24	27	36	51
11	<12	20	23	26	34	49
12	<13	19	22	24	33	47
13	<14	18	21	23	31	45
14	<15	17	19	22	30	42
15	<16	16	18	21	28	40
16	<17	15	17	20	27	38
17	<18	14	16	19	25	36
18	<19	13	15	17	23	33
19	<20	12	14	16	22	31
≥ 20		12	14	16	21	30

NATURVÅRDSVERKET
Bilaga B till handbok 2007:4,
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 1n, 2 & 3	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilif.	Otilif./Dålig	
Ekvationer	$-0.963*s+36$	$-1.088*s+40.68$	$-1.213*s+45.36$	$-1.5889*s+59.4$	$-2.215*s+82.8$	
EK	1,0	0,88	0,79	0,60	0,43	
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$					
0	<1	36	40	45	59	82
1	<2	35	39	44	57	79
2	<3	34	38	42	55	77
3	<4	33	37	41	54	75
4	<5	32	36	40	52	73
5	<6	31	35	39	51	71
6	<7	30	34	37	49	68
7	<8	29	33	36	47	66
8	<9	28	31	35	46	64
9	<10	27	30	34	44	62
10	<11	26	29	33	43	60
11	<12	25	28	31	41	57
12	<13	24	27	30	40	55
13	<14	23	26	29	38	53
14	<15	22	25	28	36	51
15	<16	21	24	27	35	48
16	<17	20	23	25	33	46
17	<18	19	22	24	32	44
18	<19	18	21	23	30	42
19	<20	17	19	22	28	40
20	<21	16	18	20	27	37
21	<22	15	17	19	25	35
22	<23	14	16	18	24	33
23	<24	13	15	17	22	31
24	<25	12	14	16	20	29
25	<26	11	13	14	19	26
26	<27	10	12	13	17	24
≥ 27		10	11	13	17	23

6.5.6 Totalfosfor sommar

Tabell 6.7. Referensvärden och klassgränser för Tot-P sommar. Värdena som presenteras för varje salthaltsintervall är koncentrationer angivna i µmol/l.

Tot-P, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 22 & 23		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0,083*s+0,4$	$-0,102*s+0,49$	$-0,121*s+0,58$	$-0,177*s+0,85$	$-0,271*s+1,3$
EK		1,0	0,83	0,69	0,47	0,31
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	0,36	0,44	0,52	0,76	1,16
1	<2	0,28	0,34	0,40	0,58	0,89
2	<3	0,19	0,23	0,28	0,41	0,62
≥3		0,15	0,18	0,22	0,32	0,49

Tot-P, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 20 & 21		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0,044*s+0,4$	$-0,054*s+0,49$	$-0,064*s+0,58$	$-0,094*s+0,85$	$-0,144*s+1,3$
EK		1,0	0,81	0,69	0,47	0,31
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	0,38	0,46	0,55	0,80	1,23
1	<2	0,33	0,41	0,48	0,71	1,08
2	<3	0,29	0,35	0,42	0,61	0,94
3	<4	0,24	0,30	0,35	0,52	0,79
≥4		0,20	0,25	0,29	0,43	0,65

Tot-P, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 18 & 19		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer		$-0,03*s+0,4$	$-0,037*s+0,49$	$-0,044*s+0,58$	$-0,064*s+0,85$	$-0,098*s+1,3$
EK		1,0	0,83	0,70	0,48	0,31
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/l				
0	<1	0,39	0,47	0,56	0,82	1,25
1	<2	0,36	0,43	0,51	0,75	1,15
2	<3	0,33	0,40	0,47	0,69	1,06
3	<4	0,30	0,36	0,43	0,63	0,96
4	<5	0,27	0,32	0,38	0,56	0,86
≥5		0,25	0,31	0,36	0,53	0,81

Tot-P, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 16 & 17	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig	
Ekvationer	$-0,03*s+0,4$	$-0,036*s+0,48$	$-0,042*s+0,56$	$-0,06*s+0,8$	$-0,09*s+1,2$	
EK	1,0	0,84	0,72	0,51	0,34	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	0,39	0,46	0,54	0,77	1,16
1	<2	0,36	0,43	0,50	0,71	1,07
2	<3	0,33	0,39	0,46	0,65	0,98
3	<4	0,30	0,35	0,41	0,59	0,89
4	<5	0,27	0,32	0,37	0,53	0,80
≥5		0,25	0,30	0,35	0,50	0,75

Tot-P, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 24, 12n, 12s, 13, 14 & 15	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig	
Ekvationer	$-0,017*s+0,4$	$-0,0196*s+0,47$	$-0,023*s+0,54$	$-0,0313*s+0,75$	$-0,0458*s+1,1$	
EK	1,0	0,86	0,74	0,54	0,36	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0	<1	0,39	0,46	0,53	0,73	1,08
1	<2	0,38	0,44	0,51	0,70	1,03
2	<3	0,36	0,42	0,48	0,67	0,99
3	<4	0,34	0,40	0,46	0,64	0,94
4	<5	0,33	0,38	0,44	0,61	0,89
5	<6	0,31	0,36	0,42	0,58	0,85
≥6		0,30	0,35	0,41	0,56	0,83

Tot-P, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 10 & 11	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otilf.	Otilf./Dålig	
Ekvationer	$0*s+0,3$	$0*s+0,3525$	$0*s+0,405$	$0*s+0,5625$	$0*s+0,825$	
EK	1,0	0,86	0,73	0,54	0,36	
Salthaltsintervall		Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
-	-	0,30	0,35	0,41	0,56	0,83

- Tydlig salthaltsgradient saknas i typ 10 och 11. Klassificeringen är alltså inte beroende av salthalten.

Tot-P, Sommar, jun-aug, 0-10m					
Typ 7, 8 & 9	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer	$-0,013*s+0,4$	$-0,0157*s+0,47$	$-0,018*s+0,54$	$-0,025*s+0,75$	$-0,0367*s+1,1$
EK	1,0	0,85	0,74	0,53	0,36
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
0 <1	0,39	0,46	0,53	0,74	1,08
1 <2	0,38	0,45	0,51	0,71	1,05
2 <3	0,37	0,43	0,50	0,69	1,01
3 <4	0,35	0,42	0,48	0,66	0,97
4 <5	0,34	0,40	0,46	0,64	0,94
5 <6	0,33	0,38	0,44	0,61	0,90
6 <7	0,31	0,37	0,42	0,59	0,86
≥ 7	0,30	0,35	0,41	0,56	0,83

Tot-P, Sommar, jun-aug, 0-10m					
Typ 5 & 6	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig
Ekvationer	$0,008*s+0,2$	$0,01*s+0,28$	$0,012*s+0,327$	$0,0167*s+0,467$	$0,025*s+0,7$
EK	1,0	0,82	0,71	0,50	0,33
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$				
<8	0,30	0,36	0,42	0,60	0,90
8 <9	0,30	0,37	0,43	0,61	0,91
9 <10	0,31	0,38	0,44	0,63	0,94
10 <11	0,32	0,39	0,45	0,64	0,96
11 <12	0,33	0,40	0,46	0,66	0,99
12 <13	0,34	0,41	0,47	0,68	1,01
13 <14	0,35	0,42	0,48	0,69	1,04
14 <15	0,35	0,43	0,50	0,71	1,06
15 <16	0,36	0,44	0,51	0,73	1,09
16 <17	0,37	0,45	0,52	0,74	1,11
17 <18	0,38	0,46	0,53	0,76	1,14
18 <19	0,39	0,47	0,54	0,78	1,16
19 <20	0,40	0,48	0,55	0,79	1,19
≥ 20	0,40	0,48	0,56	0,80	1,20

Salthaltsgradienten mellan land och kustvatten är försumbar i jämförelse med gradienten mellan SV. Eg. Östersjön och S Kattegatt.

Tot-P, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 1n, 1s, 2, 3, 4 & 25	Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./Dålig	
Ekvationer	$-0,006*s+0,4$	$-0,007*s+0,48$	$-0,008*s+0,56$	$-0,012*s+0,8$	$-0,018*s+1,2$	
EK	1,0	0,83	0,71	0,50	0,33	
Salthaltsintervall	Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$					
-	-	0,4	0,48	0,56	0,8	1,2

6.6 Kommentarer

I Västerhavet är halterna av DIN och DIP vanligtvis högst i februari. Dock kan vårbloomingen, under lugna vintrar med stabil skiktning, starta så tidigt som i december-januari. För att undvika att statusklassificering baseras på mätdata då vårbloomingen redan börjat konsumera DIN och DIP bör man följa koncentrationernas utveckling under perioden december-mars. Ökar halterna i förhållande till tidigare månads mätning antas att närsaltspoolen fortfarande byggs på och mätningarna kan användas för statusklassificering. Om istället halterna minskar i förhållande till tidigare månads mätning kan man anta att vårbloomingen börjat och dessa mätningar är därför inte lämpliga att användas för statusklassificering. Alternativt kan mätdata filtreras på ett sådant sätt att provtagningar med klorofyllvärden exempelvis $>1\mu\text{g/l}$ eller/och syrgasmättnad över 100% inte tas med i statusklassificeringen, då detta är ett grovt mått på att vårbloomingen börjat. I Egentliga Östersjön börjar vårbloomingen vanligtvis något senare och påverkar sällan vinterdata från januari och februari. I Bottenhavet och Bottenviken är halterna av DIN och DIP vanligtvis högst i februari-mars och vårbloomingen startar ytterligare något senare, mars-april respektive april-maj.

Växtplanktonblomningar binder näringsämnen i sin biomassa och kan därför ha inverkan på halterna av tot-N och tot-P. Speciellt gäller detta i Egentliga Östersjön under sommaren då blomningar av *Nodularia* och *Aphanizomenon* kan höja värdena. Mätvärden som erhålls vid kraftiga blomningar är inte lämpliga att användas vid statusklassificering.

Bakgrundsrapport: Förslag till vattendirektivets bedömningsgrunder för pelagiala vintertida näringsämnen och sommartida effekterrelaterade näringsämnen i kust- och övergångsvatten

Författare: Martin Hansson och Bertil Håkansson (SMHI)

7 Syrebalans

Kvalitetsfaktor	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Syrebalans	Näringsgrad/övergödning	1 gång/mån	Året runt

7.1 Inledning

Syrgas är en central parameter för allt biologiskt liv. I många svenska kust- och havsområden är syrgasbristen påtaglig och hämmande för det ekologiska systemet. Syrgasbristen påverkas både av fysiska och biologiska faktorer och kan förekomma helt naturligt. Syrgashalten i djupvattnet påverkar direkt det biologiska livet i bottenvattnet och i sediment. Syrgas förbrukas vid respiration och nedbrytning av organiskt material och syrgasbrist kan uppstå. Syrgashalten är därför en bra indikator på eutrofiering om hänsyn tas till djupvattenomsättningen i det aktuella området. Den kritiska gränsen för hur stor belastning som ekosystemet kan tåla innan syrgashalterna påverkas varierar mellan olika vattenförekomster. Yttre, öppna områden har ofta god tillgång på syrgas i bottenvattnet. Undantag finns dock, till exempel i öppna Östersjöns djupområden förekommer syrgasbrist (hypoxi) eller helt syrgasfria (anoxi) förhållande, främst orsakat av Östersjöns instängda läge. I södra Kattegatt kan syrgasbrist också uppstå i grunda öppna områden då salthaltsskiktningen (haloklinen) ofta ligger på ett sådant djup att endast en mindre volym djupvatten finns vid botten. Syrgasen i det tunna bottenskiktet förbrukas snabbt och syrgasbrist uppstår. Till följd av snabba svängningarna i skiktningens läge kan variationerna vara stora under kort tid.

Begreppsförklaring 1

Hypoxi = Syrgasbrist. Någon exakt gräns för när hypoxi uppstår finns inte, utan beror på hur olika växt- och djurgrupper är anpassade till att överleva låga syrgashalter. I bedömningsgrunden har gränsen för syrgasbrist satts till 3,5 ml/l.

Anoxi = Helt syrgasfria förhållanden.

Svavelväte = Vid anoxi uppstår svavelväte genom mikrobiell nedbrytning av organiskt material, där sulfat utnyttjas som energikälla och omvandlas till svavelväte. Svavelväte är giftigt för alla högre stående organismer. Förekomst av svavelväte leder till döda bottenar.

Bottenvattnet = Vatten precis vid eller mycket nära botten. Provtagning av bottenvatten sker med en speciell bottenvattenhämtare, strax ovanför botten (0,5-1,0 m).

Djupvatten = Definieras i denna handbok som det vatten som befinner sig under det språngskikt som avgränsar det syresatta ytlagret och där problem med syrgashalten oftast uppstår.

Vattenomsättning = Den tid, angivet i dagar, det tar för allt djupvatten i vattenförekomsten att bytas ut.

Opåverkad period = Januari till maj. Perioden då syrgasförhållanden till större delen bestäms av vattenförekomstens naturliga egenskaper.

Påverkad period = Juni till december. Period då syrgasförhållanden bestäms av både de naturliga egenskaperna och av mänsklig/naturlig belastning.

Syrgasbrist i svenska kustvatten har störst utbredning under växtsäsongen mellan juni och december, då bottenvattnet tillförs stora mängder biologiskt material som ska brytas ner samtidigt som vattenutbytet hämmas av en temperaturskiktning. Mellan januari och maj, innan vårblomningen har hunnit sedimentera och den säsongsmässiga syrgasförbrukande nedbrytningen av partikulärt organiskt material har börjat, kan syrgasförhållandena vara goda och då är det främst andra faktorer som bestämmer syrgashalten, exempelvis väderförhållande och morfologiska hinder så som tröskeldjup och maxdjup som i sin tur bestämmer vattenutbytet och tillförseln av syrgasrikt djupvatten. Syrgaskoncentrationen under januari-maj åter speglar en form av bakgrundsvärde som bestäms av vattenförekomstens naturliga egenskaper.

7.2 Krav på underlagsdata

Det finns olika varianter av syrgasbrist; säsongsmässig, flerårig och ständigt förekommande syrgasbrist (se begreppförklaring 2 nedan). De skiljer sig åt på flera sätt, bland annat dess varaktighet i tiden vilket ger olika effekter. Det är därmed svårt att skapa generella referensvärden och klassgränser som kan tillämpas på alla vattenförekomster. Det är därför nödvändigt att bestämma en vattenförekomsts tillhörighet innan dess syrgasstatus kan bestämmas. En vattenförekomst tillhör någon av de fem fall som anges i begreppsförklaringen nedan.

Begreppsförklaring 2

En vattenförekomst delas in i någon av följande fem fall:

- 1) **Säsongsmässig syrgasbrist** - Uppstår under sensommar och höst till följd av nedbrytning av organiskt material som tillförts djupvattnet under året. Förhållandena återgår till det normala under vintern och den tidiga våren då belastningen av organsikt material är liten och frånvaron av temperaturskiktning underlättar vertikal omblandning av djupvattnet.
- 2) **Flerårig syrgasbrist/anoxi** – Syrgashalter under referensvärdet (<3,5 ml/l) förekommer under hela året. Omsättningstiden i djupvattnet är < 1 år.
- 3) **Ständigt förekommande syrgasbrist/anoxi** - Kan förekomma i vattenförekomster med mycket begränsat vattenutbyte. Omsättningstiden i djupvattnet är >1 år. Miljöförbättrande åtgärder kommer ha liten eller ingen effekt på syrgasförhållandena. Exempel är instängda fjordar.
- 4) **Syresatt djupvatten** - Syrgashalten är över referensvärdet (>3,5 ml/l) året om under flera år i rad.
- 5) **Data saknas** - Mätningar saknas eller är bristfälliga i tid och rum.

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 3.2

Varje vattenförekomst indelas i något av de ovanstående fallen för att det ska vara möjligt att göra en statusklassificering. Indelningen sker genom en följd av test där utfallen bestämmer hur vattenförekomsten ska behandlas. Ett flödesschema över tillvägagångssättet presenteras i figur 7.2 och de olika testen och dess utfall beskrivs mer ingående i den följande texten.

7.2.1 Provtagningsmetodik

För att kunna utvärdera syrgasförhållandena statistiskt krävs att syrgashalterna mäts frekvent (månadsvis) under en sammanhängande period av minst tre år (gärna fler). Eftersom återväxten för bottnar utsatta för kraftig hypoxi kan sättas till ca ett år (tiden för larver att återkolonisera den syresatta botten) är det inte lämpligt att ett enstaka år utgör underlaget för statusklassificering av en vattenförekomst. Mätningarna ska ske månadsvis, i en profil från ytan till botten på standarddjup (0 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 40 m, ... o.s.v. till botten, vilket innebär att vattenprov tas så nära botten som möjligt (mindre än en meter ifrån botten) i den djupaste delen av vattenförekomsten. Vid grunda stationer (bottendjup <10m) kan en finare djupindelning krävas (exv. 2,5 m).

Det kan vara lämpligt att mäta halten av svavelväte då detta misstänks förekomma. För att kvalitetssäkra data ska provtagning och analys ske av ackrediterat laboratorium enligt HELCOM:s COMBINE Manual²⁰.

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 3.1

7.2.2 Test 1 – Är syrgasbrist ett problem i vattenförekomsten?

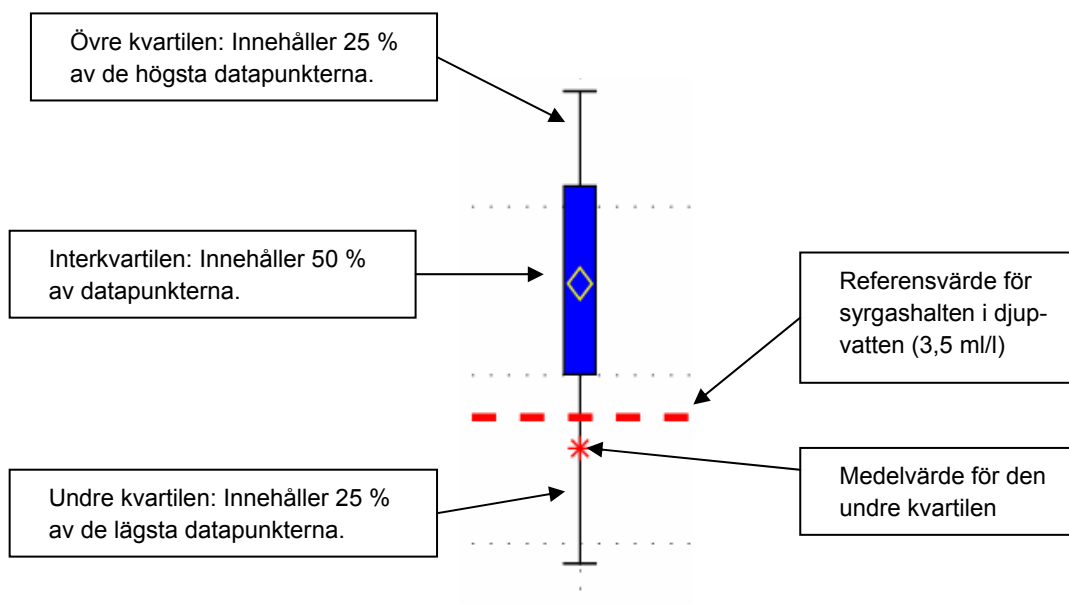
Test 1: Bestäm stationsmedelvärdet baserat på undre kvartilen av observerade syrgashalter i bottenvattnet utförda varje månad under en treårsperiod (januari-december).

För att kunna genomföra test 1 krävs att syrgasdata från bottenvattnet finns tillgänglig från en representativ mätstation i den aktuella vattenförekomsten. Stationen ska vara placerad i den djupaste delen av vattenförekomsten. Om flera stationer finns i samma vattenförekomst bör data från alla stationer användas, alternativt att den mest representativa stationen används. Data ska täcka hela året, helst med månatliga mätningar. Om data saknas kan modelldata användas och i sista hand kan en expertbedömning tillämpas för att bestämma status på vattenförekomsten. Testet baseras på det angivna referensvärde (3,5 ml/l) som säkerställer att syrgashalten inte har någon negativ inverkan på vattenförekomstens ekosystem.

Ett s.k. "box and whisker" diagram beräknas för varje vattenförekomst (mätstation). "Box and whisker" diagram visar fördelningen av antalet datapunkter inom datamängden; för den undre kvartilen (de lägsta 25 % av datapunkterna), interkvartilen (innehåller 50 % av datapunkterna) och den övre kvartilen (25 % av de högsta datapunkterna). "Box and whisker" diagram förklaras i figur 7.1.

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 3.1

²⁰ www.helcom.fi



Figur 7.1. Förklaring av "Box and Whisker" diagram. Datamängden består av treårs data från bottenvattnet i vattenförekomsten. I detta fall är medelvärdet på den undre kvartilen under referensvärdet (Utfall 1b) och det är nödvändigt att genomföra test två för att bestämma om vattenförekomsten är utsatt för säsongsmässig, flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist.

Från test 1 är det möjligt att få två utfall som presenteras nedan:

Test 1 – Utfall 1a – Ingen syrgasbrist

Stationsmedelvärdet för januari-december i den undre kvartilen överstiger referensvärdet ($>3,5$ ml/l). Vattenförekomsten uppvisar inte någon syrgasbrist och kan anses ha syresatt djupvatten. Status med avseende på syrgashalt för vattenförekomsten kan direkt bestämmas till hög status.

Test 1 – Utfall 1b – Syrgasbrist förekommer

Stationsmedelvärdet för januari-december i den undre kvartilen understiger referensvärdet ($<3,5$ ml/l). Vattenförekomsten uppvisar syrgasbrist och det är nödvändigt att genomföra test 2 för att bestämma om det är säsongsmässig, flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist.

7.2.3 Test 2 – Är syrgasbristen säsongsmässig, flerårig eller ständigt förekommande?

I vattenförekomster där syrgashalten är lägre än 3,5 ml/l ska en bestämning göras om denna är säsongsmässig, flerårig eller ständigt förekommande, baserat på stationsmedelvärdet för perioden januari – maj under tre på varandra följande år.

Test 2 är begränsat i tiden till månaderna januari t.o.m. maj som anses representera den opåverkade perioden samt tar hänsyn till vattenomsättning i djupvattnet om uppgifter om detta är tillgängligt. I vattenförekomster där data saknas eller är bristfälliga kan data som är framtagen med hjälp av modeller (exempelvis SMHI:s

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 3.2

kustzonsmodell) användas, alternativt kan en expertbedömning göras för att bestämma syrgasstatus i vattenförekomsten.

Test 2: Bestäm stationsmedelvärdet (opåverkad period, januari-maj, under en 3 årsperiod) på undre kvartilen av observerade syrgashalter i bottenvattnet. Om möjligt bestäms vattenomsättningen i vattenförekomstens djupvatten. Uppgifter om vattenomsättning kan hittas i litteratur eller beräknas (se exempelvis Engqvist, 1999 och Engqvist, 2002).

Test 2 – Utfall 2a – Säsongsmissig syrgasbrist

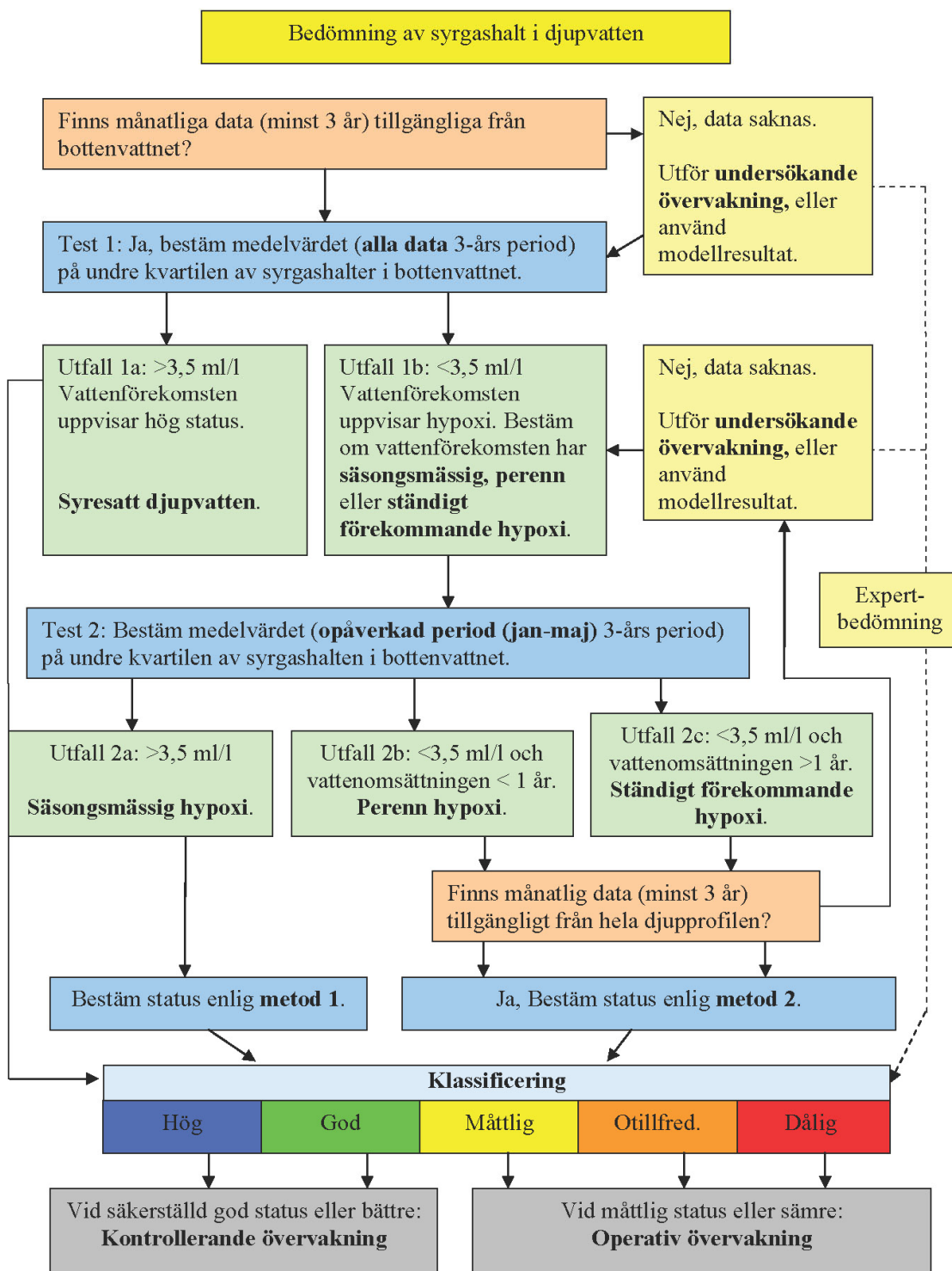
Om stationsmedelvärdet av januari-maj överstiger referensvärdet (>3,5 ml/l) och vattenomsättningen i djupvattnet är < 1 år föreligger säsongsmissig syrgasbrist. Vattenförekomsten uppvisar inga problem med syrgasbrist under den opåverkade perioden. Syrgasbristen är begränsad till höstperioden och är därför säsongsmissig. Status med avseende på syrgashalt i vattenförekomsten bestäms genom metod 1 (avsnitt 7.3.1).

Test 2 – Utfall 2b – Flerårig syrgasbrist

Om stationsmedelvärdet av januari-maj understiger referensvärdet (< 3,5 ml/l) och vattenomsättningen i djupvattnet är < 1 år föreligger flerårig syrgasbrist. Syrgasbristen förekommer under hela året, även under den opåverkade perioden och är därför flerårig. Status med avseende på syrgashalt i vattenförekomsten bestäms genom metod 2 (avsnitt 7.3.2).

Test 2 – Utfall 2c – Ständigt förekommande syrgasbrist

Om stationsmedelvärdet för januari-maj understiger referensvärdet (< 3,5 ml/l) och vattenomsättningen i djupvattnet > 1 år föreligger ständigt förekommande syrgasbrist. Syrgasbristen är en följd av begränsad vattenomsättning i djupvattnet och miljöförbättrande åtgärder kommer endast att medföra ringa eller ingen positiv inverkan på syrgashalten i bottenvattnet. Status i vattenförekomsten bestäms av metod 2 (avsnitt 7.3.2).



Figur 7.2. Flödesschema för statusklassificering av syrgashalten i kustvatten.

7.3 Klassificering av status

Det finns två metoder för att bestämma syrgasstatus i en vattenförekomst. Vilken metod som ska användas beror på utfallet av test 1 och test 2 (avsnitt 7.2.2 och 7.2.3). Vattenförekomster som har säsongsmässig syrgasbrist enligt test 1 och 2 ska statusklassificeras utifrån metod 1. Vattenförekomster som uppvisar flerårig eller ständigt förekommande syrebrist ska statusklassificeras utifrån hur stor area av botten som är utsatt för syrgasbrist, d.v.s. metod 2.

7.3.1 Status enligt metod 1 (för vattenförekomster med säsongsmässig syrgasbrist)

För vattenförekomster som har säsongsmässig syrgasbrist sker klassificeringen med utgångspunkt från resultatet från test 1 (avsnitt 7.2.2). Status bestäms utifrån stationsmedelvärdet på undre kvartilen (de lägsta 25 % av koncentrationerna) av observerade syrgashalter i bottenvattnet från perioden januari – december under en treårsperiod. Detta värde jämförs med angivna klassgränser i tabell 7.1 för att erhålla klassificerad status.

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 3.2

7.3.2 Status enligt metod 2 (påverkad bottenareal, för vattenförekomster med flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist)

För vattenförekomster som uppvisar flerårig eller ständigt förekommande syrebrist ska statusklassificering baseras på medelvärdet av syrgashalterna för månaderna juni-december under en treårsperiod, och uttryckas som andel av den totala bottenytan som exponeras för denna syrgashalt. Vid klassificering enligt metod 2 krävs att mätdata finns insamlade från hela vattenprofilen, från ytan till botten. Var femte meter i vattendjup grundare än 20 m, och var 10:e m för djup >30 m samt prov med bottenvattenhämtare för att bestämma syrgashalten precis ovanför botten. Bottenytan utsatt för syrgasbrist beräknas med hjälp av den vertikala fördelningen av syrgashalten och den hypsografiska kurvan. Djupet för syrgashalten 3,5 ml/l beräknas ur varje syrgasprofil och från hypsografen fås den utsatta bottenytan för djupet i fråga. Detta värde jämförs sedan med klassgränserna i tabell 7.3, för att erhålla klassificerad status.

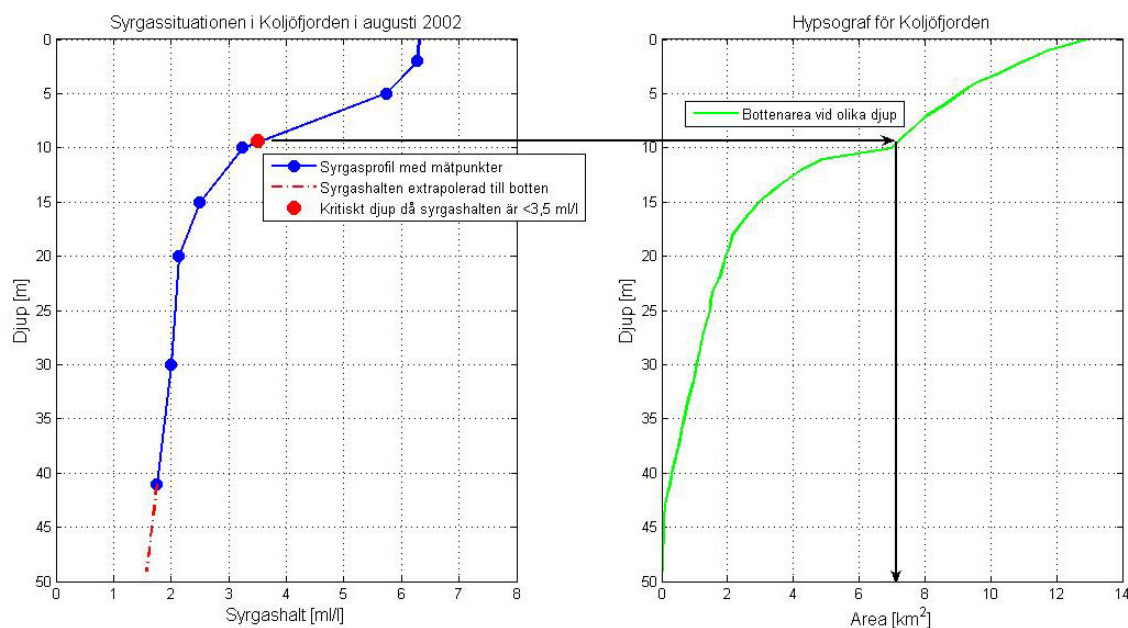
Se FS
bilaga 5,
avsnitt 3.2

I vattenförekomster utsatta för flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist är syrgasbristen oftast orsakad av både ökad belastning och naturliga morfologiska hinder som hämmar vattenutbytet. För att sätta rimliga referensvärden beräknar man hur stor del av bottenytan i vattenförekomsten (tillämpbart på bassäng som är begränsade till ytan) som är påverkad. Syrgashalten i vattenförekomster med flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist under den påverkade perioden kan inte bli bättre än de förhållanden som råder under den opåverkade perioden (jan-maj). Syftet är att skilja ut de antropogent orsakade problemområdena.

Hypsografer finns framtagna för alla bassänger i Svenskt Vattenarkiv²¹. Hypsograferna beskriver hur en bassängs ytarea varierar med djupet, för varje meter från ytan till maxdjupet (datafiler med hypsografer för samtliga vattenförekomster finns tillgängliga på www.smhi.se). Genom att linjärinterpolera syrgasprofiler från

²¹ Lindkvist et al. 2003

diskreta djup till att omfatta hela vattenpelaren är det möjligt att finna det kritiska djupet då man först påträffar syrgashalter som är mindre än eller lika med 3,5 ml/l. Vid de tillfällen då det kritiska djupet ligger under den djupaste mätningen används de två djupaste mätningarna för att linjärt extrapolera syrgashalten ner till maxdjupet för att eventuellt hitta det kritiska djupet (figur 7.3). Med denna metod kan man erhålla andel påverkad bottenyta i en bassäng.



Figur 7.3. Till vänster: Syrgashalten i Koljöfjorden under augusti 2002. Mellan datapunkterna har data interpolerats och vid botten har de två djupaste datapunkterna används för att extrapolera syrgashalten till botten. Det kritiska djupet vid 3,5 ml/l är markerat. Till höger: Hypsograf för Koljöfjorden som beskriver hur bottenytan varierar med djupet och pilen visar den yta av bassängen som är påverkad av syrgashalter < 3,5 ml/l.

7.4 Referensvärde och klassgränser

7.4.1 Vattenförekomster med säsongmässig syrgasbrist

Det övergripande referensvärdet för syrgashalten i svenska djupvatten har satts till >3,5 ml/l, lägre värden orsakar syrgasbrist. Gränsen för akut syrgasbrist har satts till 2,1 ml/l, den gräns då flera bottenlevande växter och djur uppvisar akut hypoxi. Gränsen mellan måttlig och otillfredsställande är satt till 1 ml/l. Gränsen för dålig status är satt då anoxiska förhållanden uppstår och svavelväte (H_2S) har bildats.

Tabell 7.1. Status för syrgashalt i bottenvatten enligt metod 1. Gränsen mellan god och måttlig status är satt till 2,1 ml/l, den gräns då flera bottenlevande växter och djur uppvisar akut hypoxi.

Status	Gränsvärde
Hög	>3,5 ml/l
God	<3,5 ml/l - 2,1 ml/l
Måttlig	<2,1 ml/l - 1 ml/l
Otillfredställande	<1 ml/l - H ₂ S
Dålig	H ₂ S

Se FS
bilaga 5,
avsnitt 3.3

I tabell 7.2 nedan presenteras de vattenförekomster som bedöms påverkade av säsongsmässig syrgasbrist och där befintligt dataunderlag har varit tillräckligt.

Tabell 7.2. Vattenförekomster påverkade av säsongsmässig syrgasbrist. (Bottenyta med syrgasbrist mindre än 1 %.)

Stockholms Skärgård	Laholmsbukten, Skälderviken & Öresund	Himmerfjärden	Västkusten
Strömmen (Blockhusudden)	Laholmsbukten (L9)	Himmerfjärden (H4)	Brofjorden
Askrikefjorden (Halvkakssundet)			Halsefjord (Galterö)
Strömmen (Kastellholmen)			Stigfjorden
Kallskärsfjärden (S. Möja)			

7.4.2 Vattenförekomster med flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist

I tabell 7.3 redovisas framtagna referensvärden för vattenförekomster som är påverkade av flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist. Referensvärdena är beräknade från månadsmedelvärden för den opåverkade perioden januari-maj.

I kustområden där flerårig syrgasbrist är oregelbundet förekommande, framför allt i några vattenförekomster i Stockholms skärgård, kan en expertbedömning av syrgassituationen i ett längre perspektiv vara nödvändig. I de fall då flerårig syrgasbrist är oregelbundet förekommande kan statusklassificeringen av påverkad bottenyta efter rimlighetsbedömning eventuellt behöva frångås och en expertbedömning kan göras med stöd av resultatet av test 1 och tabell 7.1.

Tabell 7.3. Klassgränser för vattenförekomster som är påverkade av flerårig syrgasbrist. Följande vattenförekomster anses påverkade av flerårig syrgasbrist och ska klassificeras utifrån andel påverkad bottenyta.

Vattenförekomst (station)	Klassgränser för andel (%) bottenyta påverkad av syrgasbrist				
	Hög	God	Måttlig	Otilf.	Dålig
Stockholms Skärgård					
Tranholmenområdet (Ekhagen)	≤ 22	> 22-33	> 33-38	> 38-43	> 43
Kanholmsfjärden (Kanholmsfjärden)	≤ 14	> 14-21	> 21-48	> 48-75	> 75
Skurusundet (Lännerstadssundet)	≤ 30	> 30-45	> 45-48	> 48-50	> 50
Askrikefjärden (Älrvik)	≤ 2	> 2-3	> 3-35	> 35-67	> 67
Laholmsbukten, Skälderviken & Öresund					
Laholmsbuktens kustvatten (Hallands väderö)	≤ 11	> 11-16	> 16-55	> 55-93	> 93
N Öresunds kustvatten (Kullen)	≤ 4	> 4-6	> 6-42	> 42-77	> 77
Skälderviken (S2)	≤ 8	> 8-12	> 12-45	> 45-78	> 78
Skälderviken (S5)	≤ 29	> 29-44	> 44-61	> 61-78	> 78
N m Öresunds kustvatten (W-Landskrona)	≤ 7	> 7-11	> 11-46	> 46-80	> 80
Västkusten					
Havstensfjord (Havstensfjord)	≤ 11	> 11-16	> 16-28	> 28-40	> 40
Koljöfjord (Koljöfjord)	≤ 14	> 14-20	> 20-27	> 27-33	> 33
Gullmarn centralbassäng (Alsbäck)	≤ 16	> 16-24	> 24-53	> 53-82	> 82

Tabell 7.4. Klassgränser för den vattenförekomst som anses påverkad av naturlig syrgasbrist.

Vattenförekomst (station)	Klassgränser för andel (%) bottenyta påverkad av syrgasbrist				
	Hög	God	Måttlig	Otilf.	Dålig
Byfjorden (Byfjorden)	≤ 40	> 40-60	> 60-64	> 64-68	> 68

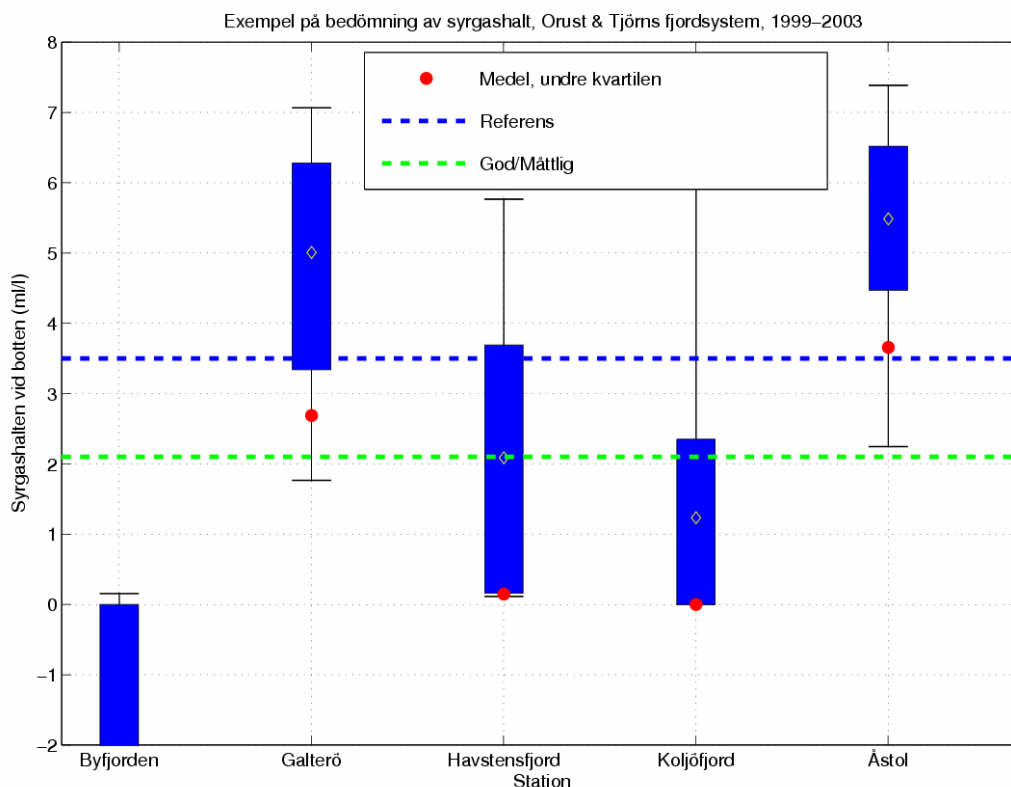
Även Inre Gamlebyviken kan komma ifråga som vattenförekomst med ständigt förekommande syrgasbrist, men tillgänglig data är för bristfällig för att sätta ett referensvärde.

7.4.3 Ett beräkningsexempel för syrgas

Data för detta exempel kommer från Orust och Tjörns fjordsystem.

Test 1 – Råder det syrgasbrist?

Bestäm stationsmedelvärdet (alla månader under en treårsperiod) på undre kvartilen av observerade syrgashalter i bottenvattnet för att utröna om syrgasbrist föreligger.

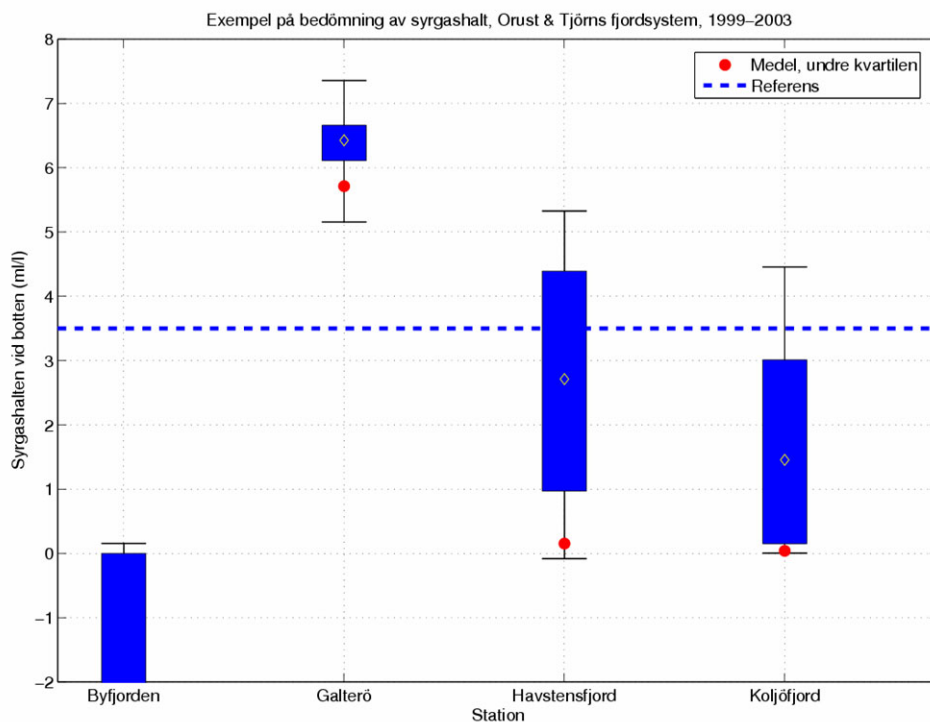


Figur 7.4. Utfall från test 1. Åstol uppvisar syrgashalt över referensvärdet, d.v.s. hög status, medan övriga stationer uppvisar syrgasbrist och måste genomgå test 2. Grön streckad linje används endast vid utfall 2a i test 2, (säsongsmässig syrgasbrist) och anger gränsen mellan god och måttlig status.

Åstol är den station som direkt kan anses ha syresatt djupvatten (hög status). De övriga stationerna i fjordsystemet har alla ett medelvärde i den undre kvartilen som understiger 3,5 ml/l och ska därför genomgå test 2 för att undersöka om vattenförekomsterna är utsatta för säsongsmässig, flerårig eller ständigt förekommande syrgasbrist.

Test 2 – Är syrgasbristen säsongsmässig, flerårig eller ständigt förekommande?

I test 2 är det endast data från den opåverkade perioden, januari-maj som analyseras, för att utröna vilken sorts syrgasbrist det handlar om. Vattenomsättningen i djupvattnet är också till hjälp om det finns tillgänglig. Utfallet av test 2 presenteras i figur 7.5 nedan.



Figur 7.5. Utfall från test 2, diskussion se nedan.

Galterö har en lång vattenomsättning men har ändå ett syresatt bottenvatten under den opåverkade perioden, januari-maj och kan därför anses ha en säsongsmässig syrgasbrist. Klassificering av status ska därmed ske enligt metod 1 och då kan resultatet från test 1 användas. Medelvärdet i den undre kvartilen där ligger mellan 2,1 ml/l och 3,5 ml/l och bedöms därmed ha god status med avseende på syrgashalten. Se figur 7.4 i test 1 ovan.

Både Koljöfjord och Havstensfjord har lång vattenomsättning i djupvattnet (>160 dagar) dock ej över ett år. Under den opåverkade perioden är syrgashalten i den undre kvartilen nära noll. Båda vattenförekomsterna kan därför anses påverkade av en flerårig syrgasbrist. Klassificering av status ska därmed ske enligt metod 2. Referensvärde och klassgränser presenteras i tabell 7.3.

Beräkning av andel påverkad bottenyta enligt metod 2 (baserat på månaderna juni-december) för Havstensfjord är 49 %, och för Koljöfjord 50 %, vilket enligt tabell 7.3 klassificeras till dålig status.

Byfjorden är känd för att vara påverkad av flerårig syrgasbrist och anoxi. Den långa omsättningstiden i bottenvattnet (> 1 år) gör att den anses påverkad av naturlig hypoxi. Klassificeringen av Byfjorden ska ske enligt metod 2. Klassgränser för klassificering av Byfjorden framgår av tabell 7.4. Beräkning av andel påverkad bottenyta under perioden 1999-2003 gav en påverkad bottenyta för Byfjorden på 66 % vilket enligt tabell 7.4 klassificeras till otillfredsställande status.

7.5 Kommentarer

Det finns inga indikationer att syrgasbrist skulle vara något problem längs Hallandskusten eller i Hanöbukts och Blekinges kustvatten. Från flera stationer längs östkusten är tillgängligt dataunderlag bristfälligt. Därmed är det för närvarande inte möjligt att undersöka om säsongsmässig eller flerårig anoxi/hypoxi förekommer samt hur stor bottenyta som är påverkad. Från Sörmlands mellersta och södra kuststräcka saknas det data. Bottniska Viken har generellt inga syrgasproblem. I vissa vattenförekomster kan det dock förekomma att syrgaskonsumtion inträffar även vintertid. Detta gäller speciellt Bottniska vikens kustområden där stora mängder organsikt material tillförs via älvar och vattendrag. Tyvärr var data-materialet från Bottniska viken begränsat under utvecklingen av bedömningsgrunderna och därför inte inkluderat.

Om flerårig syrebrist skulle upptäckas i en vattenförekomst där klassgränser saknas kan nya referensförhållanden skapas om tillräckligt med data finns tillgänglig från vattenförekomstens djupaste del. Referensvärden och klassgränser för andel (%) bottenyta påverkad av syrgasbrist baseras då på data från de senaste 10 åren. På samma sätt som vid klassificeringen beräknas den yta som påverkas av syrgashalter <3.5 ml/l men istället används data från den ”opåverkade perioden” januari-maj. Medelvärdet för 10 år perioden blir då referensvärdet och gränsen mellan god och måttlig sätts till referensvärdet $\cdot 1,5$. Gränsen för dålig status sätts till den maximala yta som kan påverkas i vattenförekomsten, alltså den yta som begränsas av språngskiktets ungefärliga djuputbredning. Övriga klassgränser, god och otillfredsställande fördelas jämt mellan referensvärdet, god-måttlig och dålig status.

Om tillräcklig med data saknas kan en kortare period användas, dock minst 5 år som stöd för en expertbedömning utifrån resultatet av test 1.

Bakgrundsrapport: Bedömning av syrgashalt i kustvatten enligt Vattendirektivet
- metodbeskrivning
Författare: Martin Hansson och Bertil Håkansson (SMHI)

8 Särskilda förorenande ämnen i kustvatten och vatten i övergångszon

8.1 Inledning

Toxiska kemiska ämnen i vattenmiljön tas omhand inom vattenförvaltningsförordningen och ramdirektivet för vatten i två kategorier. De ämnen som har EU-gemensamma miljökvalitetsnormer (framförallt de prioriterade ämnena men också ytterligare ett antal ämnen som regleras i EG-direktiven om fiskevatten och skalddjur) ingår i klassificeringen av kemisk ytvattenstatus, se vidare i kapitel 5 i huvuddelen av handboken. Utöver dessa ska vid klassificeringen av ekologisk status, som en av de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna, särskilda förorenande ämnen klassificeras.

Vilka ämnen detta är kan variera mellan vattenförekomster beroende på olika typ av påverkan. I bilaga V i ramdirektivet för vatten anges att de ämnen som ska bedömas är de förorenande ämnen som släpps ut i betydande mängd i vattenförekomsten.

Se FS
bilaga 2,
avsnitt 7

8.2 Val av särskilda förorenande ämnen

Vad innebär det att ett ämne släpps ut i betydande mängd? I EU-vägledningsdokument nummer 3 (Analysis of pressure and Impact)²² tolkas begreppet ”släpps ut” i vid bemärkelse. Det vill säga såväl utsläpp från punktkällor i avrinningsområdet, läckage från diffusa källor samt t.ex. atmosfärisk deposition från andra områden räknas in. Man bör alltså ta hänsyn till alla vägar som det förorenande ämnet kan nå vattenförekomsten på. Betydande mängd tolkar Naturvårdsverket vara en sådan mängd av ett ämne att det kan hindra att den biologiska statusen/potentialen uppfylls till 2015.

Vattenmyndigheterna ska klassificera de särskilda förorenande ämnen som släpps ut i vattenförekomsten. Identifieringen av vilka ämnen som släpps ut görs med hjälp av det underlag som tas fram vid påverkansbedömningen (se handboken för kartläggning och analys). I EU-vägledningen finns det beskrivet hur man kan gå tillväga för att välja ut särskilda förorenande ämnen i varje avrinningsområde eller i specifika vattenförekomster. Här följer en sammanfattning av de viktigaste stegen.

1. Utgångspunkt

Den orienterande förteckningen över huvudsakliga förorenande ämnen i bilaga VIII i ramdirektivet för vatten kan var utgångspunkten för urvalsprocessen.

²² Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance no 3 Analysis of pressures and Impacts, produced by working group 2.1 – IPRESS, 2003

2. Genomgång av information

Genomgång av all information om utsläppskällor, påverkan och användning av förorenande ämnen för att kunna identifiera vilka ämnen som släpps ut i avrinningsområdet.

2a. Sammanställning av data/information

Data från:

- Källor - Produktion, industriprocesser, användning, hantering, utsläpp
- Påverkan - Förändrade halter i vattenförekomsten (miljöövervakningsdata)
- Förorenande ämnen - Inneboende egenskaper hos ämnena som påverkar deras transport till vattenmiljön.

Information från existerande program/register, t.ex.:

- KUR (Kemikalieutsläppsregistret)
- C-EMIR (utsläpp från punktkällor)
- MIFO (förorenande områden)

2b. Lista över förorenande ämnen

Utvärdering av informationen sammanställd i 2a resulterar i en lista över förorenande ämnen som bedöms släppas ut i avrinningsområdet. Förorenande ämnen som med tillräcklig säkerhet bedöms inte släppas ut i någon vattenförekomst i avrinningsområdet kan nu uteslutas från det fortsatta arbetet.

3. Bedömning av relevans

I steg 2 har nu alla förorenande ämnen som bedöms släppas ut i avrinningsområdet tagits fram. I steg 3 bedöms vilka av dessa som är relevanta. Det vill säga vilka ämnen som det är troligt att de orsakar störning på vattenmiljön. Detta beror bl.a. på ämnenas egenskaper, hur de transporteras i miljön, i vilken mån de bryts ner samt storleken och formen av utsläppet. Urvalet baseras i första hand på en bedömning av den ekologiska relevansen av de koncentrationer av ämnet eller dess nedbrytningsprodukter som förekommer i vattenförekomsten. I annat fall kan även andra effektdata och modellering av t.ex. kritisk belastning användas.

3a. Koncentrations- och belastningsdata

Erhåll data genom miljöövervakning och/eller modellering.

3b. Jämför koncentrationer med gränsvärde/riktvärde

Förorenande ämnen identifierade i steg 2 kan uteslutas om koncentrationerna bedöms vara lägre än ekotoxikologiska effektgränser som LC50, NOEC, PNEC, EQS eller modellberäkningar för t.ex. kritisk belastning.

Naturlig bakgrundskoncentration av icke-syntetiska ämnen (främst metaller) kan överskrida EQS utan att de för den skull behöver anses vara relevanta.

Hänsyn bör tas till potentiell bioaccumulering av ämnet i sediment eller biota.

4. Skyddsnet

För att inte ämnen som kan ha signifikant påverkan på vattenmiljön felaktigt ska uteslutas från listan under steg 3 behövs ett skyddsnet. T.ex. bör övervägas;

- om ett antal små (var och en av liten betydelse) föroreningskällor kan förväntas att gemensamt ha en signifikant effekt,
- om det föreligger en trend som visar på en förorenings ökande betydelse även om nuvarande koncentrationer ligger under gränsvärdet, samt
- om det förekommer förorenande ämnen med liknande toxisk effekt och som därmed via additativ eller synergistiska effekt kan ge signifikant påverkan.

5. Slutgiltigt resultat

Det slutgiltiga resultatet är en lista över särskilda förorenande ämnen som är relevanta för ett avrinningsområdet eller för specifika vattenförekomster inom ett avrinningsområde.

Det är alltså vattenmyndigheterna som väljer ut vilka särskilda förorenande ämnen som är relevanta för varje vattenförekomst. För dessa ämnen ska det tas fram klassgränser enligt bilaga V i ramdirektivet för vatten så att status för kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen kan bestämmas.

8.3 Framtagande av klassgränser

Klassgränser bör tas fram för matriserna vatten, sediment eller biota beroende på via vilken av matriserna den känsligaste organismen exponeras. Om ekotoxikologiska studier visar att vattenlevande organismer påverkas vid lägst koncentrationer av ett ämne bör klassgränserna tas fram för vatten. Är det sedimentlevande organismer som är känsligast bör klassgränserna i stället tas fram för sediment och är det fåglar, däggdjur eller människor som äter föda från vattenmiljön (t.ex. fisk eller skaldjur) och som via sekundär förgiftning reagerar vid lägst halter bör klassgränserna tas fram för biota.

Vattenmyndigheten ska ta fram klassgränser mellan hög och god respektive god och måttlig status enligt de normativa beskrivningarna i bilaga V tabell 1.2.1 – 1.2.2 i ramdirektivet för vatten. Hur gränsen mellan god och måttlig status ska tas fram preciseras i avsnitt 1.2.6 i ramdirektivet.

Vattenmyndigheten kan som hjälp vid framtagandet av klassgränser använda värden som redan är framtagna enligt metodiken beskriven i bilaga V. Som exempel finns rapporten Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen - stöd till Vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN, där Kemikalieinspektionen, på uppdrag av Naturvårdsverket, har tagit fram förslag till gränsvärden som vattenmyndigheterna kan använda som klassgränser för ett antal kemiska ämnen som bedömts utgöra ett problem i vissa områden i Sverige.

8.4 Klassificering av status

Vid statusklassificering av särskilda förorenande ämnen jämförs den uppmätta halten i vatten, sediment eller biota i vattenförekomsten av de ämnen som identifierats släpps ut i betydande mängd mot de klassgränser vattenmyndigheten tagit fram. Det ämne som har lägst status bestämmer den sammanvägda statusen för kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen. Det är därmed principen att sämst styr som används.

8.4.1 Icke-syntetiska förorenande ämnen

För de icke-syntetiska förorenande ämnena (framför allt metaller) anges i tabell 1.2.1 – 1.2.2 i bilaga V i ramdirektivet för vatten att hög status ska motsvara opåverkade förhållanden, d.v.s. den naturliga bakgrundskoncentrationen i vattenförekomsten. Bakgrundskoncentrationen är i denna handbok definierad som den koncentration som fanns vid tiden innan industrialismen hade startat ordentligt och innan jordbruket rationaliserades och började använda kemikalier i större utsträckning. Det går alltså inte att använda koncentrationen i en vattenförekomst som i dagsläget inte har några direkta utsläpp av ämnet rakt av, man bör även ta hänsyn till historiska föroreningar samt bidrag från diffusa källor så som t.ex. atmosfärisk deposition. Vattenmyndigheten gör en bedömning av den naturliga bakgrundskoncentrationen för vattenförekomsten utifrån all tillgänglig information. Klassgränsen mellan hög och god status sätts till bakgrundskoncentrationen för vattenförekomsten medan klassgränsen mellan god och måttlig status tas fram baserat på ekotoxikologiska data enligt förfarandet i bilaga V, 1.2.6. i ramdirektivet och anges för den biotillgängliga koncentrationen.

Den uppmätta filtrerade (0,45 µm filter) koncentrationen jämförs mot klassgränserna. Överskrids i detta skede någon av klassgränserna bör en fördjupad analys göras för att avgöra om detta beror av en signifikant miljöpåverkan eller om den höga koncentrationen har naturliga orsaker. Analysen består av:

1. Bedömning av bakgrundskoncentrationen

Om bakgrundskoncentrationen är hög bör vattenmyndigheten ta hänsyn till detta och bedöma riskerna för biologiska effekter utifrån de loka förhållandena. Den naturliga halten i vatten kan för de flesta metaller bedömas med acceptabel noggrannhet utifrån analyser från uppströmpunkter eller närbelägna vattenområden som är opåverkade av lokala utsläpp och försurning. Om sådana analysvärden inte finns kan schablonvärden på bakgrundshalter användas. Inom OSPAR finns överenskommelser med bakgrundsvärden för metaller i vatten, sediment och i viss mån i biota (OSPAR Agreement 2005-6 samt OSPAR Agreement 1997-15).

2. Bedömning av biotillgängligheten

Ett prov analyserat på den totala filtrerade koncentrationen för en metall säger ganska lite om den biologiska effekten. Det är den biotillgängliga koncentrationen som är av betydelse för hur stor påverkan föroreningen har på organismer. Hur stor del av koncentrationen som är biotillgänglig beror på en rad olika faktorer. Det beror för det första på typen av utsläpp. Består utsläppet av metaller i mineralform

är relativt liten del tillgänglig jämfört med om utsläppet består av metalljoner direkt vilket ger en mycket hög biotillgänglighet. Tillgängligheten beror också på vattnets kemiska egenskaper. Vattenmyndigheten bör utifrån de beskrivna faktorerna göra en bedömning av den biotillgängliga koncentrationen som kan jämföras mot klassgränsen. Modeller som beräknar den biotillgängliga halten utifrån totalhalter och bestämmande faktorer är för närvarande under utveckling på EU-nivå men är ännu inte tillräckligt verifierade för svenska förhållanden för att användas rakt av. Det är dock möjligt att använda dessa i kombination med expertbedömning.

8.4.2 Syntetiska förorenande ämnen

Syntetiska förorenande ämnen är substanser som inte ska förekomma i miljön vid opåverkade förhållanden. För dessa ämnen anges det i tabell 1.2.1 – 1.2.2 i bilaga V i ramdirektivet för vatten att hög status ska innebära koncentrationer nära noll och åtminstone lägre än gränsen för upptäckt vid användning av den avancerade analysteknik som är i bruk. Klassgränsen mellan hög och god status sätts följaktligen till detektionsgränsen. Det är dock viktigt att detektionsgränsen definieras för varje aktuellt ämne så att den är så låg som möjligt med dagens teknik då olika analysmetoder annars kan ge upphov till vitt skilda gränser.

Klassgränsen mellan god och måttlig status tas fram baserat på ekotoxikologiska data enligt förfarandet i bilaga V, 1.2.6. i ramdirektivet för vatten.

8.5 Kommentarer

Beräkningen av klassgränser för förorenande ämnen ska utföras enligt metodiken beskriven i bilaga V, 1.2.6 i ramdirektivet. Det vill säga med de metoder man inom EU kommit överens om att använda. Detta innebär att de framtagna klassgränserna är baserade på ekotoxikologiska effektstudier på olika trofnivåer, samt för människor eller rovdjur som äter föda från vattenmiljön, och tar hänsyn till den känsligaste organismen. Dessa metoder är inte heltäckande och t.ex. tas inte hänsyn till eventuella additiva eller synergistiska effekter även om brister i dataunderlag har korrigerats med säkerhetsfaktorer. På grund av detta kan man inte garantera att det inte kommer att uppstå effekter på biota till följd av exponering av farliga ämnen trots att inga klassgränser är överskridna. Sådana effekter bör dock upptäckas genom att de biologiska kvalitetsfaktorerna alltid ska bedömas. Om biologin visar på en påverkan klassificeras vattenförekomsten i måttlig eller sämre status även om fysikalisk-kemisk status är god. De parametrar som i dag bedöms för de biologiska kvalitetsfaktorerna visar inte specifikt på en toxisk påverkan utan ger tydligare respons på näringsstress eller på hydromorfologisk påverkan. Detta kommer dock utvecklas framöver så att man tar fram parametrar som tydligare svarar på en toxisk påverkan.

I de fall klassgränser för ett ämne är satt för vattenfas men mätdata saknas kan data för det aktuella ämnet i sediment eller biota användas för att göra en expertbedömning av om klassgränserna riskerar att överskridas eller inte. För att uppskatta vad en halt i sediment eller biota motsvarar i vattenkoncentration kan omräkningsmodeller användas. I rapporten med förslag till gränsvärden från Kemikalieinspek-

tionen finns en sådan modell beskriven. Dessutom finns framräknade värden för sediment som motsvarar de värden för vatten som tagits fram enligt metodiken i bilaga V, 1.2.6. Dessa omräkningsmodeller har relativt stora osäkerheter och resultatet måste värderas med expertbedömning. Om ett värde bedöms ligga nära en klassgräns kan detta tas som en indikation för att det finns ett behov för provtagning i vattenfas.

Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-0149-0
ISSN 1650-2361

Bilaga B till Handbok 2007:4