NATUR VÅRDS VERKET

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

Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon

En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp

HANDBOK 2007:4 • UTGÅVA 1 • DECEMBER 2007

Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon

En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp

Handbok för tillämpning av 4 kapitlet 1-4 och 7 §§ förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön samt

Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2008:1) och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar
Ordertel: 08-505 933 40
Orderfax: 08-505 933 99
E-post: natur@cm.se
Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma
Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket
Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25
E-post: natur@naturvardsverket.se
Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm
Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-0147-6
ISSN 1650-2361

Handbok 2007:4, utgåva 1
© Naturvårdsverket 2007

Omslag (foto) : Malin Gunnarsson

Förord

Syftet med denna handbok är att ge vägledning vid bestämmandet av kvalitetskrav för ytvattenförekomster inom arbetet med ramdirektivet för vatten 2000/60/EG enligt reglerna i förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (VFF) samt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2008:1) och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. Dessutom är handboken tänkt att vara en verktygslåda för hur kvalitetskrav för ytvatten kan bestämmas.

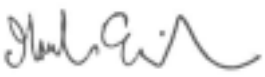
Denna handbok ska bidra med hjälp till olika bedömningar som måste göras innan vattenmyndigheten fastställer miljökvalitetsnormer. En viktig del i detta är bedömningsgrunder, vilket är ett verktyg som på vetenskaplig grund ska möjliggöra tolkning och värdering av de data som inhämtas i ytvatten.

Denna handbok har utarbetats av en intern arbetsgrupp på Naturvårdsverket med hjälp av bland annat forskare, referenspersoner på vattenmyndigheter och länsstyrelser samt i kontakt med andra berörda myndigheter och organisationer.

Handboken är ett av flera vägledningsmaterial såsom handböcker, faktablad och webbtexter, som Naturvårdsverket gett ut om tillämpningen av vattenförvaltningsförordningen. Denna handbok riktar sig främst till vattenmyndigheter och länsstyrelser. Även andra, såsom exempelvis konsulter, kan ha nytta av denna handbok när de vill skaffa sig kunskap om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp.

Naturvårdsverket riktar ett stort tack till samtliga forskare och konsulter som har varit med och tagit fram bedömningsgrunderna samt de personer som har varit med och utformat handboken och deltagit i rådgivande grupper.

Stockholm 2007-12-20



Martin Eriksson
NATURVÅRDSVERKET

Innehåll

FÖRORD **3**

1 INLEDNING **7**
1.1 Bakgrund 7
1.2 Syfte med handboken 9
1.3 Avgränsning 10
1.4 Läsanvisning 11
1.4.1 Förkortningar 11
1.4.2 Begrepp 12

2 OM KVALITETSKRAV **14**
2.1 God ytvattenstatus är utgångspunkten 14
2.2 Miljömål, miljökvalitetsnormer eller kvalitetskrav 15
2.3 Konstgjorda och kraftigt modifierade vatten samt undantag 16
2.4 Strängaste kravet gäller 17

3 ARBETSGÅNG FÖR STATUSKLASSIFICERING OCH BESTÄMMANDE AV KVALITETSKRAV **19**
3.1 Underlag och metoder för klassificering av status och bestämmande av kvalitetskrav 19
3.1.1 Kartläggning och analys 19
3.1.2 Bedömningsgrunder 20
3.1.3 Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus 20
3.1.4 All tillgänglig information ska användas 21
3.2 Statusklassificering 22
3.2.1 Principer för klassificering 22
3.2.2 Ekologisk kvalitetskvot (EK) – Ecological Quality Ratio (EQR) 25
3.2.3 Checklista för klassificering av ekologisk status 26
3.3 Bestämmande av kvalitetskrav 36
3.3.1 Kvalitetskrav för ekologisk status 36
3.3.2 Kvalitetskrav för ekologisk potential 37
3.3.3 Kvalitetskrav för kemisk ytvattenstatus 38
3.3.4 Checklista för bestämmande av kvalitetskrav för ekologisk status 39
3.4 Klassificering och bestämmande av kvalitetskrav för ekologisk potential 40
3.4.1 Likheter och skillnader i klassificeringen av naturliga respektive kraftigt modifierade och konstgjorda vatten 40

3.4.2 Vägledning från EU 41
3.4.3 Vägledning vid klassificering av och bestämmande av kvalitetskrav för ekologisk potential 42
3.4.4 Konstgjorda vatten 47
3.4.5 När vattenförekomsten blir föremål för undantag 47

4 STATUSKLASSIFICERING – EN FÖRDJUPNING 48
4.1 Statusklassificering enligt bedömningsgrunder på parameternivå 48
4.1.1 Rimlighetsbedömning 48
4.1.2 Osäkerhetsbedömning 52
4.2 Statusklassificering enligt bedömningsgrunder på kvalitetsfaktornivå 65
4.2.1 Begränsningar som gör att en kvalitetsfaktor inte kan tillämpas på vattenförekomsten 65
4.2.2 Bedömning av surhet och försurning 66
4.2.3 Bedömning av näringsrikedom och eutrofiering i sjöar och vattendrag 69
4.2.4 Sammanvägning av parametrar 69
4.3 Statusklassificering enligt bedömningsgrunder - sammanvägning av kvalitetsfaktorer till ekologisk status 70
4.3.1 Sammanvägning av kvalitetsfaktorer 70
4.3.2 Kontrollrutin 71
4.4 Expertbedömning 77
4.4.1 Expertbedömning kan göras på olika sätt 78
4.4.2 Expertbedömning vid brist på underlagsdata 78
4.4.3 Statusklassificering när man nästan bara har vattenkemidata 87
4.4.4 Statusklassificering utifrån en påverkansbedömning 89
4.4.5 Dokumentation 92
4.5 Gruppering av vattenförekomster 92
4.5.1 Indelning i typgrupper – en översikt 92

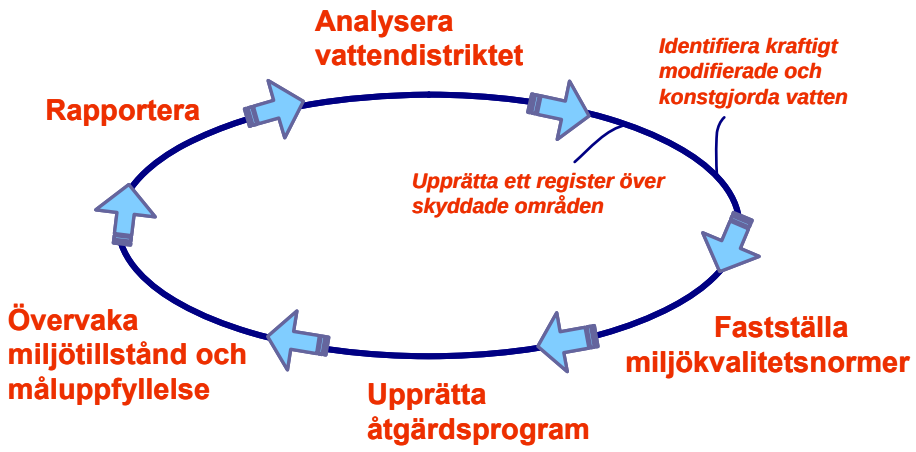
5 KEMISK YTVATTENSTATUS 98

6 LITTERATUR 100
Allmänt 100
Bakgrundsrapporter 100
Bilaga A - Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag
Bilaga B - Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon
Bilaga C - Bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

1 Inledning

1.1 Bakgrund

EU:s medlemsstater har enats om att skapa en likartad förvaltning av sina vatten genom Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (*ramdirektivet för vatten*). År 2015 ska alla vatten i Europa ha uppnått god ekologisk och kemisk status. Vatten som inte har godtagbar status ska åtgärdas och åtgärdsprogram och förvaltningsplaner ska tas fram (figur 1.1). För detta ändamål ska bindande kvalitetskrav tas fram som beskriver den kvalitet som våra vatten ska ha. Ramdirektivet för vatten anger således ramen, målet och den tidsgräns som gäller för att uppnå målet. Det är sedan upp till varje medlemsland att själva besluta om de nationella lagar och regler som behövs för att genomföra direktivets bestämmelser.



Figur 1.1. Vattenförvaltningens planeringscykel beskriver arbetsgången i vattenförvaltningsarbetet. En cykel tar normalt sex år att genomgå och innehåller bland annat analys av vattendistriktet, fastställande av miljökvalitetsnormer, upprättande av åtgärdsprogram, övervakning och rapportering.

Sverige har införlivat ramdirektivet för vatten i den nationella lagstiftningen, vilket innebär att svensk vattenförvaltning i huvudsak regleras av följande tre författningar:

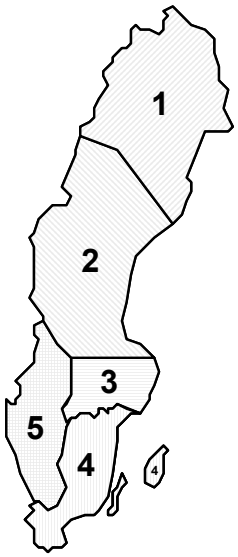
- Miljöbalk (1998:808) (*miljöbalken* eller *MB*)
- Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (*vattenförvaltningsförordningen* eller *VFF*)
- Förordning (2002:864) med länsstyrelseinstruktion (*länsstyrelseinstruktionen* eller *LstI*)

Dessutom har Naturvårdsverket och SGU bemyndigande att meddela ytterligare föreskrifter.

Vattenförvaltningsförordningen är därmed den lagstiftning som formellt gäller i svensk rätt och ramdirektivet för vatten gäller enbart i de fall särskilda hänvisningar görs till direktivet i förordningen. Denna handbok hänvisar därför i första hand till vattenförvaltningsförordningen, men även till ramdirektivet för vatten i de fall förordningen innehåller sådana hänvisningar.

Ramdirektivet för vatten kompletteras i två så kallade dotterdirektiv, ett för grundvatten[1] och ett för prioriterade ämnen[2] (det senare ej beslutat vid skrivandet december 2007). Prioriterade ämnen är ämnen eller grupper av ämnen som är skadliga och som ska minska eller fasas ut.

Genom miljöbalkens 5:e kapitel (10-11 §§) är Sverige indelat i fem vattendistrikt som vart och ett ska samordnas av en vattenmyndighet (figur 1.2). En länsstyrelse i varje vattendistrikt har utsetts till vattenmyndighet med ansvar för förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön inom distriktet. Vattenmyndigheten ska ta fram en förvaltningsplan och åtgärdsprogram. Förvaltningsplanen ska bland annat redovisa de förhållanden och de miljökvalitetsnormer som ska gälla inom vattendistriktet och denna handbok är tänkt att vara till hjälp vid en del av detta arbete. Åtgärdsprogrammet ska ange de åtgärder som behövs för att uppnå eller för att upprätthålla en viss miljökvalitetsnorm.



Figur 1.2. De fem vattendistrikten i Sverige: (1) Bottenvikens, (2) Bottenhavets, (3) Norra Östersjöns, (4) Södra Östersjöns och (5) Västerhavets vattendistrikt.

Naturvårdsverket har utifrån vattenförvaltningsförordningen tidigare givit ut tre föreskrifter:

[1] Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/118/EG av den 12 december 2006 om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring
[2] Förslag 2006/0129 (COD) till Europaparlamentets och rådets direktiv om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG

- Naturvårdsverkets föreskrifter (2006:1) om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön
- Naturvårdsverkets föreskrifter (2006:11) om övervakning av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön
- Naturvårdsverkets föreskrifter (2007:1) och allmänna råd om åtgärdsprogram för ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön

Denna handbok är ett stöd för tillämpningen av Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2008:1) och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

Publicerade handböcker finns att hämta i PDF-format på Naturvårdsverkets miljöbokhandel: www.naturvardsverket.se/bokhandel

1.2 Syfte med handboken

Handboken riktar sig i första hand till dem som arbetar med att klassificera ekologisk status eller potential och kemisk ytvattenstatus samt med att fastställa miljökvalitetsnormer för ytvattenförekomster.

Syftet med handboken är att förtydliga och tolka Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2008:1, vattenförvaltningsförordningen samt ramdirektivet för vatten. Handboken är tänkt att ge övergripande vägledning till hur kvalitetskrav i ytvatten kan bestämmas och följas upp. Handboken fokuserar främst på den kunskap som finns i dag och kan införskaffas fram till nästa förvaltningsplan. Tanken har varit att ta fram en ”steg för steg” handledning och att underlätta i de fall vattenmyndigheten behöver göra en expertbedömning utifrån det begränsade underlagsmaterial som finns tillgängligt idag, såsom miljödata och modeller med mera.

Handbokens syfte är även att, i möjligaste mån, bidra till att det sker en likvärdig bedömning av vattenkvaliteten över hela Sverige. Den innehåller dock inte detaljinformation kring hur arbetet praktiskt kan ske inom ett avrinningsområde.

En central del av såväl bestämmandet av kvalitetskrav som uppföljningen av status eller potential är tolkningen av de resultat man får vid tillämpningen av bedömningsgrunderna på observerade data. Här har det identifierats ett stort behov av vägledning. Det finns även ett stort behov av vägledning när det råder brist på underlagsdata till bedömningsgrunderna och en expertbedömning måste göras. Många av dessa frågor behandlas i denna handbok, men också i handboken för kartläggning och analys och i handboken för övervakning.

1.3 Avgränsning

Denna handbok behandlar endast kortfattat hur kvalitetskrav för de ytvattenförekomster som kommer att bli föremål för undantag ska bestämmas. Dessa frågor kommer i stället att belysas separat i ett kommande vägledningsmaterial. Detta innebär att handboken inte omfattar hela processen från att bestämma kvalitetskrav till att fastställa dessa.

Beträffande konstgjorda och kraftigt modifierade vatten ges i denna handbok en vägledning för *bestämmandet* av kvalitetskrav medan processen för *förklarandet* av dessa som konstgjorda eller kraftigt modifierade kommer att beskrivas i ett kommande vägledningsmaterial. Med bestämma kvalitetskrav menas processen där bl.a. länsstyrelserna tar fram underlag inför vattenmyndigheternas ställningstagande. Med förklara kvalitetskrav menas vattenmyndighetens faktiska ställningstagande till om vattenförekomsten ska anses vara konstgjord eller kraftigt modifierad

Frågor rörande miljöövervakningsprogram behandlas i handboken för miljöövervakning och berörs inte i denna handbok.

Även en klassificering av kemisk ytvattenstatus ska göras enligt vattenförvaltningsförordningen. Det handlar här om ämnen där det på gemenskapsnivå inom EU finns framtagna gränsvärden. Dels omfattar kemisk ytvattenstatus de ämnen och ämnesgrupper som regleras i EG:s fiskevattendirektiv[3] och skaldjursdirektiv[4], vilka är genomförda i och med förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. Men framför allt gäller det de prioriterade ämnen (föroreningar) som pekats ut i ramdirektivet för vatten. Gränsvärden håller för närvarande på att förhandlas fram för de 33 prioriterade samt 8 övriga ämnen eller ämnesgrupper som kommer att ingå i ett dotterdirektiv till ramdirektivet för vatten. När dotterdirektivet väl är beslutat ska vägledning för detta också ingå i denna handbok (kapitel 5).

Nuvarande bedömningsgrunder omfattar inte introduktion av nya främmande arter. På grund av bristande vetenskapligt underlag har påverkan av främmande arter i princip inte inkluderats. Arbete pågår inom EU för att ta fram riktlinjer hur man ska hantera detta då det är ett generellt problem.

Beträffande hydromorfologi har det vetenskapliga underlaget inte ansetts tillräckligt för att utveckla nationella bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Beträffande hydromorfologiska kvalitetsfaktorer i kustvatten och vatten i övergångszon ges i bilaga C endast en kort sammanställning av möjliga underlag vilket kan användas som ett stöd i arbetet med att klassificera status och potential i kustvatten.

[3] Rådets direktiv 78/659/EEG av den 18 juli 1978 om kvaliteten på sådant sötvatten som behöver skyddas eller förbättras för att upprätthålla fiskbestånden
[4] Rådets direktiv 79/923/EEG av den 30 oktober 1979 om kvalitetskrav för skaldjursvatten

1.4 Läsanvisning

För att förenkla läsningen av handboken förekommer det i textens marginal två olika typer av rutor som kopplar till föreskrifter respektive allmänna råd. Rutorna upplyser om att man kan hitta stöd för det som står i textstycket i föreskrifter eller allmänna råd. En heldragen kantlinje hänvisar till föreskrifter medan en streckad hänvisar till allmänna råd. Exempel på detta visas i högerkanten.

Se FS
1 kap. 1 §

Se AR till
1 kap. 1 §

1.4.1 Förkortningar

Förkortningar som förekommer i denna handbok:
BDM – Boreal Dilution Model
BQI – Bentic Quality Index
CIS – Common Implementation Strategy
EC – European Community
EK – Ekologisk kvalitetskvot (*på engelska* EQR – Ecological Quality Ratio)
EQS – Environmental Quality Standards
GEP – God Ekologisk Potential
MAGIC – Model of Acidification of Groundwater in Catchments
MEP – Maximal Ekologisk Potential
VFF – Vattenförvaltningsförordningen – förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön
VISS – VattenInformationsSystemSverige

1.4.2 Begrepp

Begrepp	Definition
Bedömningsgrunder för miljökvalitet	Naturvetenskapliga kriterier för att klassificera den ekologiska strukturen och funktionen hos akvatiska ekosystem enligt bilaga V i direktiv 2000/60/EG. Bedömningsgrunderna innehåller referensvärden och klassgränser för samtliga kvalitetsfaktorer.
Betydande påverkan	Betydande påverkan innebär sådan mänsklig påverkan som, ensamt eller sammanlagt med annan påverkan, orsakar risk för att en vattenförekomst inte uppnår god status eller potential år 2015.
Ekologisk kvalitetskvot (EK) - Ecological Quality Ratio (EQR)	Skala mellan 1 och 0, där 1 motsvarar det högsta referensvärdet och ingår i klassen hög status. Noll (0) motsvarar den största avvikelsen från referensvärdet, det vill säga dålig status. Intervallet 1 och 0 delas in i klasserna hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig ekologisk status.
Ekologisk potential	Kvaliteten på strukturen och funktionen hos akvatiska ekosystem som är förbundna med ytvatten hos en kraftigt modifierad eller konstgjord ytvattenförekomst, klassificerad enligt bilaga V i direktiv 2000/60/EG och uttryckt såsom maximal, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig.
Ekologisk status	Kvaliteten på strukturen och funktionen hos akvatiska ekosystem som är förbundna med ytvatten, klassificerad enligt bilaga V i direktiv *2000/60/EG* och uttryckt såsom hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig.
Expertbedömning	En bedömning gjord utifrån bästa tillgängliga kunskap i de fall bedömningsgrunderna inte kan tillämpas.
Kemisk ytvattenstatus	Den kemiska kvaliteten hos en ytvattenförekomst, klassificerad enligt artikel 4 och bilaga V i direktiv *2000/60/EG* och uttryckt såsom "god" eller "uppnår ej god".
Klassgränser	Gränser mellan de olika klasserna i bedömningsgrunderna, för klassificering av status eller potential.
Klassificering	Bedömning av tillståndet hos en ytvattenförekomst. För naturliga ytvattenförekomster är det en bedömning av ekologisk status och kemisk ytvattenstatus, för konstgjorda och kraftigt modifierade ytvattenförekomster är det en bedömning av ekologisk potential och kemisk ytvattenstatus. Parametrar och kvalitetsfaktorer klassificeras för att sedan vägas samman till ekologisk status eller potential samt givna gränsvärden klassificeras för att vägas ihop till kemisk ytvattenstatus.
Konstgjort vatten	En ytvattenförekomst som har skapats genom mänsklig verksamhet där det tidigare inte har funnits någon ytvattenförekomst.
Kontrollrutin	En metod för att bedöma om klassgränsen mellan god och måttlig status eller god och måttlig potential är korrekt satt för de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna. Syftet med kontrollrutinen är att undvika att de satta klassgränserna negativt påverkar tolkningen av biologins funktion.
Kraftigt modifierat vatten	En ytvattenförekomst som till följd av mänsklig verksamhet på ett väsentligt sätt har ändrat sin fysiska karaktär.
Kvalitetsfaktorer	Biologiska, fysikalisk-kemiska samt hydromorfologiska faktorer som anges i bilagor till NFS 2008:1. Status eller potential för kvalitetsfaktorerna vägs samman till ekologisk status eller ekologisk potential enligt principen ”sämst styr”.
Limniska typer	Indelningskriterier enligt föreskriften om kartläggning och analys, NFS 2006:1, för egenskaper som ska tillämpas vid typklassificering av sjöar och vattendrag. För sjöar är de bestämmande egenskaperna maxdjup, yta, humushalt och kalkhalt. För vattendrag är de bestämmande egenskaperna tillrinningsområdets storlek, humus och kalkhalt. Dessa ska dock inte förväxlas med den typindelning som görs för klassificering med bedömningsgrunderna vilken inte är lika detaljerad. I varje bedömningsgrund finns beskrivet om och hur typindelningen ska göras.

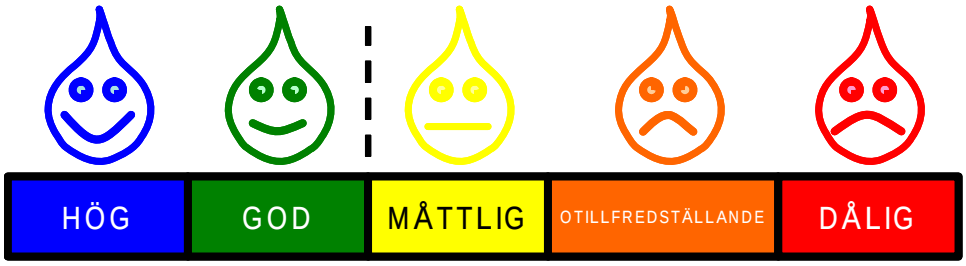
Mindre stränga kvalitetskrav	Ett vatten kan få mindre stränga kvalitetskrav om det är så påverkat av mänsklig verksamhet att det över huvud taget inte går att åstadkomma god ekologisk status. Ett annat skäl kan vara att det, på grund av vattnets naturliga egenskaper eller graden av mänsklig påverkan på vattnet, blir oproportionerligt dyrt att vidta de åtgärder som behövs för att nå miljömålen.
Objektspecifika referensvärden (se också typspecifika referensvärden)	Särskilda referensvärden kan tas fram för enskilda objekt (vattenförekomster) utifrån en metod som specificeras i bedömningsgrunderna. Objekten kopplas sedan till en typ för rapportering eftersom direktivet kräver detta. Objektspecifika referensvärden gäller framförallt för limniska vatten.
Parameter	Del av en biologisk, fysikalisk-kemisk eller hydromorfologisk kvalitetsfaktor. En kvalitetsfaktor består av en eller flera parametrar.
Referensvärde	Värde som motsvarar ett av människan i princip opåverkat tillstånd. Referensvärden för en parameter eller en kvalitetsfaktor anges i motsvarande bedömningsgrund.
”Sämst styr”	Enligt bilaga V i direktiv 2000/60/EG, ska den kvalitetsfaktor som visar på störst antropogen störning vara utslagsgivande vid en statusklassificering. Detta gäller dock normalt inte på parameternivå förutom t.ex. vid sammanvägning av förorenande ämnen och för de biologiska och hydromorfologiska parametrar som visar på olika påverkan.
Typgrupp	En typgrupp definieras som en samling vattenförekomster som tillhör samma typ (enligt föreskriften om kartläggning och analys, NFS 2006:1) och som har samma grad och typ av påverkan. Istället för att beskriva tillståndet i enskilda vattenförekomster kan man då beskriva tillståndet för en *typgrupp* av vattenförekomster.
Typspecifika referensvärden (se också objektspecifika referensvärden)	Ett referensvärde eller förhållande ges för en parameter inom en kvalitetsfaktor. Referensvärdet gäller inom en viss typ av vatten och ges i bedömningsgrunderna. Alla vattenförekomster inom typen har samma referensvärde.
Vattenmyndigheten	I denna handbok används ”vattenmyndigheten” som en samlande benämning för vattenmyndigheterna och andra aktörer som utför arbete för vattenmyndigheternas räkning (t.ex. länsstyrelsen och andra inblandade, eftersom arbetsfördelningen mellan dessa i praktiken kan skilja sig mellan olika distrikt och län).
Ytvattenförekomst	Ytvattenförekomst är den ”underenhet” inom ett avrinningsområde för vilken kvalitetskrav enligt vattenförvaltningsförordningen ska gälla. En ytvattenförekomst kännetecknas av att den är homogen vad gäller typ och påverkansgrad. Ytvattenförekomsten är den minsta strukturenhet som kan hanteras enligt ramdirektivet för vatten. Benämningen ”ytvattenförekomst” är, enligt vattenförvaltningsförordningen, korrekt men för att förenkla läsandet används i denna handbok ofta benämningen ”vattenförekomst”.
Ytvattenkategori	För att enklare kunna arbeta med vattenförekomster delar man in dem i de olika ytvattenkategorierna sjö, vattendrag, kustvatten eller vatten i övergångszon. Benämningen ”ytvattenkategori” är, enligt vattenförvaltningsförordningen, korrekt men för att förenkla läsandet används i denna handbok oftast benämningen ”vattenkategori”.
Ytvattenstatus	Det tillstånd en naturlig ytvattenförekomst har och som bestäms av vattenförekomstens ekologiska status eller kemiska ytvattenstatus, beroende på vilken av dessa som är sämst.

2 Om kvalitetskrav

2.1 God ytvattenstatus är utgångspunkten

Vattenförvaltningsförordningen kräver att vattenmyndigheterna ska fastställa bindande kvalitetskrav för att skydda, förbättra och återställa alla ytvattenförekomster i sina vattendistrikt.

Denna handbok är tänkt att ge vägledning i vattenmyndigheternas arbete med att bestämma, fastställa och följa upp kvalitetskrav för ytvattenförekomster. Vattenmyndigheterna ska utgå från Naturvårdsverkets föreskrift (NFS 2008:1) och de klassgränser som där anges för olika parametrar eller kvalitetsfaktorer. Status och potential klassificeras utifrån så kallade *bedömningsgrunder* och kemisk status klassificeras utifrån givna gränsvärden.



Figur 2.1. De fem möjliga ekologiska statusklasserna enligt vattenförvaltningsförordningen genom hänvisning till ramdirektivet för vatten. Gränsen mellan god och måttlig är viktig då utgångspunkten är att vattenförekomster som befinner sig under den gränsen kan behöva åtgärdas. För kemisk status finns bara klasserna ”god” eller ”uppnår ej god”.

I praktiken innebär ”att bestämma kvalitetskrav” att vattenmyndigheten bestämmer vilken miljökvalitet som är tänkt att vara uppnådd år 2015 för respektive vattenförekomst eller grupp av vattenförekomster. För att bedöma miljökvaliteten i vattenförekomster ska vattenmyndigheterna utgå från bedömningsgrundsskalor för *kvalitetsfaktorer* i NFS 2008:1. Dessa skalor är uppdelade i fem statusklasser: hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig (figur 2.1). Resultatet av klassificeringar för samtliga kvalitetsfaktorer ska sammanvägas till *ekologisk status*.

Se FS
2 kap. 2 §

Dessutom ska *kemisk ytvattenstatus* bedömas till antingen klassen *god kemisk ytvattenstatus* eller klassen *uppnår ej god kemisk ytvattenstatus* (4 kap. 2 § VFF jämte 1 kap. 4 § VFF). De ämnen som ingår i klassificeringen av kemisk ytvattenstatus är de som har EG-gemensamma gränsvärden. Det gäller alltså de ämnen och ämnesgrupper som regleras i EG:s fiskevattendirektiv och skaldjursdirektiv. Dessa är genomförda med förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. Men främst handlar det om de *prioriterade ämnena* som har pekats ut i KOM beslut 2455/2001/EG till ramdirektivet för vatten. Gränsvärden förhandlas i Europarådet och Europaparlamentet (ej beslutade december 2007) för de 33 prioriterade samt åtta övriga ämnen eller ämnesgrupper som kommer att ingå i ett dotterdirektiv till ramdirektivet för vatten. När dotterdirektivet är beslutat ska det

införlivas i svensk författning, och vägledning för detta kommer ingå i denna handbok (kapitel 5).

Utgångspunkten för att fastställa kvalitetskrav för våra vattenförekomster är att de ska uppnå *god ytvattenstatus* till år 2015 samt att de inte får försämras. För vatten som blir föremål för undantag eller förklaras vara kraftigt modifierade eller konstgjorda vatten, ska andra kvalitetskrav fastställas se avsnitt 2.3. Ytvattenstatus är det tillstånd en vattenförekomst har och som bestäms av vattenförekomstens ekologiska status eller kemiska ytvattenstatus, beroende på vilken av dessa som är sämst. Någon sammanvägning av ekologisk status och kemisk ytvattenstatus till ytvattenstatus görs dock inte eftersom man efter en sådan aldrig skulle kunna uppnå hög status. Detta beror på att kemisk ytvattenstatus som bäst endast kan bestämmas till god. Eftersom tillståndet i en ytvattenförekomst inte heller får försämras skulle man i en sådan sammanvägning missa om en försämring sker från hög till god. Kvalitetskrav för vattenförekomster bestäms därför separat för ekologisk status och för kemisk ytvattenstatus. För ekologisk status bestäms kvalitetskraven till god eller hög ekologisk status utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. För kemisk ytvattenstatus bestäms kvalitetskraven utifrån givna gränsvärden endast till god kemisk ytvattenstatus. För ekologisk status gäller, på grund av kravet på ”icke försämring” att en vattenförekomst som klassificerats till hög ekologisk status även fortsättningsvis ska uppnå hög ekologisk status. Det innebär att när en vattenförekomst med en miljökvalitetsnorm fastställd till hög ekologisk status ska följas upp, så räcker det inte med att vattenförekomsten uppvisar god ekologisk status vid detta tillfälle.

2.2 Miljömål, miljökvalitetsnormer eller kvalitetskrav

I ramdirektivet för vatten anges att *miljömål* är de mål som fastställs i direktivets artikel 4. Dessa miljömål ska inte blandas ihop med de svenska miljö-(kvalitets)målen som är politiska målsättningar och som inte är juridiskt bindande. Sverige har valt att införliva direktivets bestämmelser om miljömål med det rättsliga verktyget *miljökvalitetsnorm*[5] (MB 5 kap.). Direktivets miljömål enligt artikel 4 motsvaras på så vis i svensk rätt av miljökvalitetsnormer enligt MB 5 kap. 2 § 1 st 4 p ”de krav i övrigt på kvaliteten på miljön som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen”.

Regeringen får överlåta till en myndighet att meddela miljökvalitetsnormer som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen (MB 5 kap. 1 § 2 st). Regeringen har med 4 kap. 1 § VFF gjort detta genom att föreskriva att varje vattenmyndighet ska fastställa *kvalitetskrav* för ytvattenförekomster, grundvattenförekomster och skyddade områden i vattendistriktet. Det sätt vattenmyndigheten bestämmer vilken miljökvalitet som ska uppnås är genom vattendelegationsbeslut

[5] Även i ramdirektivet för vatten förekommer begreppet miljökvalitetsnorm, men det betyder då koncentrationen av ett förorenande ämne som inte bör överskridas.

(LstI 37 c §)[6]. Vattendelegationens beslut om kvalitetskrav är således miljökvalitetsnorm i detta sammanhang. Naturvårdsverket kan inte i dagsläget säga hur ett sådant beslut om kvalitetskrav kommer att se ut och miljökvalitetsnormernas rättsverkan diskuteras i flera sammanhang. I betänkanden[7] har framhållits att miljökvalitetsnormerna är direkt bindande för myndigheter, men endast indirekt bindande för enskilda. Därmed menas att enskilda företag och personer påverkas på samma sätt och med samma verktyg som de redan gör idag, t.ex. genom tillståndsprövning och generella föreskrifter.

Naturvårdsverkets bemyndigande avseende miljökvalitetsnormer för vatten återfinns i 4 kap. 8 § VFF. Ovanstående visar att vattendelegationens beslut om kvalitetskrav är synonymt med miljökvalitetsnorm. Vägen fram till vattendelegationens beslut består dock av en rad händelser och ställningstaganden. Ofta är det länsstyrelserna som tillämpar bedömningsgrunderna och klassificerar status eller potential (vari ingår att tillämpa bestämmelserna om expertbedömning och utökad granskning i NFS 2008:1). Dessutom kan det vara länsstyrelserna som gör en första bedömning av om en ytvattenförekomst är konstgjord eller kraftigt modifierad och om någon annan bestämmelse i 4 kap. VFF är tillämplig (se avsnitt 2.3 och 2.4). Det är först efter att vattenmyndigheten har beaktat både 4 kap. VFF och NFS 2008:1 som vattendelegationen beslutar om kvalitetskrav d.v.s. fastställer vilken miljökvalitetsnorm som ska gälla för den aktuella vattenförekomsten. För att beskriva de ställningstaganden som leder fram till vattendelegations beslut har Naturvårdsverket valt att i denna handbok skriva ”bestämma kvalitetskrav” enligt lydelsen i bemyndigandet.

2.3 Konstgjorda och kraftigt modifierade vatten samt undantag

Av de tusentals vattenförekomster som finns i Sverige, kommer det att finnas åtskilliga där det av samhällsekonomiska eller andra skäl inte är möjligt att uppnå god ekologisk status till år 2015. Dessa kan bli föremål för undantag (4 kap. 9-13 §§ VFF).

Om orsaken att man inte når god ekologisk status är en hydromorfologisk påverkan (från t.ex. en kraftverksdamm) och denna påverkan inte kan åtgärdas utan att negativt påverka syftet med verksamheten, får vattenförekomsten förklaras som kraftigt modifierad eller konstgjord (4 kap. 3 § VFF) I stället för god *ekologisk status* och *god kemisk ytvattenstatus* ska vattenförekomsten då uppnå *god ekologisk potential* samt *god kemisk ytvattenstatus* (4 kap. 4 § VFF). God ekologisk potential definieras huvudsakligen av de ekologisk betydande åtgärder som är tekniskt genomförbara utan att orsaka en betydande negativ påverkan på verksamheten.

[6] I propositionen avseende ändringarna i miljöbalken framgår att begreppet miljökvalitetsnorm inte ska reserveras för bindande gränsvärden och att ”miljökvalitetsnorm” är synonymt med ”bestämmelse om miljökvalitet” (prop. 2003/04:2 s. 22).

[7] SOU 2005:59 Miljöbalken; miljökvalitetsnormer, miljöorganisationerna i miljöprocessen och avgifter SOU 2005:113 Åtgärdsprogram för miljökvalitetsnormer

För de kvalitetsfaktorer som inte berörs av hydromorfologisk påverkan i ett kraftigt modifierat eller konstgjort vatten gäller dock samma gränser som för god ekologisk status. Exempelvis kan man i vissa fall notera att fiskfaunan i en reglerad vattenförekomst påverkas av en damm samtidigt som antalet kiselalger inte berörs.

2.4 Strängaste kravet gäller

Enligt 4 kap 6 § VFF ska kvalitetskraven för skyddade områden fastställas så att alla normer och mål är uppfyllda senast till år 2015, om inte annat följer av den lagstiftning enligt vilken de skyddade områdena har fastställts. Med normer menas här gränsvärden och liknande i annan gemenskapslagstiftning än ramdirektivet för vatten, medan mål är att likställa med miljökvalitetsnormer enligt vattenförvaltningsförordningen (d.v.s. införlivandet av ramdirektivets miljömål). Ett exempel skulle kunna vara att krav enligt både habitatdirektivet[8] och ramdirektivet för vatten ska fastställas med miljökvalitetsnormen och uppfyllas för en viss vattenförekomst.

Om en vattenförekomst i ett visst avseende omfattas av olika stränga kvalitetskrav ska det strängaste kravet gälla (4 kap 7 § VFF). Kvalitetskraven avser i detta sammanhang de kvalitetsfaktorer eller parametrar som är aktuella i en specifik vattenförekomst. Ett kvalitetskrav enligt t.ex. habitatdirektivet behöver emellertid inte vara strängare än de som ställs i ramdirektivet för vatten. Det är Naturvårdsverkets tolkning att ”det strängaste kravet ” i detta fall syftar på skyddsvärdet och inte kravnivån i sig, d.v.s. den kravnivå som syftar till att skydda något som anses mer skyddsvärt bör kunna anses vara det strängaste kravet i lagens mening. Detta innebär att man kan hamna i en situation där en kravnivå är mindre sträng, men det som kravnivån syftar till att skydda anses mer skyddsvärt än det som det strängare kravet syftar till att skydda. Det finns med andra ord en kollision mellan, å ena sidan krav på grund av en generell lag och å andra sidan krav på grund av en specifik lag som måste hanteras genom en intresseavvägning. I vissa undantagsfall kan det även innebära en situation där kvalitetskraven enligt två specifika lagar kolliderar. Det är vattenmyndighetens uppgift att i sådana avvägningsfall göra en bedömning av vilket skyddsintresse som ska väga tyngst. Vid denna bedömning är det givetvis inte endast tillståndet i den aktuella vattenförekomsten som bör beaktas, utan även tillståndet för vattenförekomsterna nedströms. Detta kan t.ex. komma att innebära att man bestämmer ett mindre strängt kvalitetskrav för fosforhalten i en fågelsjö enligt krav i habitatdirektivet än det kvalitetskrav som skulle gälla enligt ramdirektivet för vatten.

En del vattenförekomster med särskilda skyddsvärden kommer varken att utpekas som skyddat område enligt VFF eller fångas upp av Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2008:1) och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. För dessa kan det i stället vara aktuellt att vattenmyndigheten/länsstyrelsen skyddar vattenförekomsten genom andra verktyg såsom områdes-

[8] Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter.

skydd, eller särskilda regionala miljömål som en del av det nationella miljömålsarbetet.

För ytterligare information om skyddade områden hänvisas till Naturvårdsverkets faktablad (nr. 8304) ”Skyddade områden enligt vattenförvaltningsförordningen”.

3 Arbetsgång för statusklassificering och bestämmande av kvalitetskrav

3.1 Underlag och metoder för klassificering av status och bestämmande av kvalitetskrav

3.1.1 Kartläggning och analys

Under karakteriseringsarbetet enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om *kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (NFS 2006:1)* har befintliga data om tillstånd och påverkan sammanställts för landets vattenförekomster (se även handboken för kartläggning och analys, handbok 2007:3). De utgör ett bra underlag när status ska klassificeras och kvalitetskrav ska bestämmas. Tillståndsbedömningen underlättas i de vattenförekomster som har pågående övervakningsprogram och där kvalitetsfaktorer har undersökts enligt kraven för bedömningsgrunderna. I de vattenförekomster som har obefintlig eller bristfällig övervakning kan en noggrant utförd påverkansanalys vara till stor hjälp för tillståndsbedömningen.

Påverkan och tillstånd är ofta relaterade till varandra och därför kan data om påverkanstryck vara en bra indikator på miljötillståndet. Idag finns det dessutom flera modellverktyg att tillgå för att göra extrapolerade bedömningar genom så kallad källfördelningsanalys. En sådan analys kan vara till stor hjälp när man ska bedöma tillståndet i områden där tillståndsdata saknas. Med stöd av påverkansdata kan tillstånd uppskattas genom att jämföra vattenförekomster som liknar varandra inom samma så kallade *typgrupp*. En typgrupp definieras som en samling vattenförekomster som tillhör samma vattentyp (enligt föreskriften om kartläggning och analys) och som har samma grad och typ av påverkan. Istället för att beskriva tillståndet i enskilda vattenförekomster kan man då beskriva tillståndet för en typgrupp av vattenförekomster (avsnitt 4.5).

Påverkansdata har också en viktig betydelse när en statusklassificering behöver styrkas, exempelvis när klassificeringen ligger nära en klassgräns. Med en enkel beskrivning kan det sägas att om påverkan är stor kan det vara en indikation på att statusen är sämre och om påverkan är liten eller saknas är troligen statusen bättre. Mer om påverkansanalys finns i handboken för kartläggning och analys samt i avsnitt 4.4.4.

3.1.2 Bedömningsgrunder

Se FS 2 kap. 3 §

Som underlag för såväl klassificeringen av status som bestämmandet av kvalitetskrav ska Naturvårdsverkets bedömningsgrunder användas. Bedömningsgrunder har dock inte tagits fram för samtliga de normativa beskrivningar som anges i bilaga V i ramdirektivet för vatten. I en del fall har detta berott på bristande underlag medan de i andra fall inte bedömts vara relevanta som miljöindikatorer, t.ex. på grund av för stor variation eller för att de helt enkelt inte ansetts indikera något problem i miljön för våra svenska förhållanden. Parametrar kan framgent komma att tillföras, bytas ut eller tas bort vartefter deras värde som miljöindikatorer klargörs eller mer data samlas in. Flertalet av bedömningsgrunderna indikerar huvudsakligen effekter av eutrofiering eller försurning. Några bedömningsgrunder visar dock på mer allmän påverkan på kvalitetsfaktorerna mot ett normaltillstånd (exempelvis fisk i sötvatten och bottenfauna i kustvatten). En bedömning av varje kvalitetsfaktor som anges i bilaga V i ramdirektivet för vatten anses ändå kunna utföras utifrån de bedömningsgrunder som tagits fram.

Denna handbok syftar till att ge vägledning vid tillämpningen av bedömningsgrunderna. I bilaga A, B och C ges detaljerade beskrivningar av varje enskild bedömningsgrund. I de fall bedömningsgrunderna av någon anledning inte är tillämpbara (se avsnitt 4.2) ska en expertbedömning ske (se avsnitt 4.4).

Enligt ramdirektivet för vatten ska en interkalibrering av medlemsstaternas bedömningsgrunder och klassgränser för de biologiska kvalitetsfaktorerna ske. Ett flertal typer och parametrar har interkalibrerats, det vill säga har jämförts med våra grannländer som har jämförbara vatten. I vissa fall har gränserna justerats upp eller ner något, beroende på parameter. I de flesta fall har dock Sveriges bedömning av hög, god och måttlig status haft god överensstämmelse med övriga länder. Detta arbete har påverkat bedömningsgrunderna och kan ses som en kvalitetssäkring. I bilaga A och B är det markerat vilka parametrar som har interkalibrerats.

3.1.3 Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus

Kommissionen lade fram ett förslag till dotterdirektiv till ramdirektivet för vatten om reglering av ett antal prioriterade ämnen sommaren 2006 och som när denna handbok skrevs (december 2007) förhandlades i Europarådet och Europaparlamentet. I direktivet kommer gränsvärden (MKN) för 33 prioriterade ämnen som anges i beslut nr 2455/2001/EG samt 8 övriga förorenande ämnen att fastläggas. Dessa gränsvärden ska vattenmyndigheten använda när den klassificerar och bestämmer kvalitetskrav för kemisk ytvattenstatus.

Se FS 2 kap. 7 §

Även andra ämnen som har EG-gemensamma gränsvärden ska användas vid klassificeringen och bestämmande av kvalitetskrav för kemisk ytvattenstatus. Det gäller de ämnen och ämnesgrupper som regleras i EG:s fiskevattendirektiv och skaldjursdirektiv vilka är genomförda i och med förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten.

3.1.4 All tillgänglig information ska användas

I en välundersökt vattenförekomst där alla kvalitetsfaktorer är analyserade kan en statusklassificering göras tämligen lätt. I många fall kommer det dock att vara brist på data, vilket innebär att expertbedömningar behöver göras. I en expertbedömning ska all tillgänglig information användas, såsom exempelvis påverkansdata och andra mätningar. Exempelvis kan de hydromorfologiska klassgränserna i bedömningsgrunderna i detta sammanhang utgöra ett av verktygen vid en sådan expertbedömning. Detta är särskilt viktigt vid misstanke om stor hydromorfologisk påverkan eftersom majoriteten av bedömningsgrunderna är framtagna utifrån påverkan av försurning och övergödning, och därför kan det hända att hydromorfologisk påverkan på biologin inte registreras i klassificeringar med bedömningsgrunderna. När en statusklassificering ger resultatet god ekologisk status trots betydande hydromorfologisk påverkan kan det vara nödvändigt att göra en utökad granskning. Den typ av förhållanden som i ramdirektivet för vattens bilaga V, 1.2.5 särskilt har angivits som relevant att bedöma och åtgärda är påverkan på migrerande fauna och förekomst av lämpliga lek- och fortplantningsplatser. De hydromorfologiska parametrar som bäst anses avspegla denna påverkan kan därför ha ett särskilt värde när de hydromorfologiska bedömningsgrunderna används som stöd för statusklassificeringen.

Se FS
2 kap. 8 §

Om inte annat anges i bedömningsgrunden så kan en tumregel vara att inte använda data för påverkan eller tillstånd som är äldre än en vattenplaneringscykel, det vill säga sex år. Äldre data, t.ex. vid expertbedömning, kan endast anses vara representativa när det finns tydliga tecken på att tillstånd och påverkan i vattenförekomsten inte har förändrats nämnvärt över tiden.

Att förbättra bedömningsunderlaget, t.ex. genom att samla in mer data, kan vara viktigt för att säkerställa huruvida en vattenförekomst verkligen behöver åtgärdas eller inte. Det är dock alltid klokt att tänka igenom en strategi innan man går ut och gör nya mätningar. En bra grundstrategi är att följa de riktlinjer som redan finns vedertagna genom tex. bedömningsgrunder. Ska ytvattenstatus övervakas är det lämpligt att man i första hand kontrollerar om de parametrar och kvalitetsfaktorer som bedömningsgrunderna bygger på responderar på den effekt man är ute efter att mäta. Vägledning till hur övervakningsprogram ska läggas upp finns i handboken för övervakning av ytvatten.

Se AR till
2 kap. 8 §

3.2 Statusklassificering

3.2.1 Principer för klassificering

Vid klassificering av ekologisk status eller potential ska man följa ett visst mönster (figur 3.1). Enligt ramdirektivet för vatten väger biologiska kvalitetsfaktorer tyngst, följt av fysikalisk-kemiska faktorer och slutligen hydromorfologiska kvalitetsfaktorer.

Se FS 2 kap. 2 §

Inledningsvis ska de biologiska kvalitetsfaktorerna klassificeras. De fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna (allmänna förhållanden i bilaga V i ramdirektivet för vatten) behöver endast klassificeras när status eller potential för de biologiska kvalitetsfaktorerna har klassificerats som god eller hög status respektive god eller maximal potential. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna behöver endast klassificeras när status eller potential för såväl de biologiska som de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna har klassificeras som hög status eller maximal potential. För de ämnen som ingår i kemisk ytvattenstatus måste de som släpps ut i avrinningsområdet eller delavrinningsområdet klassificeras (se kapitel 5).

Anledningen till detta är att syftet med vattenförvaltningen är att biologin ska må bra. Om biologin är måttlig eller sämre spelar det ingen roll vad de fysikalisk-kemiska eller hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna visar eftersom man ändå måste upprätta ett åtgärdsprogram för att uppnå god status. För att däremot klassificera en vattenförekomst till god eller hög status behöver även de stödjande fysikalisk-kemiska respektive hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna uppvisa samma status.

3.2.1.1 EKOLOGISK STATUS

För naturliga vattenförekomster (de som inte förklarats kraftigt modifierade eller konstgjorda) ska ekologisk status klassificeras (se även avsnitt 3.2.1). I figur 3.1 visas schematiskt processen för hur en klassificering av en vattenförekomst kan gå till. En mer detaljerad arbetsgång beskrivs i checklistan för klassificering av ekologisk status i avsnitt 3.2.3.

Se FS 2 kap. 2 §

Om ingen av kvalitetsfaktorerna har ett miljötillstånd som klassificeras sämre än till hög status i en ytvattenförekomst klassificeras den ekologiska statusen till hög. Om de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna har ett miljötillstånd som klassificeras till sämre än hög status när statusen för övriga kvalitetsfaktorer bedöms som hög i en vattenförekomst klassificeras den ekologiska statusen istället till god. Om de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna klassificeras som sämre än god status när statusen för biologiska kvalitetsfaktorer klassificeras som hög eller god klassificeras den *ekologiska* statusen till måttlig. Detta följer principen för ”sämst styr”, som förklaras i avsnitt 4.2.4.

I princip kan alltså en vattenförekomst få sämre än måttlig status endast baserat på biologiska kvalitetsfaktorer. En vattenförekomst kan dock klassificeras till sämre än måttlig status med stöd av fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer genom expertbedömningar. Det ska dock motiveras och dokumenteras.

3.2.1.2 EKOLOGISK POTENTIAL

För vattenförekomster som förklarats som kraftigt modifierade eller konstgjorda är det istället för ekologisk status den ekologiska *potentialen som ska klassificeras*. I figur 3.2 visas schematiskt processen för hur klassificeringen av potential för en vattenförekomst kan gå till. Arbetsgången är i stora drag densamma som för klassificering av status, men benämningarna för de olika klasserna skiljer sig. Istället för hög potential används begreppet maximal ekologisk potential (MEP). I övrigt är benämningarna densamma som för status, fast med ”status” utbytt mot ”potential”. En mer detaljerad arbetsgång beskrivs i avsnitt 3.4.

Se FS 2 kap. 4-6 §§

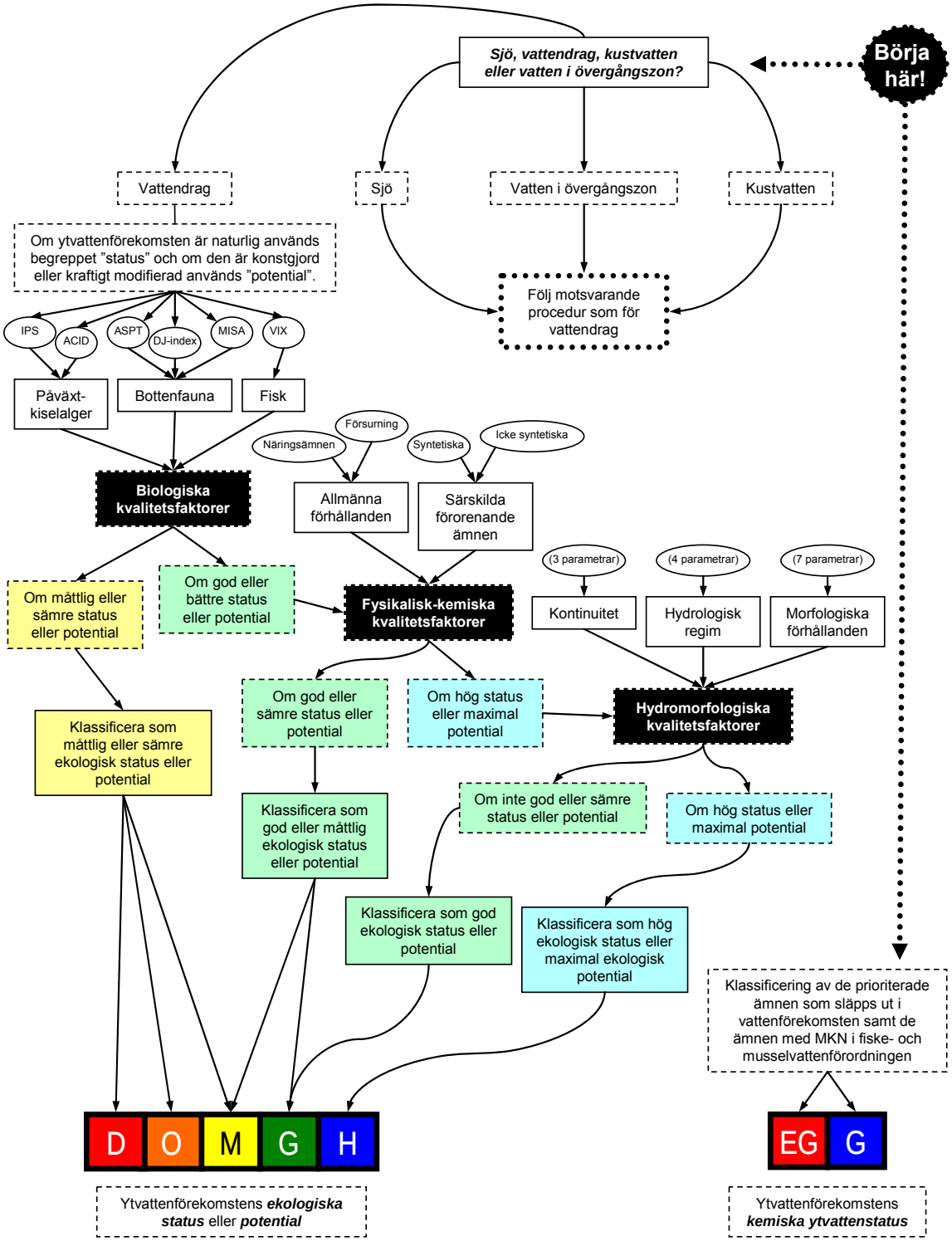
För ett kraftigt modifierat eller konstgjort vatten bedöms gränsen mellan maximal och god potential (GEP) genom att bestämma vilka förhållanden som råder när de biologiska kvalitetsfaktorerna endast påverkas av vattenförekomstens förändrade eller konstgjorda karaktär. Denna förändrade eller konstgjorda karaktär ska vara förorsakad av den verksamhet som motiverat vattenförekomstens förklarande till ett kraftigt modifierat eller konstgjort vatten. Vidare får ovan nämnda förhållande bestämmas först efter att man tagit hänsyn till de förbättringar som kan uppnås om alla mildrande åtgärder vidtagits. Dessa åtgärder ska i sin tur endast utgöras av sådana som inte har betydande negativ effekt på ändamålet för modifieringen.

För vattenförekomster som kan bli föremål för undantag eller skyddade områden hänvisas till vattenförvaltningsförordningen 4 kap 9-13 §§, kommande vägledningsmaterial för kraftigt modifierade vatten och undantag, och Naturvårdsverkets faktablad för skyddade områden.

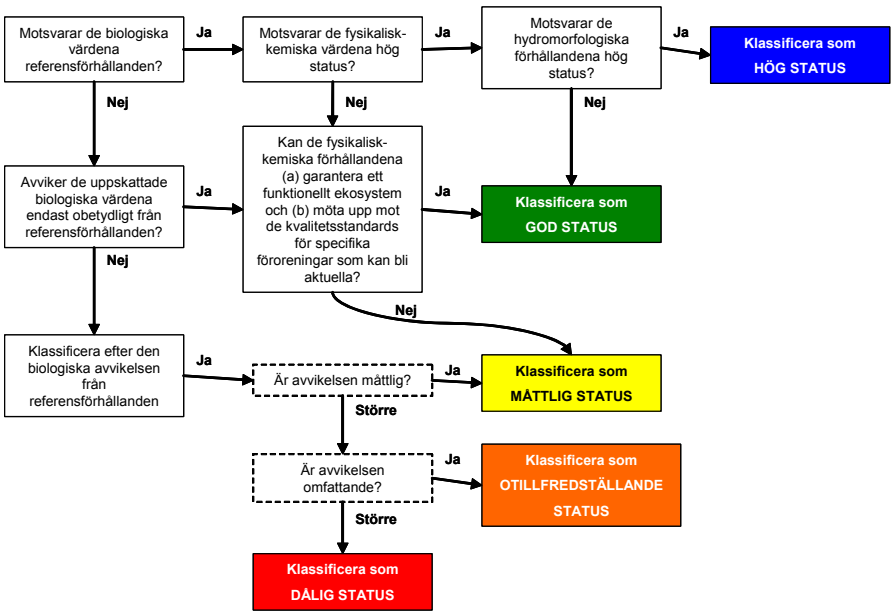
3.2.1.3 KEMISK YTVATTENSTATUS

Klassificering för kemisk ytvattenstatus görs för de ämnen som har EG-gemensamma MKN och som släpps ut i vattenförekomsten. Kemisk ytvattenstatus klassificeras antingen som *god* eller *uppnår ej god* status utifrån de gränsvärden som ges i kapitel 5.

Se FS 2 kap. 7 §



Figur 3.1. Ett övergripande flödesschema över vad som ingår i proceduren kring klassificering av ytvattenförekomstens ekologiska status eller potential och kemiska ytvattenstatus. I vissa fall kan det visa sig vara praktiskt att arbeta parallellt med flera steg samtidigt. H, G, M, O och D står för hög, god, måttlig, otillfredsställande respektive dålig ekologisk status. G och EG står för god respektive uppnår ej god kemisk ytvattenstatus.



Figur 3.2. Den relativa rollen för de biologiska, hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna i arbetsgången för klassificering av ekologisk status. Principen är densamma i arbetsgången för ekologisk potential.

3.2.2 Ekologisk kvalitetskvot (EK) – Ecological Quality Ratio (EQR)

Som en gemensam nämnare för resultaten från olika klassificeringar inom ekologisk status finns i ramdirektivet för vatten begreppet EK (ekologisk kvalitetskvot) eller EQR (från engelskans Ecological Quality Ratio). EK är ett värde mellan 0 och 1 som representerar status eller potential. Beräkningen av EK varierar beroende på hur parametern svarar på förändringar i vattenkvalitet. I det fall då det absoluta värdet ökar med bättre vattenkvalitet (tex djuputbredning för makroalger i marin miljö) så beräknas EK genom att dela det observerade värdet med referensvärdet. I det fall då det absoluta värdet för parametern minskar med förbättrad vattenkvalitet, så beräknas EK genom att dela referensvärdet med det observerade värdet. Det senare är till exempel fallet för klorofyll och biovolym i marin miljö. Detta säkerställer att EK-värdet 1 alltid representerar referensförhållande och värden nära 0 representerar dålig status.

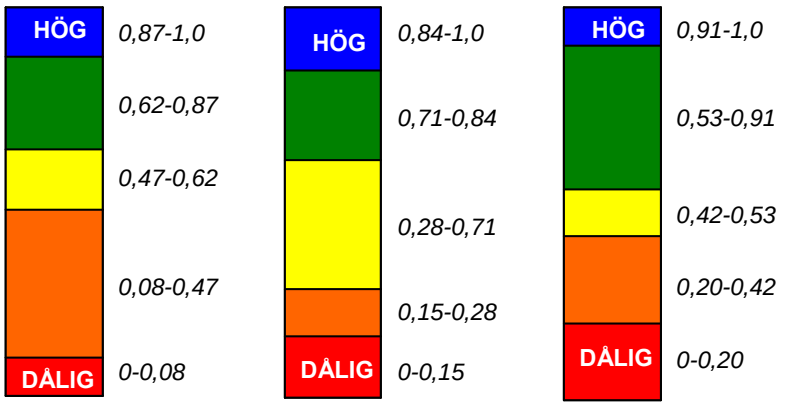
Då parametervärdet ökar med förbättrad vattenkvalitet: $EK = \frac{Observerat\ värde}{Referensvärde}$

Då parametervärdet minskar med förbättrad vattenkvalitet: $EK = \frac{Referensvärde}{Observerat\ värde}$

EK beräknas för en kvalitetsfaktor eller parameter i en specifik vattenförekomst. Intervallet mellan 1 och 0 delas sedan in i klasserna hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig status. Varje parameter har sin egen EK-klassindelning för vad som är måttlig, god och hög status då det representerar avvikelsen från referensvärdet. Det innebär att gränsen mellan t.ex. hög och god inte alltid går vid t.ex. 0,8

utan varierar mellan de olika parametrarna eller kvalitetsfaktorerna. Denna klassindelning kan även skilja mellan typer för en och samma kvalitetsfaktor (figur 3.3).

(För kemisk ytvattenstatus finns en benämning som är mycket lik EQR, nämligen EQS (Environmental Quality Standards). EQS är gränsvärden, framtagna genom effektstudier, för de prioriterade ämnena.)



Figur 3.3. Tre olika exempel på EK-klassificering. EK-klasserna kan vara olika stora beroende på vilken typ och parameter den representerar, då den visar relationen till referensvärdet.

3.2.3 Checklista för klassificering av ekologisk status

Vid klassificering av ekologisk status kan man följa den stegvisa process som nedan beskrivs i form av en checklista (se även figur 3.4). I vissa fall kan det visa sig vara praktiskt att arbeta parallellt med flera steg samtidigt. Detta kan exempelvis bli aktuellt när man ska bestämma sig för vilka kvalitetsfaktorer som först bör klassificeras. För att bedöma om en vattenförekomst bör förklaras som kraftigt modifierad eller konstgjord måste t.ex. de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna bedömas. Samtidigt måste även frågan om vilken statusklass vattenförekomsten kommer att klassificeras till besvaras. Fördjupning kring de olika momenten ges i kapitel 4, samt i bedömningsgrunderna som behandlas i bilaga A, B och C.

1. Vilken kategori tillhör vattenförekomsten?

För att enklare kunna arbeta med vattenförekomster delar man in dem i de olika kategorierna sjö, vattendrag, kustvatten eller vatten i övergångszon (se föreskrift om kartläggning och analys, NFS 2006:1). Till varje kategori finns ett antal kvalitetsfaktorer som ska användas i den fortsatta klassificeringen (tabell 3.1). När det gäller en konstgjord eller kraftigt modifierad ytvattenförekomst ska den behandlas i likhet med den ytvattenkategori den mest liknar. Se vidare avsnitt 3.4.

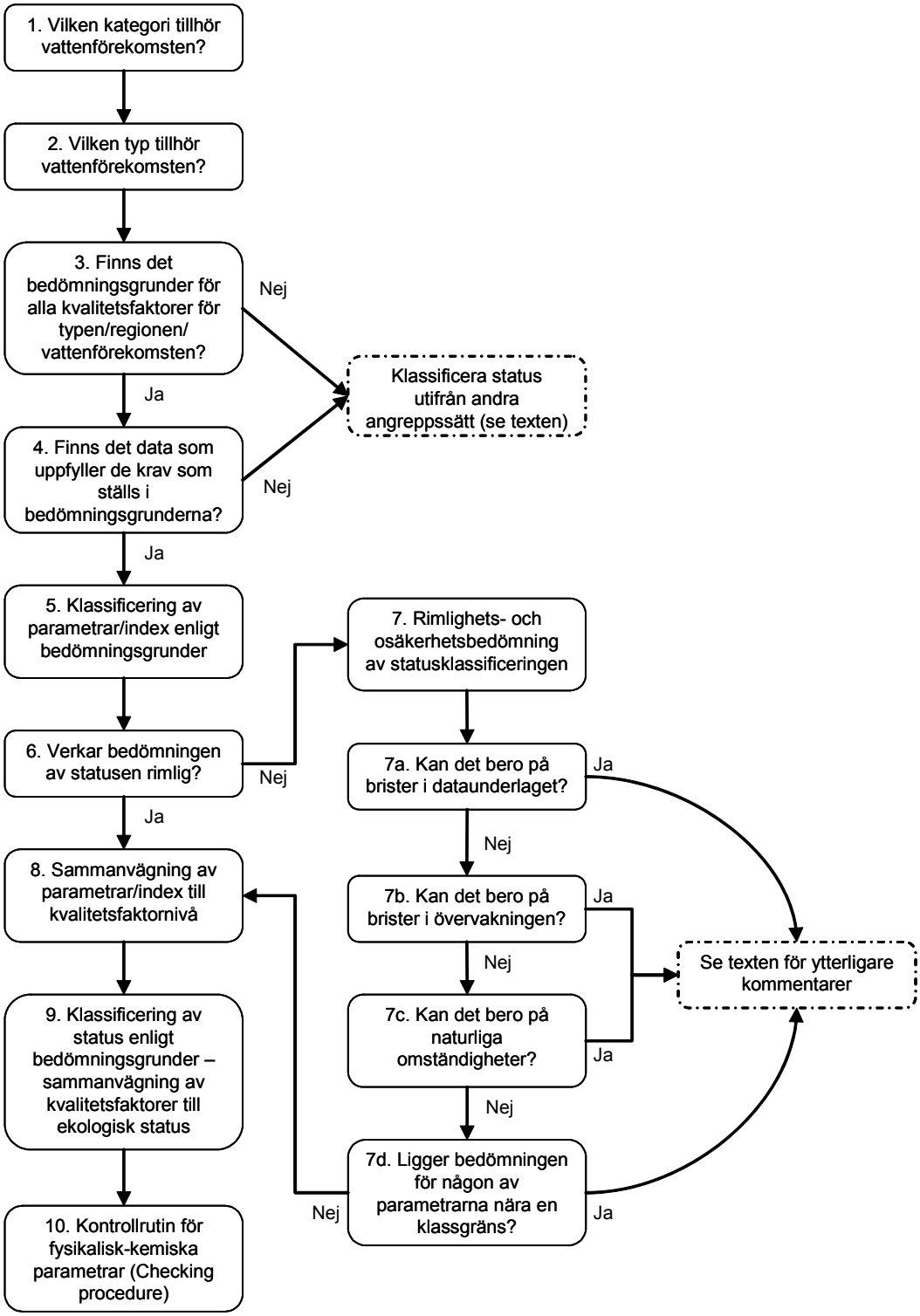
Vägledning till hur man delar in vattenförekomster i kategorier finns i handboken för kartläggning och analys[9].

[9] Kartläggning och analys av ytvatten Handbok 2007:3

2. Vilken typ tillhör vattenförekomsten?

Det är viktigt att bestämma vilken typ varje vattenförekomst tillhör, då referensvärden och klassgränser för merparten av kvalitetsfaktorerna är satta relaterat till typspecifika kriterier. Kriterier för indelning av limniska typer finns i föreskriften om kartläggning och analys, NFS 2006:1. För klassificering av sjöar och vattendrag har en mindre detaljerad typindelning använts, som i viss mån varierar mellan de olika kvalitetsfaktorerna. För vissa kvalitetsfaktorer kan objektspecifika modellberäknade referensvärden eller nationella referensvärden gälla. Detta finns beskrivet för respektive kvalitetsfaktor i bilaga A.

I föreskriften (NFS 2006:1) finns också indelningskriterier för Sveriges kustvatten och vatten i övergångszon, samt kartor över dessa typers utbredning.



Figur 3.4. Översikt över checklistan för statusklassificering.

Tabell 3.1. Sammanställning över parametrar eller index för samtliga kvalitetsfaktorer för ekologisk status där det finns bedömningsgrunder framtagna. Parametrar i *kursiv stil* finns inte med i föreskriften men kan användas som stöd vid klassificeringen.

Sjöar	***Kvalitetsfaktor***		***Parameter / index***
Biologiska faktorer	Växtplankton		Totalbiomassa
			TPI (trofiskt planktonindex)
			Andel cyanobakterier
			Artantal
			Klorofyll
	Makrofyter		Trofiindex (TMI)
	Bottenfauna		ASPT
			MILA
			BQI
	Fisk		EQR8
Fysikalisk-kemiska faktorer[10]	Allmänna förhållanden	Näringsämnen	Tot-P
		Siktdjup	Siktdjup
		Syrgas	Syrgas
		Försurning	MAGIC-bibliotek
	Särskilda förorenande ämnen		De ämnen som släpps ut i betydande mängd
Hydromorfologiska faktorer	Kontinuitet		Förekomst av artificiella vandringshinder
	Hydrologisk regim		Föreskriven regleringsamplitud
			Påverkan på vattenståndsförändringar
	Morfologiska förhållanden		Markanvändning i närmiljön
			Markanvändning i delavrinningsområdet
			Död ved (antal vedbitar)
			Förändrad litoralzon
			Antal diken per km
Vattendrag			
Biologiska faktorer	Kiselalger		IPS
			ACID
			%PT (stödparameter)
			TDI (stödparameter)
	Bottenfauna		ASPT
			DJ-index
			MISA
	Fisk		VIX
			VIXsm (sidoindex)
			VIXh (sidoindex)

[10] 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.

Fysikalisk-kemiska faktorer[11]	Allmänna förhållanden	Näringsämnen	Tot-P
		Försurning	MAGIC-bibliotek
			BDM/pBDM
	Särskilda förorenande ämnen		De ämnen som släpps ut i betydande mängd
Hydromorfologiska faktorer	Kontinuitet		Förekomst av artificiella vandringshinder
			Fragmenteringsgrad
			Barriäreffekt
	Hydrologisk regim		Flödesregleringens påverkan på vattendrag
			Antal flödestoppar per år
			Variationskoefficient för dygnsflöden
	Morfologiska förhållanden		Rätnings- / kanaliseringsgrad
			Andel rensad sträcka
			Antal vägövergångar per km vattendrag
			Markanvändning i närmiljön
			Markanvändning i delavrinningsområdet
			Antal diken per km
			Död ved (antal vedbitar)
Kustvatten och vatten i övergångszon			
Biologiska faktorer	Växtplankton		Biovolym
			Klorofyll *a*
	Makroalger och gömfröiga växter		Djuputbredning *(endast kustvatten)*
	Bottenfauna		BQI_m
Fysikalisk-kemiska faktorer[12]	Allmänna förhållanden	Siktdjup	
		Näringsförhållanden	total-kväve, total-fosfor, DIN, DIP
		Syrebalans	
	Särskilda förorenande ämnen		Icke syntetiska
			Syntetiska
Hydromorfologiska faktorer	*Finns ej*		

[11] Se fotnot 4.
[12] Se fotnot 4.

3. Finns det bedömningsgrunder för alla kvalitetsfaktorer för typen eller vattenförekomsten?

I några fall har det på grund av kunskaps- eller databrist inte varit möjligt att ta fram bedömningsgrunder för en typ. I vissa fall kan det också finnas vattenförekomster som inte är representativa för typen, vilket i sin tur kan innebära att en specifik bedömningsgrund inte är tillämpbar i just det fallet. Detta beror dels på att dataunderlaget för närvarande är otillräckligt, dels på typerna måste vara relativt generella för att få ett hanterbart antal typer. Det innebär att det inom varje typ kommer att finnas enskilda vattenförekomster som skiljer sig något från den generella typen. Detta kan påverka de biologiska klassificeringarna.

Ett exempel på detta kan vara de vattenförekomster som består av extremt stora eller små sjöar. I dessa är inte bedömningsgrunderna för fisk helt tillförlitliga, på grund av att dessa sjöstorlekar inte har ingått i dataunderlaget för bedömningsgrunden. Ett annat exempel kan vara en kustvattenförekomst som ligger belägen vid en flodmynning och som därför har en lägre salthalt än övriga typen vilket gör att referensvärdena inte är tillämpbara här. Se mer i bilaga A-C för respektive bedömningsgrund.

> **Om Ja:** Fortsätt till punkt 4.
>
> **Om Nej:** I de fall då inga bedömningsgrunder är tillämpbara får man göra en expertbedömning utifrån befintlig kunskap (kapitel 4). Om ytterligare fältundersökningar kan öka möjligheten att göra korrekta bedömningar är det lämpligt att detta övervägs.

4. Finns det data som uppfyller de krav som ställs i bedömningsgrunderna?

Olika bedömningsgrunder kräver olika sorts data. Förutom att man måste ha data från aktuell kvalitetsfaktor kan det krävas att dessa data har inhämtats med rätt metod, i en specifik miljö, under rätt årstid, eller under andra för kvalitetsfaktorn specifika förutsättningar. Vilken sorts data som krävs för respektive bedömningsgrund kan man läsa om i bilaga A, B och C.

> **Om Ja**: Fortsätt till punkt 5.
>
> **Om Nej**: I första hand är det lämpligt att man överväger att förbättra underlaget med kompletterande fältprovtagningar. Om det ändå saknas mätdata som behövs för att tillämpa bedömningsgrunderna kan det bli nödvändigt att klassificera status i en vattenförekomst utifrån andra angreppssätt.
>
> Om miljödata för en ytvattenförekomst inte uppfyller bedömningsgrundernas krav kan även möjligheten till typgruppering vara ett alternativ för att få ett bättre dataunderlag. En typgrupp definieras som en samling ytvattenförekomster av samma kategori med samma påverkanstryck som tillhör samma typ (avsnitt 4.5). Istället för att beskriva tillståndet för en enskild ytvattenförekomst kan man alltså beskriva till-

ståndet för en typgrupp av vattenförekomster. Att uppskatta kvalitetsfaktorer utifrån liknande vattenförekomster är ingen exakt metod, men får fungera som statusklassificering när det inte finns tillräckligt med data för vattenförekomsten.

I de fall vattenförekomster inte kan typgrupperas får man göra en särskild expertbedömning utifrån befintlig kunskap. Expertbedömning kan göras på olika sätt, vilket exemplifieras i avsnitt 4.4. Finns det tillförlitliga påverkansdata kan man använda modeller (t.ex. Fyrismodellen eller SMHI:s Kustzonsmodell) för att bedöma påverkanstrycket på ytvattenförekomsten. Utifrån bedömt påverkanstryck eller annan expertbedömning kan man sedan göra en statusklassificering av vattenförekomsten. Fortsätt sedan till punkt 8.

Se FS
2 kap. 8 §

5. Klassificering av parametrar eller index enligt bedömningsgrunderna

Steg 1. Bedöm varje parameter för sig. I vissa fall är flera parametrar inbakade i ett index, som klassificeringen istället baseras på. Detta gäller t.ex. för bottenfauna i både kust, sjöar och vattendrag.

Steg 2. Analysera spridningen. Om spridningen, efter en utredning, visar sig vara för stor så kan man bortse från resultatet baserade på dessa data för parametern eller indexet i statusklassificeringen. Definitionen för vad som är stor eller liten spridning varierar beroende på vilken parameter som är i fokus. Vissa parametrar kan t.ex. ha stor spridning om man ser på resultat från provtagningar utspridda över ett helt år, medan spridningen är liten om man endast ser på resultat från prov tagna under en specifik månad. Begreppet spridning kan också tolkas på olika sätt beroende på vilken kunskap man har om statistiska metoder. Mer om hur man kan analysera spridning för att göra en korrekt klassificering finns att läsa i kapitel 4.

Se FS
2 kap. 9 §

6. Verkar klassificeringen av statusen rimlig?

En bedömning av om resultatet verkar rimligt ska göras utifrån bedömningsgrundernas resultat av statusklassificeringen på parameternivå och utifrån kunskapen om påverkan i det aktuella området.

Några exempel på situationer (utan inbördes rangordning) som bör föranleda en utökad granskning av statusklassificeringen:

- Resultat avviker från vattenmyndighetens uppfattning av status i vattenförekomsten.
- Ett eller flera värden avviker betydligt från de övriga. En avvikelse som är synlig med blotta ögat, i t.ex. en tidsserie, bör vara tillräcklig anledning för att göra en fördjupad analys för att finna eventuella förklaringar till detta. I kapitel 4 behandlas mer ingående vad man bör tänka på när man hittar avvikelser i sitt dataunderlag.
- Resultatet av en statusklassificering ligger nära en klassgräns som kan föranleda krav på åtgärder (gränsen mellan hög och god eller god och måttlig status).

Se AR till
2 kap. 9 §

- Underlaget för statusklassificering är litet. Endast en eller ett fåtal provtagningar ligger till grund för klassificeringen.
- Analys av påverkansdata ger motsatt resultat mot statusklassificeringen.

Om Ja: Fortsätt till punkt 8.

Om Nej: Om resultatet inte anses vara rimligt ska det göras en utredning enligt angiven process under punkt 7, i syfte att förbättra bedömningsunderlaget.

7. Rimlighets- och osäkerhetsbedömning av statusklassificeringen

Se FS 2 kap. 9 §

För mer utförlig beskrivning av rimlighetsbedömningar se avsnitt 4.1.1. Om resultatet av klassificeringen av status på parameternivå inte verkar rimlig:

7 a. Kan det bero på brister i dataunderlaget?

Om Ja: När klassificeringen är baserad på värden från endast en lokal, en provtagning eller en parameter innehåller den troligtvis stor osäkerhet och man bör då vara försiktig med att dra snabba slutsatser av denna. Om klassificeringen dessutom skiljer sig från det eventuellt förväntade resultatet bör detta undersökas ytterligare. Man bör alltid söka en förklaring till en avvikelse, t.ex. bräddning i ett reningsverk eller högt vattenflöde, innan man bortser från ett värde, men finner man ingen händelse som kan förklara avvikelsen skulle det i vissa fall ändå kunna vara lämpligt att bortse från detta värde i bedömningen. Oavsett vilken orsak man har till att bortse från ett värde ska detta motiveras och dokumenteras. Detta är en del av den expertbedömning som mer ingående beskrivs i kapitel 4.

Se AR till 2 kap. 9 §

Om Nej: Fortsätt till punkt 7 b.

7 b. Kan det bero på brister i övervakningen?

Om Ja: När det finns brister i övervakningen i form av rutiner som inte följs, t.ex. provtagning utförd med felaktig metod, eller provpunkter som har lagts på felaktiga ställen så får man bortse från resultaten i dessa undersökningar när man ska klassificera statusen. Detta ska dock motiveras och dokumenteras. Är det endast tillfälliga brister, under något eller några provtagningstillfällen eller parametrar, räcker det med att bortse från resultaten från dessa prov eller parametrar. Detta är en del av den expertbedömning som mer ingående beskrivs i kapitel 4.

Om Nej: Fortsätt till punkt 7 c.

7 c. Kan det bero på naturliga omständigheter?

När man kan förklara ett avvikande värde som ett resultat av ovanliga naturliga omständigheter kan det vara lämpligt att minska dess betydelse i klassificeringen.

För att kunna bedöma vad som tillhör det normala och vad som är ovanligt kan man t.ex. jämföra sina värden med meteorologiska data och de tidsseriedata som finns för miljöövervakningens trendstationer. Både meteorologiska (t.ex. temperatur) och hydrologiska faktorer (t.ex. vattenstånd eller höga vattenflöden) är exempel på naturliga omständigheter som kan påverka ett provtagningsvärde. I avsnitt 4.1.1.2 finns mer information om vad som kan påverka värdet hos en uppmätt parameter.

Om Ja:

- Har man mycket data och det endast är ett år eller en begränsad period som avviker kan man använda sig av medelvärden för t.ex. treårsperioder för att minska betydelsen av avvikande värden.
- Har man data från flera parametrar eller kvalitetsfaktorer kan man prioritera de så kallade tröga parametrarna, vilket syftar på de parametrar eller kvalitetsfaktorer som reagerar långsamt på miljöförändringar. Dessa borde ge en mer långsiktig bild av tillståndet.
- Har man statusklassificeringar eller data för andra vattenförekomster inom samma typgrupp kan det vara lämpligt att jämföra sina värden eller bedömningar med dessa för att uppskatta dess rimlighet. En förutsättning för jämförelsen är att dessa inte också har påverkats av samma avvikande naturliga händelser.
- När samtliga tillgängliga data har sitt ursprung i en naturligt avvikande tidsperiod kan man överväga att bortse från resultatet för de berörda parametrarna. Detta ska dock motiveras och dokumenteras. Är det endast för något eller några provtagningstillfällen som den aktuella parametern avviker kan det räcka med att bortse från dessa värden.

Om Nej: Fortsätt till punkt 7 d.

<u>7 d. Ligger klassificeringen för någon av parametrarna nära en klassgräns?</u>
När man har parametervärden som ligger nära en gräns mellan två klasser kan det vara nödvändigt att utreda vidare om klassificeringen är korrekt. Skillnaden mellan att hamna i den ena eller den andra klassen skulle kunna bero på naturliga händelser, såsom t.ex. ett kraftigt regn i perioden då fältprovtagningen utfördes. I och med att skillnaden mellan att hamna i den ena eller andra klassen kan vara av avgörande betydelse för huruvida åtgärder ska sättas in eller inte är det lämpligt att man tar hänsyn till detta.

Om resultatet av statusklassificeringen ligger nära någon av klassgränserna mellan hög och god eller god och måttlig är det lämpligt att utreda följande:

- Har provinsamlingen gjorts på ett korrekt sätt?
- Har proverna hanterats på ett korrekt sätt?
- Hur kan naturlig variation ha inverkat på resultatet?
- Vilken inverkan kan antropogen påverkan ha haft på resultatet?
- Finns det något annat som kan ha haft inverkan på provresultatet?

I avsnitt 4.1.2 finns mer information om osäkerhetsbedömningar.

Om Ja: För att förbättra bedömningsresultatet ovan bör nedanstående övervägas

- Mät andra parametrar eller mät fler gånger för att verifiera klassificeringen. Mer om övervakningsupplägg kan läsas i handboken för övervakning av ytvatten.
- Bedöm vilken påverkan som finns och har funnits på området där provtagningen är gjord. Mer om påverkansanalys kan läsas i handboken för kartläggning och analys av ytvatten.
- Bedöm, om möjligt, trender för de relevanta parametrarna.

Se AR till 2 kap. 8 §

Om Nej: Om resultatet efter denna process bedöms vara rimligt så kvarstår klassificeringsresultatet och man kan fortsätta till punkt 8.

Om den utökade granskningen bekräftar att bedömningen inte är rimlig kan man bortse från resultatet av statusklassificeringen för berörda parametrar (se avsnitt 4.1.1). Detta ska motiveras och dokumenteras.

Se FS 2 kap. 9 §

Om man genom någon åtgärd inom punkterna 7a-d nått en tillfredsställande statusklassificering, på grund av exempelvis utökad provtagning etc., kan man gå vidare till punkt 8.

8. Sammanvägning av parametrar eller index till kvalitetsfaktornivå
För varje bedömningsgrund finns redan uttalade sätt att väga samman parametrar (se bilaga A, B och C). Det generella tillvägagångssättet är dock:

Steg 1. Sammanställ de parametrar man har. Sortera dessa utifrån vilket påverkanstryck respektive parameter svarar på (t.ex. försurning, eutrofiering, övrigt).

Steg 2. Sammanväg de parametrar inom en kvalitetsfaktor som svarar på samma påverkan enligt instruktion i bedömningsgrunderna i bilaga A, B och C till ett gemensamt värde. För t.ex. växtplankton i kustvatten svarar såväl klorofyll som biovolym på eutrofiering, vilket innebär att dessa ska sammanvägas till en växtplanktonklass för påverkan av eutrofiering (se figur 4.9).

Steg 3. Gör därefter en sammanvägning till kvalitetsfaktor enligt principen ”sämst styr” (avsnitt 4.2.4) av parametrar som svarar på olika påverkan. Parametrar för exempelvis försurning och eutrofiering ska då vägas mot varandra till en övergripande bedömning för varje kvalitetsfaktor.

9. Klassificering av status enligt bedömningsgrunder - sammanvägning av kvalitetsfaktorer till ekologisk status

Se FS 3 kap. 2 §

Efter att parametrarna inom varje kvalitetsfaktor sammanvägts ska alla kvalitetsfaktorerna vägas samman för varje vattenförekomst, enligt principen ”sämst kvalitetsfaktor styr”. Hur detta går till illustreras i figur 4.9. Sammanväg först de biologiska kvalitetsfaktorerna. Om de visar på måttlig status eller sämre blir det resultatet också för den ekologiska statusen eftersom det då inte spelar så stor roll vad de fysikalisk-kemiska eller hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna visar. Ett åtgärdsprogram måste ändå upprättas. Om de biologiska kvalitetsfaktorerna indikerar hög eller god status klassificeras de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna. Om de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna då visar på måttlig eller sämre status blir den ekologiska statusen måttlig. Om både de fysikalisk-kemiska och de biologiska kvalitetsfaktorerna indikerar hög status klassificeras också de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna. Om de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna då visar god eller sämre blir den ekologiska statusen god. Om hydromorfologin däremot också indikerar hög status ska vattenförekomsten klassificeras till hög ekologisk status.

Se FS 2 kap. 2 §

Om de olika kvalitetsfaktorerna ger skilda resultat kan man göra en rimlighetsbedömning enligt den procedur som beskrivs i punkt 7.

10. Kontrollrutin för fysikalisk-kemiska parametrar

Se FS 2 kap. 12 §

Som ett sista steg i denna checklista bör man fundera på om de fysikaliskt-kemiska parametrarna är rättvisande mot biologin. Biologiska kvalitetsfaktorer är överordnade fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Enligt EU-vägledning nummer 13 finns det därför möjlighet till en revidering av gränsvärden för de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna i en enskild vattenförekomst om det är uppenbart att biologin inte är påverkad trots att fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer indikerar påverkan eller vice versa (se även avsnitt 4.3.2 och figur 4.10 och 4.11).

Se AR till 2 kap. 12 §

Dock är det bara gränsen mellan klasserna måttlig och god för de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorn som kan bli föremål för justering enligt denna modell. Vattenmyndigheterna får endast göra denna justering för ett mindre antal enskilda vattenförekomster inom en typ.

3.3 Bestämmande av kvalitetskrav

3.3.1 Kvalitetskrav för ekologisk status

Miljökvalitetsnormer för ekologisk status ska fastställas enligt vattenförvaltningsförordningen. Nedanstående gäller dock inte för de vatten som blir föremål för undantag (se 4 kap 9-13 §§ VFF) eller karakteriseras som kraftigt modifierade eller konstgjorda vatten (se vidare i avsnitt 3.3.2).

För att kunna ta beslut om miljökvalitetsnorm måste först kvalitetskrav för vattenförekomsten bestämmas. Kvalitetskrav för naturliga vatten bestäms utifrån klassgränserna mellan hög och god eller mellan god och måttlig ekologisk status för kvalitetsfaktorerna. Gränser för dessa ges för respektive bedömningsgrund i

bilaga A, B och C. Stöd och vägledning för att korrekt bestämma kvalitetskrav finns i checklistan för bestämmande av kvalitetskrav för ekologisk status i avsnitt 3.2.3.

Enligt vattenförvaltningsförordningen ska kvalitetskraven för ytvatten bestämmas så att tillståndet i ytvattenförekomster inte försämras och så att alla ytvattenförekomster, senast den 22 december 2015, uppnår god ytvattenstatus enligt bestämmelserna i bilaga V i ramdirektivet för vatten. Detta innebär att om den ekologiska statusen klassificerats till hög status i en ytvattenförekomst, ska kvalitetskravet bestämmas till hög ekologisk status med stöd av icke försämringskravet. Om den ekologiska statusen istället klassificerats till god, måttlig, otillfredsställande eller dålig status i en ytvattenförekomst ska kvalitetskravet bestämmas till god ekologisk status. Om statusen är sämre än hög kan man dock inte bestämma kvalitetskravet till hög med stöd av vattenförvaltningsförordningen. Om vattenmyndigheten/länsstyrelsen önskar höja ambitionsnivån kan detta göras genom andra verktyg såsom områdesskydd, eller särskilda regionala miljömål som en del av det nationella miljömålsarbetet.

Beslut om miljökvalitetsnormer för en enskild ytvattenförekomst innebär att vattenmyndigheterna tar beslut om vilken miljökvalitet (hög eller god ekologisk status) som ska uppnås senast år 2015 för respektive vattenförekomst. Miljökvalitetsnormerna ska redovisas i databasen VISS (VatteninformationssystemSverige) eller motsvarande.

Se FS
3 kap. 5 §

3.3.2 Kvalitetskrav för ekologisk potential

Om en vattenförekomst är så hydromorfologiskt påverkad att den förklaras som kraftigt modifierad eller konstgjord bestäms kvalitetskrav för ekologisk potential. Kvalitetskraven bestäms då till antingen maximal eller god ekologisk potential. För de kvalitetsfaktorer som påverkas av en förändrad hydromorfologi i en vattenförekomst som har blivit förklarad som kraftigt modifierat eller konstgjort vatten har dock inga enhetliga nationella bedömningsgrunder tagits fram på grund av att varje vattenförekomst kommer att kräva en specifik skräddarsydd bedömningsgrund.

Se FS
3 kap. 3 §

Se FS
3 kap. 4 §

På samma sätt som för naturliga vatten ska kvalitetskrav för god kemisk ytvattenstatus bestämmas för kraftigt modifierade eller konstgjorda vatten (se avsnitt 3.3.3 och bilaga C).

Klassificering av potential och bestämmandet av kvalitetskrav för kraftigt modifierade vatten utgår i stort från samma grundprinciper som för naturliga vatten. Det som skiljer dem åt är möjligheten att till viss del tillåta hydromorfologisk påverkan. Stöd och vägledning för att korrekt bestämma potential och kvalitetskrav finns i avsnitt 3.4.

Om den ekologiska potentialen klassificerats till maximal potential i en ytvattenförekomst ska kvalitetskravet bestämmas till maximal ekologisk potential. Om den ekologiska potentialen däremot klassificerats till god, måttlig, otillfredsställande eller dålig potential i en ytvattenförekomst ska kvalitetskravet bestämmas till god ekologisk potential.

Ovanstående gäller dock inte för de vatten som blir föremål för undantag (se 4 kap 9-13 §§ VFF och kommande vägledningsmaterial för undantag).

Se FS
3 kap. 5 §

De beslutade miljökvalitetsnormerna ska redovisas i databasen VISS (VatteninformationssystemSverige) eller motsvarande.

3.3.2.1 NÄR HÄNSYN SKA TAS TILL HYDROMORFOLOGISK PÅVERKAN

Hänsyn till påverkan från en fysisk modifiering i ett vatten får tas när man ska bestämma kvalitetskrav för biologi och hydromorfologi. När det gäller fysikalisk-kemiska faktorer får hänsyn till hydromorfologin endast tas i de fall en parameter anses vara påverkad av hydromorfologin[13]. Detta kan t.ex. gälla för parametrar under de allmänna förhållanden som syre, temperatur och turbiditet (grumlighet).

När det gäller de särskilda syntetiska förorenande ämnena så får emellertid ingen hänsyn till hydromorfologin tas, och vid klassificeringen av potential gäller då alltid samma krav för dem som vid klassificering av status.

3.3.2.2 HUR HÄNSYN TAS TILL HYDROMORFOLOGISK PÅVERKAN

Den påverkan som får tillåtas vid bestämmandet av maximal ekologisk potential är den som bedöms finnas kvar efter det att alla mildrande åtgärder har vidtagits. Till de mildrande hydromorfologiska åtgärderna ska inte räknas åtgärder som på ett betydande sätt negativt påverkar ändamålet med modifieringen. Detta innebär att t.ex. att en hamn även fortsättningsvis ska kunna användas som hamn efter det att mildrande åtgärder har vidtagits (se även avsnitt 3.4.2).

Tillståndet ska, efter att mildrande åtgärder vidtagits, i praktiken vara ekologiskt jämförbart med ett naturligt vatten inom samma typ, speciellt med hänsyn till vandring och lekplatser för fisk. Här finns det för närvarande två metoder som kan användas. Det ena utgår ifrån EU-vägledning nummer 4[14] och det andra ifrån bilaga 2 i *CIS ECOSTAT: Alternative methodology for defining Good Ecological Potential (GEP) for Heavily Modified Water Bodies and Artificial Water Bodies*[15] (se avsnitt 3.4). I detta sammanhang kan EU-vägledning nummer 4 betraktas som den första officiella vägledningen medan metoden som återfinns i CIS ECOSTAT är föreslaget som ett alternativt tillvägagångssätt som utvecklades då det första ansågs bli väldigt komplicerat att använda. Det anses likvärdigt att välja vilken som helst av dessa två alternativ.

Se AR till 2 kap. 5 §

3.3.3 Kvalitetskrav för kemisk ytvattenstatus

God kemisk ytvattenstatus innebär att en vattenförekomst inte får ha högre halter av toxiska ämnen än vad som gäller enligt de kvalitetskrav som finns på EG-gemensam nivå. De ämnen som ingår i klassificeringen av kemisk ytvattenstatus är de som har EG-gemensamma gränsvärden, d. v. s. de ämnen och ämnesgrupper som regleras i EG:s fiskevattendirektiv och skaldjursdirektiv. Dessa är genomförda i och med förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och mussel-

Se FS 3 kap. 4 §

[13] European Comission (2003). Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Guidance document no 4. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).
[14] Ibid.
[15] CIS ECOSTAT (2006): Alternative methodology for defining Good Ecological Potential (GEP) for Heavily Modified Water Bodies and Artificial Water Bodies.

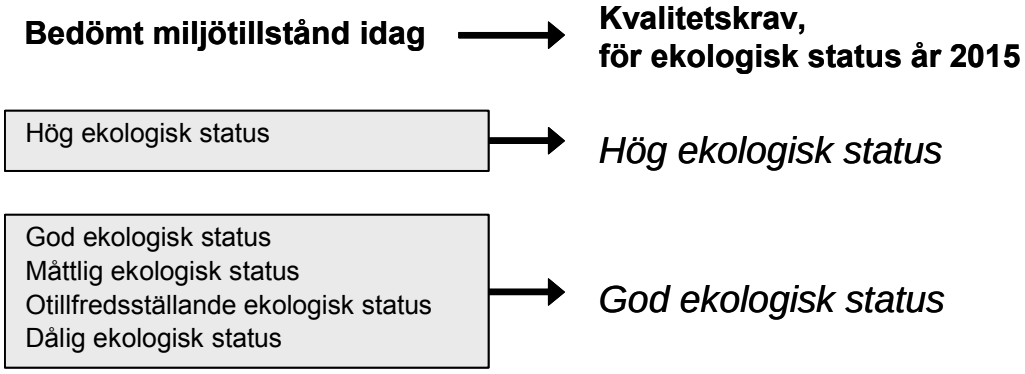
vatten samt de prioriterade ämnena som pekats ut inom ramdirektivet för vatten och som regleras i kommande dotterdirektiv (se avsnitt 3.1.3). Vattenmyndigheten ska bestämma kvalitetskrav för samtliga vattenförekomster till god kemisk ytvattenstatus enligt gränsvärden i kapitel 5. Detta kan inte göras förrän dotterdirektivet för prioriterade ämnen är beslutat och vattenförvaltningsförordningen är uppdaterad.

3.3.4 Checklista för bestämmande av kvalitetskrav för ekologisk status

När checklistan för klassificering av ekologisk status har blivit genomgången är klassificeringen av *ekologisk status* klar. Om kvalitetskrav för en vattenförekomst inte är bestämda sedan tidigare eller om vattenmyndigheten avser att revidera dessa på grund av resultatet av ovanstående statusklassificering kan detta göras enligt nedanstående checklista.

1. Bestämmande eller revidering av kvalitetskrav

Enligt 4 kap 2 § VFF får inte statusen försämras i någon vattenförekomst. För de vattenförekomster som har klassificerats till hög ekologisk status, efter att ha genomgått checklistan för statusklassificering, bestäms kvalitetskraven därför till gränsen mellan hög och god status. För de vattenförekomster som klassificerats till god ekologisk status eller sämre bestäms kvalitetskravet till gränsen mellan god och måttlig status (figur 3.5). Utgångsläget för ovanstående är bedömningsgrundernas klassgränser.



Figur 3.5. Utgångsläge för kvalitetskrav. Det som idag klassificeras som hög ekologisk status får inte försämras till någon lägre status. Det som idag klassificeras som god eller lägre ekologisk status ska bibehållas i god ekologisk status eller förbättras för att nå god status senast år 2015. Eventuella undantag kan dock påverka den slutliga normsättningen.

2. Kan vattenförekomsten bli föremål för undantag?

Om god ekologisk status inte kan uppnås och det inte beror på hydromorfologisk påverkan, kan vattenförekomsten istället bli föremål för undantag såsom *tidsfrist* eller *mindre stränga kvalitetskrav*. Mer om bestämmande av kvalitetskrav och fastställande av miljökvalitetsnormer beträffande undantagen finns i 4 kap 9-13 §§ VFF samt i kommande vägledningsmaterial om undantag.

3.4 Klassificering och bestämmande av kvalitetskrav för ekologisk potential

För klassificering av potential finns inga särskilda nationella bedömningsgrunder framtagna. I syfte att ändå ge en vägledning och för att klassificeringen samt bestämmandet av kvalitetskrav för potential ska utföras så likartat som möjligt beskrivs i detta kapitel ett möjligt tillvägagångssätt.

3.4.1 Likheter och skillnader i klassificeringen av naturliga respektive kraftigt modifierade och konstgjorda vatten

Precis som för naturliga vattenförekomster ska vattenmyndigheten för kraftigt modifierade och konstgjorda vatten klassificera nuvarande tillstånd, vilket tillstånd som måste uppnås i en specifik vattenförekomst, om detta är uppnått eller ej samt om vattenförekomsten är i behov av åtgärder. Även dessa vattenförekomster kan, precis som de naturliga vattenförekomsterna, bli föremål för undantag om god ekologisk potential inte kan uppnås och orsaken inte beror på den hydromorfologiska påverkan (4 kap 9-13 §§ VFF). Skillnaden i detta avseende är att tillståndet för dessa vattenförekomster benämns potential istället för status.

För de kvalitetsfaktorer som är påverkade av den hydromorfologiska modifieringen behöver vattenmyndigheten:

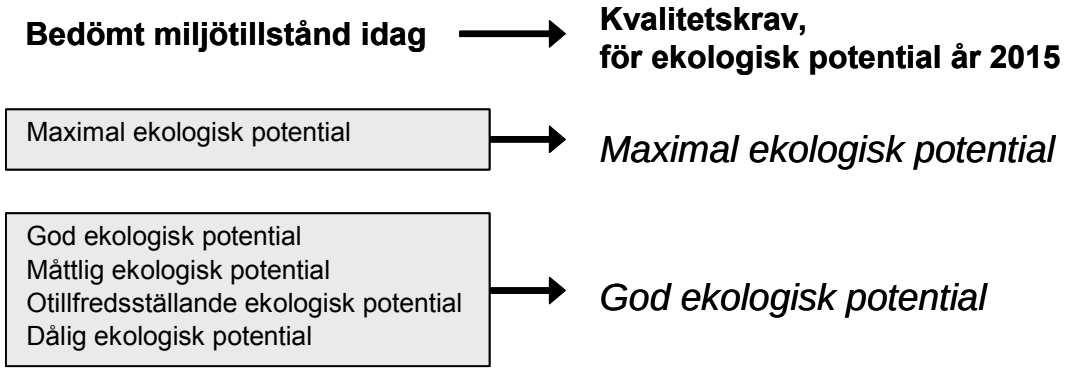
- upprätta en specifik bedömningsgrund för relevanta kvalitetsfaktorer för varje enskild vattenförekomst där det framgår vilket värde som måste nås för att en kvalitetsfaktor ska uppnå maximal och god potential.
- mäta (eller bedöma) det nuvarande tillståndet för varje relevant kvalitetsfaktor.

De kvalitetsfaktorer som inte är påverkade av en förändrad hydromorfologi klassificeras med hjälp av de vanliga bedömningsgrunderna för den kategori som bäst stämmer överens med det kraftigt modifierade eller konstgjorda vattnet. Den statusklass som därmed erhålls översätts till motsvarande potentialklass.

Detta ska sedan resultera i:

- bestämmandet av kvalitetskrav för den specifika vattenförekomsten (se figur 3.6).
- information om hur potentialen för de relevanta kvalitetsfaktorerna ligger till i förhållande till miljökvalitetsnormen.

Enligt 4 kap 2 § VFF får inte tillståndet försämras i någon vattenförekomst. För de vattenförekomster som har klassificerats till maximal ekologisk potential bestäms kvalitetskravet därför till gränsen mellan maximal och god potential. För de vattenförekomster som klassificerats till god ekologisk potential eller sämre bestäms kvalitetskravet till gränsen mellan god och måttlig potential (figur 3.6).



Figur 3.6. Utgångsläge för kvalitetskrav. Vattenförekomster som idag klassificeras som maximal ekologisk potential får inte försämras till någon lägre potential. Det som idag klassificeras som god eller lägre ekologisk potential ska bibehållas som god ekologisk potential eller förbättras till att nå god ekologisk potential senast år 2015. Eventuella undantag kan dock påverka den slutliga normsättningen.

För ett kraftigt modifierat eller konstgjort vatten bedöms gränsen mellan maximal och god potential genom att fastställa de biologiska förhållanden som råder när den enda påverkan är den som härstammar från en förändrad hydromorfologi (förorsakad av den verksamhet som motiverat klassificeringen). Innan gränsen bestäms ska dock sådana förhållanden som förväntas, efter att alla mildrande åtgärder vidtagits, ha identifierats. Som mildrande åtgärder räknas sådana åtgärder som inte har betydande negativ effekt på ändamålet för modifieringen. Gränsen mellan god och måttlig potential bestäms sedan genom att bedöma vad en liten avvikelse av de biologiska kvalitetsfaktorerna från maximal potential får för effekt. Därefter fastställs de biologiska förhållanden som bedöms råda efter att denna avvikelse gjorts.

Se FS 2 kap. 4-5 §§

3.4.2 Vägledning från EU

Hur klassificering av potential kan gå till har beskrivits i två vägledningsdokument från EU (se avsnitt 3.3.2.2 för fullständig referens). I det första vägledningsdokumentet, här kallat CIS-metoden, utförs denna genom att den kraftigt modifierade eller konstgjorda vattenförekomsten jämförs med närmast jämförbara naturliga vattenförekomst som är opåverkad och som tillhör samma kategori och typ. Om en sådan vattenförekomst inte finns tillgänglig får en jämförbar modifierad vattenförekomst som klassificerats till maximal ekologisk potential användas som jämförelse. På så vis tas referensvärden fram för aktuella parametrar som sedan tillämpas på den modifierade vattenförekomsten vid klassificering av ekologisk potential.

Som ett alternativ till CIS-metoden finns den så kallade ECOSTAT-metoden som togs fram på grund av att metoden i CIS-metoden av flera länder ansågs svåranvänd. Här bedöms gränsen mellan maximal och god potential genom att man bedömer de ekologiska förhållanden som skulle följa av att ”alla mildrande åtgärder” vidtogs. Dessa mildrande åtgärder ska ge en ekologisk förbättring utan att de innebär någon betydande negativ effekt på verksamheten som gett upphov till modifieringen, eller miljön i stort. I kommande vägledning om konstgjorda och kraftigt modifierade vatten berörs närmare frågor om begreppet ”betydande negativ

påverkan" och om mildrande åtgärder. Tills vidare finns endast den text som är skriven i 4 kap 9-13 §§ VFF och en teknisk rapport med fallstudier från EU[16]. Gränsen mellan god och måttlig ekologisk potential bedöms i ECOSTAT-metoden genom att uppskatta de förhållanden som följer av att man endast vidtar de åtgärder som har betydande ekologisk effekt. Med andra ord, utesluter de åtgärder som endast anses ge ringa ekologisk effekt. Bedömningen av vilka åtgärder som får anses som ekologiskt betydande måste göras från fall till fall genom en expertbedömning (se avsnitt 3.4.3.3) för mer om ekologiskt betydande åtgärder.

3.4.3 Vägledning vid klassificering av och bestämmande av kvalitetskrav för ekologisk potential

Den vägledning som beskrivs i denna handbok i syfte att bedöma potential utgår från de delar av CIS- och ECOSTAT metoderna som Naturvårdsverket bedömt vara genomförbara i nuläget. Som ett stöd i detta arbete finns ytterligare ett vägledningsmaterial från EU med titeln Toolbox on identification and designation of artificial and heavily modified water bodies[17]. Vägledningsmaterialet som är framtaget i syfte att konkretisera EU-vägledning nr 4 ger förslag på olika metoder att bestämma maximal och god potential utifrån såväl CIS- som ECOSTAT metoderna, samt för olika situationer och olika kategorier av vattenförekomster. I vägledningen ges även exempel på redan vidtagna åtgärder i form av fallstudier med resonemang kring fördelar och nackdelar.

3.4.3.1 SAMTLIGA RELEVANTA PARAMETRAR SKA BEDÖMAS

Oavsett om vattenförekomsten enbart är påverkad av den hydromorfologiska modifieringen eller om den även är utsatt för annan påverkan ska vattenmyndigheten alltid klassificera ekologisk potential (figur 3.7). Detta innebär att även de kvalitetsfaktorer som inte påverkas av modifieringen är viktiga att klassificera i syfte att säkerställa om det föreligger någon annan påverkan, samt avgöra vilka kvalitetsfaktorer som uppvisar sämst tillstånd enligt principen "sämst styr". Först därefter kan det kvalitetskrav som ska gälla för en vattenförekomst anges. Beträffande de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna kommer principen "sämst styr" i många fall även gälla på parameternivå eftersom parametrarna indikerar olika påverkanstryck. Vad som gäller för respektive hydromorfologisk kvalitetsfaktor beskrivs närmare i respektive avsnitt om dessa i bilaga C.

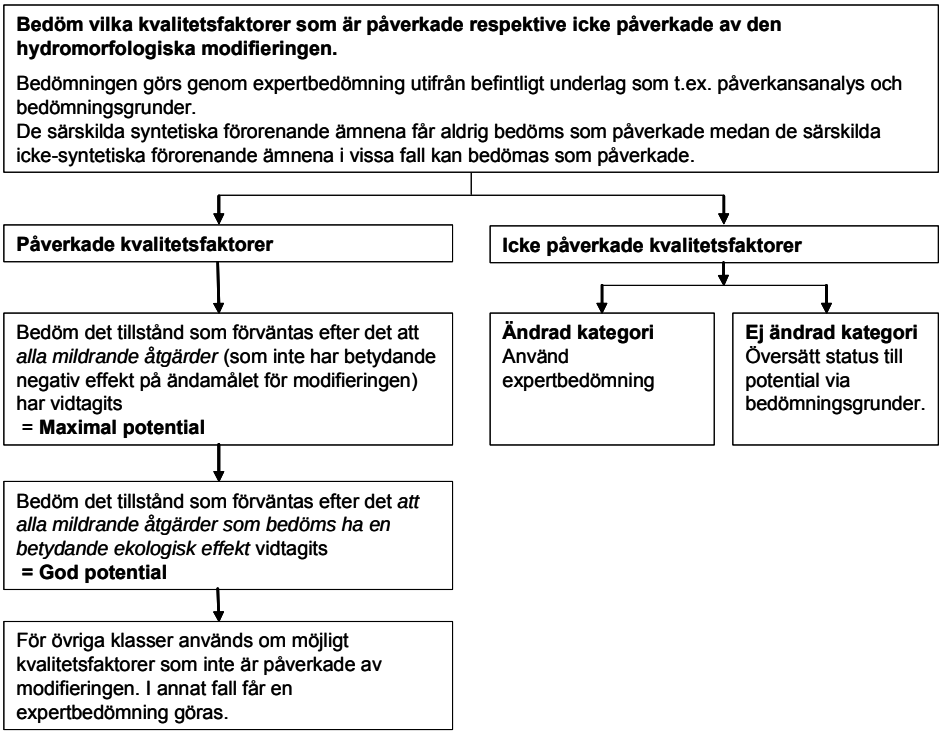
3.4.3.2 RÄTT KATEGORI

För kraftigt modifierade vatten måste en bedömning även göras om modifieringen resulterat i att vattenförekomsten ändrat kategori eller inte. Ett exempel på en vattenförekomst som trots modifiering inte ändrat kategori kan t.ex. utgöras av ett

[16] WFD and hydromorphological pressure, Technical report, Case studies, Potentially relevant to the improvement of ecological status/ potential by restoration/ mitigation measures. Separate Document of the Technical Report, November 2006.

[17] European Commission (2003). Toolbox on identification and designation of artificial and heavily modified water bodies

vattendrag som efteråt fortfarande kan anses likna ett vattendrag. Ett motsvarande exempel på en vattenförekomst som däremot ändrat kategori kan utgöras av ett vattendrag som efter modifiering mest påminner om en sjö. Här måste även en bedömning göras om kvalitetsfaktorerna antagit ett nytt jämviktsläge enligt den nya kategorin. Om vattenförekomsten inte kan hänföras till en kategori eller typ enligt bedömningsgrunder kan inga parametrar statusklassificeras utifrån bedömningsgrunderna. Frågan om ett nytt jämviktsläge antagits eller inte är givetvis en svår bedömning och måste göras i form av en expertbedömning. En förutsättning är att ekologin med tiden bedöms ha anpassats så att kvalitetsfaktorerna i princip motsvarar de som skulle kunna förväntas i en naturlig vattenförekomst som är i samma kategori. Detta inträffar dock inte alltid även om det hunnit gå lång tid sedan vattenförekomsten ändrade kategori. Tvärtom tycks till exempel flödesregleringen i kraftverks- och regleringsmagasin fungera som en konstant störning på strändernas biodiversitet även på längre sikt. I en större studie av strandvegetation på reglerade stränder i norra Sverige kunde t.ex. inga tecken på långsiktig återhämtning i artrikedom upptäckas[18].



Figur 3.7. Övergripande schema för klassificering av kraftigt modifierade och konstgjorda vatten.

[18] Nilsson, C., R. Jansson & U. Zinko. 1997. Long-Term Responses of River-Margin vegetation to Water-Level regulation. *Science* 276:798-800.

3.4.3.3 ARBETSSÄTT FÖR ATT KLASSIFICERA POTENTIAL OCH BESTÄMMA KVALITETSKRAV

Nedan föreslås en arbetsmetod för att klassificera potential och bestämma kvalitetskrav för kraftigt modifierade och konstgjorda vatten.

Steg 1: Bedöm vilka kvalitetsfaktorer som är respektive inte är påverkade av den hydromorfologiska modifieringen.

Klassificering av de kvalitetsfaktorer som är påverkade av den hydromorfologiska modifieringen

Vid klassificering av potential för de kvalitetsfaktorer som är påverkade av den hydromorfologiska modifieringen finns det inga nationella bedömningsgrunder framtagna. Detta beror på att varje vattenförekomst skulle komma att kräva en för vattenförekomsten specifik och skräddarsydd bedömningsgrund. I det nedanstående anges ett förslag på hur en sådan bedömningsgrund skulle kunna tas fram.

Steg 2: Upprätta en bedömningsgrund för relevanta kvalitetsfaktorer

Nedanstående bedömningar bör givetvis göras på sådana kvalitetsfaktorer som anses relevanta och möjliga att följa upp. De kvalitetsfaktorer som finns upptagna i bedömningsgrunder för status (för den kategori och typ som närmast liknar den kraftigt modifierade vattenförekomsten) kan i detta syfte användas som en första rekommendation över tänkbara kvalitetsfaktorer. I många fall kan dock inte den förändrade hydromorfologin kopplas till någon av dessa kvalitetsfaktorer och det kan därför även vara aktuellt att identifiera andra kvalitetsfaktorer. Om modifieringen består av ett vandringshinder kan exempelvis antalet fiskarter vara en alternativ istället för den framtagna bedömningsgrunden för fisk som består av ett index där effekten av modifieringen inte alltid fångas upp.

Även om varje bedömning är unik för respektive vattenförekomst kan det vara en god idé att vattenmyndigheterna samlar sina klassificeringar i en gemensam databas för att senare kunna dra nytta av varandras erfarenheter då de i många fall kommer att ställas inför likartade bedömningssituationer.

Steg 3: Maximal potential

Gränsen mellan maximal och god potential utgörs av ett tillstånd då alla mildrande åtgärder som inte ger en betydande negativ effekt på ändamålet för modifieringen vidtagits. Speciellt gäller detta för vattenlevande organismers vandring och lämpliga lekplatser och reproduktionsområden. Nästa steg blir följaktligen att sammanställa sådana åtgärder. Det är i detta sammanhang endast hydromorfologiska åtgärder som ska beaktas. Utifrån sammanställningen görs sedan en bedömning av vilken sammanlagd effekt ”alla mildrande åtgärder” skulle få på ekologin om de genomfördes. Denna bedömning får utföras i form av en expertbedömning med stöd av befintlig kunskap, bedömningsgrunder, modellering eller annat relevant underlag. I bedömningen kan t.ex. andra vattenförekomster i samma kategori, som är hydromorfologiskt opåverkade (eller uppvisar maximal ekologisk potential) vara

Se FS
2 kap. 5 §

ett stöd och ge en uppfattning om vilket tillstånd som kan förväntas för de kvalitetsfaktorer som kan anses vara relevanta.

Det anses inte vara möjligt att ge en standarddefinition på vad en betydande negativ effekt på ändamålet för modifieringen skulle innebära eftersom vad som är betydande kommer att variera från fall till fall. Det handlar följaktligen om att för varje tillfälle bedöma vilka åtgärder som kan krävas utan att riskera att ändamålet för modifieringen inte kan uppfyllas. Grundtanken är att t.ex. en hamn efter mildrande åtgärder vidtagits även fortsättningsvis ska kunna användas som en hamn, en invallning ska fortfarande skydda mot översvämning och ett skyddat område fortfarande ska kunna hysa de biologiska värden som var anledningen till att det skyddades.

Som stöd för vilka åtgärder som skulle kunna omfattas av begreppet mildrande åtgärder kan rapporten WFD and hydromorphological pressure[19], som tagits fram av en arbetsgrupp inom EU, användas. I rapporten listas fallstudier och potentiellt relevanta åtgärder. Här anges även vad åtgärderna kostar, dess betydelse för ändamålet med modifieringen samt för ekologin. Rapporten kommer att finnas tillgänglig på Naturvårdsverkets hemsida.

Om åtgärderna i verkligheten har en negativ effekt på ändamålet för modifieringen eller inte bör bedömas utifrån ett helhetsperspektiv, där den sammantagna effekten av alla åtgärder som inte har en betydande negativ effekt på ändamålet i en specifik vattenförekomst bedöms.

Steg 4: God potential

I syfte att bestämma gränsen mellan god och måttlig potential kan alla åtgärder som har ”betydande ekologisk effekt” sammanställas.

Se FS 2 kap. 5 §

Utifrån sammanställningen görs sedan en bedömning av vilken effekt ”alla ekologiskt betydande åtgärder” skulle få på ekologin om de genomfördes. Denna bedömning får utföras i form av en expertbedömning med stöd av befintlig kunskap såsom bedömningsgrunder, modellering eller annat relevant underlag. Även här kan rapporten som nämns i steg 3 (WFD and hydromorphological pressure) fungera som ett bra underlag. Det är i sammanhanget viktigt att tänka på att en och samma åtgärd kan ge en betydande ekologisk effekt i en vattenförekomst men inte i ett annan. Vad som verkligen är betydande måste alltså avgöras från fall till fall.

Ovanstående bedömning görs på kvalitetsfaktorer som anses relevanta och möjliga att följa upp. Bedömningsgrunder för status (för den kategori och typ som närmast liknar den kraftigt modifierade vattenförekomsten) kan användas som en första rekommendation över tänkbara kvalitetsfaktorer. Precis som i steg 3 kan det i många fall vara svårt att koppla den förändrade hydromorfologin till någon av dessa kvalitetsfaktorer och det kan därför även vara aktuellt att identifiera andra kvalitetsfaktorer.

[19] WFD and hydromorphological pressure, Technical report, Case studies, Potentially relevant to the improvement of ecological status/ potential by restoration/ mitigation measures. Separate Document of the Technical Report, November 2006.

De förhållanden som bedöms bli ett resultat av ovanstående åtgärder ger gränsen mellan god och måttlig för de kvalitetsfaktorer som är påverkade av den förändrade hydromorfologin.

Steg 5: Måttlig, otillfredsställande och dålig potential
Gränserna mellan dessa klasser kan i detta förslag till arbetsgång motsvaras av samma klassgränser som gäller för de nationella bedömningsgrunderna, vilka används vid statusklassificeringen, om dessa är tillämpliga (se även steg 9).

Steg 6: Jämför det observerade eller uppskattade tillståndet med de bedömningsgrunder som upprättats enligt steg 3, 4 och 5.
För att klassificera en vattenförekomst till maximal potential får man jämföra det uppmätta, eller på annat vis uppskattade, tillståndet med det tillstånd som skulle bli följden efter det att ”alla mildrande åtgärder” var vidtagna (steg 3).

För att klassificera en vattenförekomst till god potential får man jämföra det uppmätta eller på annat vis uppskattade tillståndet med det tillstånd som skulle bli följden efter det att alla ”ekologiskt betydande åtgärder” var vidtagna (steg 4).

För att klassificera en vattenförekomst till någon av de lägre klasserna, måttlig, otillfredsställande och dålig potential, kan tillämpliga bedömningsgrunder användas vid jämförelsen av det uppmätta eller på annat vis uppskattade tillståndet (steg 5). Alternativt kan en expertbedömning utföras.

Klassificering av kvalitetsfaktorer som inte är påverkade av den hydromorfologiska modifieringen

Steg 7: Vattenförekomster som trots modifiering inte ändrat kategori eller ändrat kategori men antagit ett nytt jämviktsläge.
De kvalitetsfaktorer som inte bedöms vara påverkade av en förändrad hydromorfologi klassificeras med hjälp av bedömningsgrunder för den kategori som bäst stämmer överens med det kraftigt modifierade eller konstgjorda vattnet. Den statusklass som därmed erhålls ersätts av motsvarande potentialklass. Vid klassificeringen används i övrigt samma förfarande som anges i avsnitt 3.2.

Se FS
2 kap. 4 §

Steg 8: Vattenförekomster som ändrat kategori på grund av en modifiering men ännu inte hunnit inta ett nytt jämviktsläge.
För de kvalitetsfaktorer som inte bedöms vara påverkade av en förändrad hydromorfologi görs en expertbedömning av potentialen utifrån tillgänglig kunskap om tillstånd och påverkan (påverkansanalys) för att bestämma potentialen.

Bestämmande av kvalitetskrav för ekologisk potential

Steg 9: Bestämmande av kvalitetskrav
Den sämsta klassen som identifierats med hjälp av antingen åtgärder eller de opåverkade kvalitetsfaktorerna används sedan för att bestämma kvalitetskravet för vattenförekomsten (enligt principen ”sämst styr”) till maximal eller god ekologisk potential.

Om alla kvalitetsfaktorer klassificerats till maximal potential bestäms kvalitetskravet till maximal ekologisk potential.

Om den sämsta kvalitetsfaktorn klassificerats till god potential eller sämre bestäms kvalitetskravet till god ekologisk potential.

God ekologisk potential kan betraktas som uppnådd när:

- alla kvalitetsfaktorer som inte är påverkade av modifieringen uppnått god potential

och

- ekologiska förhållanden, för kvalitetsfaktorer som är påverkade av modifieringen, endast uppvisar mindre förändringar jämfört med de värden som föreligger vid gränsen mellan maximal och god potential.

3.4.4 Konstgjorda vatten

Potentialen för ett konstgjort vatten kan i princip klassificeras på samma sätt som potentialen för ett kraftigt modifierat vatten. Eftersom det tidigare inte funnits någon vattenförekomst alls i dessa fall finns heller inga referensvärden för den konstgjorda vattenförekomsten. Det kan exempelvis vara frågan om en grävd damm eller kanal på en plats där det tidigare inte funnits någon vattenförekomst av betydelse. Det blir därmed svårt att identifiera en lämplig kategori och typ som det finns framtagna bedömningsgrunder för, vilket i sin tur innebär att bedömningsgrunder måste användas med stor försiktighet och att det i många fall kommer att behöva utföras en ren expertbedömning.

3.4.5 När vattenförekomsten blir föremål för undantag

Om god ekologisk potential inte kan uppnås enligt 4:e kap. 9–11 §§ VFF kan vattenförekomsten på samma grunder som ett naturligt vatten istället bli föremål för undantag som tidsfrist eller bestämmas som ett vatten med ”mindre stränga kvalitetskrav”. I nuläget finns ingen vägledningstext om bestämmandet av miljökvalitetsnormer beträffande undantagen och tills vidare hänvisas därför till 4 kap. 9-13 §§ VFF samt kommande vägledning om undantag.

4 Statusklassificering – en fördjupning

4.1 Statusklassificering enligt bedömningsgrunder på parameternivå

4.1.1 Rimlighetsbedömning

4.1.1.1 RIMLIGHETSBEDÖMNING – EN ARBETSGÅNG

Klassificeringar av ekologisk status ska normalt helst göras på underlag för flera år (medelvärde, median eller liknande) för att betydelsen av enstaka år ska minska. Detta varierar dock mellan olika bedömningsgrunder och lämpliga mätintervall ges i bilaga A-C under respektive bedömningsgrund. Trots detta är det viktigt att man vid utvärderingen inte bara undersöker och rimlighetsbedömer slutresultatet, utan även resultat för de enskilda åren. Detta görs för att säkerställa att inga extrema händelser påverkar klassificeringen så att den blir felaktig. Hydrologiskt kraftigt avvikande perioder och enstaka punktutsläpp är exempel på sådana extrema händelser. Meteorologiska svängningar i klimat är ett annat exempel på en mer långsam ”extrem” händelse, vilket genom dess påverkan under en längre tid kan driva både den fysikalisk-kemiska och biologiska sammansättningen. Det senare avser man att justera genom revisioner av referensvärden. När en klassificering avviker från vad man anser är rimligt bör en rimlighetsbedömning göras.

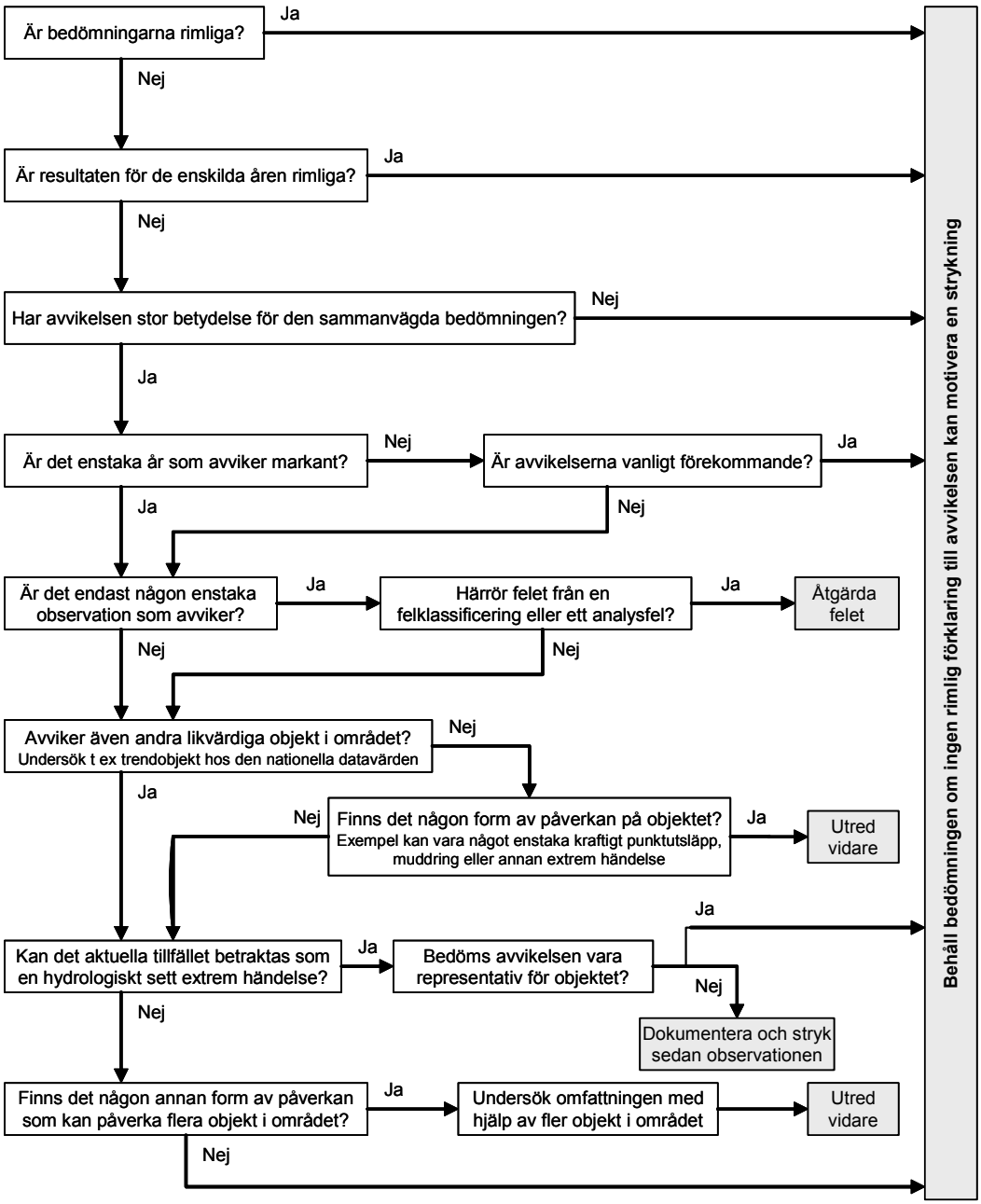
Se FS 2 kap. 9 §

Förslag till arbetsgång vid rimlighetsbedömningar ges i figur 4.1. När man ligger nära en klassgräns som kräver åtgärder och resultatet gör att objektet riskerar att byta klasstillhörighet är det extra viktigt att göra rimlighetsbedömningar av erhållna klassificeringar. I rimlighetsbedömningen ingår dels att man undersöker om det är enstaka observationer eller år som avviker från det förväntade och dels att man jämför resultatet med t.ex. närliggande trendobjekt inom den nationella miljöövervakningen. Vid en sådan jämförelse kommer förhoppningsvis enstaka avvikande observationer fram som beror på analysfel, inmatningsfel eller felklassificeringar och andra icke representativa värden. Dessa avvikande observationer kan då eventuellt uteslutas om en bra motivering finns.

Se AR till 2 kap. 9 §

När man har klargjort att avvikelserna är korrekta är nästa steg att ta reda på om andra jämförbara objekt i området har liknande avvikelser. Jämförbara objekt kan t.ex. vara närliggande sjöar, vattendrag eller kustvatten, som i första hand är av samma typ som det aktuella objektet. Om inga andra objekt i närheten uppvisar samma avvikelser är det lämpligt att undersöka om det finns någon lokal påverkan, exempelvis punktutsläpp, som kan ha orsakat avvikelsen. När andra objekt i området uppvisar samma tendens är det däremot rimligt att anta någon mer storskalig påverkan är orsaken och då bör man, baserat på om det är en naturlig eller antropogen förändring, ta ställning till om observationen eller årsresultatet kan exkluderas ur klassificeringen på grund av detta. En storskalig påverkan med antropogent ursprung kan t.ex. vara atmosfärisk deposition av försurande ämnen eller miljögif-

ter. En storskalig påverkan med ursprung i naturliga händelser kan t.ex. vara onormalt stor eller liten nederbörd, vilket har stor påverkan på inlandsvatten. Det bör dock observeras att komplexa samband ofta styr hur material transporteras från land till vatten och för detta kan bland annat förhållandena innan den extrema vädersituationen vara avgörande. En längre tids torr väderlek kan t.ex. orsaka en upplagring av organiskt material i tillrinningsområdet, vilket sedan sköljs ut i sjöar och vattendrag när det börjar regna. Om en högflödesperiod däremot pågår under en längre tid minskar istället mängden organiskt material på grund av urtvättningen, vilket innebär att halterna i vattnet kan bli lägre än normalt.



Figur 4.1. Ett flödesschema som beskriver rimlighetsbedömning vid klassificering av status.

4.1.1.2 RIMLIGHETSBEDÖMNING – ORSAK TILL AVVIKELSER

När en rimlighetsbedömning ska göras är det lämpligt att både biotiska och abiotiska omständigheter beaktas. Ofta kan det vara enklast att börja med abiotiska omständigheter, såsom meterologiska eller hydrologiska faktorer. Vissa år kan lokala eller regionala extrema händelser leda till avvikelser från förväntade värden för en parameter. Det finns olika orsaker till sådana händelser och nedan finns några exempel angivna.

Exempel på meterologiska eller hydrologiska faktorer som kan vara orsak till avvikelser:

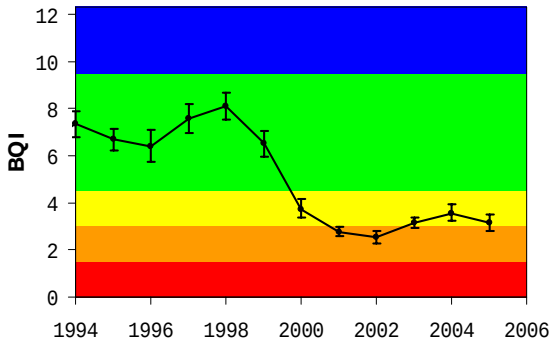
- Temperatur – kan påverka på många olika sätt; extrema temperaturer kan t.ex. slå ut arter.
- När på året en årstid börjar – kan t.ex. påverka omfattningen och sammansättningen av vårblomningen.
- Nederbörd – kraftiga regn med påföljande vattenflödesförändringar, transport av sediment, sedimentation och salinitetsförändringar kan påverka artsammansättning genom att gynna eller missgynna olika arter. Dessutom påverkas ofta närsaltshalter av ökad eller minskad avrinning.
- Vind – med t.ex. storm- eller kulingfrekvens kan leda till grumling av vattnet och utbyte av vattenmassor, vilket i sin tur både kan förbättra, genom förbättrad syresituation, och försämra, genom ökad sedimentation och sedimentpålagring.
- Strömmar – kan kopplas ihop med bland annat vind och t.ex. ge storskaliga saltvatteninbrott genom vattenutbyte med utsjön. Dessa vattenutbyten är ofta positiva då de ger en förbättring av syresituation i bottenvattnet, men kan också innebära en ökad sedimentation eller sedimentpålagring, vilket i sin tur kan inverka negativt på en del växter och djur. Strömmar kan också ackumulera och transportera algblomningar från utsjön till kustområdena.
- Vattenstånd – extrema vattenståndsförändringar kan leda till ökad utlakning av närsalter, ökad grumling och utslagning av grunt levande arter.
- Kraftigt istäcke eller skav från stora ismassor – kan leda till utslagning av fleråriga fastsittande växter.

När fysikalisk-kemiska och biologiska kvalitetsfaktorer klassificeras kan responsen på ovanstående förändringar se ut på olika sätt beroende på vilka parametrar som klassificeras. Olika kvalitetsfaktorer kan reagera olika snabbt på miljöförändringar. Exempelvis har fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer ofta mycket kort responstid, medan växtplankton svarar inom tidsramen veckor, och makrovegetation och bottenfauna har en långsammare respons, vilket integrerar händelser över längre tid, till och med över flera år. Det som en växtplanktonart uppfattar som en extrem händelse kanske inte alls påverkar t.ex. en makrovegetationsart. Olika arter har dessutom olika förmåga att tolerera extrema händelser och exempelvis kan vissa bottenfaunaarter till och med överleva syrebrist under kortare perioder.

När biotiska faktorer ska beaktas handlar det ofta om sekundära effekter som många gånger är orsakade av mänskliga aktiviteter. Sådana faktorer fångas sällan av övervakning och kan dessutom ofta vara svåra att konstatera. Ett exempel på detta kan vara massförekomst av alger, som kan bestå av t.ex. giftiga växtplankton och lösdrivande makroalger, vilket kan leda till tillfällig lokal syrebrist. Detta kan påverka artsammansättning hos t.ex. bottenfauna eller vegetation genom att vissa arter slås ut. Ett annat exempel, med en mer direkt antropogen orsak, kan vissa trofiska förändringar vara. Om alla rovfiskar fiskas ut kan detta resultera i storskaliga förändringar i trofisk struktur och leda till förändringar i artsammansättning hos t.ex. fytoplankton eller bottenfauna. Ramdirektivet för vatten ska dock inte omfatta påverkan av fiske annat än om det är fysiska skador på habitat och liknande. Detta innebär att om fisket lett till att fisksamhällets struktur ändrats, så ska referensvärdet ändras utifrån de nya förhållandena. Motsvarande gäller också för antropogent orsakade klimatförändringar. Fiske och klimat ska hanteras av andra politikområden inom EG-lagstiftningen.

Om en avvikelse eller icke rimligt värde kan förklaras med någon av ovanstående abiotiska eller biotiska faktorer kan det uteslutas i statusklassificeringen, men det ska ändå behållas och dokumenteras för eventuell framtida analys. Värden får alltså inte raderas bara för att de är avvikande. Om ett avvikande värde inte går att förklara med något av ovanstående ska det ändå behållas för att orsaken ska kunna utredas. Man kan räkna med att återhämtning från en avvikelse kan ta flera år och påverkan på en statusklassificering kan vara betydande under flera år.

Trots att man tror sig ha hittat en orsak till en avvikelse eller en kraftig förändring i en parameter kan det vara svårt att belägga denna orsak. Som ett exempel kan nämnas den kraftiga nedgången av, den vanligtvis dominerande, vitmärlan (*Monoporeia affinis*) som skedde längs norrlandskusten under slutet av 1990-talet och början av 2000-talet (figur 4.2). Det finns flera hypoteser till nedgångens orsak och de flesta grundar sig på förändringar i temperatur eller nederbörd. Återhämtningen är långsam och beräknas enligt en modellberäkning ta minst sju år. Genom att jämföra fleråriga data från norrlandskusten med tidsserier från t.ex. trendområden skulle dock en sådan storskalig förändring kunna filtreras bort.



Figur 4.2. Förändringar i bottenfaunaindexet BQI i Örefjärden. Spridningsmått anger 60%-konfidensintervall enligt bedömningsgrund, klassificering sker med nedre gräns. Index beräknat på data från 18 stationer (1994 11 stationer). Redan år 2000 har den dominerande arten *Monoporeia affinis* minskat kraftigt, vilket ger en kraftig minskning i BQI då *M.affinis* är klassificerad som en känslig art. Återhämningen har inte kommit igång ordentligt sedan dess.

4.1.2 Osäkerhetsbedömning

Med fler mätningar får man normalt en säkrare klassificering av parametern och man kan skatta dess spridning (standardavvikelse) och osäkerheten hos medelvärdet (standardfelet) i den aktuella vattenförekomsten. I de fall då bara data från ett år finns tillgängligt kan det fasta värdet för metodbunden osäkerhet (standardavvikelsen) för respektive parameter och typ användas med försiktighet. I de fall detta finns beräknat anges det för respektive bedömningsgrund i bilaga A, B och C. Standardavvikelsen ger ett mått på hur osäker klassificeringen är. I de fall då ett osäkerhetsintervall kring den ekologiska kvalitetskvoten (EK) 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 bör göras, vilket finns beskrivet i föregående avsnitt 4.1.1.2. Se vidare under respektive bedömningsgrund i bilaga A-C.

Se AR till 2 kap. 9 §

4.1.2.1 OSÄKERHETER I KLASSIFICERING AV EKOLOGISK STATUS

Konfidens och precision enligt direktivet

Klassificering av ekologisk status är ett viktigt moment i genomförandet av ramdirektivet för vatten. Enligt punkt 1.4.1.3, bilaga V i ramdirektivet för vatten föreskrivs t.ex. följande:

> ”Varje medlemsstat skall för varje ytvattenkategori dela in skalan för de ekologiska kvalitetskvoterna i övervakningssystemet i fem klasser, från hög till dålig ekologisk status, enligt definitionen i avsnitt 1.2, genom att tilldela varje klassgräns ett numeriskt värde.”

Dessutom föreskriver direktivet i avsnitt 1.3 att varje medlemsstat ska informera om den konfidens och precision de nationella övervakningsprogrammen ger:

> ”Medlemsstaterna skall övervaka parametrar som indikerar statusen för varje relevant kvalitetsfaktor. I valet av parametrar för biologiska kvalitetsfaktorer skall medlemsstaterna fastställa den lämpliga nivå för artsammansättningar som krävs för att uppnå adekvat tillförlitlighet och noggrannhet i klassificeringen av kvalitetsfaktorerna. Förvaltningsplanen skall innehålla uppskattningar av konfidens- och noggrannhetsnivån för de resultat som erhålls genom övervakningsprogrammen.”

Hög osäkerhet och låg precision kan resultera i en risk för felklassificering och ett antal steg bör övervägas för att minska denna risk. Osäkerheten i en klassificering kan tydliggöras genom att man skattar osäkerheten hos de kvalitetsfaktorer som används i statusklassificeringen av vattenförekomsten, redovisade som t.ex. uppmätt ekologisk kvot (EK) ± x % osäkerhet (standardfel). Om osäkerheten är stor och därmed ger en otillfredsställande klassificering är det lämpligt att man vidtar åtgärder för att minska osäkerheten genom:

- insamling av mer data (ökad övervakning),
- bättre övervakningsdesign (t.ex. stratifierad provtagning) eller modellering,
- användning av flera kvalitetsfaktorer som visar liknade respons; och/eller,

Se AR till 2 kap. 9 §

- minskning av antalet kvalitetsfaktorer som används i klassificering av vattenförekomsten, det vill säga uteslutning av kvalitetsfaktorer som visar hög osäkerhet och låg precision.

Osäkerhet i skattningen av en parameter

Varje tillståndsskattning som baseras på insamlade data är behäftad med ett antal källor till osäkerhet. Det är väl känt att rutiner både i fält (t.ex. provtagningssäsong, metod, val av habitat) och på laboratorier (t.ex. sortering, artbestämning, räkning, inmatning) innehåller osäkerhetsmoment som senare kan påverka en klassificering. För att minska mängden eller åtminstone få kännedom om risken för felklassificering som kan bero på osäkerhet bör därför dessa felkällor kvantifieras och beaktas när en klassificering ska göras.

Exempel på orsaker till osäkerhet:

Provinsamling
Personbunden variation, det vill säga variation mellan olika personer kan vara viktig att ta hänsyn till. Olika personer kan göra på olika sätt, trots att de anser sig följa en och samma metod. Precisionen i en provtagningsmetod beror på antalet prov, antal och typ av habitat eller den totala area som har provtagits.

Provhantering och analys
Flera moment i provhantering eller förberedelse kan leda till ökad osäkerhet. Exempel på moment kan innehålla osäkerhet är subsampling vid sortering av prov, artbestämning, räkning och inmatning av data.

Naturlig rumslig och temporal variation
Inom varje lokal finns variation som är både rumslig (mellan prover tagna samtidigt, t.ex. inom ett habitat) och tidsmässig (mellan prover tagna vid olika provtagningar, t.ex. mellanårsvariation) som inte är kopplad till mänsklig påverkan. Den rumsliga variationen (spatial heterogenitet) påverkar utbredningen av arter. Denna variation beror ofta på skalan, det vill säga avståndet mellan provpunkterna.

Påverkansvariation
Miljöövervakning syftar till att upptäcka miljöeffekter av mänsklig verksamhet, så kallad ”påverkansvariation”. Påverkansvariation kan snabbt ändras om den påverkande mänskliga verksamheten förändras.

Konfidensintervall

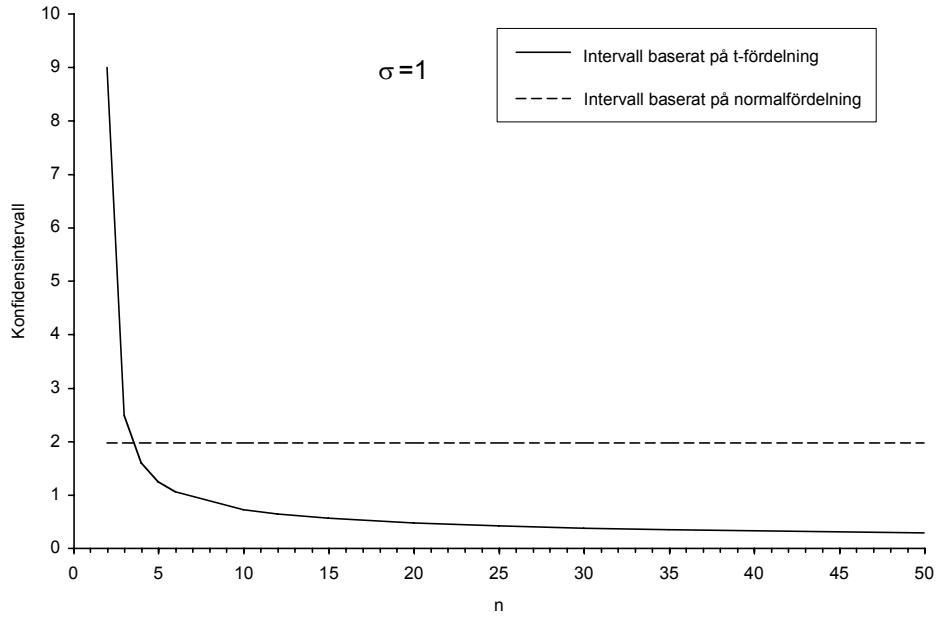
Osäkerhet i provinsamling och hantering, och även till viss mån naturlig variation, bör minskas så mycket som möjligt för att öka chansen att kunna upptäcka en antropogen påverkan skild från den naturliga variationen. Osäkerheten som orsakas av insamling och hantering kan minskas genom noggrann standardisering av och utbildning i utförandet av fält- och labmetoder. Rumslig och tidsmässig variation kan minskas exempelvis genom stratifiering där provtagningen begränsas till en eller några typer av miljöer eller årstider.

Ett vanligt sätt att uttrycka osäkerheten hos ett skattat medelvärde är att beräkna det så kallade konfidensintervallet. Detta innebär att man beräknar ett intervall, inom vilket det sanna medelvärdet, μ, återfinns med en given säkerhet (oftast

95%). För att beräkna detta använder man sig av skattad (eller ibland) befintlig information om parameterns spridning och den så kallade t-fördelningen. Konfidensintervallet, beräknas enligt:

$$\mu = \overline{X} \pm t_{krit} * \sqrt{\frac{s^2}{n}},$$

där $\overline{X}$ = det skattade medelvärdet,
t_{krit} = det kritiska värdet för t (bestäms av osäkerhetsnivån och hur många mätningar som medelvärdet baseras på),
s^2 = den skattade variansen och n är antalet mätningar som medelvärdet baseras på,
($\sqrt{\frac{s^2}{n}}$ = det så kallade standardfelet; (se handboken för miljöövervakning för utförligare förklaringar). Detta uttryck innebär att osäkerheten hos ett skattat medelvärde minskar med ökande stickprovsstorlek (figur 4.3).



Figur 4.3. Osäkerhetsberäkningar av skattade medelvärden som baserats på olika antal stickprov med hjälp av t-fördelningen och med antagande av normalfördelning. Exemplet illustrerar osäkerheten om den sanna standardavvikelsen, σ, är 1.

För situationer där endast en mätning finns tillgänglig (ingen replikation) är det inte möjligt att beräkna ett konfidensintervall enligt ovanstående principer. För att få en uppfattning om populationens medelvärde i sådana fall krävs det att man har tidigare kunskap om hur den aktuella parametern fördelar sig och vilken spridning den kan förväntas ha. För att undvika förvirring kan det här nämnas att begreppet ”parameter” i statistiska sammanhang reserveras för egenskaper hos en fördelning såsom medelvärde och standardavvikelse. I arbetet med statusklassificering används ”parameter” i en betydelse som motsvarar begreppet ”variabel” i den statistiska litteraturen. Om man till exempel kan anta att parametern (variabeln är alltså

ett mer korrekt uttryck) är fördelad enligt en normalfördelning och under förutsättning att man har tidigare kunskap om hur mycket den varierar kan ett så kallat populationsintervall beräknas enligt:

$$\mu = X \pm z_{krit} * \sigma,$$

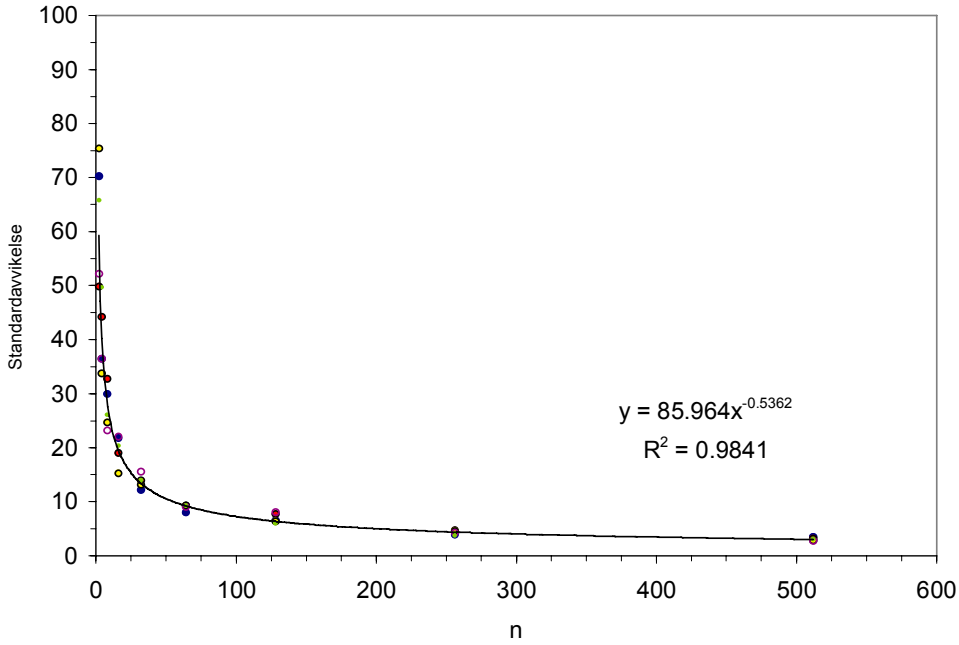
där X = det uppmätta värdet,
z_{krit} = det kritiska värdet för normalfördelningen (för ett 95% intervall är z_{krit}=1.96)
σ = den kända standardavvikelsen.

I detta uttryck ingår alltså ingen skattad information om spridning (eftersom ingen sådan är tillgänglig) och man kan alltså inte påverka precisionen i medelvärdet (figur 4.3).

Notera att vid små stickprovsstorlekar (n<4) förefaller konfidensintervallet snävare för den senare metoden. Detta kan förefalla motsägelsefullt eftersom två och tre replikat trots allt är fler än ett och därför borde ge bättre precision. Det är dock viktigt att komma ihåg att denna ”förbättring” endast kan åstadkommas om antagandet om normalfördelning håller och om man har tillgång till en god skattning av populationens spridning. Notera också att den första metoden är den enda som erbjuder möjligheter att påverka precisionen. Vid stickprovsstorlekar på n≥4 är således den förväntade precisionen bättre med metoden som baseras på t-fördelningen jämfört med normalfördelningen (figur 4.3).

I strikt mening är normalfördelningen endast tillämplig om man har kännedom om populationens ”sanna” spridning, det vill säga σ (jämför den skattade varianten *s* i metoden med t-fördelningen). I takt med att antalet mätningar ökar (går mot ”oändligheten”) kan man dock säga att man närmar sig denna ouppnåeliga information och man kan i praktiken anta att man har fullständig information om populationens spridning. Frågan är dock: Hur många stickprov behövs för att man ska kunna anse att man närmar sig den ”sanna” spridningen? Genom simuleringar kan man visa att om man drar stickprov ur en normalfördelning, avviker den skattade standardavvikelsen, *s*, på ett förutsägbart sätt från den sanna, σ (figur 4.4).

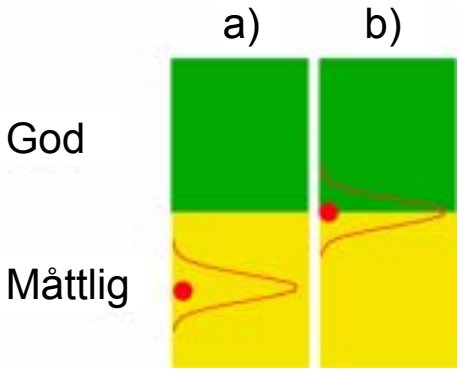
Det observerade sambandet kan användas för att illustrera att det krävs ca 70, 300 och 7000 mätningar för att uppnå 10, 5 respektive 1% avvikelse från det sanna värdet. Sett ur ett statistiskt perspektiv skulle en rekommendation kanske kunna vara att användandet av formeln för populationsintervallet bör baseras på >300 mätningar eftersom detta ger ett genomsnittligt fel på 5% och eftersom det kan ge en möjlighet att kritiskt utvärdera huruvida antagandet om normalfördelning är rimligt. Dock är en sådan rekommendation givetvis inte lämplig om man tänker på praktiska och ekonomiska aspekter, men detta ger i alla fall en indikation på att det är bra att ha många mätningar till grund när en säker klassificering ska göras.



Figur 4.4. Medelavvikelse hos en skattad standardavvikelse från en sann standardavviklelse som funktion av stickprovsstorlek, n. Olika symboler representerar simuleringar med olika standardavvikelse ($1 < \sigma < 500$).

Risk för felklassificering - osäkerhetsintervall

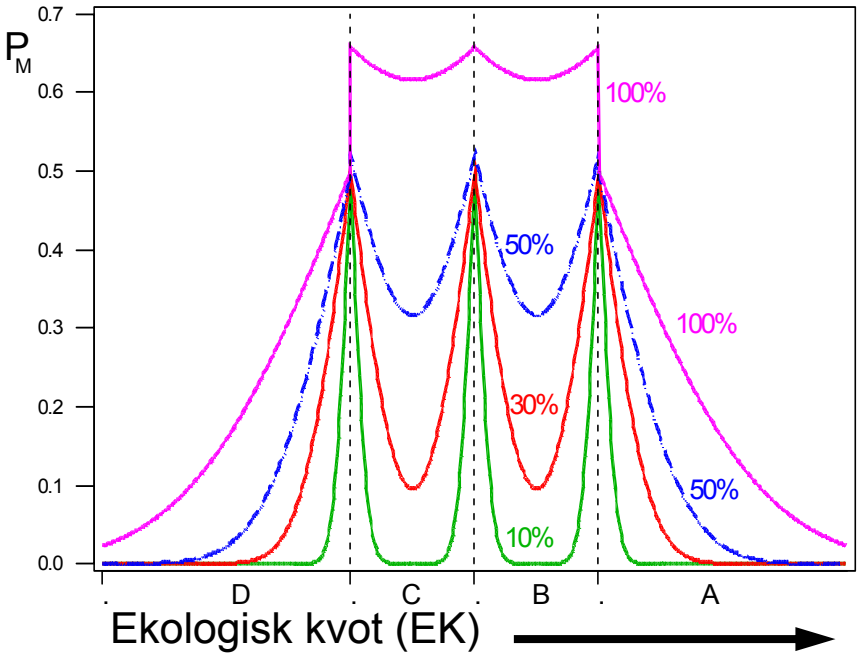
Den osäkerhet som är associerad med ett skattat värde är alltid kopplad till en viss risk att ett skattat värde hamnar i fel klass. Risken för en sådan felklassificering ökar ju närmare en klassgräns som det sanna värdet är beläget. Figur 4.5 illustrerar sannolikheten för felklassificering beroende på var ett uppmätt värde hamnar i en klass. I detta fall har det uppmätta värdet en osäkerhet på 10% av hela klassens bredd. I figur 4.5a ligger det uppmätta värdet i mitten av en ekologisk klass, vilket i detta fall, trots pålagd variation, innebär låg risk för felklassificering. I figur 4.5b ligger det uppmätta värdet däremot mitt i en gräns mellan två klasser, vilket innebär att det finns 50% risk för en felklassificering.



Figur 4.5. Exempel på hur osäkerhet och hur uppmätta värdens placering inom två klasser kan inverka på risken för felklassificering. a) Det sanna värdet ligger i mitten av en klass vilket leder till låg risk för felklassificering, b) Det sanna värdet ligger på gränsen mellan två klasser vilket leder till 50% risk för felklassificering. I båda exemplen är osäkerheten 10% av bandets (klassens) bredd.

Figur 4.6 och tabell 4.1 visar hur frekvensen av felklassificering ökar med både osäkerhet hos den uppmätta variabeln och avståndet till klassgränser. Forskning[20] har visat att sannolikheten för felklassificering ökar markant med graden av osäkerhet i mätningar, och med minskat avstånd till en klassgräns i ett klassificeringssystem. Med en standardavvikelse på t.ex. 10% av klassbredden är felklassificeringsfrekvensen för värden i mitten av en klass mellan 0% och 8% om mätvärdena är jämnt fördelade inom en klass. Om osäkerheten ökar till 50% av en klassbredd ökar felklassificeringsfrekvensen för värden i mitten av en klass till 32%, vilket innebär att ca 40% av alla bedömningar felklassificeras till en klass antingen över eller under klassgränsen (tabell 4.1).

[20] Clarke R. 2000. Uncertainty in estimates of biological quality based on RIVPACS. pp 39-54, In: J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, and M.T. Furse (eds). Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.



Figur 4.6. Simulerad sannolikhet för felklassificering (P_M) vid olika stor spridning (SD). Klasserna A-D är endast hypotetiska exempel på EK-klasser (efter Clarke 2000[21]).

Tabell 4.1. Den förväntade andelen felklassificeringar (P_M) vid 10%, 30%, 50% och 100% variation (% ESD = osäkerhet SD som % av klassbredd). Enligt Clarke (2000).

% ESD	P_M (medelvärde)	Range
10%	8%	0 - 50%
30%	24%	10 - 50%
50%	39%	32 - 52%
100%	63%	62 - 66%

I tabell 4.2 visas ett hypotetiskt exempel på klassificering av en vattenförekomst. I exemplet är sannolikheten för att vattenförekomsten klassificeras som god eller högre ekologisk status 70% (60+10), samtidigt som sannolikheten för att samma objekt kan höra till en lägre klass, det vill säga måttlig eller sämre, 30% (25+4+1).

[21] Clarke R. 2000. Uncertainty in estimates of biological quality based on RIVPACS. pp 39-54, In: J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, and M.T. Furse (eds). Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.

Tabell 4.2. Hypotetiskt exempel på klassificering av en vattenförekomst.

Klass	Sannolikheten av klassificering (%)
Hög	10
God	60
Måttlig	25
Otillfredsställande	4
Dålig	1

Objektspecifik och metodbunden osäkerhet

Flera moment i provtagning, provhantering eller provförberedelse kan leda till ökad osäkerhet. Denna typ av osäkerhet kallas metodbunden osäkerhet. Utöver detta mått på osäkerhet kan även annan typ av variation eller osäkerhet (naturlig och påverkansvariation) förekomma som kan påverka osäkerheten i klassificeringen av status. Nedan finns korta beskrivningar av objektspecifika och metodbundna, typspecifika skattningar av osäkerhet och hur dessa kan användas för att skatta osäkerheten i klassificeringen. I det första fallet handlar det om hur skattningar av osäkerhet kan användas när man har replikerade stickprov och i det andra fallet handlar det om det motsatta, det vill säga när man inte har replikerade stickprov. I båda dessa fall vill man kunna uttala sig om sannolikheten för felklassificering.

Skattning av objektspecifik osäkerhet (med stickprov)

Enligt den beskrivning som gavs tidigare i detta kapitel kan osäkerheten i ett skattat medelvärde uttryckas som ett konfidensintervall. Säkerheten hos en klassificering av en vattenförekomst kan då bedömas genom att granska om detta konfidensintervall överlappar en eller flera klassgränser. Om fördelningen är skev kan det däremot vara lämpligare att skatta konfidensintervallet och frekvensen av felklassificeringar med hjälp av slumpning (även kallat randomisering) (t.ex. Clarke 2004[22]).

Exempel på beräkning av osäkerhetsintervall för objektspecifik osäkerhet
Statusen på mjukbottnar i havsområden utvärderas med ett index, BQI, som speglar känsligheten mot eutrofiering och artrikedom hos bottenfaunan. Ett område i Bottenhavet (Norrbyn), hade under mätningarna 1997 ett medelvärde ($\overline{X}$) av BQI på 7.36 och en standardavvikelse (s) på 3.22. Stickprovsstorleken (n) var 20. Genom att använda formeln från avsnitt 4.1.2.1 och bestämma sig för ett 95% konfidensintervall, kan man från detta beräkna att det sanna medelvärdet under 1997 (μ) med 95% sannolikhet var:

$$\mu = 7.36 \pm 2.093 * \sqrt{\frac{3.22^2}{20}}\text{, där } t_{n-1,0.025} = 2.093$$

Detta innebär att den nedre gränsen för konfidensintervallet är 5.85 och den övre gränsen är 8.87. Eftersom det maximala värdet av BQI i detta havsområde är 12.0, kan medelvärde och gränser för konfidensintervallen översättas till 0.61, 0.49 och 0.73 på

[22] Clarke R.T. 2004. 9th STAR Deliverable, Error/Uncertainty Module Software STARBUGS. STAR Bio Assessment Uncertainty Guidance Software. User Manual. www.eustar.at.

en EK-skala (genom att dividera med 12). Denna procedur illustrerar ett generellt fall för osäkerhet hos ett skattat medelvärde hos en parameter när provtagningen innefattar replikation.

Eftersom de specifika bedömningsgrunderna för bottenfauna använder försiktighetsprincipen på så sätt att statusklassificeringen inte utgörs av medelvärdet utan med utgångspunkt från den nedre gränsen för ett 80% ensidigt konfidensintervall (det vill säga man bestämmer det värde som med 80% sannolikhet innefattar de bästa tillstånden), är det på sin plats att visa hur detta kan beräknas. I bedömningsgrunder för bottenfauna anges två metoder för att hantera osäkerhet. I första hand rekommenderas en metod som bygger på upprepad stickprovsdragning ur det tillgängliga datamaterialet med återläggning (så kallad ”bootstrapping”), men även en metod som kan användas undantagsvis vilken baseras på de principer som beskrivs här anges. I genomsnitt kan man dock förvänta sig att metoderna ger likvärdiga resultat. Om man tillämpar den senare metoden i det aktuella fallet beräknas den nedre gränsen, det vill säga statusen, till:

$$Status = 7.36 - 0.86 * \sqrt{\frac{3.22^2}{20}} = 6.74 \text{, där } 0.86 = t_{n-1,0.4}$$

Enligt bedömningsgrunder för mjukbottenfauna var statusen således 6.74 på BQI-skalan och 0.56 på EK-skalan. Kvaliteten bör därför enligt bedömningsgrunden klassificeras som god.

Skattning av metodbunden osäkerhet (utan stickprov)

Ett vanligt sätt att skatta metodbunden osäkerhet är att kvantifiera osäkerhet i provinsamling (t.ex. variation mellan olika provtagare) och provhantering (t.ex. variation i artbestämning och räkning mellan olika personer). För t.ex. kiselalgsindexet IPS anses den metodbundna osäkerheten variera mellan 5 och 10%, varav 80% bedöms bero på skillnader i artbestämning, 10% på provinsamling, 5% på framställning av preparat och 5% på skillnader mellan olika stickprov (se bedömningsgrunden för kiselalger).

Inom miljöövervakningen förekommer det att ett antal stickprov tas i samma provtagningslokal och vid samma tidpunkt. Variationen mellan dessa prov inkluderar osäkerhet i provinsamling och hantering. Dock har man inte alltid flera stickprov att tillgå, vilket innebär att man kan ha stor nytta av ”statiska” osäkerhetsmått, i de fall detta finns framtaget (se t.ex. tabell 4.4). Nedan ges ett exempel på hur kunskap om den metodbundna osäkerheten kan användas för att ge ett mått på osäkerheten i en klassificering av status när variationen inte kan skattas utifrån de aktuella proverna, det vill säga när replikerade mätningar inte finns att tillgå.

Exempel på användning av osäkerhetsintervall för metodbunden osäkerhet
Inom miljöövervakningsprogrammet tas för bottenfauna fem stickprov per lokal vid varje provtillfälle. Spridningen mellan dessa fem prov kan anses som ett mått på osäkerhet i provinsamling och hantering. Istället för att skatta osäkerhet vid varje provtagning kan man dock, i likhet med användningen av typspecifika referensförhållanden, använda en metodbunden, typspecifik skattning av osäkerheten i klassificeringen (se t.ex. Johnson och Goedkoop 2007[23]). Ett liknade tillvägagångssätt för att skatta osäkerheten i klassificering av ekologisk status har nyligen förslagits av Clarke et al. (2006)[24]. Ett exempel på detta visas i tabell 4.3, vilken innehåller exempel på typspecifika referensvärden (median av referensobjekt) och osäkerheter (medianstandardavvikelsen, SD, för fem replikatprov tagna i referensobjektet), samt ekologiska klassgränser för indexet ASPT som används i Illies ekoregion 14 (Centralslätten). Till exempel, en uppmätt värde på 4,80 för ASPT-indexet skulle resultera i en EK på 0,82 (4,80/5,85). Tar man hänsyn till osäkerheten i metoden (i detta exempel 5,7%) kan detta uttryckas som 0,82 ± 0,057.

Tabell 4.3. Bottenfauna i sjöar i Ilies ekoregion 14 (Centralslätten). Siffrorna anger typspecifika referensvärden, standardavvikelsen (SD) för fem replikatprov tagna i referensobjektet, samt ekologiska kvalitetskvoter (EK) för indexet ASPT.

Litoral ASPT	
Referensvärde	5,85
Osäkerhet (SD av EK)	0,057
Hög	≥0,95
God	≥0,70 och <0,95
Måttlig	≥0,50 och <0,70
Otillfredsställande	≥0,25 och <0,50
Dålig	< 0,25

Uppskattning av osäkerhetsintervall

I bilaga A, B och C finns beskrivet för respektive bedömningsgrund hur osäkerheter i en ekologisk klassificering ska hanteras. I tabell 4.4 ges ett exempel på hur osäkerhet hanteras vid användning av kvalitetsfaktorn växtplankton i sjöar (se ytterligare i bilaga A avsnitt 3.10). För de parametrar som används i bedömningen av ytvattenkvalitet i sötvatten är det vanligt att använda något mått på metodosäkerhet vid ekologisk klassificering.

Tabell 4.4. Exempel på hur osäkerheten hanteras för kvalitetsfaktorn växtplankton i sjöar. Tabellen visar medianvärden av standardavvikelsen av EK-kvoter för referenssjöar i datamaterialet.

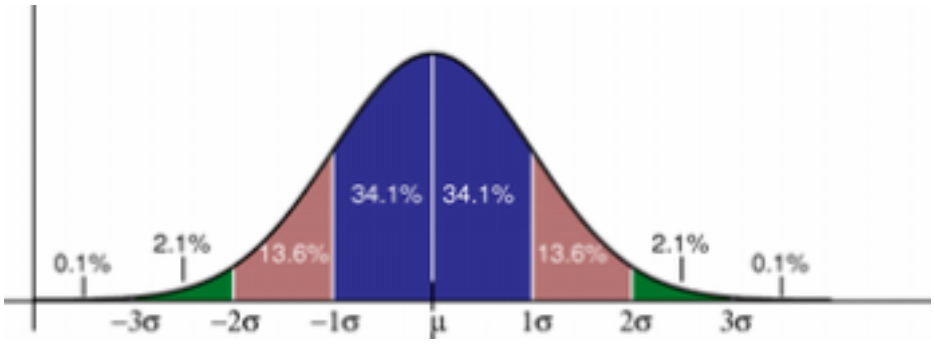
Indikator	Fjällen	Norrl.klara	Norrl.humösa	Södra SE klara	Södra SE humösa
Totalbiomassa	0,05	0,09	0,13	0,19	0,12
Andel cyanobakterier	0	0,02	0,02	0,04	0
TPI	0,17	0,18	0,18	0,23	0,002
Artantal	0,14	0,05	0,03	0,07	0,07

[23] Johnson, R.K. & Goedkoop, W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Rapport 2007:4.
[24] Clarke R.T., Davy-Bowker J., Sandin L., Friberg N. & R.K. Johnson. 2006. Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using 'national' macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. Hydrobiologia, 566: 477-503.

Beräkning av osäkerhetsintervallet – en snabb metod

Om antalet stickprov är tillräckligt många ligger, enligt normalfördelningen, 68,2% av alla observationer inom intervallet medel ± 1 standardavvikelse och 95,4% av observationer inom intervallet medel ± 2 standardavvikelse (figur 4.7). När man jobbar med miljöövervakning är oftast sannolikheten att ett objekt klassificeras som sämre än god ekologisk status av störst intresse, vilket innebär att man är mest intresserad av sannolikheten för att de observerade värdena ligger i den ”nedre” eller ”övre” delen av normalfördelningen. I detta fall betyder den ”nedre” delen av normalfördelningen alltså i detta fall att ca 84% (68,2+13,6+2,1+0,1) av observationer ligger på högre än medel - 1 standardavvikelse och ca 98% ligger på högre än medel - 2 standardavvikelse.

Genom att tillämpa denna regel på objekt- eller typspecifika skattningar av osäkerhet kan man erhålla en uppskattning av osäkerheten i en klassificering. Detta innebär att risken för felklassificering beräknas med hjälp av den redan kända osäkerhet som finns i mätningarna och består av ett konfidensintervall runt det uppmätta värdet. För att få en snabb indikation för sannolikheten att ett objekt kan klassificeras som sämre än god ekologisk status kan man även beräkna sannolikheten för felklassificering som det uppmätta EK-värdet minus 1 eller 2 standardavvikelser.



Figur 4.7. Medelvärde och standardavvikelse i en normalfördelning.

Exempel på en snabb beräkning av osäkerhetsintervallet

I tabell 4.3 är god status för bottenfauna i sjöar definierat som en ekologisk kvot som ligger mellan 0,7 och 0,95. Om det uppmätta värde är t.ex. 0,82 skulle vattenförekomsten placeras i mitten av bandet (klassen) 0,7 – 0,95 och därmed klassificeras som god status. Dock har varje mätning en viss osäkerhet, vilket innebär att sannolikheten för att en klassificering är korrekt måste fastställas. Tar man hänsyn till osäkerheten i mätningen kan dock det sanna värdet sannolikt ligga mellan 0,934 (0,82 + 2 * 0,057) och 0,706 (0,82 – 2 * 0,057) (tabell 4.5). Med tillämpning av den normalfördelningen ligger alltså 98% av observationerna över värdet 0,706, vilket med andra ord innebär att enbart en liten risk finns att objektet borde klassificeras som sämre än god status.
Om mätvärdet däremot hade varit 0,750, som ligger närmare en klassgräns, ökar sannolikheten att objektet borde klassificeras till en lägre status klass (figur 4.6). Med tillämpning av normalfördelningen sträcker sig dess beräknade konfidensintervall mellan 0,864 (0,75 + 2 SD) och 0,636 (0,750 - 2 SD) (tabell 4.5). I detta exempel när risken är stor att objektet bör klassificeras som sämre än god status är det lämpligt att man även

beräknar sannolikheten för att objektet befinner sig över medel - 1 standardavvikelse (t.ex. 0,750 – 1 * 0,057 = 0,693) för att åstadkomma en något finare uppdelning av konfidensintervallet. Enligt normalfördelningen ligger 84,2% över denna gräns, vilket indikerar att det då finns en risk (sannolikheten = 15,7%) att objekten bör klassificeras som sämre än god status.

Tabell 4.5. Exempel på skattning av osäkerhet i klassificering av ASPT i Illies ekoregion 14.

	% av fördelning	EK värden	
+ 2 SD	13,6	0,934	0,864
+ 1 SD	34,1	0,877	0,807
Medel		0,82	0,750
- 1 SD	34,1	0,763	0,693
- 2 SD	13,6	0,706	0,636

Beräkning av sannolikheten för felklassificering

Om risken är uppenbar för att objekten kan klassificeras som sämre än god status bör man även beräkna sannolikheten för felklassificering mer noggrant. Med hjälp av de fyra klassgränserna (i) och osäkerheten (s, i form av standardavvikelse) i mätningen kan man beräkna sannolikheten för att objekten klassificeras till de respektive fem ekologiska klasserna[25]. För detta behövs fyra beräkningar för att svara på vilken sannolikhet (p_i) de observerade indexvärdena av x har eller den sanna medelkvaliteten (μ) för klassgränsen (L_i) är. Detta kan beräknas som:

$$p_i = Pr(X \geq x \text{ om } \mu = L_i) = 1 - \Phi\{(x - \mu)/s_i\},$$

i vilket Φ är den kumulativa normala sannolikheten.

Detta sannolikhetsuttryck påstår att $Pr(X \geq \mu + u.s_i) = p_i$ (i vilket u är den normala standardavvikelsen eller $1 - p_i$). Genom invertering kan sannolikheten åstadkommas som:

$$\text{Sannolikhet } (\mu \leq x - u.s_i) = 100p_i.$$

$$\text{Sannolikhet av klass } 5 = 100p_5.$$
$$\text{Sannolikhet av enbart klass } 4 = 100(p_4 - p_5).$$
$$\text{Sannolikhet av enbart klass } 3 = 100(p_3 - p_4).$$
$$\text{Sannolikhet av enbart klass } 2 = 100(p_2 - p_3).$$
$$\text{Sannolikhet av enbart klass } 1 = 100(1 - p_2).$$

[25] Ellis J. & Adriaenssens V. 2006. Uncertainty estimation for monitoring results by the WFD biological classification tools. Environment Agency, Rio House, Water-side Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, UK. 32 p

Exempel på beräkning av sannolikheten för felklassificering
Tabell 4.6a visar beräkningar av sannolikheten för ett objekt med ett medelvärde på 0,82 för EK för ASPT och en standardavvikelse på 0,057. I likhet med exemplet ovan är risken för att objektet borde klassificeras som sämre är god status låg (1,8%). Enligt en normalfördelning av variationen är sannolikheten att objekten klassificeras som högre än måttlig status 98,3% (96,5+1,8). Emellertid ökar risken att objektet borde klassificeras som sämre än god status om de uppmätta värdena ligger närmare en klassgräns (t.ex. 0,75). I exempel b i samma tabell är det 19% sannolikhet att objektet borde klassificeras till måttlig status. Denna skattning stämmer väl med beräkningen ovan (det vill säga medel - 1 standardavvikelse = 0,750 – 1 * 0,057 = 0,693), som visade på 15,7% sannolikhet att objekten bör klassificeras till sämre än god status.

Tabell 4.6. Exempel på en noggrannare beräkning av sannolikheten för att objekten klassificeras till de respektive fem klasserna. Förklaring till hur detta kan beräknas i MS Excel finns nedanför tabellen.

a) **Indata:** EK ASPT = 0,82
SD = 0,057

Statusklass	Fastställda klassgränser	Beräknade P-värden	Beräkning av sannolikheten	Sannolikheten av klassificering (%)
Hög		P1:	100 * (1 - P2)	1,8
God	0,95	P2: 0,982	100 * (P2 - P3)	96,5
Måttlig	0,7	P3: 0,018	100 * (P3 - P4)	1,8
Otillfredsställande	0,5	P4: 0,000	100 * (P4 - P5)	0,0
Dålig	0,25	P5: 0,000	100 * (P5)	0,0

b) **Indata:** EK ASPT = 0,75
SD = 0,057

Statusklass	Fastställda klassgränser	Beräknade P-värden	Beräkning av sannolikheten	Sannolikheten av klassificering (%)
Hög		P1:	100 * (1 - P2)	0,0
God	0,95	P2: 1,000	100 * (P2 - P3)	80,9
Måttlig	0,7	P3: 0,190	100 * (P3 - P4)	19,0
Otillfredsställande	0,5	P4: 0,000	100 * (P4 - P5)	0,0
Dålig	0,25	P5: 0,000	100 * (P5)	0,0

Förklaring till hur ovanstående kan beräknas i MS Excel:
I Excel kan P beräknas genom att i en valfri cell skriva följande kommando (med värden för de olika variablerna inkluderade): =NORMFÖRD(μ;X;SD;SANT)
För att beräkna P2 = NORMFÖRD(0.94;0.82;0.057;SANT) = 0,982;
För att beräkna P3 = NORMFÖRD(0.70;0.82;0.057;SANT) = 0,018;

För att beräkna sannolikheten för klassificering hamnar i den ekologiska klassen god status = 100 * (P2 – P3) eller 100 * [0,982] – [0,018] = 96,5%

X = värdet som du vill beräkna fördelningen för.
Medelvärde (μ) = aritmetiska medelvärdet av fördelningen.
Standaravvikelse (SD) = standardavvikelsen för fördelningen.
Kumulativ = ett logiskt värde; SANT för den kumulativa fördelningsfunktionen och FALSKT för sannolikhetsfunktionens massa.

Att slutligen välja klass

Tabell 4.6 visar sannolikheten för klassificering till fem klasser. I första exemplet (a) är sannolikheten att objekten tillhör en specifik ekologisk klass sämre än god ekologisk status låg (< 2% risk). I det andra exemplet (b) är däremot sannolikheten mycket större, det vill säga 19%. Alla mätningar har en osäkerhet, och frågan är hur man tillämpar och använder denna information i en klassificering av status. Man kan säga att objekten i det andra exemplet med stor sannolikhet (80%) borde tillhör statusklassen ”god” eller att risken för att de borde klassificeras som sämre än god status är mindre (19%). Eftersom den mest sannolika klassificering är god, borde den slutliga statusklassificeringen av objekten vara ”god”. Dock ska man samtidigt vara observant på att det finns en risk på 19% för felklassificering. Denna risk för felklassificering kan minskas genom att flera prov samlas in för att öka precisionen i klassificeringen och att flera kvalitetsfaktorer mäts för att antingen stödja eller förkasta klassificering. Detta är styrkan med flera indicier.

4.2 Statusklassificering enligt bedömningsgrunder på kvalitetsfaktornivå

4.2.1 Begränsningar som gör att en kvalitetsfaktor inte kan tillämpas på vattenförekomsten

För respektive bedömningsgrund i bilaga A, B och C finns information om i vilka typer en bedömningsgrund är tillämpbar. I några fall har det på grund av kunskaps- eller databrist inte varit möjligt att ta fram bedömningsgrunder för en typ. För kustvatten och vatten i övergångszon saknas bedömningsgrunder för makroalger i typ 13, 24 och 25 och fisk i vatten i övergångszon. Dessutom saknas bedömningsgrunder för samtliga hydromorfologiska kvalitetsfaktorer i kust och vatten i övergångszon. I sjöar och vattendrag finns det dock ingen typ som saknar bedömningsgrunder. Däremot kan det i vissa fall finnas vattenförekomster som inte är representativa för typen, vilket i sin tur kan innebära att en specifik bedömningsgrund inte är tillämpbar i just det fallet. För att få ett hanterbart antal typer är dessa relativt generella. Detta innebär att det inom varje typ kommer att finnas enskilda vattenförekomster som skiljer sig något från den generella typen, vilket kan påverka de biologiska förutsättningarna. Ett exempel på detta kan vara en kustvattenförekomst som ligger belägen vid en flodmynning och som därför har en lägre salthalt än övriga typen, vilket gör att referensvärdena inte gäller här. Ett annat exempel kan vara de vattenförekomster som består av extremt stora eller små sjöar. I dessa är inte bedömningsgrunderna för fisk helt tillämpbara, på grund av att dessa sjöstorlekar inte har ingått i dataunderlaget för bedömningsgrunderna.

Om vattenförekomsten inte uppfyller de krav som ställs blir det nödvändigt att göra en expertbedömning. Denna kan göras på olika sätt utifrån tillgänglig kunskap om påverkan och tillstånd i den aktuella vattenförekomsten och omkringliggande vattenförekomster (avsnitt 4.4). I förlängningen kan det också vara till hjälp i expertbedömningen att konstruera ett särskilt index för den specifika vattenförekoms-

ten, men detta är främst aktuellt i de vattenförekomster som saknar tillämpbara bedömningsgrunder.

4.2.2 Bedömning av surhet och försurning

Forskare har under många år försökt att hitta indikatorer som enkelt kan skilja antropogen försurning från naturlig surhet. Resultatet av detta är allt ifrån enkla artbaserade index till avancerade försurningsmodeller. Försurningsmodeller, såsom MAGIC och episodmodellen, är idag utvecklade och testade så pass mycket att de kan sägas att ha en god precision när det gäller att indikera försurning. De artbaserade indexen har fortfarande en bit kvar innan de med säkerhet kan användas för att påvisa antropogen försurning. Dock är de så pass utvecklade att de kan påvisa surhet och därmed en potentiell försurning. För att bedöma försurnings- eller surhetsstatusen kan man följa denna arbetsgång (exempel i figur 4.8):

A. I ett första steg ska bedömningsgrunderna för biologiska kvalitetsfaktorer undersöka sura förhållanden. För att klassificera sura förhållanden används inte den vanliga skalan från hög till dålig, utan istället en surhetsskala med klasserna *alkaliskt, nära neutralt*, *måttligt surt*, *surt*, *mycket surt och extremt surt* (något olika klasser för respektive kvalitetsfaktor). Om bedömningen av de biologiska kvalitetsfaktorerna hamnar i klasserna *surt*, *mycket surt* eller *extremt surt* kan vattenförekomsten potentiellt vara försurad. Om det redan i detta första steg kan fastställas att vattnet bör klassificeras som *alkaliskt, nära neutralt* eller *måttligt surt* behöver vattenförekomsten inte analyseras ytterligare med avseende på försurning. För den slutliga klassificeringen av biologisk försurningsstatus översätts då surhetsklasserna *alkaliskt* och *nära neutralt* till hög status och *måttligt surt* till god status. Kvalitetsfaktorn fisk har inte några särskilda parametrar som endast indikerar surhet utan surhet/försurningspåverkan ingår som en del av allmän påverkan i indexen. Därför bör man även för dessa, när de hamnar i måttlig eller sämre, analysera om det beror på surhet och i så fall om denna är naturlig eller mänskligt orsakad. Vägledning om hur detta kan göra ges i bedömningsgrunden för fisk i bilaga A. Innan en slutlig klassificering görs bör dock sådana mänskliga aktiviteter som kan ha en pH-höjande effekt på vattenförekomsten, t.ex. kalkning, också beaktas i bedömningen. Om exempelvis kalkningsverksamheten är en orsak till ett högt pH bör behovet av fortsatt kalkning utredas. Kalkade vatten ska klassificeras efter att vattenkemin korrigerats för kalkningspåverkan med kvoten mellan icke marint Ca och Mg, eller med metod som ger likvärdiga resultat. Kvoten mellan icke marint Ca och Mg hämtas från mätningar före kalkning eller från ett närliggande okalkat referensobjekt.

Se FS 2 kap. 10 §

B. Om bedömningsgrunderna efter detta första steg indikerar sura förhållanden bör man gå vidare och ta hjälp av de försurningsmodeller som finns för att skilja ut antropogen försurning från naturlig surhet. Modeller som bör användas för detta är MAGIC, MAGIC-biblioteket eller episodmodellen BDM, som beskrivs i bilaga A. I detta steg kan det även vara motiverat att göra komplette-

Se AR till 2 kap. 10 §

Se FS 5 kap. 5-7 §§

rande fältmätningar om det saknas data för att köra modellen. Analysen kan ytterligare förbättras genom att en bedömning av försurningstrycket på ekosystemet görs. Viktiga underlag för detta är data för lokal påverkan (t.ex. skogbrukets påverkan). Om man bedömer försurningstrycket över större områden kan dessutom depositionsdata vara till hjälp (se vidare bilaga A).

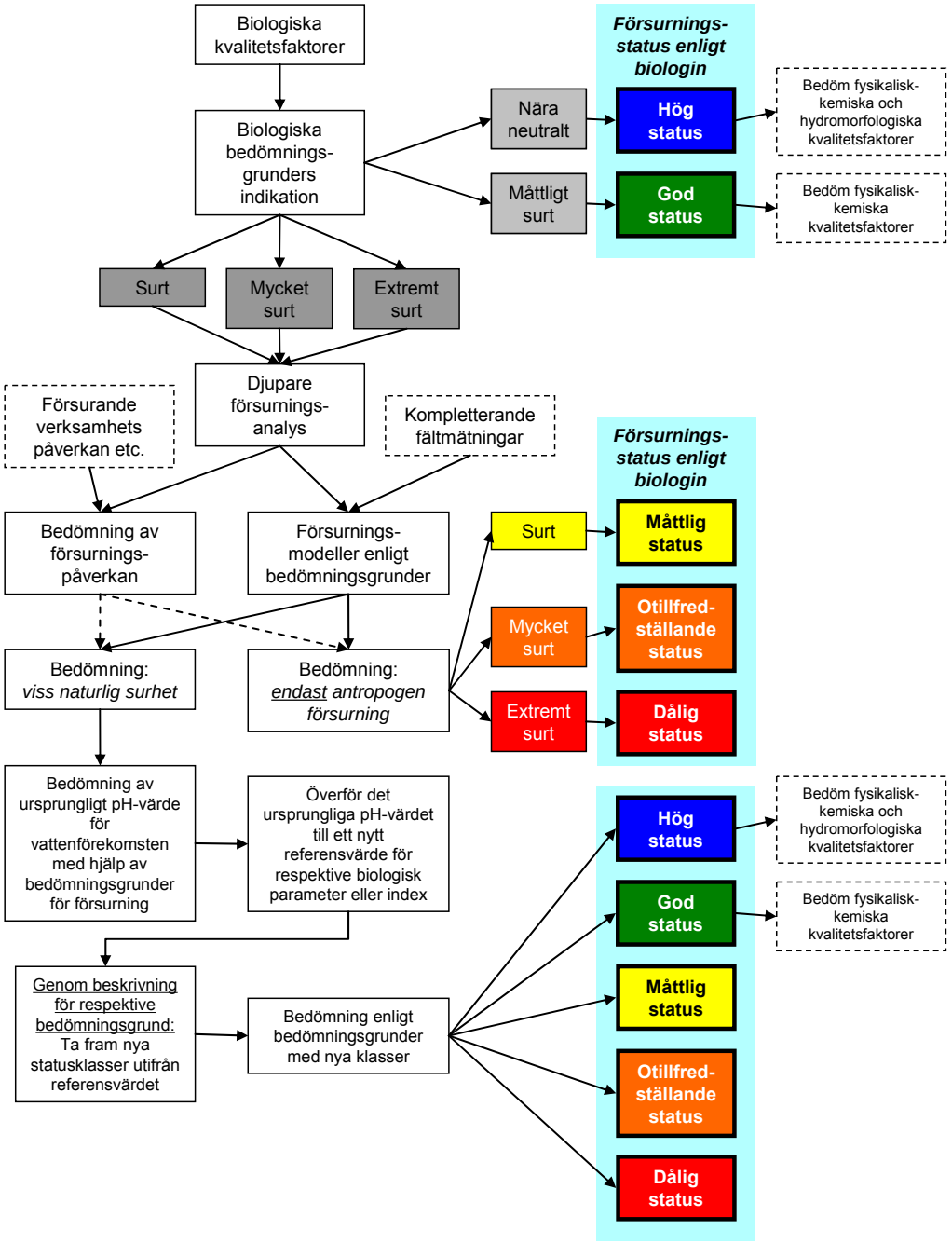
C.

- Om resultatet utifrån försurningsanalysen är att vattnet till viss del är naturligt surt kan en revidering av referensvärdet och klassgränser för den specifika vattenförekomsten göras utifrån vattenmyndighetens expertbedömning. Referensvärde för pH från MAGIC-bibliotek beräknas utifrån ANC-förändringen enligt MAGIC-bibliotek med hjälp av den pH modell som ges i bilaga A (eller förslagsvis genom den applikation finns på Naturvårdsverkets hemsida). Alternativt kan referensvärdet för pH beräknas direkt med MAGIC-modellen. Med detta beräknade referensvärde för pH kan ett nytt referensvärde för den biologiska kvalitetsfaktorn eller parametern tas fram genom det diagram eller den tabell som finns för bedömningsgrunderna för växtplankton, kiselalger och bottenfauna i bilaga A. För fisk saknas i nuläget möjligheten att enkelt ta fram nya referensvärden och klassgränser, vilket innebär att det i detta läge får göras en expertbedömning. Utifrån detta nya referensvärde beräknas de nya klassgränserna för status enligt instruktion i respektive bedömningsgrund. Därefter kan den biologiska försurningsstatusen klassificeras utifrån de nya statusklasser som tagits fram.

  Se AR till 2 kap. 10 §

- Om bedömningen är att vattnet är antropogent försurat ska den slutliga klassificeringen av försurningsstatus göras enligt de klasser som återfinns i respektive bedömningsgrund.

Andra kvalitetsfaktorer och annan påverkan än surhet och försurning ska också bedömas och vägas in i den slutliga statusklassificeringen enligt den vanliga arbetsgången för statusklassificering (se checklistan i avsnitt 3.4). Principen ”sämst styr” tillämpas mellan de olika kvalitetsfaktorerna i samtliga fall ovan (avsnitt 4.2.4).



Figur 4.8. Exempel på arbetsgången vid klassificering av försurningsstatus. Detta exempel gäller för bottenfauna i sjöar (MILA). För växtplankton, bottenfauna i vattendrag och kiselalger följs motsvarande arbetsgång men med något andra klasser (se beskrivning för varje kvalitetsfaktor i bilaga A).

4.2.3 Bedömning av näringsrikedom och eutrofiering i sjöar och vattendrag

När statusklassificeringen för sjöar och vattendrag resulterar i måttlig status och detta indikeras av de parametrar som visar på näringsrikedom eller eutrofiering kan en bedömning göras om det beror på mänskligt orsakad eutrofiering eller att vattnet är naturligt näringsrikt. Höga naturliga näringshalter är dock inte särskilt vanligt, särskilt inte i sjöar. Arbetsgången kan liknas vid den för surhet och försurning.

Se FS
2 kap. 11 §

När näringsstatus ska bedömas med avseende på antropogent eller naturligt ursprung kan resultatet av de biologiska bedömningsgrunderna jämföras med resultatet av bedömningsgrunderna för fosfor som är det i huvudsak reglerande ämnet i sötvatten. Det finns indikationer på att kväve kan vara begränsande i vissa näringsfattiga sjöar och vattendrag (i t.ex. fjällen) samt i kraftigt övergödda sjöar och vattendrag. Om tydliga indikationer finns på att kvävehalten styr tillväxten och påverkar artsammansättningen i en vattenförekomst där det finns en väsentlig mänskligt orsakad kvävebelastning kan vattenmyndigheten göra en expertbedömning av lämplig kvävehalt som gräns mellan god och måttlig status för kväve (se bilaga A under näringsämnen).

Bedömningen kan ytterligare förbättras genom att undersöka den påverkan och belastning som vattenförekomsten eventuellt utsätts för. Viktiga underlag här är bland annat källfördelningsdata, historiska data, vattenflöden. Underlag för detta tas fram i samband med karakteriseringen (se handboken för kartläggning och analys).

Om bedömningen blir att vattnet är naturligt näringsrikt görs för sjöar och vattendrag en revidering av referensvärdet och klassgränserna för den specifika vattenförkomsten utifrån vattenmyndighetens expertbedömning. Ett nytt referensvärde kan sedan tas fram för respektive biologisk bedömningsgrund utifrån bedömningsgrunden för fosfor.

Se AR till
2 kap. 11 §

Om bedömningen blir att vattnet är antropogent eutrofierat används den ursprungliga biologiska klassificeringen för att fastställa en slutlig eutrofieringsstatus.

4.2.4 Sammanvägning av parametrar

För att väga samman status för flera parametrar till den samlade statusen för kvalitetsfaktorn kan flera olika tillvägagångssätt användas. Principen ”sämst styr” kan användas på parameternivå när grupper av parametrar som indikerar olika påverkanstryck (t.ex. försurning eller eutrofiering) ska vägas samman till kvalitetsfaktornivå. Andra sätt att väga samman olika parametrar inom en kvalitetsfaktor kan vara att använda medelvärdet av de klassificeringar som görs. I figur 4.9 tydliggörs dessa principer. Hur sammanvägningen ska ske i detalj för varje kvalitetsfaktor beskrivs under respektive bedömningsgrund i bilaga A, B och C. När sammanvägningen av olika biologiska kvalitetsfaktorer görs är dock principen ”sämst styr” något som ska följas. Eventuella avvikelser från detta ska motiveras och dokumenteras.

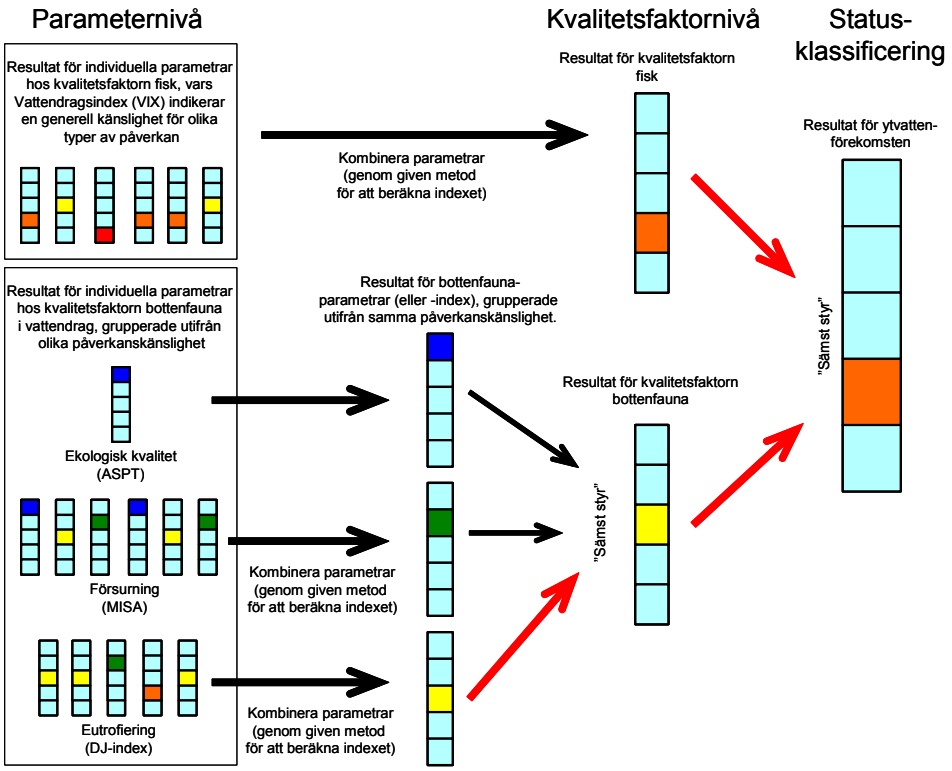
4.3 Statusklassificering enligt bedömningsgrunder - sammanvägning av kvalitetsfaktorer till ekologisk status

4.3.1 Sammanvägning av kvalitetsfaktorer

Se FS
2 kap. 2 §

När biologiska kvalitetsfaktorer ska vägas samman vid en statusklassificering är det den kvalitetsfaktor som indikerar på störst antropogen störning som är utslagsgivande. Denna princip, som illustreras i figur 4.9, kallas ”sämst styr” (fritt översatt från det engelska begreppet ”one out – all out”). Om t.ex. kvalitetsfaktorn fisk indikerar otillfredställande status medan bottenfauna indikerar måttlig status ska den sammanvägda biologiska statusklassificeringen vara otillfredställande status. Bedöm alltså först den sammanlagda statusen för de biologiska kvalitetsfaktorerna. Om dessa visar på måttlig status eller sämre blir detta resultatet också för den ekologiska statusen eftersom det då inte spelar så stor roll vad de fysikalisk-kemiska eller hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna visar, ett åtgärdsprogram måste ändå upprättas. Om de biologiska kvalitetsfaktorerna indikerar hög eller god status bedöms de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna. Om de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna då visar på måttlig eller sämre status blir den ekologiska statusen måttlig. Om både de fysikalisk-kemiska och de biologiska kvalitetsfaktorerna indikerar hög status bedöms också de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna. Om de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna då visar god eller sämre blir den ekologiska statusen god. Om hydromorfologin däremot också indikerar hög status ska vattenförekomsten klassificeras till hög ekologisk status.

Om man vid rimlighetsbedömningen av klassificeringen av en kvalitetsfaktor/parameter kommer fram till att status eller potential skiljer sig från klassificeringen av övriga kvalitetsfaktorer/parametrar och detta inte bedömts rimligt, får man bortse från den tidigare klassificeringen. I ett nästa steg ska man genom en expertbedömning (avsnitt 4.4) göra en ny klassning av status eller potential, antingen för hela vattenförekomsten eller för en enskilda kvalitetsfaktorer. Det är i detta sammanhang viktigt att vara uppmärksam på huruvida eventuella ”tröga parametrar” (se punkt 7c i avsnitt 3.2.3) har haft en tillräckligt tid att reagera på aktuella påverkansfaktorer.



Figur 4.9. En schematisk beskrivning av sammanvägning av parametrar och kvalitetsfaktorer.

4.3.2 Kontrollrutin

För att en vattenförekomst inte felaktigt ska graderas ner till måttlig status på grund av att de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna är strängare än de krav ramdirektivet för vatten ställer, eller vice versa, så finns ett angreppssätt som kallas *kontrollrutin*. Kontrollrutinen ska bara användas för att bedöma om klassgränsen mellan god och måttlig status eller potential är korrekt satt för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer. Kontrollrutinen (på engelska *Checking procedure*) finns också förklarat i paragraf 4.3-4.9 i EU-vägledning nummer 13.

Se FS
2 kap. 12 §

Normalt gäller att om resultaten från både biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer indikerar god ekologisk status eller potential för en vattenförekomst blir den sammanvägda bedömningen av ekologisk status eller potential god. Om en eller flera fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer däremot inte når upp till kraven för god ekologisk status eller potential, trots att biologiska kvalitetsfaktorer gör det, blir den sammanvägda bedömningen måttlig ekologisk status eller potential.

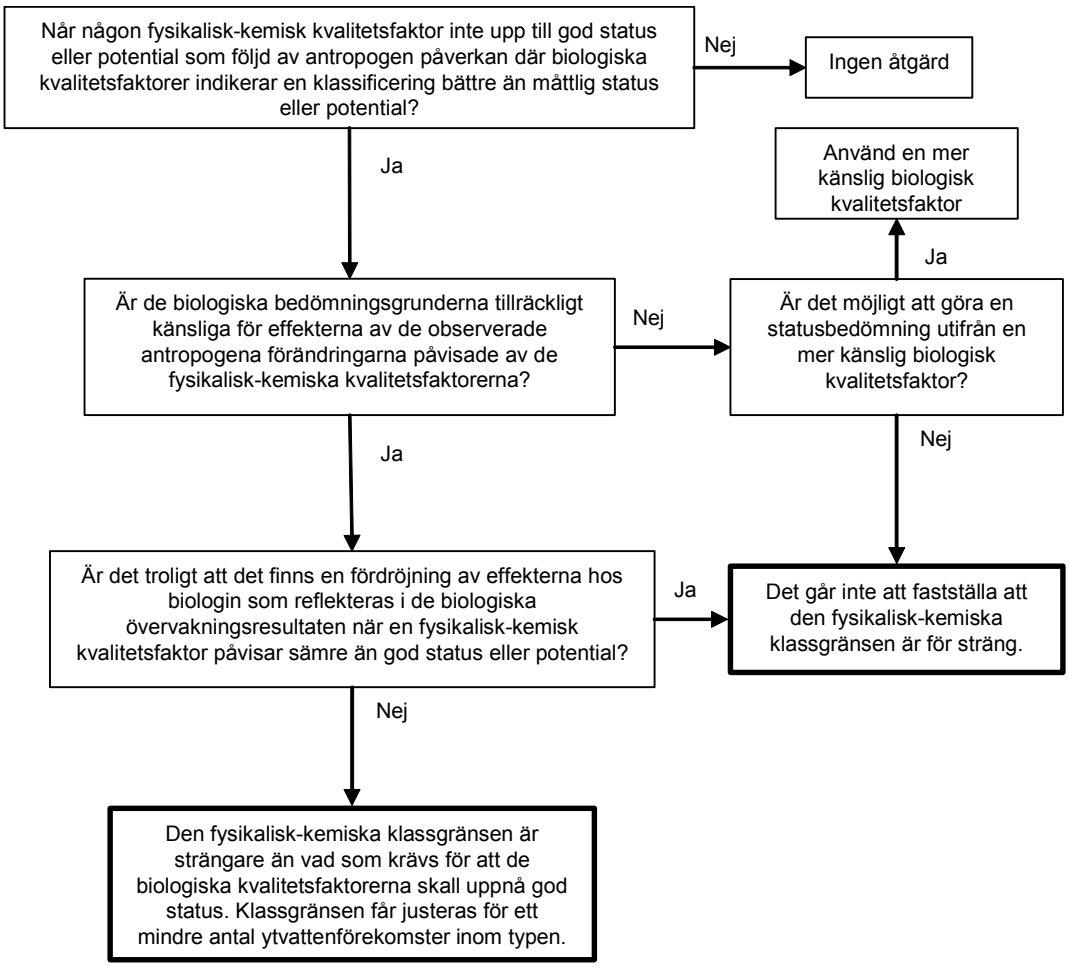
Kontrollrutinen kan användas när klassificering gjord med fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer ger måttlig status medan klassificering med biologiska kvalitetsfaktorer visar på god status (figur 4.10). För att påvisa att en klassgräns är felaktigt satt krävs att ett antal olika frågor besvaras så att skillnaden inte beror t.ex. på en fördröjning av respons hos biologin och det alltså är resultatet från de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna som är det korrekta.

Se AR till
2 kap. 12 §

Dessutom får kontrollrutinen användas när god status nås för de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna trots att man med hjälp av påverkans- och tillståndsdata kan anta att (a) god status eller potential inte nås i vattenförekomster för de biologiska kvalitetsfaktorerna; eller (b) det finns bevis på försämring av ekosystemets funktion i vattenförekomster inom typen. Då kan en kontrollrutin såsom den i figur 4.11 användas för att bedöma om de fastställda klassgränserna för fysikalisk-kemiska faktorer inte är tillräckligt stränga för att säkra ekosystemets funktion och uppnå god status eller potential för biologiska kvalitetsfaktorer. Kontrollrutinen är dock inte användbar när tillfälliga försämringar av det fysikalisk-kemiska tillståndet inträffar på grund av ovanliga naturliga tillstånd, såsom exempelvis långa torrperioder eller översvämningar utan då hänvisas till rimlighetsbedömningen i avsnitt 4.1.1.

Se AR till 2 kap. 12 §

När kontrollrutinen används bör man samtidigt vara medveten om att fysikalisk-kemiska metoder har utvecklats under lång tid och kan, initialt, ge en bättre och mer pålitlig indikation av ekologisk påverkan än många mindre beprövade biologiska metoder. Dock får fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer endast komplettera biologiska kvalitetsfaktorer, inte ersätta dessa. Båda dessa krävs av vattenförvaltningsförordningen



Figur 4.10. Kontrollrutin för att bedöma huruvida en fastställd klassgräns för en fysikalisk-kemisk kvalitetsfaktor är strängare än vad som krävs för att de biologiska kvalitetsfaktorerna ska uppnå god status.

Figur 4.11. Kontrollrutin för att bedöma huruvida en fastställd klassgräns för en fysikalisk-kemisk kvalitetsfaktor inte är tillräckligt sträng i förhållande till de biologiska kvalitetsfaktorerna.

4.3.2.1 EXEMPEL PÅ NÄR BIOLOGIN HAR GOD ELLER HÖG STATUS ELLER POTENTIAL OCH FYSIKALISK-KEMISKA KVALITETSFAKTORER INDIKERAR MÅTTLIG ELLER SÄMRE STATUS ELLER POTENTIAL

I vissa fall kan fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer indikera måttlig eller sämre status eller potential trots att biologin har god eller hög status eller potential. Nedan exemplifieras några tänkbara situationer och dess tänkbara åtgärder.

Platsval

- Om provet har blivit taget i ett mikrosamhälle t.ex. bakom en sten eller liknande i ett vattendrag, för nära vassen i en sjö, etc. kan biologin vara missvisande. Tänkbar åtgärd är att undersöka om provpunkten är representativ för det man vill mäta och, vid behov, flytta denna. Här ändrar man alltså inte någon klassgräns.
- Om man har olika vattenkemi- och biologiprovpunkter i t.ex. ett vattendrag som inte uppenbart ligger i samma flöde kan man av misstag kanske ha tagit proverna i olika flöden, vilket kan innebära olika klassificeringar av vattenkemin och biologin. Tänkbar åtgärd är att flytta provpunkterna närmare varandra så att risken för att ta proverna på fel ställen minimeras. Här ändrar man alltså inte någon klassgräns.
- Om ett kustområde med en opåverkad biologi visar höga halter av fosfor och kväve i mätta stationer kan det t.ex. nära en flodmynning bero på att området har hög vattenomsättning och god syrgastillgång, vilket innebär att biologin inte påverkas av höga halter. Tänkbar åtgärd är att flytta provtagningspunkterna, eftersom provpunkterna kan vara lagda för långt in. Här ändrar man alltså inte någon klassgräns.

Tidsmässig variation

- Om det nyligen har förekommit ett utsläpp av kemiska substanser (t.ex. genom bräddning) kanske biologin ännu inte har hunnit reagera på detta. Tänkbar åtgärd är att ta nya prover och undersöka om biologin påverkats av utsläppet. Här ändrar man alltså inte klassgränsen innan ytterligare undersökningar gjorts.
- Om flödet är ovanligt lågt kan detta medföra en koncentration av eventuella fysikalisk-kemiska ämnen. Om det låga flödet sker under en kortare period kanske inte biologin hunnit reagera på eventuella fysikalisk-kemiska ämnen ännu. Tänkbar åtgärd är att ta prover vid normalflöde för att kontrollera om eventuella höga koncentrationer av fysikalisk-kemiska ämnen är bestående. Här ändrar man alltså inte klassgränsen innan ytterligare undersökningar gjorts.

Biologisk respons

- Om man använder sig av en biologisk eller fysikalisk-kemisk kvalitetsfaktor eller parameter som inte är känslig för den typen av påverkan man är intresserad av är det svårt att tolka resultaten. Tänkbar åtgärd är att byta till en kvalitetsfaktor eller parameter som är känsligare för den påverkan man är intresserad av. Här ändrar man alltså inte någon klassgräns.
- Om makroalgerna ger indikationer på att vara opåverkade trots att närsaltshalterna är höga kan detta bero på att de har en fördröjd respons på närsalter. I detta fall borde en kontrollrutin bedömas vara rättvisande och kunna användas som en tidig varning för vad som kan ske. Tänkbar åtgärd är att kontrollera trender av närsalterna i området. Har det varit stabila halter länge så borde det vara acceptabelt, men finns det en ökande trend så bör kanske de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna styra.

Annan interaktion

- Om man uppmäter låga pH-värden i en sjö trots att biologin är opåverkad med många årsungar av t.ex. mört eller öring kan det bero på höga humushalter som skyddar. Tänkbar åtgärd är att vid hög humushalt och låg oorganisk aluminiumhalt eventuellt ändra referensvärden för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer (det vill säga att kvalitetskravet för t.ex. god status för aktuell fysikalisk-kemisk kvalitetsfaktor ändras till att motsvara det aktuella uppmätta värdet då dessa bedöms borga för god status i denna typ eller vattenförekomst).

4.3.2.2 EXEMPEL PÅ NÄR BIOLOGIN HAR MÅTTLIG ELLER SÄMRE STATUS OCH FYSIKALISK-KEMISKA KVALITETSFAKTORER INDIKERAR GOD ELLER HÖG STATUS

I vissa fall kan de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna indikera god eller hög status eller potential trots att biologin har måttlig eller sämre status eller potential. Nedan exemplifieras några tänkbara situationer och dess tänkbara åtgärder.

Platsval

- Om man har vattenkemi- och biologiprovpunkter i t.ex. ett vattendrag som inte uppenbart ligger i samma flöde kan man av misstag kanske ta proverna i olika flöden, vilket kan innebära olika bedömningar av vattenkemin och biologin. Tänkbar åtgärd är att flytta provpunkterna närmare varandra så att risken för att ta proverna på fel ställen minimeras. Här ändrar man alltså inte klassgränsen.

Tidsmässig variation

- Om biologin har måttlig eller sämre status trots att åtgärder nyligen satts in som förbättrat den kemiska belastningen kan det innebära att biologin inte har hunnit komma ikapp. Tänkbar åtgärd är att följa upp biologin mer för att säkra en förbättring av dess status. Bedömningen av klassgränsen utifrån biologin bör behållas.
- Om det är högt flöde när fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna provtas kan detta innebära att eventuella föroreningar späds ut, vilket med provresultaten kan misstolkas som att vattnet blivit ”renare”. Tänkbar åtgärd är att ta ytterligare prover vid normalflöde. Här ändrar man alltså inte någon klassgräns innan ytterligare undersökningar gjorts.

Biologisk respons

- Om fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer inte indikerar samma sorts påverkan som biologin kan provsvaren vara missledande. Tänkbar åtgärd är att man först bör bestämma vilken påverkan man vill mäta. Sedan bör man fundera på om man valt rätt kvalitetsfaktorer och justera detta om så inte är fallet. Här ändrar man alltså inte någon klassgräns.

Annan interaktion

- Om biologin är lokalt påverkad av en extrem men naturlig händelse (t.ex. kraftig predation, konkurrens, etc.) kan detta innebära att de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna kanske ger en sannare bild av det allmänna tillståndet. Tänkbar åtgärd är kanske att flytta provpunkterna för biologin. Här ändrar man alltså inte någon klassgräns.

4.3.2.3 NÄR DET FINNS ANLEDNING ATT ÄNDRA REFERENSVÄRDET ELLER KLASSGRÄNSER I ENSKILDA VATTENFÖREKOMSTER

Även om en kvalitetsfaktor indikerar en specifik status kan det finnas anledning till att inte följa denna indikation i enskilda vattenförekomster inom en typ. Om vattenmyndigheten kan påvisa att en vattenförekomst får fel statusklassificering när man använder en specifik bedömningsgrund kan det vara anledning till att ändra referensvärdet eller klassgränser för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer i den särskilda vattenförekomsten.

Justeringar får endast göras för ett mindre antal vattenförekomster inom varje typ. Denna avvikande bedömning ska dock motiveras och dokumenteras av vattenmyndigheten.

4.3.2.4 NÄR DET FINNS ANLEDNING ATT ÄNDRA ETT REFERENSVÄRDE FÖR EN TYP

När man mer eller mindre har bevis för att vattenförekomster inom en typ genomgående får fel statusklassificering när man använder en specifik bedömningsgrund kan det vara anledning till att ändra klassgränserna för hela typen. Man kan då, om möjligt, diskutera lämpligheten i detta med andra beredningssekretariat som gjort klassificeringar av vattenförekomster inom samma typ. Vattenmyndigheten kan sedan förmedla informationen till Naturvårdsverket.

För att underlätta kommunikationen kan man redan från början tänka ut svar på följande:

- Gäller önskemålet generella felklassificeringar?
- Gäller önskemålet samtliga eller endast några objekt inom typen?
- Finner man liknande erfarenheter hos andra (såsom länsstyrelser, vattenmyndigheter, Naturvårdsverket)?
- Är önskemålet att en subtyp definieras?

Om det, efter överväganden, anses motiverat att ändra referensvärden eller klassgränser för en typ meddelar Naturvårdsverket, efter ändring, vattenmyndigheten detta.

4.4 Expertbedömning

Då en vattenförekomst inte är representativ för typen och fungerande bedömningsgrunder saknas kan man ändå utgå från bedömningsgrunderna. Det går ofta att på olika sätt använda dem i kombination med t.ex. expertbedömning, extrapolering, eller modellering. Detta kan gälla både där bedömningsgrunder saknas för en typ eller inte fungerar i en vattenförekomst. Oavsett vilken väg man går så kan dock en tumregel vara att de data för påverkan eller tillstånd som används i bedömningen inte bör vara äldre än en vattenplaneringscykel, det vill säga sex år. Äldre data kan endast anses vara representativa när det finns tydliga tecken på att tillstånd och påverkan i vattenförekomsten inte har förändrats särskilt mycket över tiden.

4.4.1 Expertbedömning kan göras på olika sätt

Expertbedömning är nödvändig i många situationer, men det är inte enkelt att skriva en vägledning för detta. Hur gör man t.ex. när biologin indikerar god status medan den kända antropogena påverkan antyder något helt annat? En bedömning kan göras på många olika sätt, bland annat beroende på kunskap och erfarenhet hos den som ska bedöma och vilken bakgrundsinformation som finns att tillgå.

Se FS
2 kap. 8 §

Vilken bedömning som än görs är det viktigt att dess tillvägagångssätt dokumenteras i någon form. Att härleda data eller bedömningar som saknar ursprungsinformation kan vara mycket tidsödande och ibland omöjligt. Om någon annan person ska arbeta med samma data eller bedömningar i ett senare skede bör ursprunget till informationen vara tydlig.

Om man använder sig av exempelvis modeller som automatiskt gör många beräkningar och därför kan underlätta arbetet betydligt är det fortfarande fråga om en typ av expertbedömning som måste göras. Modeller är aldrig perfekta och man måste använda sitt kunnande och sin erfarenhet även i tolkningar av dessa. Även om det efter en modellkörning kommer ut en färdig bedömning av t.ex. status kan det vara oklokt att lita blint på denna bedömning, utan att först göra en rimlighetsbedömning av resultatet. Modeller berörs inte nämnvärt i detta kapitel eftersom det är svårt att peka på en allmängiltig modell som passar i många sammanhang. Modeller är ofta konstruerade för en specifik uppgift och det är viktigt att fundera på vad modellen egentligen har för syfte och vad den gör innan man gör en modellkörning.

Om data finns tillgänglig för en parameter som inte är en del av en bedömningsgrund kan det i vissa fall vara lämpligt att använda dessa data i en expertbedömning. En förutsättning för detta är dock att dessa data indikerar den påverkan eller effekt som är tänkt att bedömas. Som exempel på en parameter som det saknas bedömningsgrunder för i dagsläget kan djurgruppen stormusslor nämnas. I de fall det hittas reproducerande flodpärlmusslor, som tillhör gruppen stormusslor, i ett vattendrag är det troligen ett tecken på att vattendraget har god eller hög status. I många vattendrag är däremot inte flodpärlmusslor någon bra indikator alls eftersom de exempelvis inte har reproducerat sig på många år eller eftersom de helt enkelt saknas i vattendraget.

Ett annat exempel är om man i kustvatten har data för några få makroalgsarter eller gömfröiga växter och använder dem tillsammans med den kvalitativa beskrivningen i bilaga B avsnitt 3.7.

Det är komplicerat att skriva en vägledning för varje situation som kan uppstå då förutsättningarna för varje situation varierar. Av denna anledning tas i denna handbok endast upp några utvalda delar av begreppet ”expertbedömning”.

4.4.2 Expertbedömning vid brist på underlagsdata

Bedömning och klassificering av miljökvaliteten i en vattenförekomst bör idealt sett ske på basis av empiriska data av hög kvalitet. I praktiken kommer dock många vattenförekomster att bedömas utifrån ett mer eller mindre ofullständigt empiriskt material. I många fall kommer data att saknas för samtliga parametrar som krävs för kvalitetsfaktorerna eller bedömningsgrunderna, i andra fall kommer data att

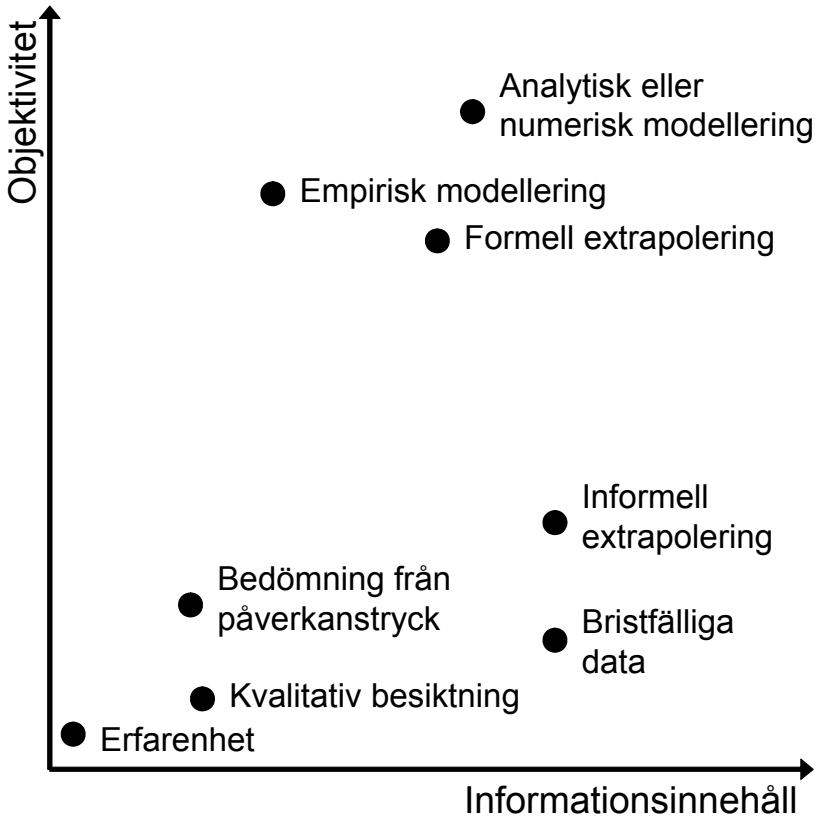
finnas endast för vissa av dessa parametrar. Eftersom vattenförvaltningsförordningen kräver att kvalitetsfaktorer vägs samman, innebär detta att man i många vattenförekomster kommer att tvingas sätta kvalitetskrav och bedöma huruvida miljökvaliteten motsvarar dessa med hjälp av en kombination av miljödata och så kallade expertbedömningar.

Viss oro kan finnas för att en tveksam expertbedömning kan få stor negativ betydelse, med exempelvis stora åtgärdskostnader som följd. Detta ska dock inte vara nödvändigt. När en expertbedömning resulterar i att en vattenförekomst troligen har måttlig status leder detta samtidigt till att vattenförekomsten ska övervakas operativt. Detta innebär alltså att ytterligare data kommer att samlas in som kan verifiera expertbedömningen. En tveksam expertbedömning bör därför inte föranleda att felaktiga åtgärdsprogram startas.

I tabell 4.7 redovisas tänkbara metoder för expertbedömning av miljökvalitet för enskilda parametrar inom en kvalitetsfaktor. Listan är inte fullständig och vissa metoder överlappar eller används i kombination. Indelningen av metoder är i viss mån godtycklig men syftet är att kunna tydliggöra fördelar och nackdelar med olika angreppssätt, föreslå kriterier och metoder för att mäta säkerheten hos en statusklassificering gjord med expertbedömningar. Ett viktigt syfte med en sådan indelning är att skapa en gemensam terminologi som kan användas i t.ex. VISS för att beskriva och dokumentera de olika typer av metoder för expertbedömning som används och med vilka kriterier statusklassificeringen görs.

Metoderna kan delas in i informella och formella. Deras inbördes ordning i listan är inte självklart liktydigt med en rangordning men i möjligaste mån är det lämpligt att sträva efter objektivitet och högt informationsinnehåll (figur 4.12). De informella metoderna kan i vissa fall vara de enda möjliga men riskerar att bli subjektiva och personberoende. Formella metoder är mindre subjektiva men kräver i gengäld mer kvantitativ information och teknisk expertis. Kvantitativ information är också styrkan hos de modeller som finns att tillgå.

Se AR till
2 kap. 8 §



Figur 4.12. En bild över hur förhållandet mellan objektivitet och informationsinnehåll kan se ut när en expertbedömning ska göras. Observera dock att diagrammet inte säger något om sanningshalten i de resultat man får med de olika metoderna.

Hur ska kvaliteten på en expertbedömning mätas och dokumenteras?
När det gäller empiriska data finns vedertagna metoder och kriterier för hur kvaliteten på informationen kan mätas och styras. Precisionen av ett skattat medelvärde för en individuell parameter kan exempelvis mätas med hjälp av det så kallade standardfelet eller konfidensintervallet (avsnitt 4.1.2.1). Med hjälp av statistisk teori kan man sedan beräkna hur många stickprov som behövs för att uppnå en önskad precision. Med hjälp av information om osäkerheten hos enskilda, ingående parametrar kan man sedan beräkna sannolikheten för felklassificering för en hel kvalitetsfaktor. Att bedöma kvaliteten och osäkerheten hos en expertbedömning på parameter- och kvalitetsfaktornivå är dock svårare. Eftersom expertbedömningar kan göras på ett antal olika sätt, finns ingen generell metod för hur kvaliteten och osäkerheten kan bedömas. För att bedömningarna ska kunna jämföras mellan tillfällen, måste minimikravet vara att det alltid dokumenteras i VISS vilka metoder för expertbedömning som har använts och i vilken utsträckning detta har gjorts. Dessutom bör expertbedömningar, i likhet med bedömningar som baseras på data, i möjligaste mån åtföljas av något mått på osäkerhet.

Metoden för att bestämma osäkerhet för en expertbedömning av en enskild parameter skiljer sig beroende på vilken metod som tillämpas (tänkbara ansatser redovisas i tabell 4.7). Även om det finns generella skillnader i osäkerhet mellan olika metoder för expertbedömning, går det dock inte att ange någon enkel prioritetsordning. Bedömningar baserade på analytiskt sofistikerade modeller har förmodligen en större potential för personoberoende bedömning med skattningsbar osäkerhet jämfört med de som baseras på subjektiv expertbedömning av speciellt kompetent personal. Målet måste därför vara att utveckla objektiva, kvantitativa metoder baserade på vetenskapliga fakta snarare än svårbeskrivna personliga ”erfarenheter”. Icke desto mindre är det möjligt att subjektiva bedömningar ibland kan ge bättre kvalitetsbedömningar än mer objektiva metoder. Vilken metod som än används, är det av yttersta vikt att underlag och kriterier framgår tydligt.

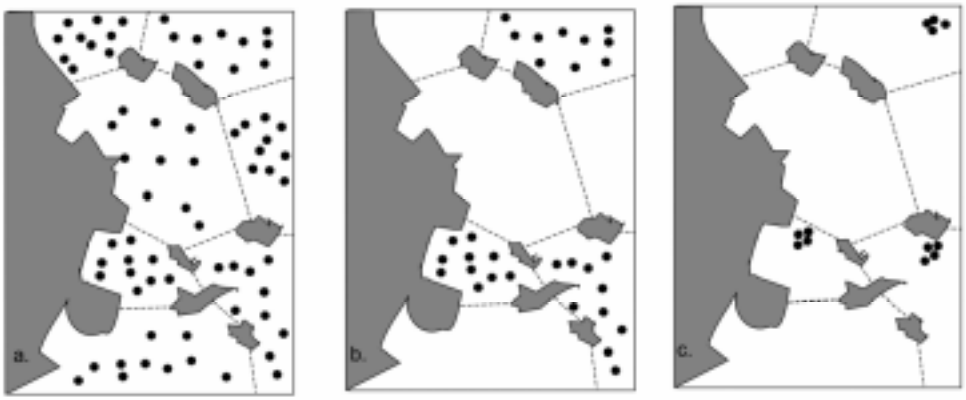
Se AR till
2 kap. 8 §

Tabell 4.7. Exempel på metoder för expertbedömning av enskilda parametrar. Användandet av termen extrapolering syftar på att bedömningar från en eller flera vattenförekomster extrapoleras ut i andra vattenförekomster. Med denna utgångspunkt innefattar extrapolering även situationer där tillståndet i geografiskt mellanliggande vattenförekomster interpoleras från vattenförekomster med kända tillstånd med hjälp av krieging- eller regressionsmetoder.

Metod för expertbedömning	Förklaring	Exempel på metod för osäkerhetsskattning
Informella metoder		
Erfarenhet	Tidigare ”intryck” av parametern i vattenförekomsten.	
Kvalitativ besiktning	Aktuell, visuell eller annan okvantifierad besiktning.	
Bristfälliga data (uppfyller ej rekommendationerna i bedömningsgrunderna)	Exempelvis tillgång till gamla eller ofullständiga data på den aktuella parametern.	Oberoende information om parameterns variation.
Bedömning från påverkanstryck	Kunskap om specifika påverkanstryck och deras effekter på parametern används för att dra slutsatser om parametern.	
Informell extrapolering	Omgivande eller liknande vattenförekomster används på ett informellt sätt för att bedöma tillståndet eller sätta kvalitetskrav.	Samstämmighet mellan omgivande förekomster.
Formella metoder		
Analytisk eller numerisk modellering	Kvantitativa, geografiskt explicita modeller av processer och påverkanstryck som påverkar parametern, t.ex. Fyrismodellen, HBV-NP, Watchman eller SMHI:s kustzonsmodell.	Osäkerhetsanalys med hjälp av Monte Carlo-, randomiseringsmetoder eller oberoende validering.
Empirisk modellering	Modellering där statistiska, empiriska samband används för att extrapolera eller interpolera till vattenförekomster där parametern ej mätts, t.ex. den habitatmodellering, som är presenterad inom SAKU.	Osäkerhetsanalys med hjälp av Monte Carlo-, randomiseringsmetoder eller oberoende validering.
Formell extrapolering	En grupp av vattenförekomster används för att sätta kvalitetskrav eller bedöma tillståndet via exempelvis ”typgruppering” i VISS.	Samstämmighet mellan omgivande förekomster och tydliga kriterier på vad som måste uppfyllas för att vattenförekomster ska kunna typgrupperas.

Eftersom det inte kommer att vara praktiskt eller ekonomiskt möjligt att enligt figur 4.13a uppnå fullständig, representativ provtagning i alla vattenförekomster kommer förmodligen olika typer av extrapolering att vara en vanlig typ av expertbedömning (tabell 4.7). Detta innebär att resultaten från de tre provtagna vattenförekomster i figur 4.13b även kommer att användas för att uttala sig om statusen i de fyra där inga prover har tagits. Denna metod går att använda också i VISS, där det finns en möjlighet att gruppera flera vattenförekomster inom samma typ till en så kallad typgrupp och klassificera dessa gemensamt. Logiken bakom typgrupperingen är att

de vattenförekomster som ingår i gruppen är av samma typ och påverkas av liknande påverkansfaktorer och påverkanstryck. I limnisk miljö kan verktyget *System Aqua*[26] (exempel i avsnitt 4.5) användas för att bedöma om dessa krav är uppfyllda. För marin miljö finns inga formella procedurer utvecklade, men man kan tänka sig att exempelvis SMHI:s kustzonsmodell skulle kunna fungera på liknande sätt. Oavsett vilket verktyg som används kommer dock beslut om typgruppering av biologiska parametrar att baseras på information om ett fåtal omvärldsfaktorer vars påverkan på biologin i många fall kommer att vara osäker. Grunden för typgruppering kommer därför att vara osäker och detta kommer i vissa fall att leda till felaktig klassificering. Eftersom denna form av expertbedömning kommer att vara vanlig finns det anledning att fundera över metoder för att mäta och dokumentera hur stor denna osäkerhet är. Nedan exemplifieras detta med mjukbottenfauna (BQI) i havsområden.



Figur 4.13. Exempel på utplacering provpunkter i sju marina vattenförekomster: (a) geografiskt representativ provtagning i alla vattenförekomster, (b) geografiskt representativ provtagning i tre vattenförekomster, (c) icke-representativ provtagning i tre vattenförekomster.

Osäkerhet med BQI för bottenfauna vid typgruppering i Bottniska vikens kustområden

Även om det kan finnas goda skäl att anta att vattenförekomster av samma typ och med liknande påverkanstryck har liknande ekologisk status, finns det skäl att vara försiktig med sådana slutsatser. Dels kan det finnas kända eller okända naturliga faktorer som gör att bedömningsgrunderna fungerar olika bra i olika vattenförekomster, men det kan även finnas skillnader i påverkanstryck som ännu inte är kända eller där effekterna på biologin ej är kända. Statusklassificering genom extrapolering från ett fåtal vattenförekomster leder därför till att ytterligare osäkerhet introduceras.

Ett sätt att utvärdera storleken på denna osäkerhet kan vara att betrakta provtagna vattenförekomster som ett representativt stickprov av vattenförekomster inom en viss typ och påverkansklass. Detta är dessutom en förutsättning för att grupperingen ska kunna motiveras. Graden av osäkerhet kommer då att bestämmas

[26] Bergengren, J. och Bergquist, B. 2004. System AQUA 2004 – Del 1. Hierarkisk modell för karakterisering av sjöar och vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 2004:24.

av hur stor skillnad det finns mellan de vattenförekomster som det finns data för. Även om man inte har mätt i alla vattenförekomster, representerar skillnaden mellan medelvärden från de tre provtagna vattenförekomsterna i figur 4.13b hur stor skillnad man ska förvänta sig mellan vattenförekomster i den aktuella gruppen.

Om medelvärdena varierar mycket mellan dessa tre vattenförekomster ska man förvänta sig att det generellt finns stor skillnad mellan vattenförekomster och extrapoleringen måste anses osäker. Om det är liten skillnad är typgrupperingen och extrapoleringen mindre osäker.

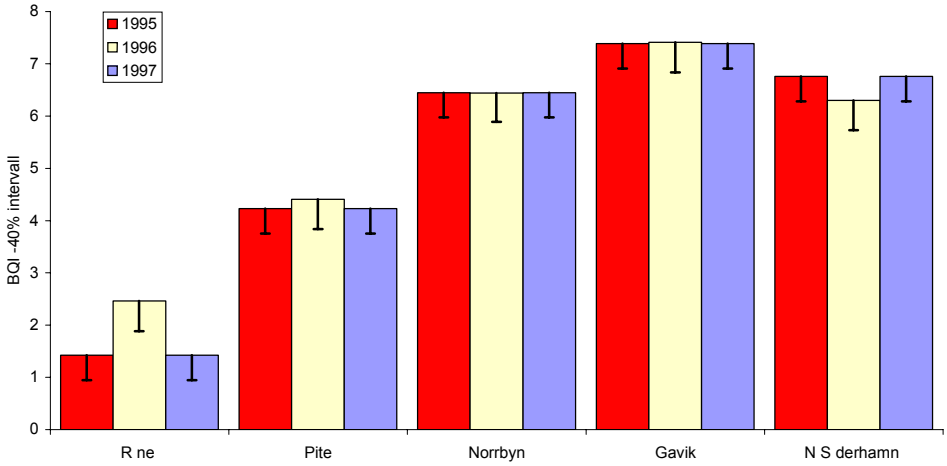
Tabell 4.8. Tabell för variansanalys för ett års provtagning i med *n* prover i vardera av *a* vattenförekomster (VF). [1]På grund av slumpskäl kan σ^2_{VF} ibland skattas till <0. Detta är ett ologiskt (men ej osannolikt om σ^2_{VF} är litet) resultat. I sådana fall kan σ^2_{VF} skattas genom att medelvärdena för varje vattenförekomst, och variansen dem emellan, beräknas.

Källa	Nivåer	df	Komponent, σ^2	MS skattar	[1]Beräkning av σ^2	Konfidensintervall
VF	a	a-1	σ^2_{VF}	$\sigma^2_\varepsilon + n\sigma^2_{VF}$	$\frac{(MSVF - MS\mathrm{Res})}{n}$	$\sqrt{\frac{\sigma^2_{VF}}{a}} * t_{krit,a-1}$
Res	n	a(n-1)	σ^2_ε	σ^2_ε	$MS\mathrm{Res}$	$\sqrt{\frac{\sigma^2_\varepsilon}{n}} * t_{krit,n-1}$

Ett enkelt sätt att göra dessa beräkningar är att använda sig av strukturen i en variansanalys (ANOVA) för att skatta medelkvadratsummorna (MS) och de bidrag som orsakas av olika variationskällor. Om man exempelvis har data som på ett representativt sätt skattar tillståndet i ett antal vattenförekomster (figur 4.13b), kan man beräkna variationen som representerar skillnader mellan prover, σ^2_ε, och den som representerar skillnader mellan vattenförekomster, σ^2_{VF} (tabell 4.8). Med hjälp av σ^2_ε och en t-fördelning kan man sedan beräkna inom vilka gränser det sanna medelvärdet inom ett område ligger med en given sannolikhet. I bedömningsgrunderna för mjukbottenfauna för kustvatten har man t.ex. valt att klassificera statusen efter den nedre gränsen för ett ensidigt konfidensintervall. Skattningen av skillnaden mellan vattenförekomster, σ^2_{VF}, kan användas för att beräkna inom vilka gränser medelvärdena för övriga vattenförekomster bör ligga. Detta kan, om man antar en normalfördelning, åstadkommas genom att man beräknar det så kallade populationsintervallet:

$$\mu = \overline{X} \pm 1.96 * \sigma_{VF},$$

Skattningen av σ^2_{VF} kan även användas för att beräkna konfidensintervall för medelvärden för hela området (tabell 4.8).



Figur 4.14. Medelvärden – 40% konfidensintervall av BQI för fem områden i Bottniska viken.

Exempel – beräkning med data från områden med olika typ

För att exemplifiera ovanstående kan det antagas att man vill gruppera alla vattenförekomster i Bottniska vikens kustområden. Eftersom områdena representerar olika typer är detta inte något som ska förekomma men för att illustrera principerna kan ändå tankeexperimentet göras. Med hjälp av tre års data från fem områden i Bottniska viken kan man beräkna medelvärde och spridning inom och mellan områden, vilka antas motsvara enskilda vattenförekomster. Medelvärdena för bottenfaunans kvalitetsindex, BQI, och den uppskattade klassificeringen (nedre gränsen för ett ensidigt 20% konfidensintervall) skiljer sig relativt mycket mellan områdena (figur 4.14), men den inbördes ordningen förefaller liknande mellan år. Framförallt skiljer sig de två områdena i Bottenviken (Råneå och Piteå) från de i Bottenhavet. Som ett exempel visar analysen av 1997 års data att variationen mellan områden är ungefär 2.3 medan den inom områden är cirka 10 (tabell 4.9). De 95%-iga konfidensintervallen för skattade medelvärden inom områden är 1.50, vilket innebär att det sanna medelvärdet inom ett område med 95% sannolikhet ligger inom ett intervall är ±1.50 BQI från det skattade medelvärdet ($\overline{X}$ =5.24). Konfidensintervallet för medelvärdet i hela området är ±1.88 från det totala medelvärdet.

Med hjälp av skattningen av σ^2_{VF} och uttrycket för populationsintervallet kan man beräkna inom vilka gränser medelvärdena för andra, ej provtagna vattenförekomster, bör ligga med 95% sannolikhet. Under 1997 låg således 95% av vattenförekomsterna inom intervallet 5.24±4.68. Om liknande beräkningar görs för alla år visar det sig att 1997 var det år som hade störst variation mellan vattenförekomsterna, men att intervallet generellt är stort (> 2.96) om man skulle gruppera hela Bottniska viken (figur 4.15a). Att gruppera bottenfaunan i kustområdena på denna skala skulle alltså leda till mycket stor osäkerhet vid extrapoleringen ut till andra, ej provtagna vattenförekomster. Detta stämmer väl överens med vad som kan förväntas eftersom exemplet representerar ett försök att gruppera vattenförekomster från olika typer.

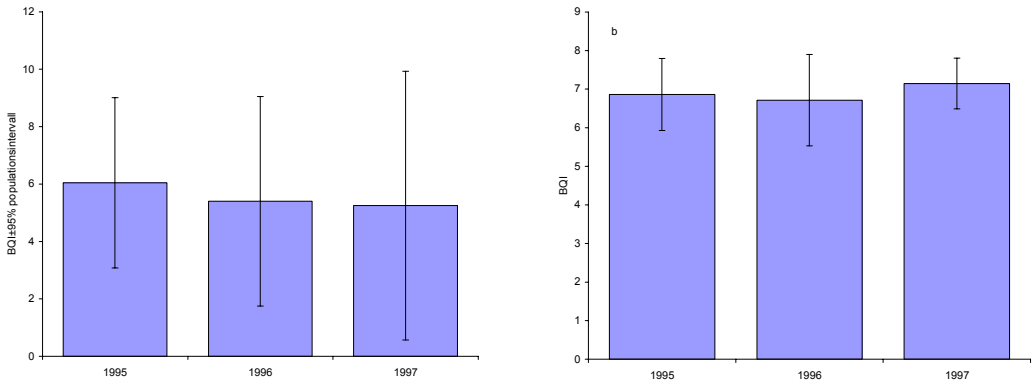
Tabell 4.9. Tabell för variansanalys av BQI för 1997 års provtagning av bottenfauna i fem kustområden i Bottniska viken (för beräkning av σ^2 och konfidensintervall se Tabell 3). Även om det formella testet ej visas, innebär resultaten signifikant variation mellan områdena (p<0.001).

Källa	Nivåer	df	MS	σ^2	SE	$t_{0.05, N-1}$	KI
Område 5	4	56.11	2.29	0.68	2.78	1.88	
Residual 20	97	10.30	10.30	0.72	2.07	1.50	

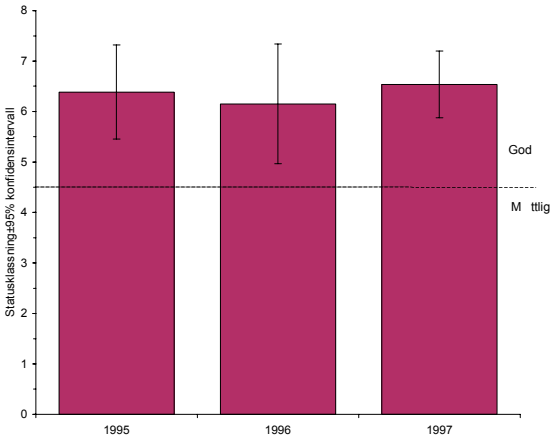
Exempel – beräkningar på områden inom samma typ

Om samma beräkningar istället tillämpas på områden som tillhör samma typ, det vill säga endast de områden som ligger i Bottenhavet, blir situationen lite annorlunda. För data insamlade 1997 ligger medelvärdet av BQI på 7.14. Populationsintervallet under samma period beräknas till ± 0.65, vilket innebär 95% av alla områden bör i Bottenhavet ligga mellan 7.79 och 6.49. Enligt vad man kan förvänta sig med tanke på typindelningen förefaller typgruppering i detta fall mindre osäker.

Eftersom bedömningsgrunderna för bottenfauna är utformade på så sätt att klassificeringen görs utifrån den nedre gränsen för ett ensidigt, 20% konfidensintervall kan det vara intressant att undersöka hur mycket klassificeringen kan förväntas variera mellan olika vattenförekomster i Bottenhavet. För att göra detta beräknas gränserna för de individuella områdena (vilka under 1997 var dessa 6.77, 6.70 och 6.14 för Norrbyn, Gavik respektive Söderhamn) och skattar det genomsnittliga värdet och standardavvikelsen (6.53 respektive 0.34). Med hjälp av dessa skattningar kan man beräkna att det under 1997 förefaller som om klassificeringarna i 95% av vattenförekomsterna i Bottenhavet låg inom intervallet 6.53±0.66. Bortsett från mindre avvikelser observerades detta mönster under alla tre år (figur 4.14). Dessutom kan det noteras att man bör förvänta sig att mer än 95% av vattenförekomsterna var av god status under alla år. Åter igen förefaller det som om det finns ett visst empiriskt stöd för att gruppering av vattenförekomster i Bottenhavet inte innebär att någon dramatisk osäkerhet introduceras.



Figur 4.15. Medelvärden – 95% populationsintervall av BQI för (a) hela Bottniska viken och (b) Bottenhavet.



Figur 4.16. Medelvärden för statusklassificering av BQI i Bottenhavet. Klassgränsen mellan god och måttlig status har bestämts till 4.5.

På ett generellt plan illustrerar ovanstående exempel en formell metod som kan användas för att utvärdera osäkerheten vid gruppering. Utgångspunkten för exemplet har varit att den underliggande provtagningen har gjorts på ett representativt sätt med avseende på en vattenförekomst (figur 4.13b). I vissa fall, exempelvis för andra kvalitetsfaktorer, är det tänkbart att provtagningen utformats på annat sätt. En möjlighet är att provtagningen planerats så att en endast en liten del av vattenförekomsten övervakas (exempelvis en ”station”, figur 4.13c). Om den aktuella mätvariabeln uppvisar en betydande rumslig struktur inom vattenförekomsten (exempelvis gradienter eller lokala variationer), innebär detta att övervakning av en station per vattenförekomst kan överskatta variationen mellan vattenförekomster (det vill säga σ^2_{VF}). Detta kommer att leda till en större osäkerhet introduceras vid gruppering av vattenförekomster. Hur stort detta problem kommer att vara i praktiken beror troligtvis på sammanhanget. Oavsett hur provtagningen har utformats kan den beskrivna metoden användas för att ge en ungefärlig uppfattning om osäkerheten.

4.4.3 Statusklassificering när man nästan bara har vattenkemidata

När man ska klassificera status i en vattenförekomst där biologiska data saknas är det bra om man har möjlighet att samla in data innan statusklassificeringen görs. Om detta inte är möjligt blir man tvungen att använda den information man har för att istället göra en expertbedömning. Om man har tillgång till mätningar av fysikalisk-kemiska parametrar (ofta benämnt som vattenkemi) kan detta vara till stor hjälp i expertbedömningen. Detta tillsammans med den potentiella påverkan man känner till kan vara tillräckligt för att göra en enkel statusklassificering.

Förslagsvis börjar man med att sammanställa tillgängliga data om området för att skapa sig en helhetsbild. Sedan kan man sortera data utifrån vad de kan tänkas indikera. Man bör samtidigt också göra en bedömning av hur representativa de prover man har kan vara för vattenförekomsten. Representativiteten kan påverkas

av t.ex. tidpunkten när provet är taget, provets lokalisering, eller kvaliteten på provtagning och analys. Förslagsvis kan arbetsgången sedan vara följande:

1. **Lista de fysikalisk-kemiska parametrar som har mätts i vattenförekomsten.**

   Om det finns bedömningsgrunder för respektive parameter kan man använda dessa för att klassificera status. Om bedömningsgrunder saknas för parametern är man tvungen att leta reda på annan information som kan ge motsvarande indikation om status.

2. **Lista potentiell påverkan i vattenförekomsten.**

   Stor påverkan kan vara en indikation på sämre status. Sämre status innebär i detta fall måttlig eller sämre status. Liten påverkan kan vara en indikation på bättre status. Bättre status innebär i detta fall god eller hög status.

3. **Bedömning:**
   a. Om fysikalisk-kemiska parametrar indikerar bättre status och annan påverkan i vattenförekomsten är liten kan statusen antas vara god eller hög.
   b. Om fysikalisk-kemiska parametrar indikerar bättre status och annan påverkan i vattenförekomsten är stor kan det vara svårt att bedöma statusen. Ytterligare utredningar bör då göras kunna klassificera vattenförekomstens status.
   c. Om fysikalisk-kemiska parametrar indikerar på sämre status och annan påverkan i vattenförekomsten är liten kan det vara svårt att klassificera statusen. Ytterligare utredningar bör då göras kunna klassificera vattenförekomstens status.
   d. Om fysikalisk-kemiska parametrar indikerar sämre status och annan påverkan i vattenförekomsten är stor kan statusen antas vara måttlig eller sämre.

      I fallen a och d är sannolikheten att göra en korrekt bedömning hög, medan fallen b och c kräver ytterligare utredningar i form av nya provtagningar eller framtagande av mer information om påverkan i vattenförekomsten.

Ovanstående tillvägagångssätt är tänkt som en enkel status klassificering när biologiska data saknas, men för att säkra de bedömningar som görs bör nya data samlas in för att verifiera dessa.

4.4.4 Statusklassificering utifrån en påverkansbedömning

Till skillnad från exemplet i föregående avsnitt så kommer det finnas områden där inga tillståndsdata finns tillgängliga, samtidigt som en statusklassificering ändå måste göras. Detta gäller i stora delar av landet (särskilt i norra Sverige) där det saknas eller finns få data från fältkarteringar och provtagningar, vilket innebär att det i ett första skede kan vara nödvändigt att göra en statusklassificering helt eller delvis utifrån en påverkansbedömning. Utgångspunkten är då den påverkansanalys som gjorts under karakteriseringsarbetet. Genom att sortera vattenförekomsterna utifrån storleken på den effekt som antropogen påverkan har kan man få en grov indelning av en förmodad status. Det förutsätts då att det finns en stark koppling mellan antropogen påverkan och status samt att inga andra faktorer på ett påtagligt sätt orsakar eller har orsakat förändringar av vattenförekomsten. De normativa definitionerna för klassificeringen av ekologisk status i tabell 1.2 i bilaga V till ramdirektivet för vatten framhåller en stark koppling mellan antropogen påverkan och status.

Hög status enligt den allmänna definitionen av ekologisk kvalitet definieras :

> ”Det finns inga eller endast mycket små av människor framkallade förändringar av ytvattenförekomstens värden för de fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna, jämfört med de värden som normalt gäller för denna typ av förekomst vid opåverkade förhållanden. Värdena för ytvattenförekomstens biologiska kvalitetsfaktorer avspeglar de värden som normalt är förknippade med denna typ vid opåverkade förhållanden och uppvisar inga eller mycket små tecken på störning. Dessa är de typspecifika förhållandena och samhällena.”

God status definieras enligt den allmänna definitionen:

> ”Värdena för ytvattenförekomstens biologiska kvalitetsfaktorer uppvisar små av mänsklig verksamhet framkallade störningar, men avviker endast i liten omfattning från de värden som normalt gäller för ytvattenförekomsten vid opåverkade förhållanden.”

Måttlig status definieras enligt den allmänna definitionen:

> ”Värdena för ytvattenförekomstens biologiska kvalitetsfaktorer avviker i måttlig omfattning från de värden som normalt gäller för ytvattenförekomsten vid opåverkade förhållanden. Värdena visar på måttliga av mänsklig verksamhet framkallade störningar och är avsevärt mer påverkade än vid förhållanden med god status.”

När tillståndsdata saknas i vissa vattenförekomster kan man klassificera status i dessa utifrån tillståndsdata i förekomster som har liknande påverkan, det vill säga utifrån andra förekomster inom samma typgrupp. Det är också lämpligt att fokus ligger på en typ av påverkan åt gången (t.ex. försurning, eutrofiering eller metallpåverkan). Ett förslag till en fem stegs arbetsgång illustreras i figur 4.17. Denna börjar med två steg som endast är exempel på hur man kan dela in sina data innan man i det tredje steget typgrupperar sina vattenförekomster och gör en statusklassificering utifrån de tillståndsdata som finns inom varje typgrupp. I steg fyra gör man en rimlighetsbedömning av den tänkta statusen för varje vattenförekomst och i det sista steget bestäms vilken status som ska gälla för respektive vattenförekomst. Den stegvisa arbetsgången förklaras mer i detalj nedan.

Steg 1. Bedömning av hur påverkad vattenförekomsten är av antropogen verksamhet

Man kan börja med att grovt dela in sina vattenförekomster i tre grupper utifrån hur starkt påverkad vattenförekomsten anses vara. I detta fall har grupperna kallats ”obetydligt påverkad”, ”lite påverkad” och ”mycket påverkad”, vars benämningar har valts för att undvika sammanblandning med andra begrepp (såsom t.ex. ”betydande påverkan”). Denna bedömning kan göras både subjektivt, utifrån egen kännedom om påverkan i vattenförekomsterna, och objektivt, utifrån belastningsberäkningar med hjälp av källfördelningsmodeller och lämpligt satta gränsvärden för den påverkan som är i fokus. Man bör i första hand använda objektiva metoder. Lämpligt kan vara att, som i exemplet, välja tre grupper som motsvarar de definitioner som finns för klassificeringen av ekologisk status i tabell 1.2 i bilaga V till ramdirektivet för vatten. Om några vattenförekomster skulle hamna i fel grupp så gör det dock inget, eftersom detta ändå bör komma fram vid typgrupperingen i steg tre. Detta och nästa steg är endast till för att skapa en viss ordning bland vattenförekomsterna för att lättare få en överblick över vad man har. Har man redan en mycket bra kunskap om påverkan i sina vattenförekomster kan man gå direkt till steg tre och göra en typgruppering utifrån denna.

Se AR till 2 kap. 8 §

Steg 2. Subjektiv statusklassificering

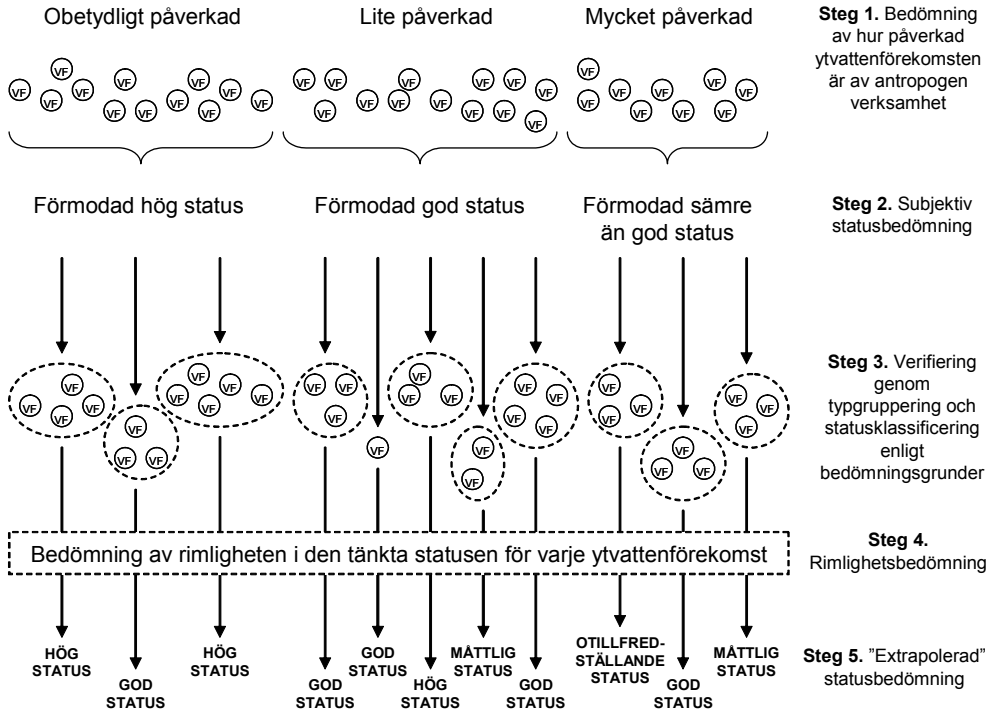
I och med att statusklassificeringen delvis bygger på hur starkt påverkad av antropogen verksamhet en vattenförekomst är kan man i detta skede göra en subjektiv och mycket preliminär statusklassificering. I exemplet får då vattenförekomsterna i gruppen ”obetydligt påverkad” statusbenämningen ”förmodad hög status, gruppen ”lite påverkad” får benämningen ”förmodad god status” och gruppen ”mycket påverkad” får benämningen ”förmodad sämre än god status”.

Steg 3. Verifiering genom typgruppering och statusklassificering enligt bedömningsgrunder

I detta steg görs en verifiering av den subjektiva statusklassificeringen genom att man typgrupperar vattenförekomsterna och statusklassificerar de vattenförekomster inom gruppen som har tillståndsdata. Klassificeringen görs då med hjälp av bedömningsgrunderna. De vattenförekomster som saknar tillståndsdata är då tänkta att få samma statusklassificering som de vattenförekomster inom typgruppen som har kunnat klassificerats med bedömningsgrunder. Om inte tillräckligt med underlag, i form av tillståndsdata, finns inom typgruppen rekommenderas att överväga om kompletterande provtagningar av relevanta kvalitetsfaktorer kan göras för att kunna klassificera statusen. Gör man i detta fall inga kompletterande mätningar kommer troligtvis den expertbedömning man kommer att behöva göra innehålla stor osäkerhet. Om klassificeringen blir måttlig eller sämre är det lämpligt med kompletterande provtagningar av relevanta kvalitetsfaktorer.

Steg 4. Rimlighetsbedömning
När statusklassificeringen av typgrupperna är gjorda bedöms för varje ingående vattenförekomst rimligheten i statusklassificeringen. I detta fall finns ofta inte värden på tillståndet, men det är ändå lämpligt att försöka följa flödesschemat i figur 4.1 så gott det går för att avgöra rimligheten.

Steg 5. ”Extrapolerad” statusklassificering
Den status som bedöms vara resultatet efter användandet av bedömningsgrunder i steg tre kan då inom typgruppen klassificeras som statusen för respektive vattenförekomst, under förutsättning att rimlighetsbedömningen visat att denna status är rimlig.



Figur 4.17. Exempel på arbetsgång vid statusklassificering utifrån hur påverkad vattenförekomsten bedöms vara. VF är i detta fall en förkortning för vattenförekomst.

För att bestämma statusen i de vattenförekomster som saknar tillståndsdata och inte passar in i någon typgrupp eller de typgrupper som har ofullständig information eller helt saknar underlag i form av provtagna kvalitetsfaktorer kan en expertbedömning göras utifrån påverkansanalysen och annan tillgänglig kunskap. Man bör dock ha i åtanke att expertbedömningar kan medföra stor osäkerhet. Det är därför lämpligt att en rimlighetsbedömning görs för varje vattenförekomst även i detta fall. Om man efter att ovanstående arbetsgång tänker klassificera status i en vattenförekomst till måttlig status eller sämre är det lämpligt att göra nya provtagningar av relevanta kvalitetsfaktorer och klassificera förekomsten med bedömningsgrun-

der för att styrka denna klassificering. Detta görs för undvika att åtgärder sätts in på felaktiga grunder samt att vattenförekomsten blir föremål för operativ övervakning utan att behov finns.

4.4.5 Dokumentation

För att det enkelt ska gå att kontrollera hur specifika klassificeringar är gjorda är det viktigt att på ett tydligt sätt dokumentera hur olika typ av information har använts i en klassificering. Vattenmyndigheten ska för varje vattenförekomst i databasen VISS, eller motsvarande, redovisa hur statusklassificeringen har utförts samt resultatet av denna för varje klassificerad kvalitetsfaktor. Detta ska också redovisas i form av ekologisk status och kemisk ytvattenstatus eller ekologisk potential och kemisk ytvattenstatus. Dessutom ska information om underlaget som använts vid klassificeringen dokumenteras för respektive klassificerad kvalitetsfaktor.

Se FS
2 kap. 13 §

I dokumentationen av ovanstående bör det framgå huruvida klassificeringen har gjorts för parametrar utifrån tillståndsdata enligt krav i bedömningsgrunder eller om klassificeringen är helt baserad på modellering utifrån påverkansdata såsom utsläpp, markanvändning, belastning etc. eller om klassificeringen har gjorts utifrån dels tillståndsdata och dels påverkansdata.

Det är lämpligt att dokumentationen görs på ett för samtliga vattenförekomster enhetligt sätt, eftersom det då underlättar exempelvis jämförelser av olika vattenförekomster och tydligare ger en indikation på hur väl underbyggd en specifik klassificering är. Dokumentationen ska ske för varje klassificerad kvalitetsfaktor.

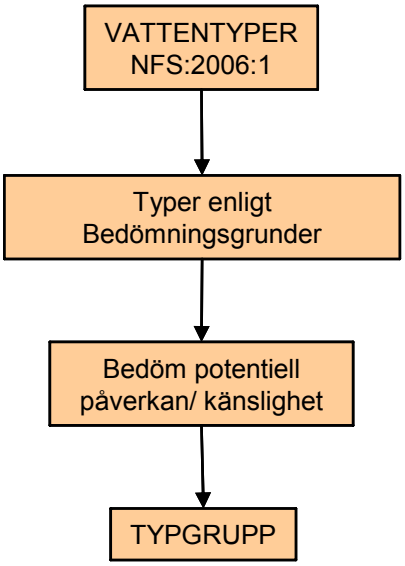
4.5 Gruppering av vattenförekomster

I Sverige finns det ett mycket stort antal ytvattenförekomster och det är inte möjligt att mäta i alla. För att förenkla hanteringen av vattenförekomster kan man dela in vattenförekomsterna i delpopulationer såsom *typgrupper*. I en typgrupp är alla vattenförekomster av en och samma kategori, det vill säga sjö, vattendrag, kustvatten eller vatten i övergångszon. Definitionen av en typgrupp är ”en samling vattenförekomster som tillhör samma typ (enligt föreskriften om kartläggning och analys, NFS 2006:1) och som har samma grad och typ av påverkan”.

Istället för att beskriva tillståndet i enskilda vattenförekomster kan då tillståndet beskrivas för en typgrupp av vattenförekomster. Att uppskatta status utifrån andra vattenförekomster inom samma typgrupp är ingen exakt metod men ger en vägledning för klassificeringen. Alternativ till detta kan vara att simulera data för kvalitetsfaktorer med hjälp av modeller.

4.5.1 Indelning i typgrupper – en översikt

Innan man delar in vattenförekomsterna i typgrupper krävs flera andra steg; karakterisering i *vattentyper* enligt NFS 2006:1, indelning i typer för bedömningsgrunderna vilket beskrivs för varje kvalitetsfaktor i bilaga A och bedömning av *potentiell påverkan* (figur 4.18). För mer information om dessa moment hänvisas också till föreskriften om kartläggning och analys (NFS 2006:1) och dess tillhörande handbok (2007:3).



Figur 4.18. Olika moment som krävs för att göra en indelning i typgrupper.

4.5.1.1 INDELNING I TYPER ENLIGT NFS 2006:1

Karakteriseringen i *limniska typer* (enligt NFS 2006:1) i sötvatten utgår från naturgivna förutsättningar (naturgeografiska ekoregioner). För sjöar är de bestämmande egenskaperna humushalt, kalkhalt, maxdjup och yta. För vattendrag är det längd och tillrinningsområdets area. Huvudsyftet med indelningen i typer är att ta fram jämförbara typer så att bedömningar av avvikelser från referenstillstånd kan göras på likartat sätt. En vattenförekomst kan bara tillhöra en typ och olika typer kan inte överlappa varandra.

Den svenska kusten är redan indelad i 23 *kustvattentyper* (enligt NFS 2006:1) och två typer för *vatten i övergångszon*. En typ av kust- eller övergångsvatten består av ett större havsområde som är relativt likartat med avseende på salthalt, vattenutbyte, skiktning och vågpåverkan. Hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska förhållanden skapar förutsättningar för relativt likartade biologiska förhållandena inom respektive kustvattentyp. De vattenförekomster som har klassats som vatten i övergångszon ligger i Stockholms inre skärgård och Hallsfjärden samt Göta älvs och Nordre älvs estuarier. De flesta kustområden har en inre typ nära kustlinjen och en yttre typ mot öppet hav och varje enskild typ kan innehålla ett varierande antal vattenförekomster.

4.5.1.2 INDELNING I TYPER EFTER BEDÖMNINGSGRUNDER

Efter karakterisering i limniska typer enligt NFS 2006:1 ska de limniska vattenförekomsterna indelas i de typer som används för bedömningsgrunderna (bilaga A). Detta är ofta en mindre detaljerad indelning i större typer vilka har gått att särskilja med det underlagsmaterial som används för framtagandet av bedömningsgrunderna. Detaljer om detta återfinns för respektive kvalitetsfaktor i texten till bedömningsgrunderna. Som exempel kan nämnas att bottenfauna i sötvatten delas in i tre

typer efter Illies ekoregioner och växtplankton i fem typer efter ekoregioner och humushalt.. En konsekvens av detta är att två vattenförekomster inom en limnisk typ enligt NFS 2006:1 kan hamna i skilda typer för de olika kvalitetsfaktorerna. Typning av vattenförekomsterna enligt NFS 2006:1 är till hjälp bland annat för att kunna lägga miljöövervakningsprogrammet så att bättre underlag för att i framtiden kunna ta fram referensförhållanden för fler och mer detaljerade typer erhålls.

4.5.1.3 FÖRSLAG TILL TILLVÄGAGÅNGSSÄTT

Ett förslag till tillvägagångssätt för indelning i typgrupper presenteras nedan. Observera att detta inte är någon exakt metod, men det ger en uppskattning av tillstånd och kvalitetsfaktorer. Ju fler vattenförekomster med mätdata desto mer homogena typgrupper kan konstrueras. En typgrupp kan naturligtvis sträcka sig utanför vattendistriktet och flera vattenmyndigheter kan därmed bidra med data.

1) Ta fram information om **påverkan** för vattenförekomsterna.

2) Hur stark är den **potentiella påverkan** eller hur **känslig** är varje vattenförekomst för en eventuell påverkan?

3) Dela in vattenförekomsterna i typgrupper efter hur lika de är när det gäller påverkan. Alla vattenförekomster i en typgrupp ska vara utsatta för samma potentiella påverkan eller ha samma känslighet för påverkan. Om graden av påverkan varierar mellan olika vattenförekomster bildar dessa vattenförekomster olika typgrupper oavsett likheter i övrigt. Inom en och samma typgrupp ska skillnaden mellan vattenförekomsters påverkan vara så liten som möjligt. Två sjöar med avrinningsområde med 70 % respektive 20 % jordbruksmark kan som exempel inte tillhöra samma typgrupp, även om de i övrigt har likartad påverkan. Andelen jordbruksmark ska vara ungefär densamma och ha liknande distribution inom avrinningsområdet för att sjöarna ska kunna tillhöra samma typgrupp.

4) Räkna ut **hur många vattenförekomster det finns mätdata för** i varje typgrupp. Det är lämpligt att mätdata finns för minst tre vattenförekomster i varje typgrupp. Om så inte är fallet kan det vara bra att komplettera provtagningen.

5) Klassificera status i typgruppen eller **uppskatta biologiska och kemiska kvalitetsfaktorer** i vattenförekomster utan mätdata. Utifrån vattenförekomster med mätdata beräknas medelvärde, konfidensintervall samt median. För beräkningen är det nödvändigt med mätvärden från minst tre vattenförekomster per typgrupp. Använd konfidensintervallet för t.ex. statusklassificering i hög, god eller måttlig status. Det är önskvärt att hela konfidensintervallet hamnar inom en statusklass. Om inte, klassificeras vattenförekomsterna enligt försiktighetsprincipen, det vill säga i den sämre statusklassen. Utifrån kunskap om vattenförekomsterna kan en expert bedöma om det finns anledning att utesluta någon extrem vattenförekomst ur typgruppen om denna vattenförekomst inte är representativ för gruppen. Den vattenförekomsten utgår då vid beräkningen av medelvärde och konfidensintervall.

- *Klassificering av status i vattenförekomster där data finns från trendstationer och omdrevsstationer - tre tänkbara fall:*
  1) Om det inom typgruppen enbart finns mätvärden från trendstationer med årliga mätningar används de faktiska mätvärdena för att bedöma tillståndet.
  2) Om det inom typgruppen enbart finns mätningar från omdrevsstationer bedöms förslagsvis tillståndet utifrån medel, konfidensintervall och median enligt beskrivningen ovan.
  3) Inom typgruppen har man mätningar i både trend- och omdrevsstationer. Med hjälp av trendstationerna bedöms tillståndet utifrån mätvärden. Med hjälp av omdrevsstationerna bedöms förslagsvis tillståndet utifrån medel, konfidensintervall och median som beskrivs ovan.

- *Klassificering av status i vattenförekomster där data saknas från trendstationer och omdrevsstationer:*
  Utgå från de vattenförekomster inom typgruppen som det finns mätdata för. Beräkna medelvärde, konfidensintervall och median för typgruppen.

För att illustrera hur typgruppsindelning kan göras ges här två förenklade exempel. I verkligheten kan det bli mer komplicerat att typgruppera, fler sjöar och större påverkansmatriser. Att använda System Aquas[27] indikatorvärden kan vara en bra hjälp för att klassa påverkanstrycket och därmed förenkla grupperingen.

Exempel 1: Förenklad indelning i typgrupper (sötvatten)
Här presenteras ett fingerat exempel på indelning i typgrupper där hänsyn ej tas till *graden av* påverkan. I exemplet konstateras endast att potentiell påverkan finns eller inte finns. I tabell 4.10 presenteras 50 sjöar som ingår i en gemensam typ. För 16 av de 50 sjöarna finns mätdata. 32 av sjöarna ligger i skogslandskapet (barrskog/blandskog) och 18 i jordbrukslandskapet. Annan potentiell påverkan är hygge, dämning från kraftverk, fritidshus och permanentboende (bebyggelse). Utgående från potentiell påverkan får man sju typgrupper. För alla utom en typgrupp finns det mätdata, mellan en och fyra sjöar med mätdata i varje typgrupp. Mätdata för dessa sjöar används för att klassificera hela gruppen. I typgrupp 2 finns t.ex. mätdata för tre av åtta sjöar. Med dessa tre sjöar kan man bedöma tillståndet i hela gruppen alternativt. I detta exempel kommer det att behöva göras kompletterande provtagningar i åtminstone tre av typgrupperna (typgrupp 1, 4 och 6) där antalet sjöar med mätdata är färre än tre.

Ett behov av komplettering behöver inte heller gälla alla typgrupper för alla kvalitetsfaktorer. Om den potentiella påverkan från skog och jordbruk i exemplet ovan inte har någon betydelse för bottenfauna skulle typgrupperna 1 och 2 kunna slås ihop för bottenfauna. Däremot kanske de inte kan slås samman för kiselalger.

[27] Bergengren J, och B Bergqvist. 2004. System Aqua 2004 – del 1 – Hierarkiska modell för karakterisering av sjöar och vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län. meddelande 2004:24.

Tabell 4.10 Indelning av sjöar i typgrupper (fingerat exempel). *Med skog menas barr-skog/blandskog.

Typ-grupp	Skog*	Jordbruk	Hygge	Kraftverk	Fritidshus	Bebyggelse	Antal sjöar per typgrupp	Antal sjöar med data	Typgrupp med kompletterings behov
1	X						6	1	X
2		X					8	3	
3	X		X				10	4	
4	X			X			4		X
5	X		X	X			8	4	
6	X		X		X		4	1	X
7		X		X		X	10	3	
Totalt							50	16	

Exempel 2: Indelning i typgrupper utifrån grad av påverkan

I System Aqua har man för olika typer av påverkan tagit fram indikatorvärden som varierar mellan 0 och 5 (0 motsvarar den kraftigaste och 5 den minsta påverkan; tabell 4.11). Dessa indikatorvärden kan användas för att typgruppera vattenförekomsterna. Alla vattenförekomster med samma indikatorvärden hamnar i samma typgrupp.

För de tio sjöarna i typgrupp 3 i exempel 1 som är potentiellt påverkade av skogsmark (barr-/blandskog) och hygge är fördelningen av skogsmark och hygge av avrinningsområdets area angiven i tabell 4.12. Andelen skogsmark och hygge av avrinningsområdets area motsvarar potentiell grad av påverkan. För att dela in sjöarna i typgrupper måste man bedöma vilka sjöar som liknar varandra mest utifrån potentiell påverkan från skogsmark respektive hygge. Sjöar med identiska indikatorvärden för både skogsmark och hygge (tabell 4.13) hamnar i samma typgrupp. I detta fall blir det tre typgrupper med olika typ och grad av påverkan:

- Sjöar med indikatorvärde 0 för skogsmark och 5 för hygge
- Sjöar med indikatorvärde 1 för skogsmark och 4 för hygge
- Sjöar med indikatorvärde 2 för skogsmark och 2 för hygge

Det finns mätdata i en eller två sjöar för alla typgrupper. I detta fall finns det bara tre och fyra sjöar i varje typgrupp därför kan man komplettera med ytterligare provtagning för att få mätdata från fler sjöar för typgruppsindelningen.

Tabell 4.11. Markanvändning i avrinningsområdet (åkermark, hygge och bebyggelse/anlagda ytor räknas som starkt påverkade). (Källa: System Aqua)

Indikatorvärde	Markanvändningsintensitet
5	< 10 % av avrinningsområdet består av starkt påverkad vegetations-/markanvändningstyp
4	≥10 - <20% av avrinningsområdet starkt påverkat
3	≥20 - <40% av avrinningsområdet starkt påverkat
2	≥40 - <60% av avrinningsområdet starkt påverkat
1	≥60 - <90% av avrinningsområdet starkt påverkat
0	≥90% av avrinningsområdet starkt påverkat

Tabell 4.12. Indelning i ytterligare typgrupper av de sjöar som tillhör typgrupp 3 i exempel 1.

Sjöar i typgrupp 3 (exempel 1)	Sjö med data	Andel skogsmark* (%)	Indikatorvärde skogsmark	Andel hygge (%)	Indikatorvärde hygge
1		99	0	1	5
2		91	0	9	5
3	x	97	0	3	5
4	x	95	0	5	5
5		88	1	12	4
6		85	1	15	4
7	x	81	1	19	4
8		51	2	49	2
9		55	2	45	2
10	x	58	2	42	2

* barrskog/blandskog

Tabell 4.13 Antalet sjöar med samma indikatorvärde för skogsmark respektive hygge (sjöarna utgör typgrupp 3 i exempel 1). Sjöar med samma indikatorvärden tillhör samma nya typgrupp.

Skog \ Hygge	5	4	3	2	1	0
5						
4						
3						
2				3		
1		3				
0	4					

5 Kemisk ytvattenstatus

Kemisk ytvattenstatus ska klassificeras för ämnena där det finns EG-gemensamma miljökvalitetsnormer. Detta gäller framför allt de prioriterade ämnena. I beslut nummer 2455/2001/EG till ramdirektivet för vatten fastlades 33 prioriterade ämnen som regleras i bilaga X i ramdirektivet. Kommissionen lade sommaren 2006 fram ett förslag till dotterdirektiv till ramdirektivet för vatten om reglering av de prioriterade ämnena vilket när denna handbok skrevs (december 2007) fortfarande förhandlades i Europarådet och Europaparlamentet. I direktivet kommer gränsvärden för 33 prioriterade ämnen samt 8 övriga förorenande ämnen att fastläggas. Dessa gränsvärden ska vattenmyndigheten använda när den klassificerar och bestämmer kvalitetskrav för kemisk ytvattenstatus. Miljöövervakning och statusklassificering behöver bara göras för de ämnen som släpps ut i vattenförekomsten. I vägledningsdokument nummer 3 inom EU (Analysis of pressure and Impact)[28] 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 ämnet kan nå vattenförekomsten på.

Se
3 kap. 4 §
FS

De 33 prioriterade ämnena samt de 8 övriga förorenande ämnena som kommer att regleras är följande:

Prioriterade ämnen

1. Alaklor
2. Antracen
3. Atrazin
4. Bensen
5. Brominerad difenyleter
6. Kadmium och kadmiumföreningar
7. Kloroalkaner, C10-13
8. Klorfenvinfos
9. Klorpyrifos
10. 1,2-dikloretan
11. Diklorometan
12. Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)
13. Diuron
14. Endosulfan
15. Fluoranten
16. Hexaklorbensen
17. Hexaklorbutadien
18. Hexaklorcyklohexan
19. Isoproturon
20. Bly och blyföreningar
21. Kvicksilver och kvicksilverföreningar
22. Naftalen
23. Nickel och nickelföreningar
24. Nonylfenol (4-nonylfenol)
25. Oktylfenol (para(tert)oktylfenol)
26. Pentaklorbensen
27. Pentaklorfenol
28. Polyaromatiska kolväten
    - Bens(a)pyren.
    - Bens(b)fluoranten
    - Bens(g,h,i)perylen
    - Bens(k)fluoranten
    - Inden(1,2,3-cd)pyren
29. Simazin

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

30. Tributyltenn föreningar
(tributyltenn-katjon)
31. Triklorbensener
(1,2,4-triklorbensen)
32. Triklormetan (kloroform)
33. Trifluralin

Andra förorenande ämnen
1. DDT totalt para-para-DDT
2. Aldrin
3. Dieldrin
4. Endrin
5. Isodrin
6. Karbontetraklorid
7. Tetrakloretylen
8. Trikloretylen

Tillsvidare ges en länk till det ursprungliga förslaget till dotterdirektiv från Kommissionen
http://ec.europa.eu/environment/water/water-dangersub/surface_water.htm.

I förslaget ges möjligheten för medlemsländer att ta hänsyn till naturlig bakgrundskoncentration och biotillgänglighet för metaller. För metallerna bly, kvicksilver och kadmium kan dock vatten utan lokala utsläpp inte betraktas som opåverkade. Halterna av dessa metaller i miljön är generellt och tydligt påverkade av luftutsläpp och långdistansspridning i atmosfären För kvicksilver och kadmium får man gå till förindustriell tid, ca 150 år sedan, för att återfinna naturliga haltnivåer medan påverkan från bly har pågått under mycket längre tid, ca 3 000 år. Mer information om hur bakgrundshalter kan bedömas samt hur det går att ta hänsyn till biotillgängligheten finns i bilaga A kapitel 16 och bilaga B kapitel 8.

Även andra ämnen som har EG-gemensamma gränsvärden ska användas vid klassificeringen och bestämmandet av miljökvalitetsnormer för kemisk ytvattenstatus. Det gäller de ämnen och ämnesgrupper som regleras i EG:s fiskevattendirektiv och skaldjursdirektiv vilka är genomförda i och med förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. De kemiska ämnen som finns reglerade i dessa bestämmelser är nitriter, fenolföreningar, mineraloljebaserade kolväten, ammoniak, ammonium, restklor, organiska halogenföreningar samt ett antal metaller. Nivåerna för dessa miljökvalitetsnormer är dock främst satta för att hindra dålig smak på fisk- eller musselköttet och har i de flesta fall inga numeriska värden.

Mer vägledning om klassificering av kemisk status kommer vid en senare uppdatering efter att dotterdirektivet är beslutat och det är klart hur det ska genomföras i svensk lagstiftning.

6 Litteratur

Allmänt

European Comission. 2005. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. CIS-guidance document no 13. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).

European Comission. 2003. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Guidance document no 4. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).

Bakgrundsrapporter

Bakgrundsrapporterna ligger på www.naturvardsverket.se

Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & Dahlberg, M., 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten – utveckling och tillämpning av VIX. Fiskeriverket Informerar 2007:5

Blomqvist, M., Cederwall, H., Leonardsson, K. & Rosenberg, R. 2007. Bedömningsgrunder för kust och hav – Bentiska evertebrater.

CIS ECOSTAT: Alternative methodology for defining Good Ecological Potential (GEP) for Heavily Modified Water Bodies and Artificial Water Bodies.

Ecke, F., 2007. Bedömningsgrunder för makrofyter i sjöar - bakgrundsrapport. Forskningsrapport, 2007:17. Luleå tekniska universitet, Institutionen för tillämpad kemi och geovetenskap, Avdelningen för tillämpad geologi

European Comission. 2003. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Guidance document no 4. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).

Fölster, J. 2006. Bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag.

Hansson, M. & Håkansson, B. 2006. Bedömning av syrgashalt i kustvatten enligt Vattendirektivet – metodbeskrivning.

Hansson, M & Håkansson, B. 2006. Förslag till Vattendirektivets bedömningsgrunder för pelagiala vintertida näringsämnen och sommartida effektrelaterade näringsämnen i kust- och övergångsvatten

Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & Beier, U., 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status sjöar – utveckling och tillämpning av EQR8. Fiskeriverket Informerar 2007:3.

Johnson, R.K. och Goedkoop, W., 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Rapport 2007:4. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet.

Kahlert, M., Andrén, C. & Jarlman, A., 2007. Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag. Rapport 2007:23. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet.

Kautsky, L., Wibjörn, C. & Kautsky, H. 2006. Förslag till och vidareutveckling av bedömningsgrunder för kust och hav enligt krav i ramdirektivet vatten – Makroalger och några gömfröiga vattenväxter.

Larsson, U., Hajdu, S., Walve, J., Andersson, A., Larsson, P. & Edler, L. 2006. Bedömningsgrunder för kust och hav – Växtplankton, näringsämnen, klorofyll och siktdjup.

Nilsson, J. 2006. Bedömningsgrunder för hydromorfologi. Handledning och metodik för bedömning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande nr 2006:20.

Olsson, H. & Lundholm, K. 2007. Förslag till bedömningsgrunder för kontinuitet och hydrologisk regim. SMHI.

Sonesten, L., 2007. Reviderade bedömningsgrunder för klorofyll. Revidering och anpassning till den ”nordiska” interkalibreringen av klorofyll i sjöar (NGIG). Rapport 2007:5. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet.

Wilander, A., 2004. Förslag till bedömningsgrunder för eutrofierande ämnen. Rapport 2004:19. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet.

Wilander, A. och Sonesten, L., 2006. Underlag och förslag till reviderade bedömningsgrunder för syrgas. Rapport 2006:7. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet.

Wilander, A. och Sonesten, L., 2006. Underlag och förslag till reviderade bedömningsgrunder för siktdjup. Rapport 2006:8. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet.

Willén, E., 2007. Växtplankton i sjöar Bedömningsgrunder. Rapport 2007:6. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet.

Bilaga A -
Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag

(Denna bilaga innehåller texten till samtliga bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag och ligger som ett separat dokument för nedladdning på www.naturvardsverket.se. Anledningen till detta är för att undvika att filen ska vara onödigt stor när den hanteras.)

Bilaga B -
Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

(Denna bilaga innehåller texten till samtliga bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon och ligger som ett separat dokument för nedladdning på www.naturvardsverket.se. Anledningen till detta är för att undvika att filen ska vara onödigt stor när den hanteras.)

Bilaga C -
Bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

(Denna bilaga innehåller texten till samtliga bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer och ligger som ett separat dokument för nedladdning på www.naturvardsverket.se. Anledningen till detta är för att undvika att filen ska vara onödigt stor när den hanteras.)

Bilaga A - Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag

(Denna bilaga innehåller texten till samtliga bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag och ligger som ett separat dokument för nedladdning på www.naturvardsverket.se. Anledningen till detta är för att undvika att filen ska vara onödigt stor när den hanteras.)

Innehåll

INNEHÅLL **1**

1 INLEDNING **6**

2 INGÅENDE KVALITETSFAKTORER OCH PARAMETRAR **8**

3 VÄXTPLANKTON I SJÖAR **10**
3.1 Inledning 10
3.2 Ingående parametrar 12
3.3 Krav på underlagsdata 13
3.4 Typindelning 14
3.5 Totalbiomassa 15
3.5.1 Klassificering av status 15
3.5.2 Referensvärden och klassgränser 16
3.6 Andel cyanobakterier 17
3.6.1 Klassificering av status 17
3.6.2 Referensvärden och klassgränser 18
3.6.3 Kommentarer 19
3.7 Trofiskt planktonindex 19
3.7.1 Klassificering av status 19
3.7.2 Referensvärden och klassgränser 23
3.8 Artantal 24
3.8.1 Klassificering av status 24
3.8.2 Referensvärden och klassgränser 25
3.9 Klorofyll 26
3.9.1 Klassificering av status 26
3.9.2 Referensvärden och klassgränser 27
3.9.3 Kommentarer 28
3.10 Hantering av osäkerhet 29
3.11 Sammanvägning av parametrar 30
3.12 Mänsklig påverkan eller naturligt 32

4 MAKROFYTER I SJÖAR **34**
4.1 Inledning 34
4.2 Ingående parametrar 36

4.3 Krav på underlagsdata 36
4.4 Typindelning 36
4.5 Klassificering av status 37
4.6 Referensvärden och klassgränser 41
4.7 Hantering av osäkerhet 41
4.8 Mänsklig påverkan eller naturligt 43
4.9 Kommentarer 43
4.10 Exempel 44

5 KISELALGER I VATTENDRAG 45
5.1 Inledning 45
5.2 Ingående parametrar 45
5.3 Krav på underlagsdata 46
5.4 IPS 46
5.4.1 Klassificering av status 46
5.4.2 Referensvärde och klassgränser 47
5.5 ACID 48
5.5.1 Klassificering av status 48
5.5.2 Klassgränser 48
5.6 Hantering av osäkerhet 49
5.7 Mänsklig påverkan eller naturligt 49

6 BOTTENFAUNA I SJÖAR 51
6.1 Inledning 51
6.2 Ingående parametrar 52
6.3 Krav på underlagsdata 52
6.4 Typindelning 53
6.5 ASPT 54
6.5.1 Klassificering av status 54
6.5.2 Referensvärden och klassgränser 55
6.6 BQI 56
6.6.1 Klassificering av status 56
6.6.2 Referensvärden och klassgränser 57
6.7 MILA 57
6.7.1 Klassificering av status 57
6.7.2 Referensvärden och klassgränser 59
6.8 Hantering av osäkerhet 59

6.9 Sammanvägning av parametrar 60
6.10 Mänsklig påverkan eller naturligt 60
6.11 Kommentarer 61

7 BOTTENFAUNA I VATTENDRAG 63
7.1 Inledning 63
7.2 Ingående parametrar 64
7.3 Krav på underlagsdata 64
7.4 Typindelning 65
7.5 ASPT 66
7.5.1 Klassificering av status 66
7.5.2 Referensvärden och klassgränser 68
7.6 DJ-index 69
7.6.1 Klassificering av status 69
7.6.2 Referensvärden och klassgränser 70
7.7 MISA 70
7.7.1 Klassificering av status 70
7.7.2 Referensvärden och klassgränser 72
7.8 Hantering av osäkerhet 72
7.9 Sammanvägning av parametrar 73
7.10 Mänsklig påverkan eller naturligt 73

8 FISK I SJÖAR 75
8.1 Inledning 75
8.2 Ingående parametrar 75
8.3 Krav på underlagsdata 76
8.4 Klassificering av status 76
8.5 Klassgränser 80
8.6 Hantering av osäkerhet 80
8.7 Orsak till försämrad status 80
8.8 Mänsklig påverkan eller naturligt 81
8.9 Kommentarer 82

9 FISK I VATTENDRAG 84
9.1 Inledning 84
9.2 Ingående parametrar 85
9.3 Krav på underlagsdata 85

9.4 Klassificering av status 86
9.5 Klassgränser 94
9.6 Hantering av osäkerhet 94
9.7 Orsak till försämrad status 97
9.8 Mänsklig påverkan eller naturligt 97
9.9 Kommentarer 97
9.10 Exempel 99

10 NÄRINGSÄMNEN I SJÖAR 103
10.1 Inledning 103
10.2 Ingående parametrar 103
10.3 Krav på underlagsdata 103
10.4 Klassificering av status 104
10.5 Klassgränser 105
10.6 Kommentarer 105

11 NÄRINGSÄMNEN I VATTENDRAG 107
11.1 Inledning 107
11.2 Ingående parametrar 107
11.3 Krav på underlagsdata 107
11.4 Klassificering av status 108
11.5 Klassgränser 109
11.6 Kommentarer 110

12 SIKTDJUP I SJÖAR 111
12.1 Inledning 111
12.2 Krav på underlagsdata 111
12.3 Klassificering av status 111
12.4 Klassgränser 112
12.5 Kommentarer 113

13 SYRGAS I SJÖAR 114
13.1 Inledning 114
13.2 Krav på underlagsdata 114
13.3 Klassificering av status 115
13.4 Klassgränser 117
13.5 Kommentarer 117

14 FÖRSURNING I SJÖAR 118
14.1 Inledning 118
14.2 Krav på underlagsdata 118
14.3 Klassificering av status 119
14.3.1 Klassificering av kalkade vatten 119
14.4 Referensvärden och klassgränser 121
14.4.1 Beräkning av referensvärde för pH från ANC 122
14.5 Kommentarer 124

15 FÖRSURNING I VATTENDRAG 126
15.1 Inledning 126
15.2 Krav på underlagsdata 126
15.3 Klassificering av status 126
15.4 Referensvärden och klassgränser 127
15.5 Kommentarer 127

16 SÄRSKILDA FÖRORENANDE ÄMNEN I SJÖAR OCH VATTENDRAG 128
16.1 Inledning 128
16.2 Val av särskilda förorenande ämnen 128
16.3 Framtagande av klassgränser 130
16.4 Klassificering av status 131
16.4.1 Icke-syntetiska förorenande ämnen 131
16.4.2 Syntetiska förorenande ämnen 132
16.5 Kommentarer 133

1 Inledning

Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag har tagits fram av forskare från Fiskeriverket, SLU, Luleå Tekniska Universitet, Stockholms Universitet samt konsultfirman Jarlman HB 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 Impementation Strategy) och har gått ut på att jämföra de olika medlemsstaternas 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 ansenligt 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 t.o.m. 2007 för svensk del när det gäller sjöar och vattendrag är följande:

SJÖAR:

Växtplankton – klorofyll, andel cyanobakterier (avslutat men ej formellt beslutat)
Makrofyter – TMI (avslutat men ej formellt beslutat)
Bottenfauna – MILA (under arbete)
Fisk – EQR8 (under arbete)

VATTENDRAG:

Bottenfauna – DJ-index (avslutat men ej formellt beslutat)
Bottenfauna – MISA (under arbete)
Kiselalger – IPS (avslutat men ej formellt beslutat)
Fisk – VIX (under arbete)

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 medlemsstaternas bedömning. Beslut om gränser, både absolutvärden och EK (EQR), kommer att tas under 2008 för växtplankton, makrofyter, kiselalger och bottenfauna (DJ-index). 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 avvikelsen 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.

klassgränsen 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 totalbiomassa av växtplankton eller IPS-värde för kiselalger, presenteras i denna handbok även dessa klassgränser. Detta för att underlätta förståelsen av klassgränserna.

Många av bedömningsgrunderna innehåller flera parametrar som visar på olika sorts påverkan. Vanligast är närings- eller surhetspåverkan. I de fall då man utifrån påverkansbedömning eller lokalkännedom vet något om vilken sorts påverkan vattenförekomsten är utsatt för är det lämpligt att framför allt använda de parametrar som svarar på den aktuella påverkan för att göra statusklassificeringen. Enligt föreskrifterna (NFS 2008:1) ska alla parametrar beräknas men då det kan ge missvisande resultat att t.ex. titta på en surhetsindikator om det inte alls är surt i området kan man med hjälp av rimlighetsbedömningen beskriven i avsnitt 4.1.1 i handbokens huvuddel bortse från de resultat som inte verkar rimliga med tanke på den kända påverkansbilden.

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

2 Ingående kvalitetsfaktorer och parametrar

I tabell 2.1 anges de kvalitetsfaktorer och parametrar där bedömningsgrunder finns framtagna och som regleras i Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (2008:1), bilaga 1 och 2.

Tabell 2.1 Sammanställning över parametrar eller index för samtliga kvalitetsfaktorer för sjöar och vattendrag där det finns bedömningsgrunder framtagna. Parametrar i *kursiv stil* finns inte med i föreskrifterna men kan användas som stöd vid klassificeringen.

Sjöar	Kvalitetsfaktor		Parameter/index
Biologiska faktorer	Växtplankton		Totalbiomassa
			Andel cyanobakterier
			TPI (trofiskt planktonindex)
			Artantal
			Klorofyll
	Makrofyter		Trofiindex (TMI)
	Bottenfauna		ASPT
			BQI
			MILA
	Fisk		EQR8
Fysikalisk-kemiska faktorer[1]	Allmänna förhållanden	Näringsämnen	Tot-P
		Siktdjup	Siktdjup
		Syrgas	Syrgas
		Försurning	MAGIC-bibliotek
	Särskilda förorenande ämnen		De ämnen som släpps ut i betydande mängd
Vattendrag			
Biologiska faktorer	Kiselalger		IPS
			ACID
			%PT (stödparameter)
			TDI (stödparameter)
	Bottenfauna		ASPT
			DJ-index
			MISA
	Fisk		VIX
			VIXsm (sidoindex)

[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.

			VIXh (sidoindex)
Fysikalisk-kemiska faktorer[2]	Allmänna förhållanden	Näringsämnen	Tot-P
		Försurning	MAGIC-bibliotek
			BDM/pBDM
	Särskilda förorenande ämnen		De ämnen som släpps ut i betydande mängd

Samtliga bakgrundsrapporter till bedömningsgrunder finns presenterade på www.naturvardsverket.se. Det kan finnas skillnader mellan det som står i bakgrundsrapporterna och i handboken. Det är handboken som är mest aktuell och representerar Naturvårdsverkets ställningstagande till materialet.

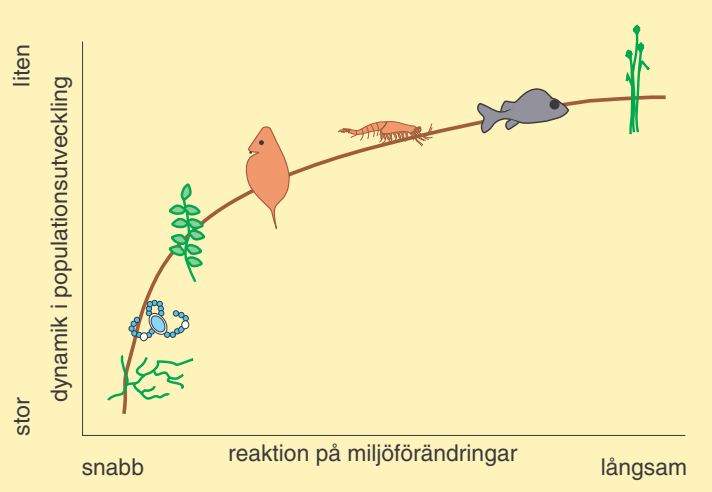
[2] Se fotnot 1.

3 Växtplankton i sjöar

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Totalbiomassa	Näringspåverkan	1 gång/år, men tre års medelvärde	Juli - augusti
TPI (trofiskt plankton-index)	Näringspåverkan	1 gång/år, men tre års medelvärde	Juli – augusti
Andel cyanobakterier	Näringspåverkan	1 gång/år, men tre års medelvärde	Juli – augusti
Artantal	Surhet	1 gång/år, men tre års medelvärde	Juli – augusti
Klorofyll	Näringspåverkan	1 gång/år, men tre års medelvärde	Juli - augusti

3.1 Inledning

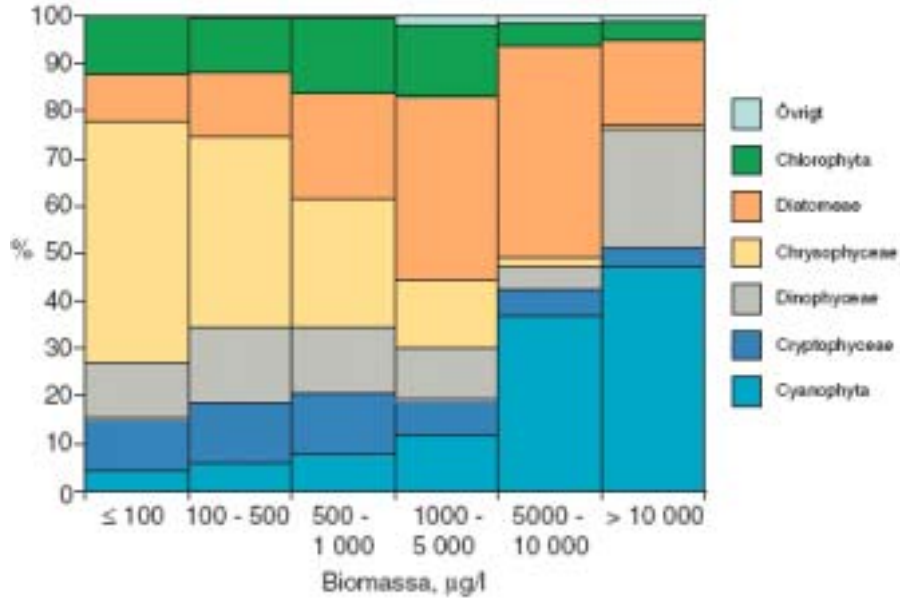
Förändringar i vattnets näringsstatus återspeglas snabbt i växtplanktons biomassor och artsammansättning. Växtplankton används därför som indikator för att t.ex. följa ett återhämtningsförlopp efter närsaltreduktion, att följa ett försurningsförlopp eller som ett tidigt tecken på tilltagande näringsbelastning. Växtplankton reagerar snabbt på miljöförändringar och är bra som en ”tidig varningsindikator” (figur 3.1).



Figur 3.1. Relativ reaktionstid på miljöförändringar för olika organismgrupper i vatten.

Växtplanktonsamhällen har dock påtaglig dynamik i sin populationsutveckling, där väder och vind har övergripande betydelse. Särskilt är andelen cyanobakterier en god indikator på tilltagande näringsnivåer (figur 3.2). Vissa enskilda arter som kan utvecklas i näringsfattiga vatten utgör undantag. Dessa arter har vanligen inte gasvakuoler och flyter därmed inte upp till ytan. En lika tydlig koppling mellan ande-

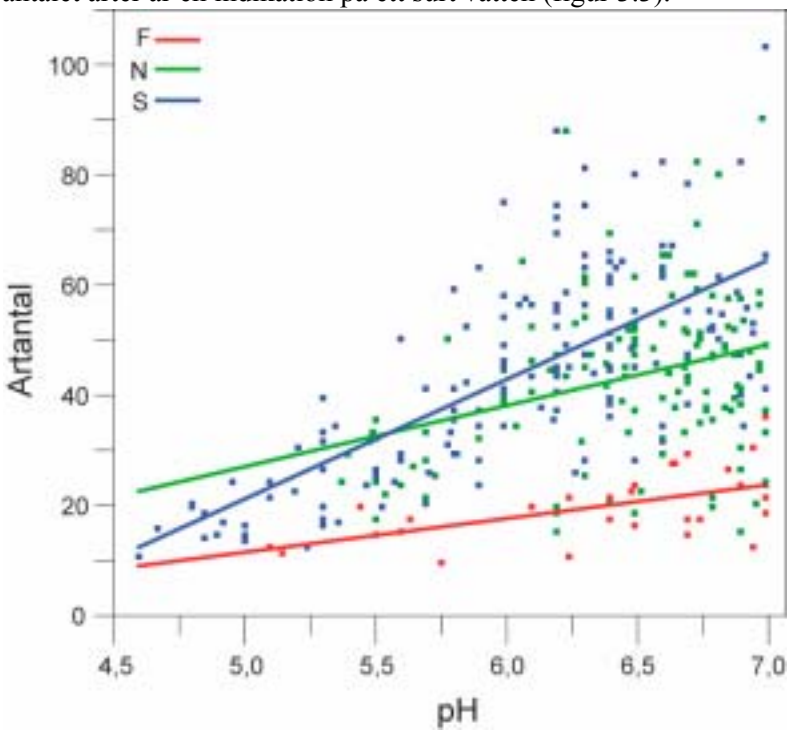
len cyanobakterier och tilltagande näring gäller inte i sjöar med nålflagellaten Gonyostomum semen (gubbslem). Sjöar med mycket Gonyostomum återfinns framförallt i södra Sverige och är av humös karaktär. För att Gonyostomum ska anses prägla en sjö ska dess andel av totalbiomassan uppgå till minst 5 %.



Figur 3.2. Procentuell fördelning av växtplanktongrupper i juli-augusti i en gradient med tilltagande biomassor som i sin tur följer ökande totalfosforhalter (antal sjöar = 409). Andelen cyanobakterier ökar och andelen guldalger (chrysophyceae) minskar.

Klorofyllbestämningar är ett jämförelsevis snabbt och enkelt sätt att få en överblick över den totala växtplanktonbiomassan i ett vatten, men eftersom mängden klorofyll *a* varierar avsevärt mellan olika planktongrupper, så kan man endast använda metoden som en indikation på den aktuella situationen. Metoden är användbar som screeningmetod, samt för att ge indikationer på eventuella förändringar i växtplanktonbiomassan i ett vatten. Vid tveksamheter bör alltid en fullständig växtplanktonanalys utföras för att verifiera resultaten. Vid vissa situationer ger dessutom en klorofyllanalys inte alltid hela sanningen av den aktuella situationen i vattnet. I exempelvis fjällsjöar med klart vatten utförs en stor del av primärproduktionen på bottnarna av påväxtalger eller högre vegetation. Om man där endast förlitar sig på klorofyll *a*, eller växtplanktondata, kan man förledas att tro att biomassan av primärproducenter är mindre än vad som egentligen är fallet. Även i humösa vatten kan men förledas att tro att växtplanktonbiomassan är mindre än vad som är fallet om man förlitar sig på enbart klorofyllanalyser. Detta beror på att i dessa system kan växtplanktonbiomassan i varierande grad bestå av olika heterotrofa och/eller mixotrofa planktonorganismer, vilka kan vara dåligt pigmenterade då dessa i varierande grad lever av dött organiskt material.

När det gäller växtplanktons reaktioner på försurning är entydigheten inte lika stor på artnivå, men tydligt är att vissa grupper så gott som helt försvinner i de allra suraste miljöerna. Sådana exempel är cyanobakterier och kiselalger, vilka båda fordrar något mer näring än vad som ofta finns t.ex. vid pH <5,5. En drastisk nedgång av antalet arter är en indikation på ett surt vatten (figur 3.3).



Figur 3.3. Artantal i en surhetsgradient pH 4,5-7 i tre regioner. Linjeekvationerna för de tre regionerna illustrerade i figur 3 är:

Fjällen: Artantal=-20,61+6,3xpH, n=28

Norra Sverige: Artantal=-28,98+11,1xpH, n=130

Södra Sverige: Artantal=-87,53+21,7xpH, n=151

Bedömningsgrunderna är tänkta för användning på alla typer av sjöar, men starkt metallpåverkade sjöar har inte funnits med i underlagsmaterialet varför försiktighet bör iakttas vid klassificering av denna typ av vatten.

3.2 Ingående parametrar

För klassificering av kvalitetsfaktorn växtplankton i en trofigradient ska följande parametrar användas:

Se FS Bilaga 1, avsnitt 1.1

- **Totalbiomassa av växtplankton**. Totalbiomassa kan uttryckas både som en volymsenhet eller som en massa då växtplankton antas ha samma täthet som vatten d.v.s. g cm^3. Totalbiomassa kan då uttryckas som mg l^{-1} eller µg l^{-1} och om begreppet totalvolymanvänds blir motsvarande sorter mm^3 l^{-1} eller μm^3 x10^6. I dessa bedömningsgrunder används termen totalbiomassa.
- **Andel cyanobakterier** (blågrönalger) d.v.s. procentandel cyanobakterier.

- **Trofiskt planktonindex** (TPI) baserat på indikatorarter i en skala från –3 till 3
- **Klorofyll** (främst som screeningmetod i avsaknad av växtplanktonanalys). Biomassan av planktiska alger kan på ett översiktligt sätt mätas genom analys av algernas innehåll av klorfyll *a*. Analysen ger dock inga detaljkunskaper om strukturer i växtplanktonsamhället.

För bedömning av surhet/försurning

- **Artantal**

3.3 Krav på underlagsdata

För att bedömningsgrunden för växtplankton i sjöar ska kunna tillämpas ska provtagning ha skett under juli till augusti och analys ha gjorts enligt standarden SS-EN 15204:2006 eller med annan metod som ger likvärdigt resultat. Minst tre års data ska användas för klassificeringen. Provet ska helst representera vattnets övre skikt ovanför temperatursprångskiktet (epilimnion). Det går också att använda den eller de översta metrarna av detta skikt särskilt i humösa sjöar, då delar av underlagsmaterialet härrör från dessa nivåer. Eftersom plankton i humösa vatten söker sig mot ytan, åtminstone under dygnets ljusa timmar, återfinns huvudparten av organismerna i de översta metrarna i dessa vatten. I klara vatten kan man däremot finna den största biomassan en bit ner i vattenmassan, vilket beror på att planktonorganismerna kan bli skadade av en för kraftig ljusinstrålning i ytvattnet. För en så likvärdig jämförelse som möjligt är det därför bäst om provet representerar ca 75 % av epilimnionskiktet. Provet analyseras och taxa räknas enligt Utermöhl-metoden (Utermöhl 1958), helst med det tekniska förfaringssätt som finns beskriven i Naturvårdsverkets undersökningstyp Växtplankton i sjöar. Det är särskilt viktigt att följa den angivna analysmetoden vid klassificering av artantal. I de fall då man endast har räknat mest frekvent förekommande taxa kan man däremot göra expertbedömningar baserade på indexvärden liksom av totalbiomassan och andelen cyanobakterier även om det inte ger samma precision som om en mer detaljerad analysmetod använts. När det gäller att använda det trofiska planktonindexet för prover med räkning av ett begränsat antal arter har ett antal sådana prov från en undersökning av ett 1000-tal sjöar 1972 visat god överensstämmelse med resultat från det material som utgjorde grunden vid konstruktionen av indexet. Det är dock viktigt att inte endast räkna 4-5 taxa om det inte föreligger en massutveckling, utan åtminstone ett 20-tal taxa, undantag dock för fjällen som är mycket artfattigare.

Om färre än fyra arter med indikatortal enligt tabell 3.6 eller 3.7 har påvisats i ytvattenförekomsten kan inte TPI beräknas och klassificeringen för näringsförhållanden får göras enbart baserat på totalbiomassa och andel cyanobakterier. Där underlagsdata även saknas för att göra en klassificering av totalbiomassa och andel cyanobakterier får en klassificering baserad på enbart klorofyll göras. När det gäller klorofyll är gällande standardmetoder för provtagning och analys SS 02 81 46 och 02 81 70.

3.4 Typindelning

För klassificering av växtplankton delas Sveriges sjöar in i fem typer med olika referensvärden (tabell 3.2 och figur 3.4). För trofiskt planktonindex görs ingen åtskillnad mellan klara och humösa sjöar i Norrland. Typerna är baserade på de ekoregioner som anges i Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys (NFS 2006:1), samt sjöarnas humushalt (vattenfärgen). Sjöarna delas enligt föreskrifterna in i låg humushalt (h) och hög humushalt (H) med gränsen på 50 mg Pt/l. För klassificering av växtplankton har dock istället gränsen 30 mg Pt/l använts, vilken överensstämmer med den gräns som har använts för interkalibrering av klassificeringar mellan de nordiska länderna. I föreskrifterna finns även en finare indelning i limniska typer, men de övriga faktorerna för indelning har inte visats påverka klassificeringen av växtplankton med det dataunderlag som finns idag.

Alla de sjöar som passar in i en av de erhållna sjötyperna får samma referensvärde för klassificering av växtplankton.

Tabell 3.2. Typindelning av sjöar för klassificering av växtplankton. Ekoregioner och humusklass enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys (NFS:2006:1) är också angivet.

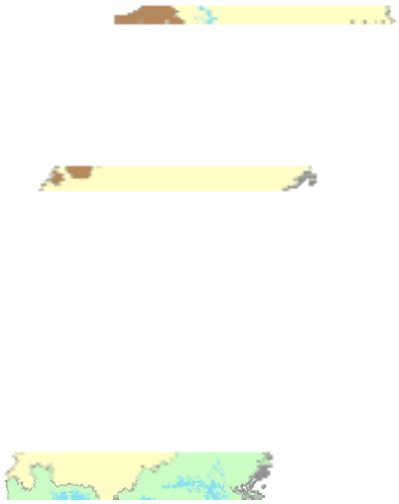
Typer för växtplankton	Ekoregion enligt NFS 2006:1	Humusklass enligt NFS 2006:1
Fjällen ovan trädgränsen	1	h, H
Norrland klara sjöar[1]	2, 3	H[3]
Norrland humösa sjöar[2]	2, 3	H[3]
Södra Sverige klara sjöar[1]	4, 5, 6	h
Södra Sverige humösa sjöar[2]	4, 5, 6	H

[1] färgtal ≤30mg Pt/l eller Abs420/5 ≤0,06 (filtrerat prov)

[2] färgtal >30mg Pt/l eller Abs420/5 >0,06 (filtrerat prov)

[3] Vid klassificering enl. trofiskt planktonindex görs ingen åtskillnad mellan klara och humösa sjöar i Norrland

En typ av företrädesvis organiskt rika sjöar som har höga och avvikande biomassor (totalbiomassa/klorofyll) är de som domineras av Gonyostomum semen. Detta avslöjas bara vid en analys av artsammansättningen i samhället. Här är det trofiska planktonindexet i kombination med andel cyanobakterier lämpliga indikatorer att använda om inte sjön är sur då istället artantalet ger statusen.



-

Figur 3.4 Typindelning av Sveriges sjöar för växtplankton baseras på tre ekoregioner.

3.5 Totalbiomassa

3.5.1 Klassificering av status

För prover tagna och analyserade enligt beskrivning i 3.3 bestäms totalbiomassan. Ett medelvärde av minst tre års data ska användas för klassificeringen. Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) för biomassa räknas ut enligt följande:

Se FS Bilaga 1, avsnitt 1.3

EK = referensvärde / observerad totalbiomassa (medelvärde)

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 3.3.

3.5.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 3.3. Referensvärde och klassgränser för klassificering av parametern totalbiomassa (BM) i µg/l och som ekologisk kvalitetskvot (EK). Totalbiomassa=totalvolym. Om totalbiomassa ≤ referensvärdet sätts EK till 1.

Typ	Status	Totalbiomassa (µg/l)	Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Fjällen ovan trädgränsen	Referensvärde	120	
	Hög	≤200	EK≥0,6
	God	200<BM≤350	0,6>EK≥0,34
	Måttlig	350<BM≤500	0,34>EK≥0,24
	Otillfredsställande	500<BM≤650	0,24>EK≥0,18
	Dålig	BM>650	0,18>EK≥0
Norrland, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt^{-1}. Sydgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	200	
	Hög	≤300	EK≥0,67
	God	300<BM≤650	0,67>EK≥0,31
	Måttlig	650<BM≤1000	0,31>EK≥0,2
	Otillfredsställande	1000<BM≤1350	0,2>EK≥0,15
	Dålig	BM>1350	0,15>EK≥0
Norrland, humösa sjöar, färg >30 mg Pt^{-1}. Sydgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	300	
	Hög	≤400	EK≥0,75
	God	400<BM≤1000	0,75>EK≥0,3
	Måttlig	1000<BM≤1500	0,3>EK≥0,2
	Otillfredsställande	1500<BM≤2000	0,2>EK≥0,15
	Dålig	BM>2000	0,15>EK≥0
Södra Sveriges, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt^{-1}. Nordgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	400	
	Hög	≤600	EK≥0,67
	God	600<BM≤2500	0,67>EK≥0,16
	Måttlig	2500<BM≤5000	0,16>EK≥0,08
	Otillfredsställande	5000<BM≤10 000	0,08>EK≥0,04
	Dålig	BM>10 000	0,04>EK≥0
Södra Sverige, humösa sjöar, färg >30 mg Pt^{-1}. Nordgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	400	
	Hög	≤600	EK≥0,67
	God	600<BM≤2500	0,67>EK≥0,16
	Måttlig	2500<BM≤5000	0,16>EK≥0,08
	Otillfredsställande	5000<BM≤10 000	0,08>EK≥0,04
	Dålig	BM>10 000	0,04>EK≥0

3.6 Andel cyanobakterier

3.6.1 Klassificering av status

Se FS Bilaga 1, avsnitt 1.4

Som en indikator på stigande näringsnivåer ska också andelen cyanobakterier användas. Biomassan av cyanobakterier bestäms och delas med den totala biomassan för att få ut andelen cyanobakterier (blågrönalger). Ett medelvärde av minst tre års data ska användas för klassificeringen. Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) för andelen cyanobakterier räknas ut enligt följande:

EK = (100 – observerad % cyanobakterier) / (100 – referensvärde)

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 3.4.

3.6.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 3.4. Referensvärden och klassgränser för klassificering av andel cyanobakterier i % och som ekologisk kvalitetskvot (EK). Om andel cyanobakterier ≤ referensvärdet sätts EK till 1.

Typ	Status	Andel cyanobakterier (C) i %	Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Fjällen ovan trädgränsen	Referensvärde	0	
	Hög	C≤1	EK≥0,99
	God	1<C≤5	0,99>EK≥0,95
	Måttlig	5<C≤10	0,95>EK≥0,90
	Otillfredsställande	10<C≤20	0,90>EK≥0,80
	Dålig	20<C≤100	0,80>EK≥0
Norrland, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt^{-1}. Sydgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	5	
	Hög	C≤10	EK≥0.95
	God	10<C≤24	0.95>EK≥0,80
	Måttlig	24<C≤43	0,80>EK≥0,60
	Otillfredsställande	43<C≤81	0,60>EK≥0,20
	Dålig	81<C≤100	0,20>EK≥0
Norrland, humösa sjöar, färg >30 mg Pt^{-1}. Sydgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	7	
	Hög	C≤14	EK≥0.92
	God	14<C≤30	0.92>EK≥0,75
	Måttlig	30>C≤46	0,75>EK≥0,60
	Otillfredsställande	46>C≤81	0,60>EK≥0,20
	Dålig	81>C≤100	0,20>EK≥0
Södra Sveriges, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt^{-1}. Nordgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	5	
	Hög	C≤10	EK≥0.95
	God	10<C≤24	0.95>EK≥0,80
	Måttlig	24<C≤43	0,80>EK≥0,60
	Otillfredsställande	43<C≤81	0,60>EK≥0,20
	Dålig	81<C≤100	0,20>EK≥0
Södra Sverige, humösa sjöar, färg >30 mg Pt^{-1}. Nordgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	7	
	Hög	C≤14	EK≥0.92
	God	14<C≤30	0.92>EK≥0,75
	Måttlig	30>C≤46	0,75>EK≥0,60
	Otillfredsställande	46>C≤81	0,60>EK≥0,20
	Dålig	81>C≤100	0,20>EK≥0

3.6.3 Kommentarer

Om någon eller några av de i tabell 3.5 angivna taxa av cyanobakterier dominerar kan det vara skäl till särskild uppmärksamhet då dessa ofta kan vara besvärsbildande eller t.o.m. potentiellt toxiska.

Tabell 3.5. Cyanobakterietaxa som ofta förknippas med dålig vattenkvalitet då de massutvecklas eller kan bilda toxiner. Samtliga arter ger vid massutveckling upphov till dålig lukt och smak på råvatten.

Taxon	Kommentar
Anabaena	producent av nerv och levergifter, samt ämnen som ger upphov till lukt och smak. Förekommer i tester från Sverige.
Aphanizomenon	potentiellt toxisk, ej verifierat i Sverige med arten i odling, men förekommer i cyanobakterie-samhällen där toxicitet uppmätts.
Gloeotrichia	arten *echinulata*. Toxinproduktion ej verifierad i Sverige
Limnothrix	potentiellt toxisk, ej verifierat i Sverige med arten i odling, men förekommer i cyanobakterie-samhällen där toxicitet uppmätts
Microcystis	producent av nerv och levergifter, verifierad i Sverige. Arten *wesenbergii* har inte gen för toxinproduktion.
Planktothrix	främst arterna *agardhii* och *prolifica* båda producenter av levergifter verifierat i Sverige.
Pseudanabaena	potentiellt toxisk, i Sverige endast verifierad i odling
Woronichinia	främst arten *naegeliana*. Ger upphov till lukt och smak vid massutveckling

3.7 Trofiskt planktonindex

3.7.1 Klassificering av status

Trofiskt planktonindex (TPI) beräknas enligt följande:

Se FS
Bilaga 1,
avsnitt 1.5

$$TPI_{sjö} = \frac{\sum_{i=1}^{n} (I_{art\,i} \times B_{art\,i})}{\sum_{i=1}^{n} B_{art\,i}}$$

n = antal arter med indikatortal i en sjö
I = indikatortal för art i
B = biomassa per liter för art i (enheten som man uttrycker i kan vara µg/l, mg/l eller mm^3/l huvudsaken är att det är samma enhet för ingående arter och summabiomassan av dessa arter)

I tabell 3.5 och 3.6 anges de olika arternas indikatortal.

EK för TPI som innehåller både negativa och positiva värden beräknas enligt följande formel:

$$EK = \frac{r_{75} - r_{50}}{x + r_{75} - (2 \times r_{50})}$$

Där
r_{75}=TPI-värdet för hög statusklassen
r_{50}=TPI-värdet för referensförhållanden
x=TPI-värdet för objektet

Med detta förfaringssätt är EK-värdet för klassen hög status normerat till 0,5. På så sätt tas viss hänsyn till variationen i referensdatamaterialet.

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 3.8.

Tabell 3.6 Toleranta arter med indikatortal i en skala 1-3 där 3 anger arter som bedömts som särskilt toleranta och förekommande i de mest näringsrika miljöerna ”eutrofiindikatorer”. Avstämning har gjorts mot Brettum och Andersen 2005[3] och vissa grupperingar har gjorts enligt Binnengewässer 7:1[4]

Taxon	Indikatortal	Anmärkning
Actinastrum spp.	2	
Actinocyclus normanii f. subsalsa	3	
Anabaena lemmermannii	1	
Anabaena nystan	2	*circinalis, flos-aquae, mendotae*
Anabaena rak	2	*planctonica, solitaria, macrospora*
Anabaena spiral	3	*spiroides, crassa*
Aphanizomenon bunt	3	*flos-aquae, yezoense, klebahnii*
Aphanizomenon enskild	3	*issatschenkoi, gracile, flexuosum*
Aulacoseira ambigua	1	
Aulacoseira granulata	2	
Aulacoseira granulata v. angustissima	3	
Aulacoseira subarctica	1	
Ceratium furcoides	2	
Chodatella spp.	2	
Closterium acutum v. variabile	1	
Closterium limneticum	1	
Coelastrum spp.	3	
Cryptomonas stor	2	längd >40 µm.
Cyanodictyon spp.	3	
Dictyosphaerium pulchellum	1	här ingår också *tetrachotorum*

[3] Brettum, P. & Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA-report SNO 4818-2004. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo.
[4] Binengewässer von Huber-Pestalozzi 1983. Chlorphyceae. Ordnung: Chlorococcales. Teil /:1. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.

Dimorphococcus lunatus	1	
Diplopsalis acuta	3	
Euglena spp.	3	alla Euglenophyter klassade till 3
Fragilaria berolinensis	3	
Fragilaria crotonensis	2	
Fragilaria ulna	2	Brettum & Andersen 2005
Lagerheimia spp.	2	
Lepocinclis spp.	3	
Limnothrix planctonica	3	
Limnothrix redekei	3	
Micractinium pusillum	2	
Microcystis aeruginosa	3	här ingår också *botrys*
Microcystis flos-aquae	3	
Microcystis wesenbergii	3	
Microcystis viridis	3	
Monoraphdidum minutum	2	
Pediastrum boryanum	3	Brettum & Andersen 2005
Pediastrum duplex	3	
Pediastrum privum	2	
Pediastrum tetras	2	
Phacus spp.	3	
Planktolyngbya spp.	3	*limnetica, contorta, bipunctata*
Planktothrix agardhii	2	
Planktothrix mougeotii	1	
Pseudanabaena limnetica	2	
Quadricoccus ellipticus	3	
Scendesmus gr. acutodesmus	3	innefattar *S. acutis, acuminatus, obtusiusculus* och varieteter av dessa *Scenedesmus gr.* Binnengewässer 7:1
Scenedesmus gr. spinosi	2	Innefattar *S. spinosus* och varieteter av denna Binnengewässer 7:1
Staurastrum chaetoceras	2	
Staurastrum smithii	2	
Staurastrum tetracerum	1	Brettum & Andersen 2005
Stephanodiscus spp.	2	
Tetraedriella spinigera	1	
Tetraedron incus	1	
Tetrastrum staurogeniaeforme	2	
Trachelomonas spp.	3	
Treubaria triappendiculata	3	

Tabell 3.7. Sensitiva taxa ”oligotrofiindikatorer” med indikatortal i en skala från –1 till -3 där -3 anger taxa som bedömts som särskilt konkurrenskraftiga under låga näringskoncentrationer.

Taxon	Indikatortal	Anmärkning
Aulacoseira alpigena	-2	
Bitrichia chodatii	-2	
Bitrichia phaseolus	-3	inkluderar också *ollula* och *longispina*
Chlamydocapsa spp.	-2	inkluderar också *Gloeocystis* och *Coenocystis*
Chrysidiastrum catenatum	-2	
Chrysochromulina spp.	-2	
Chrysococcus spp.	-2	
Chrysolykos planctonicus	-2	
Chrysolykos skujae	-3	
Cyclotella spp. liten	-2	diameter <10 µm
Dinobryon borgei	-2	
Dinobryon crenulataum	-2	
Dinobryon cylindricum	-3	särskilt *v. alpinum*. I underlagsmaterialet hade varieteter inte alltid urskiljts
Dinobryon njakajaurense	-3	
Dinobryon pediforme	-3	
Dinobryon sociale v. americanum	-3	
Gymnodinium spp. liten	-3	längd <10 µm
Gymnodinium uberrimum	-1	
Isthmochloron trispinatum	-3	
Kephyrion spp.	-3	alla arter har fått samma indikatortal efter test av 7 enskilda arter
Mallomonas akrokomos.	-2	
Mallomonas hamata	-3	
Mallomonas tonsurata	-1	
Merismopedia tenuissima	-2	
Monoraphidium griffithii	-2	
Oocystis submarina v.variabilis	-2	
Peridinium inconspicuum	-1	
Pseudokephyrion spp.	-3	alla arter har fått samma indikatortal efter test av 7 enskilda arter
Rhodomonas lacustris	-1	inkluderar också *Rhodomonas minuta* o. *Plagioselmis nannoplanctica*
Spiniferomonas spp.	-2	ingen artseparering i underlagsmaterialet
Staurastrum lunatum	-2	inkluderar också *v. planctonicum*
Staurodesmus sellatus	-2	
Stichogloea doederleinii	-2	inkluderar också *olivacea*
Tabellaria flocculosa v. teilingii	-3	

3.7.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 3.8. Referensvärde och klassgränser för klassificering av parametern trofiskt planktonindex (TPI) i indexvärden och som ekologiska kvalitetskvoter (EK). Om TPI ≤ referensvärdet sätts EK till 1.

Typ	Status	Trofiskt planktonindex (TPI)	Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Fjällen ovan trädgränsen	Referensvärde	-2	1
	Hög	≤-1,8	EK≥0,5
	God	-1,8<TPI≤-1,5	0,5>EK≥0,29
	Måttlig	-1,5<TPI≤-1,25	0,29>EK≥0,21
	Otillfredsställande	TPI>-1,25	0,21>EK≥0
	Dålig	-	-
Norrland, klara och humösa sjöar	Referensvärde	-1,5	1
	Hög	≤-1	EK≥0,5
	God	-1<TPI≤-0,5	0,5>EK≥0,33
	Måttlig	-0,5<TPI≤0,5	0,33>EK≥0,2
	Otillfredsställande	TPI>0,5	0,2>EK≥0
	Dålig	-	-
Södra Sveriges, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt^{-1}. Nordgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	-1,25	1
	Hög	≤-0,9	EK≥0,5
	God	-0,9<TPI≤1	0,5>EK≥0,13
	Måttlig	1<TPI≤2	0,13>EK≥0,1
	Otillfredsställande	TPI>2	0,1>EK≥0
	Dålig	-	-
Södra Sverige, humösa sjöar, färg >30 mg Pt^{-1}. Nordgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	-1	1
	Hög	≤-0,5	EK≥0,5
	God	-0,5<TPI≤1	0,5>EK≥0,2
	Måttlig	1<TPI≤2	0,2>EK≥0,14
	Otillfredsställande	TPI>2	0,14>EK≥0
	Dålig	-	-

3.8 Artantal

3.8.1 Klassificering av status

Se FS Bilaga 1, avsnitt 1.7

För att bedöma vattnets surhet bestäms artantal, d.v.s. antalet växtplanktonarter i provet. Antalet arter ska framför allt bedömas om man misstänker att en sjö är utsatt för försurning eftersom indikatorn är svårtolkad och mycket beroende av analysansträngning. Om annan metod än den som krävs enligt föreskriften har använts kan en expertbedömning göras. Då är det dock viktigt att vara medveten om att om bara dominerande arter har räknats erhålls ett avsevärt lägre artantal än om rätt metod använts, vilket påverkar klassificeringen. Vid standardiserad räkning av ett prov enligt den metoden hittar man i medeltal 40–50 taxa med undantag av fjällsjöar där ett tjugotal taxa förekommer.

Artantal visar alltså hur sur sjön är men det framgår inte om det beror på naturlig surhet eller antropogent orsakad försurning.

Den ekologiska kvalitetskvoten beräknas enligt följande:

EK = observerat artantal / referensvärde

Referensvärden och klassgränser återfinns i tabell 3.9

3.8.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 3.9 Referensvärde och klassgränser för klassificering av parametern artantal (SPP), även angivet som ekologiska kvalitetskvoter (EK). Klasserna visar på olika stadier av surhet och relaterar inte till status. Surhetsklasserna motsvarar ungefär följande pH-intervall: nära neutralt 6–7, surt 5,5–6, mycket surt 5–5,5, extremt surt <5. Om artantal ≥ referensvärdet sätts EK till 1.

Typ	Surhetsklass	Artantal	Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Fjällen ovan trädgränsen	Referensvärde	25	
	Nära neutralt	SPP≥20	EK≥0,8
	Surt	20>SPP≥15	0,8>EK≥0,6
	Mycket surt	15>SPP≥10	0,6>EK≥0,4
	Extremt surt	SPP<10	EK<0,4
Norrland, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt^{-1}. Sydgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	45	
	Nära neutralt	SPP≥30	EK≥0,67
	Surt	30>SPP≥25	0,67>EK≥0,56
	Mycket surt	25>SPP≥20	0,56>EK≥0,44
	Extremt surt	SPP<20	EK<0,44
Norrland, humösa sjöar, färg >30 mg Pt^{-1}. Sydgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	45	
	Nära neutralt	SPP≥40	EK≥0,89
	Surt	40>SPP≥30	0,89>EK≥0,67
	Mycket surt	30>SPP≥20	0,67>EK≥0,44
	Extremt surt	SPP<20	EK<0,44
Södra Sveriges, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt^{-1}. Nordgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	50	
	Nära neutralt	SPP≥45	EK≥0,9
	Surt	45>SPP≥35	0,9>EK≥0,7
	Mycket surt	35>SPP≥20	0,7>EK≥0,4
	Extremt surt	SPP<20	EK<0,4
Södra Sverige, humösa sjöar, färg >30 mg Pt^{-1}. Nordgräns *limes norrlandicus*	Referensvärde	45	
	Nära neutralt	SPP≥40	EK≥0,88
	Surt	40>SPP≥30	0,88>EK≥0,67
	Mycket surt	30>SPP≥15	0,67>EK≥0,33
	Extremt surt	SPP<15	EK<0,33

3.9 Klorofyll

3.9.1 Klassificering av status

Se FS Bilaga 1, avsnitt 1.8

I de fall då det inte finns data för att kunna göra en klassificering med parametrarna angivna i avsnitt 3.5 – 3.7 får vattenmyndigheten göra en klassificering genom att bara använda klorofyll. Biomassan av planktiska alger kan på ett översiktligt sätt mätas genom analys av algernas innehåll av klorfyll *a*. Analysen ger dock inga detaljkunskaper om strukturer i växtplanktonsamhället.

Klorofyllhalten bestäms enligt standard och den ekologiska kvalitetskvoten beräknas enligt följande:

EK = referensvärde / observerad klorofyllhalt

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 3.10

3.9.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 3.10. Referensvärden och klassgränser för klassificering av status med avseende på klorofyll i µg/l och som ekologiska kvalitetskvoter (EK). Om klorofyllhalt ≤ referensvärdet sätts EK till 1.

Typ	Status	Klorofyllhalt (K) (µg/l)	Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Fjällen ovan trädgränsen	Referensvärde	1,0	
	Hög	≤1,5	≥0,75
	God	1,5<K≤3,0	0,75>EK≥0,33
	Måttlig, otillfredsställande, dålig	Genomför fullständig växtplanktonanalys för att verifiera statusklass	
Norrland, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt-1. Sydgräns limes norrlandicus	Referensvärde	2,0	
	Hög	≤4,0	≥0,50
	God	4,0<K≤6,0	0,50>EK≥0,33
	Måttlig, otillfredsställande, dålig	Genomför fullständig växtplanktonanalys för att verifiera statusklass	
Norrland, humösa sjöar, färg >30 mg Pt-1. Sydgräns limes norrlandicus	Referensvärde	2,5	
	Hög	≤5,0	≥0,50
	God	5,0<K≤7,5	0,50>EK≥0,33
	Måttlig, otillfredsställande, dålig	Genomför fullständig växtplanktonanalys för att verifiera statusklass	
Södra Sveriges, klara sjöar, färg ≤30 mg Pt-1. Nordgräns limes norrlandicus	Referensvärde	2,5	
	Hög	≤5,0	≥0,50
	God	5,0<K≤8,5[1]	0,50>EK≥0,30[1]
	Måttlig, otillfredsställande, dålig	Genomför fullständig växtplanktonanalys för att verifiera statusklass	
Södra Sverige, humösa sjöar, färg >30 mg Pt-1. Nordgräns limes norrlandicus	Referensvärde	3,0	
	Hög	≤6,0	≥0,50
	God	6,0<K≤10	0,50>EK≥0,30
	Måttlig, otillfredsställande, dålig	Genomför fullständig växtplanktonanalys för att verifiera statusklass	

Om en sjö erhåller måttlig status eller sämre ska antingen en kompletterande växtplanktonanalys utföras, speciellt om inga andra kvalitetsfaktorer uppvisar liknande statusklassning eller så får en expertbedömning göras. Detta gäller speciellt i humösa vatten (AbsF420/5 >0,06 alt. vattenfärg >30 mg Pt/l) där växtplanktonbiomassan i vissa fall kan domineras av nålflagellaten Gonyostomum semen (gubbslem).

3.9.3 Kommentarer

Vid utvärderingar av klorofylldata är det viktigt att tänka på att klorofyllhalten endast ger en uppskattning av växtplanktonbiomassan och kan inte helt ersätta växtplanktonanalyser. Att dessa analysmetoder inte är helt jämförbara beror dels på osäkerheter i klorofyllbestämningarna, dels på att olika växtplanktonarter innehåller varierande mängder av klorofyll *a*, samt i många fall kompletterat med andra klorofyller eller andra pigment. Eftersom klorofyllanalyser är jämförelsevis snabba och billiga, kan de vara ett gott komplement vid t.ex. screeningstudier eller långtidsövervakning. Eventuella förändringar eller avvikande halter bör dock alltid följas upp med en kompletterande och verifierande växtplanktonanalys för att utreda orsaken till förändringen eller avvikelsen.

Vid jämförelser mellan klassningar med avseende på klorofyll *a* och totala växtplanktonbiomassor är det uppenbart att variationen är stor. Detta beror som tidigare nämnts bl.a. på osäkerheter i klorofyllanalyser och att växtplanktonarter innehåller olika mycket klorofyll. En annan viktig orsak till att det finns en viss skillnad är att analyserna ofta inte har utförts på samma vattenprov. Klorofyllanalyser utförs ofta på ytvattenprov (0,5 m), medan växtplanktonanalyserna vanligen görs på integrerade prov som ska motsvara vattenmassan ovan temperatursprångskiktet. Eftersom växtplankton i allmänhet inte är homogent fördelade i vattenmassan kan detta orsaka stora skillnader om man jämför integrerade prov med ytvattenprov. Skillnaden kanske är mest uppenbar vid lugn väderlek under sommaren då cyanobakterier ofta tenderar att ansamlas i ytvattnet och då riskerar att bli överrepresenterade i ett ytprov. Likaså kan eventuell ansamling av t.ex. Gonyostomum vid temperatursprångskiktet ge betydligt högre biomassor jämfört med ytnära prover. Denna skillnad mellan ytvattenprov och integrerade prov är dock ofrånkomlig och speglar egentligen verkligheten väl, där klassificering av status med avseende på klorofyllhalt framförallt kommer att ske på ytprov.

En sjö ska dock inte klassificeras till måttlig eller sämre status enbart med klassificeringen av klorofyll, istället bör kompletterande analyser av t.ex. växtplankton göras för att utreda orsaken och att säkerställa sjöns status inför eventuella åtgärder som kan behöva vidtas för att behålla eller uppnå god status.

3.10 Hantering av osäkerhet

För att göra en bra klassificering ska ett medelvärde av data från minst tre år användas. Med fler mätningar får man en säkrare klassificering och ett osäkerhetsintervall i form av en standardavvikelse kan beräknas för parametern i den aktuella vattenförekomsten. I de fall då bara ett fåtal data finns tillgängliga kan det fasta värdet för metodbunden osäkerhet (standardavvikelsen) för respektive parameter och typ angiven i tabell 3.11 användas. Standardavvikelsen ger ett mått på hur osäker klassificeringen är. Variationer i ekologiska kvalitetskvoter hos referenssjöar har använts som en översiktlig metod att belysa en spridning av värden. Spridningen är sedan presenterad som medianen av standardavvikelser för de olika parametrarna. Utgångspunkten för beräkningarna har varit mellanårsvariationer i EK från de sjöar där sådant material funnits (fjällen: 2 sjöar 12 augustimånader; Norrlands klarvatten: 5 sjöar 26 säsonger; Norrlands humösa sjöar: 18 sjöar 98 säsonger; södra Sveriges klarvatten: 9 sjöar 53 säsonger; södra Sveriges humösa sjöar: 5 sjöar 27 säsonger). Denna metod återspeglar dock inte spridningen i andra statusklasser. Med stigande trofinivåer borde man förvänta sig större variationer både inom en sjötyp och mellan olika år.

Se FS 2 kap. 9 §

Se AR till 2 kap. 9 §

I de fall då ett osäkerhetsintervall kring den ekologiska kvalitetskvoten (EK) 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 också avsnitt 4.1.2 i handbokens huvuddel för mer vägledning kring hur man kan hantera osäkerhet.

Tabell 3.11. Medianvärden av standardavvikelsen av EK-kvoter för referenssjöar i datamaterialet.

Indikator	Fjällen	Norrl.klara	Norrl.humösa	Södra SE klara	Södra SE humösa
Totalbiomassa	0,05	0,09	0,13	0,19	0,12
Andel cyanobakterier	0	0,02	0,02	0,04	0
TPI	0,17	0,18	0,18	0,23	0,002
Artantal	0,14	0,05	0,03	0,07	0,07

3.11 Sammanvägning av parametrar

Se FS Bilaga 1, avsnitt 1.6

Parametrarna totalbiomassa, trofiskt planktonindex (TPI) och andel cyanobakterier ska sammanvägda ligga till grund för klassificeringen av sjöns status med avseende på näringsämnen.

Eftersom TPI endast kan användas om minst fyra arter i ett prov erhållit ett indikatortal, kommer det att finnas sjöar där klassificeringen enbart baseras på totalvolymer och andel cyanobakterier. För sjöar som präglas av Gonyostomum semen (gubbslem) kan parametern totalbiomassa vara olämplig särskilt om biomassorna blir mycket stora, vilket inte är ovanligt då arten ofta massutvecklas. En sådan massutveckling behöver inte vara ett tecken på eutrofiering. Därför rekommenderas att Gonyostomum-sjöar kvalitetsklassas med TPI-värdet och andel cyanobakterier istället för totalbiomassan.

Sammanvägning sker enligt följande:

Steg 1) Sammanvägningen ska baseras på klassificerad status för totalbiomassa, andel cyanobakterier samt TPI. Statusklasserna ges ett numeriskt värde enligt tabell 3.12. För varje parameter beräknas ett viktat klassvärde innan sammanvägningen görs enligt steg 2.

Tabell 3.12. 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 följande:

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

Där
(N_{klass}) = viktat statusklassvärde för varje parameter
N_{nedre}= första siffran (heltal) i de numeriska värdena för statusklassen enligt tabell 3.12
$EK_{beräknat}$= beräknat EK-värde från klassificeringen
EK_{nedre} och $EK_{övre}$ = EK för nedre och övre klassgräns för motsvarande klass, hämtas från tabell 3.3, 3.4 respektive 3.7
EK_{nedre} för dålig status = 0 och $EK_{övre}$ för hög status = 1

Steg 2) Medelvärdet för de numeriska klassningarna (N_{klass}) av de tre parametrarna beräknas, vilket blir den sammanvägda klassificeringen av växtplankton. Statusklassificeringen avgörs av medelvärdet för den numeriska klassningen enligt tabell 3.12.

Exempel:
En sydsvensk klarvattensjö har ett tre säsongers medelvärde av totalbiomassan på 500µg/l (=0,5 mm^3/l=0,5mg/l).
Motsvarande erhållna TPI-värde är -1 och andelen cyanobakterier 15 %.

Totalbiomassa
Totalbiomassan ger hög status enligt tabell 3.3 vilket är den numeriska klassen 4–4,99. N_{nedre} är således 4.
$EK_{beräknatt}$=400/500=0,8 (beräknas för denna parameter som förhållandet mellan det uppmätta värdet och referensvärdet)
EK_{nedre} framgår av tabell 8=0,6, $EK_{övre}$ ska vara<1, sätts dock i ekvationen som 1
4 + [(0,8-0,67)/(1-0,67)]=4,39 som är N_{klass} för totalbiomasssan

Cyanobakterier %
Andel cyanobakterier ger god status enligt tabell 3.4
$EK_{beräknat}$ beräknas enligt uppgift i tabellhuvudet (100-15)/(100-5)=0,89
EK_{nedre} är enligt tabellen 0,80
$EK_{övre}$ är 0,95
3 + [(0,89-0,80)/0,95-0,80)]=3,6 som ger god status med avseende på andel cyanobakterier

TPI
TPI-värdet ger hög status enligt tabell 3.7
$EK_{beräknat}$ som beräknas enligt ekvationen på sidan 17 blir 0,58. (Variationen i TPI statusklassen som den uttrycks i tabellen d.v.s. -1,25<TPI≤0,9 är värdena som i det här fallet utgör 50_{perc} respektive $75_{perc.}$)
EK_{nedre} är enligt tabellen 0,5
$EK_{övre}$ ska vara <1 men sätts till 1
4 + [(0,58-0,5)/1-0,5)]=4,16 som är N_{klass} för värdering enligt det trofiska planktonindexet vilket ger hög status

Medelvärdet av dessa beräkningar är (4,39+4,16+3,6)/3 det vill säga 4,05. Detta skulle klassificera sjön till hög status.

En klassificering baserad på klorofyll ska bara användas i de fall då det är omöjligt att göra en klassificering av totalbiomassa eller TPI t.ex. på grund av att inte rätt data finns tillgängliga.

Den totala klassificeringen av växtplankton i sjöar bestäms av den sammanvägda statusen för parametrarna som visar på näringsförhållanden eller resultatet för klassificeringen av försurning enligt avsnitt 3.12 beroende på vilken som är sämst.

3.12 Mänsklig påverkan eller naturligt

Om sjön klassificeras till någon av surhetsklasserna surt, mycket surt eller extremt surt ska det göras en bedömning om detta beror på mänskligt orsakad försurning eller att sjön är naturligt sur. En djupare analys bör göras med hjälp av de bedömningsgrunder för försurning som finns i kapitel 14. Analysen kan ytterligare förbättras genom att göra en bedömning av försurningspåverkan/belastningen. Viktiga underlag här är depositionsdata, kritisk belastningsberäkningar samt skogbrukets påverkan.

Se FS
2 kap. 10 §

Se AR till
2 kap. 10 §

Om bedömningen blir att sjön till någon del är naturligt sur bör ett referensvärde för pH för vattenförekomsten beräknas enligt kapitel 14. Det framräknade pH-värdet för sjön korreleras med hjälp av linjernas ekvation för fjällen, Norrland eller södra Sverige enligt nedan till ett nytt referensvärde för artantal.

Se FS
Bilaga 1,
avsnitt 1.7.3

Fjällen: $artantal_{ref} = -20,61+6,3 * pH_{ref}$
Norrland: $artantal_{ref} = -28,98+11,1 * pH_{ref}$
Södra Sverige: $artantal_{ref} = -87,53+21,7 * pH_{ref}$

Det observerade artantalet delas med det nya referensvärdet och jämförs mot klassgränserna i tabell 3.9.

Surhetsklasserna, efter reviderat referensvärde eller ursprunglig klassificering, översätts till statusklasser enligt följande:

Nära neutralt – Hög status
Surt – God status
Mycket surt – Måttlig status
Extremt surt – Otillfredsställande eller dålig status

När statusklassificeringen resulterar i måttlig eller sämre status och detta indikeras av de parametrar som visar på näringsrikedom/övergödning kan det vara nödvändigt att göra en bedömning om det beror på mänskligt orsakad övergödning eller att sjön är naturligt näringsrik. Det är dock inte särskilt vanligt att sjöar har höga näringshalter naturligt. För att bedöma detta kan man jämföra med resultatet för bedömningsgrunden för fosfor. Bedömningen kan ytterligare förbättras genom att titta på påverkan/belastningen på vattenförekomsten. Viktiga underlag här är källfördelningsdata, historiska data, etc. Underlag för detta tas fram i samband med karakteriseringen. Om bedömningen blir att sjön är naturligt näringsrik reviderar vattenmyndigheten referensvärdet för den specifika vattenförekomsten genom en expertbedömning.

Se FS
2 kap. 11 §

Se AR till
2 kap. 11 §

Bakgrundsrapporter:
Växtplankton: Willén, E., 2007. Växtplankton i sjöar Bedömningsgrunder. Rapport 2007:6. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet
Klorofyll: Sonesten, L., 2007. Reviderade bedömningsgrunder för klorofyll. Revidering och anpassning till den ”nordiska” interkalibreringen av klorofyll i sjöar (NGIG). Rapport 2007:5. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet

4 Makrofyter i sjöar

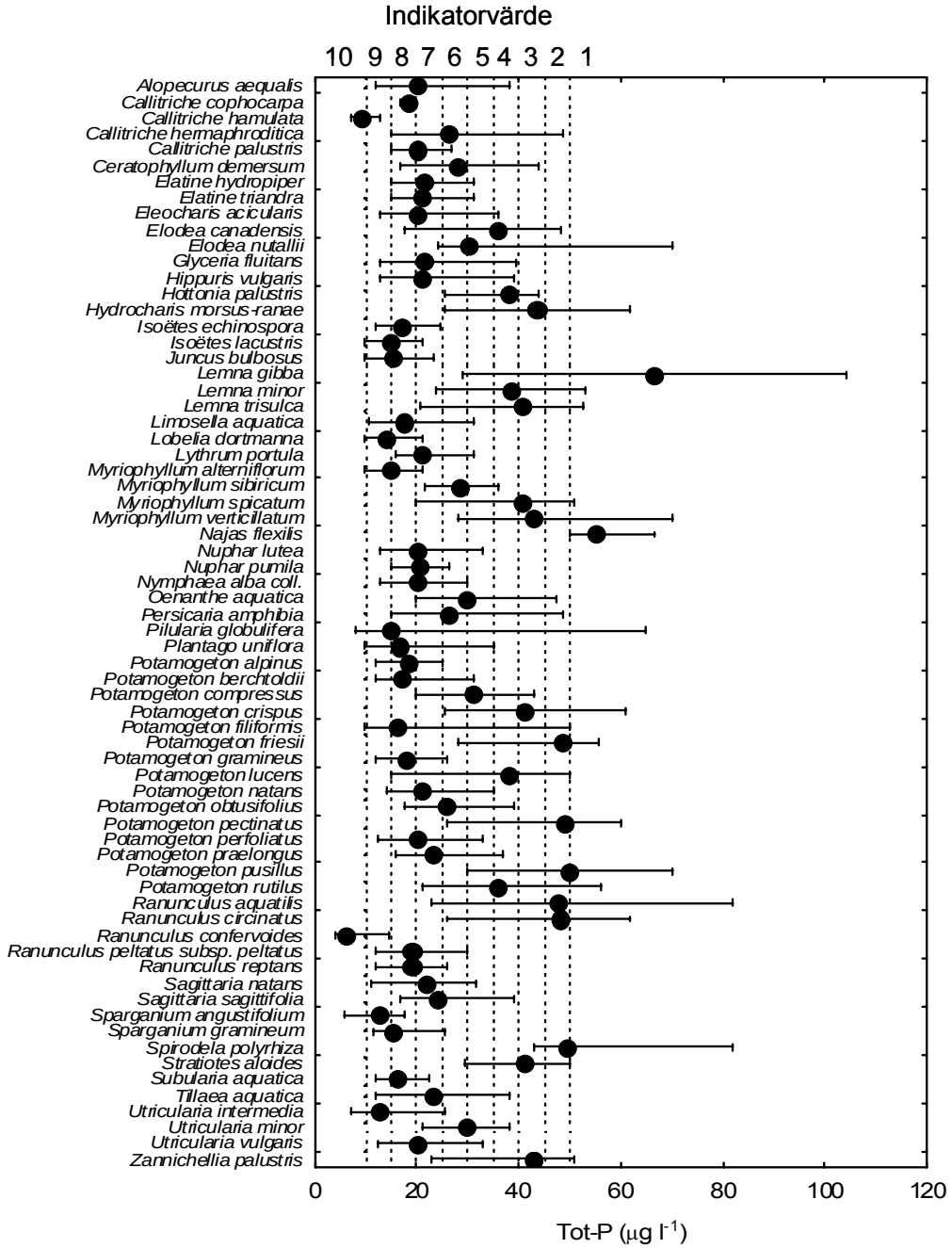
Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Trofiindex (TMI)	Näringspåverkan	1 gång/år	Sensommar

4.1 Inledning

Begreppet makrofyter, d.v.s. vattenvegetationen, inkluderar kärlväxter (helo- och hydrofyter), mossor och kransalger. Makrofyter påverkar och blir påverkade av biologiska och hydrobiogeokemiska processer i sjöar. Makrofytarter visar olika preferenser längs gradienter av bland annat näringsstatus (främst kväve och fosfor), pH och alkalinitet. Det är dessa preferenser (figur 4.1) som har använts i många länder för utvecklingen av makrofytbaserade indikatorvärden och som ligger till grund för det här redovisade trofiindexet (TMI). Bland kärlväxterna är det enbart hydrofyterna som anses återspegla sjövattnets näringsstatus. Helofyterna utesluts därför från många indikatorsystem.

Till skillnad från växtplankton anses makrofyter vara mera tröga i sin reaktion på förändringar i näringsstatus. I detta sammanhang bör förekomsten av makrofytarter därför anses som ett mått på vårens/försommarens näringsstatus i stället för vid inventeringstillfället rådande näringsstatus.

Bedömningsgrunder för makrofyter i sjöar enligt ramdirektivet för vatten bör inte blandas ihop med potentiella bedömningsverktyg för biologisk mångfald eller naturvärden. Det finns många faktorer som påverkar den biologiska mångfalden och naturvärden i sjöar. Detta innebär att det är väldigt svårt att koppla förändringar i t.ex. den biologiska mångfalden till enskilda miljöförändringar. Att kunna göra denna koppling är dock ett krav enligt ramdirektivet för vatten. I detta sammanhang har makrofytförekomsten i tidigare studier visat sig vara en viktig indikator för sjöarnas näringsstatus (främst fosfor). Det är också viktigt att betona att det inte är fosforhalterna som sådana som styr indelningen i statusklasserna utan förekomsten av vissa makrofytarter och dess förekomst längs fosforgradienten.



Figur 4.1. Makrofyternas (kärlväxter förutom helofyter, i alfabetisk ordning) medianvärde (± 25 och 75 percentiler) längs Tot-P gradienten. Enbart arter som förekom ≥3 sjöar i dataunderlaget har inkluderats i figuren.

4.2 Ingående parametrar

För att klassificera sjöars status när det gäller makrofyter beräknas ett trofiskt makrofytindex (TMI). Det baseras på att alla funna makrofytarter förutom helofyter ges ett indikatorvärde längs en totalfosforgradient. TMI svarar alltså på näringsstatus, i första hand totalfosfor.

Se FS Bilaga 1, avsnitt 2.1

4.3 Krav på underlagsdata

En noggrann beskrivning av inventeringsmetodiken avsedd för ekologisk klassificering av sjöar enligt ramdirektivet för vatten tas för tillfället (2007) fram och kommer att bli en av Naturvårdsverkets undersökningstyper. Nedan redovisas enbart de mest centrala aspekterna.

Se FS Bilaga 1, avsnitt 2.2

För att bedömningsgrunden för makrofyter i sjöar ska kunna tillämpas ska inventering ha inkluderat alla makrofyter inklusive mossor och kransalger, förutom helofyter. Provtagningen ska ha genomförts under sensommaren när vattenvegetationen är färdigutvecklad. Inventeringen görs både längs strandkanten och från båt. För inventering från båt används både vattenkikare och kratta (t.ex. Lutherräfsa). För varje makrofytart bör det maximala förekomstdjupet ha antecknats. Därför rekommenderas att någon form av transektinventering har utförts. Förekomsten av alla förekommande makrofyterna ska ha antecknats på en semikvantitativ skala (t.ex. DAFOR, Palmer et al. 1992)[5] eller på en binär skala (finns, finns inte). För framtagningen av sjöarnas TMI krävs dock enbart binära data. Det är att föredra om inventeringen har genomförts i olika delområden av sjön för att erhålla en fullständig makrofytlista och framför allt att sjöarnas eventuella olika bottensubstrat har inventerats.

4.4 Typindelning

För klassificering av makrofyter delas Sveriges sjöar in i tre typer med olika referensvärden (tabell 4.1). Dessa typer är baserade på ekoregionerna angivna i Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys, NFS 2006:1. I föreskrifterna finns en finare indelning i limniska typer angiven men de övriga faktorerna för de limniska typerna har med dagens dataunderlag inte visats påverka makrofytsamhället signifikant. Alla de limniska typerna som passar in i en av dessa typer för makrofyter får samma referensvärde.

[5] Palmer, M. A., S. L. Bell, and I. Butterfield. 1992. A botanical classification of standing waters in Britain: Applications for conservation and monitoring. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 2:125-143.

Tabell 4.1. Typindelning för statusklassificering av makrofyter i relation till ekoregionerna enligt föreskrifterna om kartläggning och analys, NFS 2006:1

Typer för makrofyter	Ekoregion enligt NFS 2006:1
1 Norr om Limes Norrlandicus, över högsta kustlinjen	Ekoregion 1 och 2
2 Norr om Limes Norrlandicus, under högsta kustlinjen	Ekoregion 3
3 Söder om Limes Norrlandicus	Ekoregion 4, 5, 6 och 7

4.5 Klassificering av status

Steg 1) Beräkna TMI. Sjöarnas TMI är ett viktat medelvärde av de enskilda makrofyternas indikatorvärden och viktfaktorer.

Se FS Bilaga 1, avsnitt 2.3

Beräkningen sker enligt:

$$Trofiindex_{Sjö_x} = \frac{\sum_{i=1}^{n}\left(Indikatorvärde_{Art_i} \times Viktfaktor_{Art_i}\right)}{\sum_{i=1}^{n} Viktfaktor_{Art_i}}$$

Makrofyternas indikatorvärden- och viktfaktorer framgår i tabell 4.2.

Tabell 4.2. Makrofyternas indikatorvärden (1-10) samt viktfaktorn (0,1-1), sorterade efter arternas latinska namn. Indikatorvärdena baseras på arternas preferens (medinavärde) längs tot-P gradienten. Ett högt indikatorvärde indikerar preferens för låga tot-P halter och en hög viktfaktor indikerar smala nischer (låg differens mellan 75 och 25 percentilerna) längs tot-P gradienten.

Kransalger

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Indikatorvärde	Viktfaktor
Chara aspera	Borststräfse	2	0,5
Chara contraria	Gråsträfse	2	0,6
Chara globularis	Skörsträfse	6	0,9
Chara hispida	Taggsträfse	1	0,4
Chara rudis	Spretsträfse	6	0,6
Chara tomentosa	Rödsträfse	7	0,6
Chara virgata	Papillsträfse	8	1,0
Nitella flexilis	Glansslinke	10	1,0
Nitella opaca	Mattslinke	10	1,0
Nitella wahlbergiana	Nordslinke	7	0,9

Mossor

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Indikatorvärde	Viktfaktor
Bryum pseudotriquetrum	Kärrbryum	10	1,0
Calliergon cordifolium	Kärrskedmossa	7	0,9
Calliergon giganteum	Stor skedmossa	9	0,9
Calliergon megalophyllum	Jätteskedmossa	8	1,0
Calliergonella cuspidata	Spjutmosssa	8	0,4
Drepanocladus aduncus	Lerkrokmossa	7	0,8
Drepanocladus longifolius	Hårkrokmossa	8	0,9
Drepanocladus polygamus	Spärrkrokmossa	8	1,0
Drepanocladus sordidus	Fiskekrokmossa	7	1,0
Fissidens fontanus	Vattenfickmossa	8	1,0
Fontinalis antipyretica	Stor näckmossa	8	0,7
Fontinalis dalecarlica	Smal näckmossa	10	0,8
Fontinalis hypnoides	Sjönäckmossa	6	0,9
Leptodictyum riparium	Vattenkrypmossa	8	0,9
Platyhypnidium riparoides	Bäcknäbbmossa	9	1,0
Pseudobryum cinclidioides	Källpraktmossa	8	0,8
Riccia fluitans	Gaffelmossa	2	0,5
Ricciocarpus natans	Vattenstjärna	2	0,8
Scorpidium scorpioides	Korvskorpionmossa	10	0,9
Sphagnum auriculatum	Hornvitmossa	8	0,4
Sphagnum cuspidatum	Flytvitmossa	10	1,0
Sphagnum platyphyllum	Skedvitmossa	8	0,9
Sphagnum subsecundum	Krokvitmossa	10	1,0
Warnstorfia exannulata	Kärrkrokmossa	8	1,0
Warnstorfia fluitans	Vattenkrokmossa	10	1,0
Warnstorfia trichofylla	Penselkrokmossa	10	1,0
Warnstorfia tundrae	Nordlig krokmossa	8	1,0

Kärlväxter

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Indikatorvärde	Viktfaktor
Alopecurus aequalis	Gulkavle	8	0,8
Callitriche cophocarpa	Sommarlånke	8	1,0
Callitriche hamulata	Klolånke	10	1,0
Callitriche hermaphroditica	Höstlånke	6	0,7
Callitriche palustris	Smålånke	8	0,9
Ceratophyllum demersum	Hornsärv	6	0,8
Elatine hydropiper	Slamkrypa	7	0,9
Elatine triandra	Tretalig slamkrypa	7	0,9
Eleocharis acicularis	Nålsäv	8	0,8
Elodea canadensis	Vattenpest	4	0,7
Elodea nutallii	Smal vattenpest	6	0,6
Glyceria fluitans	Mannagräs	7	0,8
Hippuris vulgaris	Hästsvans	7	0,8
Hottonia palustris	Vattenblink	4	0,9
Hydrocharis morsus-ranae	Dyblad	3	0,7
Isoëtes echinospora	Vekt braxengäs	8	0,9
Isoëtes lacustris	Styvt braxengäs	9	0,9
Juncus bulbosus	Löktåg	8	0,9
Lemna gibba	Kupandmat	1	0,3
Lemna minor	Andmat	4	0,8
Lemna trisulca	Korsandmat	3	0,7
Limosella aquatica	Ävjebrodd	8	0,8
Lobelia dortmanna	Notblomster	9	0,9
Lythrum portula	Rödlånke	7	0,9
Myriophyllum alterniflorum	Hårslinga	9	0,9
Myriophyllum sibiricum	Knoppslinga	6	0,9
Myriophyllum spicatum	Axslinga	3	0,7
Myriophyllum verticillatum	Kransslinga	3	0,6
Najas flexilis	Sjönajas	1	0,9
Nuphar lutea	Gul näckros	8	0,9
Nuphar pumila	Dvärgnäckros	7	0,9
Nymphaea alba coll.	Vita näckrosor	8	0,9
Oenanthe aquatica	Vattenstäkra	6	0,8
Persicaria amphibia	Vattenpilört	6	0,7
Pilularia globulifera	Klotgräs	9	0,5
Plantago uniflora	Strandpryl	8	0,8
Potamogeton alpinus	Rostnate	8	0,9
Potamogeton berchtoldii	Gropnate	8	0,9
Potamogeton compressus	Bandnate	5	0,8
Potamogeton crispus	Krusnate	3	0,7
Potamogeton filiformis	Trådnate	8	0,7
Potamogeton friesii	Uddnate	2	0,8
Potamogeton gramineus	Gräsnate	8	0,9
Potamogeton lucens	Grovnate	4	0,7

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Indikatorvärde	Viktfaktor
Potamogeton natans	Gäddnate	7	0,8
Potamogeton obtusifolius	Trubbnate	6	0,8
Potamogeton pectinatus	Borstnate	2	0,7
Potamogeton perfoliatus	Ålnate	8	0,8
Potamogeton praelongus	Långnate	7	0,8
Potamogeton pusillus	Spädnate	2	0,7
Potamogeton rutilus	Styvnate	4	0,7
Ranunculus aquatilis	Vattenmöja	2	0,5
Ranunculus circinatus	Hjulmöja	2	0,7
Ranunculus confervoides	Hårmöja	10	0,9
Ranunculus peltatus subsp. peltatus	Sköldmöja	8	0,9
Ranunculus reptans	Strandranunkel	8	0,9
Sagittaria natans	Trubbpilblad	7	0,8
Sagittaria sagittifolia	Pilblad	7	0,8
Sparganium angustifolium	Plattbladig igelknopp	9	0,9
Sparganium gramineum	Flotagräs	8	0,9
Spirodela polyrhiza	Stor andmat	2	0,7
Stratiotes aloides	Vattenaloe	3	0,8
Subularia aquatica	Sylört	8	0,9
Tillaea aquatica	Fyrling	7	0,8
Utricularia intermedia	Dybläddra	9	0,9
Utricularia minor	Dvärgbläddra	6	0,9
Utricularia vulgaris	Vattenbläddra	8	0,8
Zannichellia palustris	Hårsärv	3	0,8

Nomenklaturen för kärlväxterna följer Karlsson 2004[6].

Nomenklaturen för kransalger följer Blindow, Krause, Ljungstrand & Koistinen 2007[7].

Nomenklaturen för mossor följer Hallingbäck, Hedenäs & Weibull 2006.[8]

[6] Karlsson, T. 2004. Checklista över Nordens kärlväxter – version 2004-01-19. URL: http://www2.nrm.se/fbo/chk/. Listan finns i tryckt form, som ett häfte av Svensk Botanisk Tidskrift (häfte 5, 1997). Tillägg har kommit i samma tidskrift (häfte 2, 3–4 och 5, 2002, samt häfte 3–4, 2003)

[7] Blindow, I., Krause W., Ljungstrand E, & Koistinen M. 2007. Bestämningsnyckel för kransalger i Sverige. Svensk Botanisk Tidskrift 101: 165-220

[8] Hallingbäck, T, Hedenäs, L. & Weibull, H. 2006. Ny checklista för Sveriges mossor. Svensk Botanisk Tidskrift 100:96-148

Steg 2) Den ekologiska kvoten för respektive sjö beräknas enligt följande:

$$Ek_{Sjö_x} = \frac{(Observerat\ trofiindex_{Sjö_x} - 3)}{(Referensvärdet - 3)}$$

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 4.3.

4.6 Referensvärden och klassgränser

Tabell 4.3. Referensvärden och klassgränser för klassificering av makrofyter i sjöar. Dataunderlag saknades för att kunna ta fram klassgränser mellan måttlig, otillfredsställande och dålig status.

Se FS Bilaga 1, avsnitt 2.4

Typ	Status	TMI Ekologisk kvalitetskvot (EK)
1 Norr om Limes Norrlandicus, över högsta kustlinjen	Referensvärde	8,54
	Hög	≥0,97
	God	≥0,90 och <0,97
	Måttlig, otillfredsställande, dålig	≥0,83 och <0,90
2 Norr om Limes Norrlandicus, under högsta kustlinjen	Referensvärde	8,16
	Hög	≥0,97
	God	≥0,94 och <0,97
	Måttlig, otillfredsställande, dålig	≥0,85 och <0,94
3 Söder om Limes Norrlandicus	Referensvärde	8,27
	Hög	≥0,98
	God	≥0,88 och <0,98
	Måttlig, otillfredsställande, dålig	≥0,58 och <0,88

4.7 Hantering av osäkerhet

Se FS 2 kap. 9 §

Se AR till 2 kap. 9 §

Se AR till bilaga 1 avsnitt 2.4

För att göra en bra klassificering är det lämpligt att använda data från flera provtagningar. Med fler mätningar får man en säkrare klassificering och ett osäkerhetsintervall i form av en standardavvikelse kan beräknas för parametern i den aktuella vattenförekomsten. I de fall då bara data från ett inventeringstillfälle finns tillgängligt får en uppskattning av osäkerheten göras. Om det beräknade EK-värdet ligger <0,05 enheter från någon av klassgränserna mellan hög och god status eller god och måttlig status innebär det att värdet ligger nära en klassgräns. Detta föranleder att en rimlighetsbedömning ska göras, vilket finns beskrivet i avsnitt 4.1.1 i handbokens huvuddel. Som hjälp bör artlistan i tabell 4.4 användas för att göra en säkrare klassificering av statusen för kvalitetsfaktorn makrofyter. Se också avsnitt

4.1.2 i handbokens huvuddel för mer vägledning kring hur man kan hantera osäkerhet.

Tabell 4.4 Makrofytarter som bör användas i kombination med sjöarnas trofiindex när dessa ligger nära en klassgräns för att kunna skilja mellan olika klasser av status i de tre typerna.

Typ	**Klassgräns mellan:**				
	hög och god		**god och måttlig**		**måttlig och otillfredsställande**
	Enbart i hög	**I god och lägre status**	**I god eller hög men inte i måttlig**	**I måttlig, otillfredsställande eller dålig men inte i god eller hög**	**Enbart i otillfredsställande eller dålig**
1	*Alopecurus aequalis*[1]	*Lemna trisulca*[2]	*Callitriche hamulata*[2]		
	Fontinalis antipyretica[1]	*Myriophyllum spicatum*[2]	*Lobelia dortmanna*[2]		
	Isoëtes lacustris[2]	*Potamogeton compressus*[1]	*Nitella opaca*[2]		
	Isoëtes echinospora[2]	*Potamogeton obtusifolius*[1]	*Ranunculus confervoides*[2]		
	Juncus bulbosus[2]		*Sparganium angustifolium*[2]		
	Persicaria amphibia[1]		*Utricularia intermedia*[2]		
	Potamogeton berchtoldii[2]				
	Scorpidium scorpioides[1]				
	Warnstorfia fluitans[1]				
	Warnstorfia trichophyllus[1]				
2	*Isoëtes lacustris*[2]			*Lemna minor*[2]	
	Juncus bulbosus[2]			*Lemna trisulca*[2]	
	Lobelia dortmanna[2]			*Potamogeton compressus*[2]	
	Myriophyllum alterniflorum[2]				
	Ranunculus reptans[2]				
	Sparganium angustifolium[2]				
	Utricularia minor[2]				
3	*Isoëtes lacustris*[2]	*Chara aspera*[2]	*Calliergonella cuspidata*[2]	*Chara contraria*[2]	*Chara hispida*[1]

	Isoëtes echinospora[2]	*Hydrocharis morsus-ranae*[2]	*Callitriche hamulata*[2]	*Potamogeton friesii*[2]	*Chara tomentosa*[1]
	Juncus bulbosus[2]	*Lemna trisulca*[2]		*Spirodela polyrhiza*[2]	
	Lobelia dortmanna[2]	*Myriophyllum spicatum*[2]		*Stratiotes aloides*[2]	
	Nitella opaca[2]	*Potamogeton filiformis*[2]			
	Scorpidium scorpioides[2]	*Ranunculus circinatus*[2]			
	Sparganium angustifolium[2]	*Ricciocarpus natans*[2]			
	Sparganium gramineum[2]	*Zannichellia palustris*[2]			
	Subularia aquatica[2]				
	Utricularia intermedia[2]				
	Warnstorfia fluitans[1]				
	Warnstorfia trichophyllus[1]				

[1] Förekommer enbart i respektive statusklass

[2] Förekommer med ≥ 70 % men < 100 % i respektive statusklass

4.8 Mänsklig påverkan eller naturligt

Se FS
2 kap. 11 §

Se AR till
2 kap. 11 §

När statusklassificeringen resulterar i måttlig eller sämre status kan det vara nödvändigt att göra en bedömning om det beror på mänskligt orsakad övergödning eller att sjön är naturligt näringsrik. Det är dock inte särskilt vanligt att sjöar har höga näringshalter naturligt. För att bedöma detta kan man jämföra med resultatet för bedömningsgrunden för fosfor. Bedömningen kan ytterligare förbättras genom att titta på påverkan/belastningen på vattenförekomsten. Viktiga underlag här är källfördelningsdata, historiska data, etc. Underlag för detta tas fram i samband med karakteriseringen. Om bedömningen blir att sjön är naturligt näringsrik görs utifrån vattenmyndighetens expertbedömning en revidering av referensvärdet för den specifika vattenförkomsten.

4.9 Kommentarer

Datamaterialet för utvecklingen av makrofytbaserade bedömningsgrunder var kvalitativt, d.v.s. enbart förekomst noterades, inte täckningsgraden eller förekomstfrekvensen för respektive art. En sjö kan t.ex. visa flera tecken på eutrofieing men det förekommer ett litet bestånd med styvt braxengräs (Isoëtes lacustris, indikerar näringsfattiga förhållanden) även om detta håller på att försvinna. Detta lilla bestånd kan då bidra till att trofiindexet för denna sjö visar på god eller t.o.m. hög

status. Trofiindexet i sin nuvarande form tar inte hänsyn till hur mycket som finns av en art (täckningsgrad, individer m.m.). För den framtida miljöövervakningen med hjälp av makrofyter rekommenderas dock en semikvantitativ inventering (Ecke, 2007)[9].

4.10 Exempel

I Abiskojaure, Torne Lappmark, hittades följande makrofyter (utan helofyter): Alopecurus aequalis, Hippuris vulgaris, Myriophyllum alterniflorum, Nitella opaca, Ranunculus confervoides, Ranunculus peltatus subsp. peltatus, Ranunculus reptans och Sparganium angustifolium. Enligt tabell 4.2 och formeln för beräkning av trofiindex (TMI) är TMI för Abiskojaure 8,68.

I nästa steg identifieras vilken typ som sjön tillhör, vilket framgår av tabell 4.1. Abiskojaure tillhör typ 1. Sjöarnas status identifieras med hjälp av klassgränserna i tabell 4.3.

Den ekologiska kvoten för Abisojaure är (8,68 – 1)/(8,54 – 1) = 1,02.

Eftersom EK är större än det kritiska värdet för klassgränsen H/G status (0,97), så har Abiskojaure enligt de framtagna bedömningsgrunderna hög status. EK för Abiskojaure är 1,02 och därför <0,05 enheter från klassgränsen hög/god (0,97). För expertbedömningen jämförs artlistan från tabell 4.4 med artlistan från Abiskojaure. Tre arter i Abiskojaure kan förekomma i sjöar med både hög och god status, nämligen Nitella opaca, Ranunculus confervoides och Sparganium angustifolium. Alopecurus aequalis är dock en art som förekommer i Abiskojaure och som är typisk för sjöar av enbart hög status. Abiskojaure klassificeras därför som en sjö med hög status.

Bakgrundsrapport: Ecke, F., 2007. Bedömningsgrunder för makrofyter i sjöar - bakgrundsrapport. Forskningsrapport, 2007:17. Luleå tekniska universitet, Institutionen för tillämpad kemi och geovetenskap, Avdelningen för tillämpad geologi

[9] Ecke, F. 2007. Utvärdering av metoder för makrofytinventering. Teknisk Rapport, 2007:02, Institutionen för Kemi och geovetenskap, Luleå tekniska universitet.

5 Kiselalger i vattendrag

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
IPS	Näringspåverkan och organisk förorening	1 gång/år	Sensommar/höst
ACID	Surhet	1 gång/år	Sensommar/höst
%PT (stödparameter)	*Organisk förorening*	*1 gång/år*	*Sensommar/höst*
TDI (stödparameter)	*Näringspåverkan*	*1 gång/år*	*Sensommar/höst*

5.1 Inledning

Påväxtalger spelar en viktig roll som primärproducenter, särskilt i rinnande vatten, och kiselalger är ofta den dominerande gruppen inom påväxtsamhället. Kiselalger är goda indikatorer på vattenkvaliteten och metoder för klassificering och andra bedömningar av vattendrag baserade på kiselalger används allmänt i Europa och andra delar av världen.

5.2 Ingående parametrar

De parametrar som ska klassificeras för kvalitetsfaktorn kiselalger är de två indexen IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique) och surhetsindex ACID. Stödparametrarna %PT (Pollution Tolerant valves) och TDI (Trophic Diatom Index) kan också bedömmas för att få bättre underlag i tveksamma fall.

Se FS bilaga 1, avsnitt 3.1

IPS visar påverkan av näringsämnen och organisk förorening. Även stödparameterna %PT (indikerar organisk förorening) och TDI (indikerar eutrofiering) kan användas för att få en säkrare klassificering. Det är dock IPS som i huvudsak ska användas för klassificeringen.

ACID visar på surheten. Surhetsindexet ger dock ingen statusklass utan grupperar endast vattendraget i en pH-regim. ACID skiljer alltså inte på vad som är naturligt surt och antropogent försurat. För att avgöra det används de fysikalisk-kemiska bedömningsgrunderna för försurning som beskrivs i kapitel 15.

Klassificeringarna med de två indexen fungerar i hela Sverige och referensvärde och klassgränser är desamma i hela landet.

5.3 Krav på underlagsdata

Klassificeringen ska baseras på provtagningar och analyser enligt SS-EN 13946:2003 och SS-EN 14407:2005 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat. Senaste versionen av Naturvårdsverkets undersökningstyp: Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys är också bra att följa.

Se FS bilaga 1, avsnitt 3.2

Ett prov per år, helst från sensommar/höst, är tillräckligt för att klassificera vattenkvaliteten även om fler prov givetvis ger en säkrare klassificering. Det är viktigt att kiselalgsanalysen sker till artnivå samt att utföraren har goda artkunskaper och använder sig av adekvat taxonomisk litteratur (beskrivet i Naturvårdsverkets undersökningstyp: Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys), eftersom den största felkällan ligger i identifieringen av arter. Programvaran Omnidia tillhandahållen av CLCI (Catherine Lecointe Conseil Informatique) (http://perso.club-internet.fr/clci/tour_guide.htm) underlättar beräkningen av IPS, %PT, TDI och ACID.

5.4 IPS

5.4.1 Klassificering av status

IPS beräknas enligt följande:

Se FS bilaga 1, avsnitt 3.3

$$IPS = \Sigma A_j I_j V_j / \Sigma A_j V_j$$

där
A_j = den relativa abundansen i procent av taxon j
V_j = indikatorvärdet hos taxon j (1-3, där ett högt värde betyder att ett taxon endast tål begränsade ekologiska variationer, d.v.s. är en stark indikator)
I_j = föroreningskänsligheten hos taxon j (1-5, där höga värden visar en hög föroreningskänslighet).

Resultat erhållna enligt formeln ovan räknas om till skalan 1-20 enligt

4,75 * ursprungligt indexvärde – 3,75.

Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:

EK = beräknat IPS / referensvärde

Referensvärde och klassgränser finns i tabell 5.1.

Som komplement till IPS-indexet föreslås beräkning av TDI och %PT vilka visar på kiselalgers tolerans mot eutrofiering respektive organisk förorening. TDI beräknas på samma sätt som IPS med TDI-specifika indikatorvärden respektive känslighetsvärden. Resultat erhållna enligt formeln ovan räknas om till skalan 1-100 enligt 25 * ursprungligt indexvärde – 25.

%PT är summan av den relativa abundansen av alla kiselalgsarter som klassas som toleranta mot organisk förorening.

Dessa parametrar är dock bara som stöd och det är IPS som anger statusklassen. Klassgränser för TDI och %PT finns i tabell 5.2.
Beräkning av index och stödparametrarna kan ske med hjälp av programvaran Omnidia. Indikatorvärden och föroreningskänslighetsklassning för vanliga kiselalger i Sverige finns även i metodbeskrivningen i Naturvårdsverkets undersökningstyp: Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys

5.4.2 Referensvärde och klassgränser

Tabell 5.1. Referensvärde samt klassgränser för IPS i alla svenska typer. Metodbundet mått på osäkerhet: Felmarginal +/- 0,5 enhet om IPS > 13, felmarginal +/- 1 enhet om IPS < 13.

Status	IPS-värde	EK-värde
Referensvärde	19,6	
Hög	≥17,5	≥ 0,89
God	≥14,5 och <17,5	≥0,74 och <0,89
Måttlig	≥11 och <14,5	≥0,56 och <0,74
Otillfredsställande	≥8 och <11	≥0,41 och <0,56
Dålig	<8	< 0,41

För statusklasificering används enklast IPS-värdena. Omräkning till EK-värde och användande av dessa klassgränser ger samma resultat men kan vara ett onödigt räknesteg i normalfallet. Om det dock bedöms att vattendraget är naturligt näringsrikt kan referensvärdet justeras och i det fallet används EK-klassgränserna för att få samma avvikelse från referensvärdet som tidigare. Detta beskrivs mer i kapitel 5.7.

Tabell 5.2. Klassgränser för stödparametrarna %PT och TDI kan användas för att ytterligare skilja mellan klasserna i osäkra fall. Det är dock IPS som ger den huvudsakliga statusklassificeringen.

Status	*%PT*	*TDI*
Referensvärde	-	-
Hög	*< 10*	*< 40*
God	*< 10*	*40-80*
Måttlig	*< 20*	*40-80*
Otillfredsställande	*20-40*	*> 80*
Dålig	*> 40*	*> 80*

5.5 ACID

5.5.1 Klassificering av status

Surhetsindex ACID beräknas enligt följande:

ACID = [log((ADMI/EUNO)+0,003))+2,5] +
[log((circumneutrala+alkalifila+alkalibionta)/(acidobionta+acidofila))+0,003)+2,5]

Se FS bilaga 1, avsnitt 3.4

En täljare eller nämnare = 0 ersätts med 1, när relativa abundansen uttrycks som procent. I Omnidia anges den relativa abundansen av van Dams grupper i promille, varvid 0 ersätts med 10.

Den första delen av indexet baseras på kvoten mellan den relativa abundansen av Achnanthidium minutissimum (ADMI) och släktet Eunotia (EUNO). Den andra delen av indexet tar hänsyn till alla kiselalger i provet och baseras på följande indelning (van Dam et al. 1994)[10], vilken även är angiven i programvaran Omnidia:

acidobiont	huvudsakligen förekommande vid pH < 5,5
acidofil	huvudsakligen förekommande vid pH < 7
circumneutral	huvudsakligen förekommande vid pH-värden omkring 7
alkalifil	huvudsakligen förekommande vid pH > 7
alkalibiont	endast förekommande vid pH > 7

Beräkning av indexet kan ske med hjälp av programvaran Omnidia.

Klassgränser mellan de olika surhetsklasserna finns i tabell 5.3.

5.5.2 Klassgränser

Tabell 5.3. Bedömning av surhet i vattendrag med hjälp av kiselalger (surhetsindex ACID). Indelning i fem surhetsklasser. Klasserna visar på olika stadier av surhet och är inte relaterade till status. Motsvarande medel- och minimum-pH anges också. Metodbundet mått på osäkerhet: Felmarginal på ± 10%.

Surhetsklasser	Surhetsindex ACID	Motsvarar medel-pH (medelvärde av 12 månader före provtagning)	Motsvarar pH-minimum (under 12 månader före provtagning)
Alkaliskt	≥ 7,5	≥ 7,3	-
Nära neutralt	5,8-7,5	6,5-7,3	-
Måttligt surt	4,2-5,8	5,9-6,5	< 6,4
Surt	2,2-4,2	5,5-5,9	< 5,6
Mycket surt	< 2,2	< 5,5	< 4,8

[10] van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological tor values of freshwater diatoms from The Netherlands. 28(1): 117-133.

Surhetsklasserna hänvisar till kiselalgernas reaktion på ett förändrat pH. För kvalitetsfaktorerna bottenfauna i sjöar och vattendrag samt växtplankton i sjöar finns också surhetsklasser med samma benämningar. Eftersom t ex bottenfauna inte reagerar lika tidigt på ett sänkt pH som kiselalger blir klassindelningen något olika. Detta är helt i linje med ramdirektivet för vatten. Det är den biologiska responsen som ska mätas. Eftersom olika kvalitetsfaktorer är olika känsliga för påverkan kommer de i vissa fall resultera i olika statusklasser för samma vattenförekomst. I och med att man använder principen om att sämst kvalitetsfaktor styr garanterar det att även den känsligaste kvalitetsfaktorn skyddas.

5.6 Hantering av osäkerhet

För att göra en bra klassificering är det lämpligt att använda data från flera provtagningar. Med fler mätningar får man en säkrare klassificering och ett osäkerhetsintervall i form av en standardavvikelse kan beräknas för parametern i den aktuella vattenförekomsten. I de fall då bara data från ett år finns tillgängligt kan det fasta värdet för metodbunden osäkerhet för IPS eller ACID angiven i tabell 5.1 och 5.3 användas. I de fall då osäkerhetsintervallet kring det beräknade värdet överlappar någon av klassgränserna mellan hög och god status eller god och måttlig status innebär detta att det beräknade värdet ligger mycket nära en klassgräns. Detta föranleder att en rimlighetsbedömning ska göras, vilket finns beskrivet i kapitel 4.1.1 i handbokens huvuddel. Se också kapitel 4.1.2 i handbokens huvuddel för mer vägledning kring hur man bör hantera osäkerhet.

Se FS
2 kap. 9 §

Se AR till
2 kap. 9 §

5.7 Mänsklig påverkan eller naturligt

Om vattendraget klassas i någon av surhetsklasserna måttligt surt eller surt indikerar detta sura förhållanden och det ska göras en bedömning om detta beror på mänskligt orsakad försurning eller att vattendraget är naturligt surt. En djupare analys bör göras med hjälp av bedömningsgrunderna för försurning enligt kap 15. Analysen kan ytterligare förbättras genom att en bedömning görs av försurningens påverkan eller belastning. Viktiga underlag här är t.ex. skogbrukets påverkan. Dessutom kan depositionsdata vara användbar om analyser av större områden ska göras. Om bedömningen blir att vattendraget är naturligt surt bör ett referensvärde för pH för vattenförekomsten beräknas enligt kapitel 15. Referenvärdet för pH jämförs mot de pH–värden som motsvarar surhetsklasserna för kiselalger (tabell 5.3). Den surhetsklass vars motsvarande intervall för medel-pH täcker det bedömda referensvärdet för pH motsvarar hög status. Nästföljande klasser motsvarar god, måttlig, otillfredsställande och dålig status i ordning efter fallande pH-värde.

När statusklassificeringen resulterar i måttlig eller sämre status för IPS kan det vara nödvändigt att göra en bedömning om det beror på mänskligt orsakad övergödning eller att vattendraget är naturligt näringsrikt. Det är dock inte särskilt van-

Se FS
2 kap. 10 §

Se AR till
2 kap. 10 §

Se FS
Bilaga 1,
avsnitt 3.4.3

Se FS
2 kap. 11 §

ligt att vattendrag har höga näringshalter naturligt. För att bedöma detta kan man jämföra med resultatet för bedömningsgrunden för fosfor. Bedömningen kan ytterligare förbättras genom att titta på påverkan/belastningen på vattenförekomsten. Viktiga underlag här är källfördelningsdata, historiska data etc. Underlag för detta tas fram i samband med karakteriseringen. Om bedömningen blir att vattendraget är naturligt näringsrikt görs utifrån vattenmyndighetens expertbedömning en revidering av referensvärdet för den specifika vattenförkomsten. I detta fall används EK-klassgränserna i tabell 5.1 i stället för de angivna IPS-värdena. Det beräknade IPS-värdet för vattenförekomsten delas med det nya referensvärdet för att få fram en EK som sedan jämförs mot EK-klassgränserna.

Se AR till
2 kap. 11 §

Bakgrundsrapport: Kahlert, M., Andrén, C. & Jarlman, A., 2007. Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag. Rapport 2007:23. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet

6 Bottenfauna i sjöar

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
ASPT	Ekologisk kvalitet (litoral)	1 gång/år	höst
MILA	Surhet (litoral)	1 gång/år	höst
BQI	Näringspåverkan (profundal)	1 gång/år	höst

6.1 Inledning

Olika typer av påverkan som t.ex. eutrofiering och surhet medför en förskjutning i den taxonomiska sammansättningen hos bottenfauna (bottenlevande, ryggradslösa djur) i sjöar och vattendrag mot en större dominans av toleranta arter. Inom Europa finns en lång tradition av att använda bottenfauna som indikator för förändringar i vattenmiljön och många länder har utvecklat egna bottenfaunaindex. Ett index sammanväger information från flera indikatortaxa (eller arter) och förenklar därigenom klassificeringen. På senare år har utvecklingen tenderat att gå mot så kallade multimetriska index där information från flera olika enkla index eller parametrar sammanvägs. Vart och ett av dessa enkla index uppvisar en korrelation med en specifik påverkan och på så sätt kan ett multimetriskt index byggas upp av flera enkla index som vart och ett speglar olika aspekter av bottenfaunasamhällena (t.ex. artrikedom, diversitet, funktion, tolerans mot föroreningar). SLU har utvecklat två multimetriska bottenfaunaindex för surhet, både för sjöar och för vattendrag (MILA respektive MISA) och dessutom har ett förhållandevis nytt multimetriskt index för eutrofieringspåverkan i vattendrag (DJ-index) kalibrerats.

Indexberäkningar kan lämpligen göras med programvaran ASTERICS, som är fritt tillgänglig på webbsidan http://www.aqem.de. Till programmet ASTERICS kan man ladda upp sina datafiler (i Excel- eller ASCII-format) om dessa innehåller provtagna taxa försedda med så kallade AQEM-koder (Shortcode, ID_ART eller TAXON_NAME). AQEM-koderna finns beskrivna i den engelska manualen (Manual for AQEM European stream assessment program, version 2.3) och i de taxalistor som hittas på samma webbsida som programmet. Utfilen från ASTERICS innehåller många olika index som används inom Europa. Några av dessa index är del av dessa bedömningsgrunder medan andra kanske används i andra europeiska länder och kan t ex användas för beräkning av ytterligare multimetriska index. **Observera dock att ASTERICS också ger en klassificering av index enligt de gamla bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket rapport 4913, 1999), men dessa ska alltså inte användas!**

6.2 Ingående parametrar

ASPT (Average Score Per Taxon) (Armitage m fl 1983)[11] är ett index där olika familjer av bottenfaunaorganismer får poäng efter deras känslighet mot en miljöpåverkan och som integrerar påverkan från eutrofiering, förorening med syretärande ämnen och habitatförstörande påverkan som rätning/rensning (inklusive grumling).

Se FS bilaga 1, avsnitt 4.1

BQI (Benthic Quality Index) (Wiederholm 1980)[12] utnyttjar kunskapen om olika fjädermyggarters känslighet mot låga syrgashalter och används för att mäta tillståndet i sjöars profundal.

MILA (Multimetric Index for Lake Acidification) (Johnson & Goedkoop 2007)[13] är ett multimetriskt surhetsindex för sjöar som innehåller sex parametrar/index baserat på sjöars litoralfauna.

6.3 Krav på underlagsdata

För att bedömningsgrunden för bottenfauna i sjöar ska kunna tillämpas ska provtagning och analys ha gjorts enligt SS EN-27828 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat för prover i litoral och SS-028190 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat för prover i profundal. Resterande information i tabell 6.1 rekommenderas också för att klassificeringen ska bli så bra som möjligt. Artbestämning ska ha gjorts enligt den standardiserade taxonomiska listan i föreskrifterna (NFS 2008:1), bilaga 1, tabell 4.6.

Se FS bilaga 1, avsnitt 4.2

Tabell 6.1. Översikt över provtagningsmetoder för bottenfauna i sjöar.

Habitat	Metod	Provtagningsinsats*	Maskstorlek (mm)	Antal prov	Årstid
Exponerad litoral	SSEN-27828	60 s x 1 m	0,5	5	Höst
Profundal	SS 028190	**	0,5	5	Höst

* avses sparktiden och sparksträckan, ** ej tidsbereonde

[11] Armitage, P.D., Moss, D. Wright, J.F. & M.T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. Water Research 17: 333–347.
[12] Wiederholm, T. 1980. Use of zoobenthos in lake monitoring. Journal of the Water Pollution Control Federation 52: 537–547.
[13] Johnson, R.K. och Goedkoop, W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Rapport 2007:4.

6.4 Typindelning

För klassificering av bottenfauna delas Sveriges sjöar in i tre typer. Typerna är baserade på Illies ekoregioner (figur 6.1). I tabell 6.2 visas hur dessa stämmer överens med de limniska ekoregionerna angivna i Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys, NFS 2006:1.

Figur 6.1. Illies ekoregioner, Centralslätten (14), Fennoskandiska skölden (22) och det Boreala höglandet (20).

Tabell 6.2 Typindelning för statusklassificering av bottenfauna i relation till ekoregionerna enligt föreskrifterna om kartläggning och analys, NFS 2006:1

Typer för bottenfauna	Ekoregion enligt NFS 2006:1
Illies Ekoregion 20	Ekoregion 1 och 2 (delvis)
Illies Ekoregion 22	Ekoregion 2 (delvis) och 3
Illies Ekoregion 14	Ekoregion 4, 5, 6 och 7

6.5 ASPT

6.5.1 Klassificering av status

I ASPT utnyttjas skillnader i tolerans hos olika familjer av bottenfaunaorganismer (samt ordningen Oligochaeta, glattmaskar). Familjer med hög känslighet bidrar med höga indikatorvärden, medan sådana med hög tolerans bidrar med låga indikatorvärden. Indexvärdet för ASPT är ett medelvärde per ingående taxa och beräknas genom summering av indikatorvärden och division med antalet ingående taxa (familjer).

Se FS bilaga 1, avsnitt 4.3

Tabell 6.3. Indikatorvärden för ASPT för olika familjer.

Indikatorvärde	Familj
10	Aphelocheiridae, Beraeidae, Brachycentridae, Capniidae, Chloroperlidae, Ephemeridae, Ephemerellidae, Goeridae, Heptageniidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Leuctridae, Molannidae, Odontoceridae, Perlidae, Perlodidae, Phryganeidae, Potamanthidae, Sericostomatidae. Siphlonuridae, Taeniopterygidae
8	Aeshnidae, Astacidae, Agriidae, Cordulegasteridae, Corduliidae, Gomphidae, Lestidae, Libellulidae, Philopotamidae, Psychomyiidae
7	Caenidae, Limnephilidae, Nemouridae, Polycentropodidae, Rhyacophilidae (inkl Glossosomatidae)
6	Ancylidae, Coenagriidae, Corophiiidae, Gammaridae, Hydroptilidae, Neritidae, Platycnemididae, Unionidae, Viviparidae
5	Chrysomelidae, Clambidae, Corixidae, Curculionidae, Dendrocoelidae, Dryopidae, Dytiscidae, Elminthidae, Gerridae, Gyrinidae, Haliplidae, Helediidae, Hydrophilidae (inkl Hydraenidae), Hydropsychidae, Hygrobiidae, Hydrometridae, Mesoveliidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, Planariidae, Pleidae, Simuliidae, Tipulidae (inkl Pediciidae)
4	Baetidae, Piscicolidae, Sialidae
3	Asellidae, , Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae, Sphaeriidae, Valvatidae
2	Chironomidae
1	Oligochaeta

Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:

EK = beräknat ASPT / referensvärde

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 6.4.

6.5.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 6.4. Referensvärden och klassgränser för klassificering av parametern ASPT i sjöar. SD avser standardavvikelsen för den ekologiska kvalitetskvoten. Illies ekoregioner enligt figur 6.1.

Typ	**Status**	**ASPT Ekologisk kvalitetskvot (EK)**
Illies ekoregion 14 Centralslätten.	Referensvärde	5,85
	Osäkerhet (SD av EK)	0,057
	Hög	≥0,95
	God	≥0,70 och <0,95
	Måttlig	≥0,50 och <0,70
	Otillfredsställande	≥0,25 och <0,50
	Dålig	< 0,25
Illies ekoregion 22 Fennoskandiska skölden	Referensvärde	5,80
	Osäkerhet (SD av EK)	0,070
	Hög	≥0,90
	God	≥0,70 och <0,90
	Måttlig	≥0,45 och <0,70
	Otillfredsställande	≥0,25 och <0,45
	Dålig	< 0,25
Illies ekoregion 20 Boreala höglandet	Referensvärde	5,60
	Osäkerhet (SD av EK)	0,130
	Hög	≥0,60
	God	≥0,45 och <0,60
	Måttlig	≥0,30 och <0,45
	Otillfredsställande	≥0,15 och <0,30
	Dålig	< 0,15

6.6 BQI

6.6.1 Klassificering av status

BQI utnyttjar kunskap om olika fjädermyggarters varierande tolerans mot låga syrgashalter i bottnarna. BQI beräknas utifrån förekomst och populationstäthet av olika indikatortaxa av fjädermygglarver i proverna. BQI beräknas som:

Se FS bilaga 1, avsnitt 4.4

$$BQI = \sum_{i=0}^{5} \frac{(k_i \bullet n_i)}{N}$$

Där:
ki = 5 för *Heterotrissocladius subpilosus* (Kieff.),
ki = 4 för *Paracladopelma sp., Micropsectra sp.,*
*Heterotanytarsus apicalis (*Kieff.),
Heterotrissocladius grimshawi (Edw.),
Heterotrissocladius marcidus (Walker) och
Heterotrissocladius maeaeri (Brundin)
ki = 3 för *Sergentia coracina* (Zett.), *Tanytarsus sp.*
och *Stictochironomus sp*.,
ki = 2 för *Chironomus anthracinus* (Zett.),
ki = 1 för *Chironomus plumosus* L.,
ki = 0 om dessa indikatortaxa saknas i provet
ni = antalet individer inom indikatorgrupp i
N = det totala antalet individer i samtliga
indikatorgrupper.

Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:

EK = beräknat BQI / referensvärde

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 6.5.

6.6.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 6.5. Referensvärden och klassgränser för klassificering av parametern BQI. SD avser standardavvikelsen för den ekologiska kvalitetskvoten. Illies ekoregioner enligt figur 6.1.

Typ	Status	BQI Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Illies ekoregion 14 Centralslätten.	Referensvärde	2,68
	Osäkerhet (SD av EK)	0,060
	Hög	≥0,75
	God	≥0,60 och <0,75
	Måttlig	≥0,40 och <0,60
	Otillfredsställande	≥0,20 och <0,40
	Dålig	< 0,20
Illies ekoregion 22 Fennoskandiska skölden	Referensvärde	3,00
	Osäkerhet (SD av EK)	0,067
	Hög	≥0,90
	God	≥0,70 och <0,90
	Måttlig	≥0,45 och <0,70
	Otillfredsställande	≥0,25 och <0,45
	Dålig	< 0,25
Illies ekoregion 20 Boreala höglandet	Referensvärde	3,25
	Osäkerhet (SD av EK)	0.01
	Hög	≥0,95
	God	≥0,70 och <0,95
	Måttlig	≥0,50 och <0,70
	Otillfredsställande	≥0,25 och <0,50
	Dålig	< 0,25

6.7 MILA

6.7.1 Klassificering av status

Se FS bilaga 1, avsnitt 4.5

MILA byggs upp av sex olika enkla index och svarar på surhet. De ingående indexen är (1) relativ abundans (%) av dagsländor (Ephemeroptera), (2) relativ abundans (%) av tvåvingar (Diptera), (3) antal taxa av snäckor (Gastropoda), (4) antal taxa av dagsländor, (5) värdet för det engelska AWIC-indexet, samt (6) relativ abundans (%) av predatorer i provet. Värden för dessa enkla index ska normaliseras så att var och en får ett värde ($index_{norm}$) mellan 0 och 10 enligt tabell 6.6.

Därefter summeras de normaliserade värdena och görs en omskalning. Omskalningen görs genom att dividera summan av normaliserade indexvärden med

antalet ingående enkla index (ett medelvärde) och multiplicera detta medelvärde med 10 enligt följande:

MILA = 10 * summa $index_{norm}/6$

MILA får således ett värde som kan variera mellan 0 och 100.

Tabell 6.6. Normalisering av indexvärden ($Index_{norm}$) för de sex enkla index till värden mellan 0 och 10. MILA beräknas i nästa steg som ett medelvärde för dessa normaliserade index. ”ASTERICS benämning” hänvisar till programvaran på http://www.aqem.de.

Index	**ASTERICS-benämning**	**$Index_{norm}$=10 om index**	**$Index_{norm}$=0 om index**	**Annars $Index_{norm}$=**
% dagsländor (av total abundans)	-Ephemeroptera|%]	>27	<0,05	$\frac{\lvert Ephemeropt\ era[\%] - 0{,}05 \rvert}{\lvert 27 - 0{,}05 \rvert} * 10$
% tvåvingar (av total abundans)	-Diptera|%|	<26	>86	$\frac{\lvert Diptera\ [\%] - 86 \rvert}{\lvert 26 - 86 \rvert} * 10$
Snäckor (antal taxa)	-Gastropoda	>8	<0	$\frac{\lvert Gastropoda\ - 0 \rvert}{\lvert 8 - 0 \rvert} * 10$
Dagsländor (antal taxa)	-Ephemeroptera	>6	<1	$\frac{\lvert Ephemeroptera - 1 \rvert}{\lvert 6 - 1 \rvert} * 10$
$AWIC_{family}$ index	AWIC Index	>5,4	<4,8	$\frac{\lvert AWICIndex\ - 4{,}8 \rvert}{\lvert 5{,}4 - 4{,}8 \rvert} * 10$
% predatorer (av total abundans)	-|%| Predators	<8,7	>19	$\frac{\lvert [\%]\ \mathrm{Pr}\ edators\ - 19 \rvert}{\lvert 19 - 8{,}7 \rvert} * 10$

MILA visar bottenfaunas respons på surhet. Från surhetsklassificering med MILA kan man inte avgöra om surheten är naturlig eller antropogent orsakad.

Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:

EK = beräknat MILA / referensvärde

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 6.7.

6.7.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 6.7. Referensvärde och klassgränser för MILA. Klasserna visar på olika stadier av surhet och är inte relaterade till status. SD avser standardavvikelsen för den ekologiska kvalitetskvoten. Illies ekoregioner enligt figur 6.1.

Typ	**Surhetsklass**	**MILA** **Ekologisk kvalitetskvot (EK)**
Illies ekoregion 14 Centralslätten	Referensvärde	77,5
	Osäkerhet (SD av EK)	0,166
	Nära neutralt	≥0,85
	Måttligt surt	≥0,50 och <0,85
	Surt	≥0,35 och <0,50
	Mycket surt	≥0,15 och <0,35
	Extremt surt	<0,15
Illies ekoregion 22 Fennoskandiska skölden	Referensvärde	49,4
	Osäkerhet (SD av EK)	0,202
	Nära neutralt	≥0,85
	Måttligt surt	≥0,60 och <0,85
	Surt	≥0,40 och <0,60
	Mycket surt	≥0,20 och <0,40
	Extremt surt	< 0,20
Illies ekoregion 20 Boreala höglandet	Referensvärde	41,7
	Osäkerhet (SD av EK)	0,130
	Nära neutralt	≥0,60
	Måttligt surt	≥0,45 och <0,60
	Surt	≥0,30 och <0,45
	Mycket surt	≥0,15 och <0,30
	Extremt surt	<0,15

6.8 Hantering av osäkerhet

För att göra en bra klassificering är det lämpligt att använda ett medelvärde av flera mätningar, vilket ger en säkrare klassificering och gör att ett osäkerhetsintervall i form av en standardavvikelse kan beräknas för parametern i den aktuella vattenförekomsten. I de fall då bara ett provtagningsvärde finns tillgängligt kan det fasta värdet för metodbunden osäkerhet (standardavvikelsen) för respektive parameter och typ angiven i tabell 6.4, 6.5 och 6.7 användas. Osäkerheten är beräknad för referenssjöar. I påverkade sjöar får man räkna med att variationen är större vilket

Se FS
2 kap. 9 §

kan vara bra att tänka på vid osäkerhetsbedömningen. Standardavvikelsen ger ett mått på hur osäker klassificeringen är. I de fall då ett osäkerhetsintervall kring den ekologiska kvalitetskvoten (EK) 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 också avsnitt 4.1.2 i handbokens huvuddel för mer vägledning kring hur man bör hantera osäkerhet .

Se AR till 2 kap. 9 §

6.9 Sammanvägning av parametrar

ASPT visar på allmän ekologisk kvalitet i litoralzonen, BQI visar eutrofiering i profundalzonen och MISA visar på surhetspåverkan. För att bedöma den sammanvägda statusen för kvalitetsfaktorn bottenfauna används det index som har fått sämst statusklass.

6.10 Mänsklig påverkan eller naturligt

Om sjön klassas i någon av surhetsklasserna surt, mycket surt eller extremt surt med MILA ska det göras en bedömning om detta beror på mänskligt orsakad försurning eller att sjön är naturligt sur. En djupare analys bör göras med hjälp av de bedömningsgrunder för försurning som finns i kap 14. Analysen kan ytterligare förbättras genom att en bedömning görs av försurningens påverkan eller belastning. Viktiga underlag här är t.ex. skogbrukets påverkan, dessutom kan depositionsdata vara användbar om analyser av större områden ska göras. Om bedömningen blir att sjön till någon del är naturligt sur bör ett referensvärde för pH för vattenförekomsten beräknas enligt kapitel 14. Det framräknade pH-värdet för sjön korreleras med hjälp av linjens ekvation i figur 6.2 till ett nytt referensvärde för MILA. Det uppmätta värdet för MILA delas med det nya referensvärdet och jämförs mot klassgränserna i tabell 6.7.

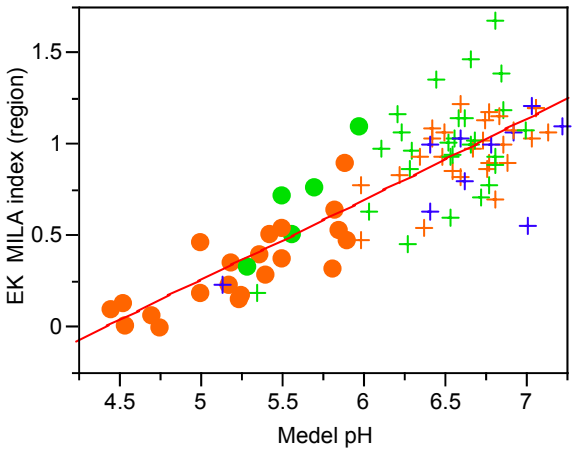
Se FS 2 kap. 10 §

Se AR till 2 kap. 10 §

Se FS Bilaga 1, avsnitt 4.5.3

Surhetsklasserna, efter reviderat referensvärde eller ursprunglig klassificering, översätts till statusklasser enligt följande:

Nära neutralt – Hög status
Måttligt surt – God status
Surt – Måttlig status
Mycket surt – Otillfredsställande status
Extremt surt – Dålig status



Figur 6.2. Korrelation mellan medel-pH och indexvärden för MILA. Boreala höglandet (blå), Fennoskandiska skölden (grön) och (c) Centralslätten (röd). Kryss = referens. Linjens ekvation ger beräkning av $MILA_{ref}$ enligt följande:

Region 14: $MILA_{ref} = -1,98 + 0,441\ pH_{ref}$

Region 22: $MILA_{ref} = -1,90 + 0,446\ pH_{ref}$

Region 20: $MILA_{ref} = -1,69 + 0,386\ pH_{ref}$

När statusklassificeringen resulterar i måttlig eller sämre status och detta indikeras av de parametrar som visar på näringspåverkan kan det vara nödvändigt att göra en bedömning om det beror på mänskligt orsakad övergödning eller att sjön är naturligt näringsrik. Det är dock inte särskilt vanligt att sjöar har höga näringshalter naturligt. För att bedöma detta bör man jämföra med resultatet för bedömningsgrunden för fosfor. Bedömningen kan ytterligare förbättras genom att titta på påverkan/belastningen på vattenförekomsten. Viktiga underlag här är källfördelningsdata, historiska data, etc. Underlag för detta tas bl.a. fram i samband med karakteriseringen. Om bedömningen blir att sjön är naturligt näringsrik får det utifrån vattenmyndighetens expertbedömning göras en revidering av referensvärdet för den specifika vattenförekomsten.

Se FS
2 kap. 11 §

Se AR till
2 kap. 11 §

6.11 Kommentarer

Bedömningsgrunder för bottenfauna är baserade på data framtagna med sparkmetoden, höstprovtagning, sortering av hela provet (ingen subsampling!), samt tillämpning av den operativa taxonomiska listan på 517 taxa (se föreskrifterna NFS 2008:1, bilaga 1, tabell 4.6). En förutsättning för tillämpning av bedömningsgrunderna är därför att dessa fyra kriterier uppfylls. Avvikelser kan ge en felaktig bild av miljökvaliteten.

BQI-indexet kräver taxonomisk specialkompetens för de 8 arter och 4 släkten av fjädermyggor som ingår. En annan nackdel är att abundanser för syrgaskrävande arter (t.ex. *Heterotrissocladius*-arter) kan vara låga, vilket skapar en viss risk att

dessa indikatortaxa inte kommer med i ett standardiserat prov som omfattar fem Ekmanhugg.
I de fall då klassificeringen för ASPT är bättre än den för BQI kan det bero på att sjön har strandhabitat som håller bra status även om sjön har t.ex. höga fosforhalter och syrgasfria djupbottnar. Det är inte heller ovanligt att bruna, relativt näringsfattiga och inte alltför stora skogssjöar har syrgasbrist i bottenvattnet naturligt, särskilt på sommaren. Anledningen till det är att de ligger relativt välskyddade i skogslandskapet och att perioderna av cirkulation (och syresättning) är korta.

Bakgrundsrapport: Johnson, R.K. och Goedkoop, W., 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Rapport 2007:4. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet

7 Bottenfauna i vattendrag

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
ASPT	Ekologisk kvalitet	1 gång/år	höst
DJ-index	Näringspåverkan	1 gång/år	höst
MISA	Surhet	1 gång/år	höst

7.1 Inledning

Olika typer av påverkan som t.ex. eutrofiering och surhet medför en förskjutning i den taxonomiska sammansättningen hos bottenfauna (bottenlevande, ryggradslösa djur) i sjöar och vattendrag mot en större dominans av toleranta arter. Inom Europa finns en lång tradition av att använda bottenfauna som indikator för förändringar i vattenmiljön och många länder har utvecklat egna bottenfaunaindex. Ett index sammanväger information från flera indikatortaxa (eller arter) och förenklar därigenom klassificeringen. På senare år har utvecklingen tenderat att gå mot så kallade multimetriska index där information från flera olika enkla index eller parametrar sammanvägs. Vart och ett av dessa enkla index uppvisar en korrelation med en specifik påverkan och på så sätt kan ett multimetriskt index byggas upp av flera enkla index som vart och ett speglar olika aspekter av bottenfaunasamhällena (t.ex. artrikedom, diversitet, funktion, tolerans mot föroreningar). SLU har utvecklat två multimetriska bottenfaunaindex för surhet, både för sjöar och för vattendrag (MILA respektive MISA) och dessutom har ett förhållandevis nytt multimetriskt index för eutrofieringspåverkan i vattendrag (DJ-index) kalibrerats.

Indexberäkningar kan lämpligen göras med programvaran ASTERICS, som är fritt tillgänglig på webbsidan http://www.aqem.de. Till programmet ASTERICS kan man ladda upp sina datafiler (i Excel- eller ASCII-format) om dessa innehåller provtagna taxa försedda med så kallade AQEM-koder (Shortcode, ID_ART eller TAXON_NAME). AQEM-koderna finns beskrivna i den engelska manualen (Manual for AQEM European stream assessment program, version 2.3) och i de taxalistor som hittas på samma webbsida som programmet. Utfilen från ASTERICS innehåller många olika index som används inom Europa. Några av dessa index är del av dessa bedömningsgrunder medan andra kanske används i andra europeiska länder och kan t ex användas för beräkning av ytterligare multimetriska index. **Observera dock att ASTERICS också ger en klassificering av index enligt de gamla bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket rapport 4913, 1999), men dessa ska alltså inte användas!**

7.2 Ingående parametrar

ASPT (Average Score Per Taxon) (Armitage m fl 1983)[14] är ett index där olika familjer av bottenfaunaorganismer får poäng efter deras känslighet mot en miljöpåverkan och som integrerar påverkan från eutrofiering, förorening med syretärande ämnen och habitatförstörande påverkan som rätning/rensning (inklusive grumling).

Se FS Bilaga 1, avsnitt 5.1

DJ-index (Dahl & Johnson 2005)[15] är ett multimetriskt index för att påvisa eutrofiering med fem ingående enkla index.

MISA (Multimetric Index for Stream Acidification) (Johnson & Goedkoop 2005)[16] är ett multimetriskt surhetsindex för vattendrag, innehållande sex enkla index.

7.3 Krav på underlagsdata

För att bedömningsgrunden för bottenfauna i vattendrag ska kunna tillämpas ska provtagning och analys ha gjorts enligt SS EN-27828 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat. Resterande information i tabell 7.1 rekommenderas också för att klassificeringen ska bli så bra som möjligt. Artbestämning ska ha gjorts enligt den standardiserade taxonomiska listan i föreskrifterna (NFS 2008:1), bilaga 1, tabell 4.6.

Se FS bilaga 1, avsnitt 5.2

Tabell 7.1. Översikt över provtagningsmetoder för bottenfauna i vattendrag.

Habitat	Metod	Provtagningsinsats*	Maskstorlek (mm)	Antal prov	Årstid
Strömsträckor	SSEN-27828	20 s x 1 m	0,5	5	Höst

* avses sparktiden och sparksträcka

[14] Armitage, P.D., Moss, D. Wright, J.F. & M.T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. Water Research 17: 333–347.
[15] Dahl, J. & R.K. Johnson. 2004. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. Archiv für Hydrobiologie, 160: 487-513.
[16] Johnson, R.K. och Goedkoop, W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Rapport 2007:4.

7.4 Typindelning

För statusklassificering av bottenfauna delas Sveriges vattendrag in i tre typer. Typerna är baserade på Illies ekoregioner (figur 7.1). I tabell 7.2 visas hur dessa stämmer överens med de limniska ekoregionerna angivna i Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys, NFS 2006:1.

Figur 7.1. Illies ekoregioner, Centralslätten (14), Fennoskandiska skölden (22) och det Boreala höglandet (20).

Tabell 7.2. Tydindelning för statusklassificering av bottenfauna i relation till ekoregionerna enligt föreskrifterna om kartläggning och analys, NFS 2006:1

Typer för bottenfauna	Ekoregion enligt NFS 2006:1
Illies Ekoregion 20	Ekoregion 1 och 2 (delvis)
Illies Ekoregion 22	Ekoregion 2 (delvis) och 3
Illies Ekoregion 14	Ekoregion 4, 5, 6 och 7

7.5 ASPT

7.5.1 Klassificering av status

I ASPT utnyttjas skillnader i tolerans hos olika familjer av bottenfaunaorganismer (samt ordningen Oligochaeta, glattmaskar). Familjer med hög känslighet bidrar med höga indikatorvärden, medan sådana med hög tolerans bidrar med låga indikatorvärden. Indexvärdet för ASPT är ett medelvärde per ingående taxa och beräknas genom summering av indikatorvärden och division med antalet ingående taxa (familjer).

Se FS bilaga 1, avsnitt 5.3

Tabell 7.3. Indikatorvärden för ASPT för olika familjer.

Indikatorvärde	Familj
10	Aphelocheiridae, Beraeidae, Brachycentridae, Capniidae, Chloroperlidae, Ephemeridae, Ephemerellidae, Goeridae, Heptageniidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Leuctridae, Molannidae, Odontoceridae, Perlidae, Perlodidae, Phryganeidae, Potamanthidae, Sericostomatidae. Siphlonuridae, Taeniopterygidae
8	Aeshnidae, Astacidae, Agriidae, Cordulegasteridae, Corduliidae, Gomphidae, Lestidae, Libellulidae, Philopotamidae, Psychomyiidae
7	Caenidae, Limnephilidae, Nemouridae, Polycentropodidae, Rhyacophilidae (inkl Glossosomatidae)
6	Ancylidae, Coenagriidae, Corophiiidae, Gammaridae, Hydroptilidae, Neritidae, Platycnemididae, Unionidae, Viviparidae
5	Chrysomelidae, Clambidae, Corixidae, Curculionidae, Dendrocoelidae, Dryopidae, Dytiscidae, Elminthidae, Gerridae, Gyrinidae, Haliplidae, Heledidae, Hydrophilidae (inkl Hydraenidae), Hydropsychidae, Hygrobiidae, Hydrometridae, Mesoveliidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, Planariidae, Pleidae, Simuliidae, Tipulidae (inkl Pediciidae)
4	Baetidae, Piscicolidae, Sialidae
3	Asellidae, , Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae, Sphaeriidae, Valvatidae
2	Chironomidae
1	Oligochaeta

Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:

EK = beräknat ASPT / referensvärde

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 7.4.

7.5.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 7.4. Referensvärden och klassgränser för klassificering av parametern ASPT i vattendrag. SD avser standardavvikelsen för den ekologiska kvalitetskvoten. Illies ekoregioner enligt figur 7.1.

Typ	**Status**	**ASPT** **Ekologisk kvalitetskvot (EK)**
Illies ekoregion 14 Centralslätten.	Referensvärde	5,37
	Osäkerhet (SD av EK)	0,075
	Hög	≥0,90
	God	≥0,70 och <0,90
	Måttlig	≥0,45 och <0,70
	Otillfredsställande	≥0,25 och <0,45
	Dålig	< 0,25
Illies ekoregion 22 Fennoskandiska skölden	Referensvärde	6,53
	Osäkerhet (SD av EK)	0,045
	Hög	≥0,90
	God	≥0,70 och <0,90
	Måttlig	≥0,45 och <0,70
	Otillfredsställande	≥0,25 och <0,45
	Dålig	< 0,25
Illies ekoregion 20 Boreala höglandet	Referensvärde	6,67
	Osäkerhet (SD av EK)	0,027
	Hög	≥0,90
	God	≥0,70 och <0,90
	Måttlig	≥0,45 och <0,70
	Otillfredsställande	≥0,25 och <0,45
	Dålig	< 0,25

7.6 DJ-index

7.6.1 Klassificering av status

Se FS Bilaga 1, avsnitt 5.4

Multimetriskt DJ-index (Dahl & Johnson 2005) för eutrofiering byggs upp av fem olika enkla index. Dessa är (1) antal taxa av dag-, bäck- och nattsländor (Ephemeroptera, Plecoptera och Trichoptera), (2) den relativa abundansen (%) av kräftdjur (Crustacea), (3) den relativa abundansen (%) av dag-, bäck- och nattsländor, (4) ASPT, samt (5) Saprobie-indexet enligt Zelinka och Marvan (1961)[17]. Värden för dessa fem enkla index ska normaliseras så att var och en får ett värde 1, 2 eller 3 enligt kriterierna i tabell 7.5.

Tabell 7.5. Kriterier för normalisering av enkla indexvärden för till värdet 1, 2 eller 3 för beräkning av DJ-indexet.

Index	**Kriterier**		
Dag- bäck- och nattsländor (Antal taxa)	≤ 5	5 – 12	> 12
% kräftdjur (Av total abundans)	≥ 22,2	0,5 – 22.2	≤ 0,5
% dag- bäck- och nattsländor (Av total abundans)	≤ 10,4	10,4 – 52,1	≥ 52,1
ASPT	≤ 5	5 – 6,3	≥ 6,3
Saprobie-index	≥ 2,5	1,9 – 2,5	≤ 1,9
$Index_{norm}$	**= 1**	**= 2**	**= 3**

DJ-indexet beräknas genom summering av de normaliserade värdena och kan anta ett minimumvärde på 5 och ett maximumvärde på 15.

Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:

EK = (beräknat DJ-index – 5) / (referensvärde – 5)

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 7.6.

[17] Zelinka, M & P. Marvan. 1961. Zur präzisierung der biologischen klassifikation der reinheit fließender gewässer. - Arch. Hydrobiol. 57:389-407.

7.6.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 7.6. Referensvärden och klassgränser för klassificering av parametern DJ-index i vattendrag. SD avser standardavvikelsen för den ekologiska kvalitetskvoten. Illies ekoregioner enligt figur 7.1.

Typ	Status	DJ-index Ekologisk kvalitetskvot (EK)
Illies ekoregion 14 Centralslätten.	Referensvärde	10
	Osäkerhet (SD av EK)	0,219
	Hög	≥0,80
	God	≥0,60 och <0,80
	Måttlig	≥0,40 och <0,60
	Otillfredsställande	≥0,20 och <0,40
	Dålig	< 0,20
Illies ekoregion 22 Fennoskandiska skölden	Referensvärde	14
	Osäkerhet (SD av EK)	0,061
	Hög	≥0,80
	God	≥0,60 och <0,80
	Måttlig	≥0,40 och <0,60
	Otillfredsställande	≥0,20 och <0,40
	Dålig	< 0,20
Illies ekoregion 20 Boreala höglandet	Referensvärde	14
	Osäkerhet (SD av EK)	0,070
	Hög	≥0,80
	God	≥0,60 och <0,80
	Måttlig	≥0,40 och <0,60
	Otillfredsställande	≥0,20 och <0,40
	Dålig	< 0,20

7.7 MISA

7.7.1 Klassificering av status

MISA byggs upp av sex olika enkla index och svarar på surhet. De ingående indexen är (1) antal familjer, (2) antal taxa av snäckor (Gastropoda), (3) antal taxa av dagsländor (Ephemeroptera), (4) kvoten mellan den relativa abundansen (%) av dagsländor och den relativa abundansen (%) av bäcksländor (Plecoptera), (5)

Se FS Bilaga 1, avsnitt 5.5

AWIC-index (Acid Waters Indicator Community index; Davy-Bowker m fl 2005)[18] samt (6) den relativa abundansen (%) av sönderdelare (shredders).

Värden för dessa enkla index ska normaliseras så att var och en får ett värde ($index_{norm}$) mellan 0 och 10 enligt tabell 7.7. Därefter summeras de normaliserade värdena och görs en omskalning. Omskalningen görs genom att dividera summan av normaliserade indexvärden med antalet ingående enkla index (ett medelvärde) och multiplicera detta medelvärde med 10 enligt följande:

MILA = 10 * summa $index_{norm}/6$

MILA får således ett värde som kan variera mellan 0 och 100.

Tabell 7.7. Normalisering av indexvärden ($Index_{norm}$) för de 6 enkla till värden mellan 0 och 10. MISA beräknas i nästa steg som ett medelvärde för dessa normaliserade index. ”ASTERICS benämning” hänvisar till programvaran på http://www.aqem.de.

Index	**ASTERICS-benämning**	**$Index_{norm}$=10 om index**	**$Index_{norm}$=0 om index**	**Annars $Index_{norm}$=**
Antal familjer	Number of Families	>43	<21	$\frac{\lvert NumberofFa\ milies - 21 \rvert}{\lvert 43 - 21 \rvert} * 10$
Snäckor (antal taxa)	- Gastropoda	>3	<0	$\frac{\lvert Gastropoda - 0 \rvert}{\lvert 3 - 0 \rvert} * 10$
Dagsländor (antal taxa)	- Ephemeroptera	>16	<3	$\frac{\lvert Ephemeroptera - 3 \rvert}{\lvert 16 - 3 \rvert} * 10$
Dagsländor/ bäcksländor (% abundans)*	- Ephemeroptera [%] och - Plecoptera |%]	>7	<0	$\frac{\lvert \frac{Ephemeropt\ era[\%]}{Plecoptera\ [\%]} - 0 \rvert}{\lvert 7 - 0 \rvert} * 10$
$AWIC_{family}$ index	AWIC Index	>4,6	<3,8	$\frac{\lvert AWICIndex - 3{,}8 \rvert}{\lvert 4{,}6 - 3{,}8 \rvert} * 10$
% Sönderdelare	- |%|Shredders	<1,4	>14	$\frac{\lvert [\%] Shredders - 14 \rvert}{\lvert 14 - 1{,}4 \rvert} * 10$

*Observera att indexet Dagsländor/ bäcksländor (%abundans) inte ingår i MISA i de fall då bäcksländor saknas i provet! Avsaknat av bäcksländor gör det omöjligt att beräkna detta enka index. När bäcksländor saknas beräknas MISA i stället som medelvärdet av 5 normaliserade indexvärden.

[18] Davy-Bowker, J., J.F. Murphy, G.P. Rutt, J.E.C. Steel & M.T. Furse. 005. The development and testing of a macroinvertebrate biotic index for detecting the impact of acidity on streams. Arch Hydrobiol. 163: 383-403.

MISA visar bottenfaunas respons på surhet. Från surhetsklassificering med MISA kan man inte avgöra om surheten är naturlig eller antropogent orsakad.
Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande:

EK = beräknat MISA / referensvärde

Referensvärden och klassgränser finns i tabell 7.8.

7.7.2 Referensvärden och klassgränser

Tabell 7.8. Referensvärde och klassgränser för MISA. Klasserna visar på olika stadier av surhet och är inte relaterade till status. SD avser standardavvikelsen för den ekologiska kvalitetskvoten. Illies ekoregioner enligt figur 7.1.

Typ	**Surhetsklass**	**MISA** **Ekologisk kvalitetskvot (EK)**
Illies ekoregion 14 Centralslätten	Referensvärde	47,5
	Osäkerhet (SD av EK)	0,135
	Nära neutralt	≥0,55
	Måttligt surt	≥0,40 och <0,55
	Surt	≥0,25 och <0,40
	Mycket surt	<0,25
Illies ekoregion 22 Fennoskandiska skölden	Referensvärde	47,5
	Osäkerhet (SD av EK)	0,135
	Nära neutralt	≥0,55
	Måttligt surt	≥0,40 och <0,55
	Surt	≥0,25 och <0,40
	Mycket surt	<0,25
Illies ekoregion 20 Boreala höglandet	Referensvärde	47,5
	Osäkerhet (SD av EK)	0,135
	Nära neutralt	≥0,55
	Måttligt surt	≥0,40 och <0,55
	Surt	≥0,25 och <0,40
	Mycket surt	<0,25

7.8 Hantering av osäkerhet

För att göra en bra klassificering är det lämpligt att använda ett medelvärde av flera mätningar, vilket ger en säkrare klassificering och gör att ett osäkerhetsintervall i form av en standardavvikelse kan beräknas för parametern i den aktuella vattenförekomsten. I de fall då bara ett provtagningsvärde finns tillgängligt kan det fasta

Se FS
2 kap. 9 §

värdet för metodbunden osäkerhet (standardavvikelsen) för respektive parameter och typ angiven i tabell 7.4, 7.6 och 7.8 användas. Osäkerheten är beräknad för referenssjöar. I påverkade sjöar får man räkna med att variationen är större vilket kan vara bra att tänka på vid osäkerhetsbedömningen. Standardavvikelsen ger ett mått på hur osäker klassificeringen är. I de fall då ett osäkerhetsintervall kring den ekologiska kvalitetskvoten (EK) 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 också avsnitt 4.1.2 i handbokens huvuddel för mer vägledning kring hur man bör hantera osäkerhet.

Se AR till 2 kap. 9 §

7.9 Sammanvägning av parametrar

ASPT visar på allmän ekologisk kvalitet, DJ-index är specifikt för eutrofiering och MISA visar på surhetspåverkan. För att bedöma den sammanvägda statusen för kvalitetsfaktorn bottenfauna används det index som har fått sämst statusklass.

7.10 Mänsklig påverkan eller naturligt

Om vattendraget klassas i någon av surhetsklasserna surt, mycket surt eller extremt surt med MISA ska det göras en bedömning om detta beror på mänskligt orsakad försurning eller att sjön är naturligt sur. En djupare analys bör göras med hjälp av de bedömningsgrunder för försurning som finns i kap 15. Analysen kan ytterligare förbättras genom att en bedömning görs av försurningens påverkan eller belastning. Viktiga underlag här är t ex skogbrukets påverkan, dessutom kan depositionsdata vara användbar om analyser av större områden ska göras. Om bedömningen blir att vattendraget till någon del är naturligt surt bör ett referensvärde för pH för vattenförekomsten beräknas enligt kapitel 15. Det framräknade pH-värdet för vattendraget korreleras med hjälp av linjens ekvation i figur 7.2 till ett nytt referensvärde för MISA. Det uppmätta värdet för MISA delas med det nya referensvärdet och jämförs mot klassgränserna i tabell 7.8.

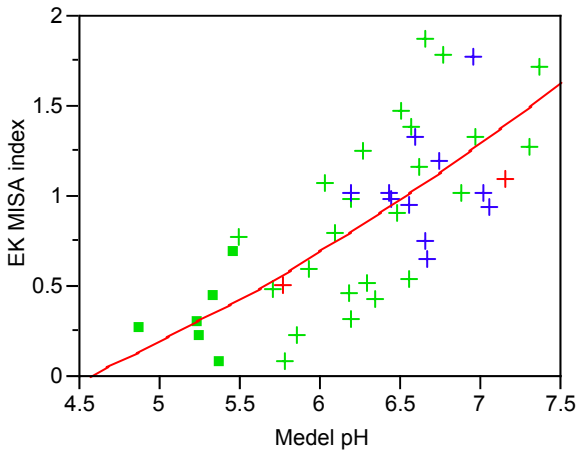
Se FS 2 kap. 10 §

Se AR till 2 kap. 10 §

Se FS Bilaga 1, avsnitt 5.5.3

Surhetsklasserna, efter reviderat referensvärde eller ursprunglig klassificering, översätts till statusklasser enligt följande:

Nära neutralt – Hög status
Måttligt surt – God status
Surt – Måttlig status
Mycket surt – Otillfredsställande eller dålig status



Figur 5.9 Korrelation mellan medel pH och indexvärden för MISA. Boreala höglandet (blå), Fennoskandiska skölden (grön) och (c) Centralslätten (röd). Kryss = referens. Linjens ekvation ger beräkning av $MISA_{ref}$ enligt följande:
$MISA_{ref} = 1,21 - \sqrt{4,47-0,68\ pH_{ref}}$

När statusklassificeringen resulterar i måttlig eller sämre status och detta indikeras av de parametrar som visar på näringsrikedom/övergödning kan det vara nödvändigt att göra en bedömning om det beror på mänskligt orsakad övergödning eller att vattendraget är naturligt näringsrikt. Det är dock inte särskilt vanligt att vattendrag har höga näringshalter naturligt. För att bedöma detta kan man jämföra med resultatet för bedömningsgrunden för fosfor. Bedömningen kan ytterligare förbättras genom att titta på påverkan/belastningen på vattenförekomsten. Viktiga underlag här är källfördelningsdata, historiska data etc. Underlag för detta tas fram i samband med karakteriseringen. Om bedömningen blir att vattendraget är naturligt näringsrikt görs utifrån vattenmyndighetens expertbedömning en revidering av referensvärdet för den specifika vattenförekomsten.

Se FS
2 kap. 11 §

Se AR till
2 kap. 11 §

Bakgrundsrapport: Johnson, R.K. och Goedkoop, W., 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Rapport 2007:4. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet.

8 Fisk i sjöar

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
EQR8	Generell påverkan	Minst en gång	Juli - augusti

8.1 Inledning

Regionala processer såsom historiska händelser, artbildning och invandring, avgör vilka fiskarter som finns i en region, medan lokala processer avgör vilka som kan etablera sig och leva tillsammans på en given plats. För att särskilja effekter av mänsklig påverkan (t.ex. försurning och eutrofiering) behöver man veta hur olika mått på fisksamhällets struktur också beror på naturgivna förutsättningar. Geografiskt läge, sjöns storlek, djup och form, pH och näringstillstånd är några av de naturliga variabler som bestämmer förutsättningarna för fiskförekomst i sjöar.

Renodlade fiskindex är ofta så kallade multimetriska index för biologisk integritet. Syftet är att få ett mått på ekosystemets förmåga att upprätthålla ett balanserat, integrerat och anpassat organismsamhälle med en artsammansättning, diversitet och funktionell organisation som är typisk för naturliga habitat i regionen. Ett sammansatt index skapas via indikatorer/parametrar på flera olika egenskaper hos individer, populationer och samhällen. Oavsett vilka parametrar man mäter, så är en förutsättning att man vet vilka intervall av mätvärden som förväntas i relativt opåverkade vatten med hög integritet eller status.

8.2 Ingående parametrar

EQR8 utgår från observerade värden i åtta parametrar, varav alla primärt beräknas ur fångsten i ett standardiserat fiske med bottensatta nät. Om ytterligare någon art fångas i pelagiska nät, räknas den dock med i antal inhemska arter. Flera av parametrarna förutsätter att man särskiljer inhemska arter eller arter inom familjen karpfiskar. De åtta parametrarna är;

1. Antal inhemska fiskarter
2. Simpson's Dn (diversitetsindex baserat på antal individer)
3. Simpson's Dw (diversitetsindex baserat på biomassa)
4. Relativ biomassa av inhemska fiskarter
5. Relativt antal av inhemska arter
6. Medelvikt i totala fångsten
7. Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (baserad på biomassa i totala fångsten)
8. Kvot abborre / karpfiskar (baserad på biomassa)

8.3 Krav på underlagsdata

1) Sjön ska ha naturliga förutsättningar att hysa fisk, ett antagande som kan grundas på historiska data eller expertbedömning utifrån kännedom om förhållanden i liknande sjöar.
2) Data från ett standardiserat provfiske med Nordiska översiktsnät enligt standard SS-EN 14 757 och Naturvårdsverkets Undersökningstyp: Provfiske i sjöar.
3) Befintliga uppgifter om sjöns altitud, sjöarea, maxdjup, årsmedelvärde i lufttemperatur, och sjöns belägenhet i förhållande till högsta kustlinjen.

Se FS bilaga 1, avsnitt 6.2

8.4 Klassificering av status

Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet kommer att kunna göra beräkningar för alla standardiserade provfiskedata, förutsatt att resultaten levereras digitalt till det nationella registret över sjöprovfisken (NORS).

Se FS bilaga 1, avsnitt 6.3

Steg 1) Beräkning av omgivningsfaktorer:

1. sjöns altitud (m över havet)
2. sjöarea (ha)
3. maxdjup (m)
4. årsmedelvärde i lufttemperatur (°C)
5. sjöns belägenhet i förhållande till högsta kustlinjen (0 = under, 1 = över)

Altituden transformeras med $\log_{10}(x+1)$, och för sjöarea och maxdjup används $\log_{10}(x)$.

Steg 2) Beräkning av referensvärden:
Använd linjära regressionsmodeller, $Y = a + b_1 * X_1 + \ldots + b_n * X_n$

Där a är intercept och b_1 - b_n är regressionskoefficienter för omgivningsfaktorer (X_1 – X_n) enligt tabell 8.1.

Steg 3) Transformering av en del observerade parametervärden:
parametrarna 4-5 transformeras med $\log_{10}(x+1)$ och för parametrarna 6 och 8 används $\log_{10}(x)$.

1. **Antal inhemska fiskarter** (tabell 8.2)
2. **Simpson's Dn** (diversitetsindex baserat på antal individer) beräknas som $1 / (\Sigma P_i^{\,2})$, där P_i = numerär andel av art i, och summeringen görs över samtliga arter i fångsten.
3. **Simpson's Dw** (diversitetsindex baserat på biomassa): beräknas som $1 / (\Sigma P_i^{\,2})$, där P_i = viktsandel av art i, och summeringen görs över samtliga arter i fångsten.

4. **Relativ biomassa av inhemska fiskarter**: total vikt (g) av alla inhemska arter, dividerat med antal nät.
5. **Relativt antal av inhemska arter**: totalt antal individer av alla inhemska arter, dividerat med antal nät.
6. **Medelvikt i totala fångsten**: alla arter tas med, och deras totala vikt (g) divideras med totalt antal individer.
7. **Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar** (baserad på biomassa i totala fångsten): Andelen potentiellt fiskätande abborre antas vara 0 vid längder under 120 mm och 1 vid längder över 180 mm. Vid längder däremellan beräknas andelen som 1 – ((180 – längd) / 60). Individvikterna hos abborre uppskattas som vikt (g) = a * längd (mm) ^{b}, där a = 3,377 * 10^{-6}, och b = 3,205. Varje uppskattad individvikt multipliceras sedan med den längdberoende andelen fiskätande enligt ovan. Summan av produkterna blir biomassan av fiskätande abborre, som sedan adderas till eventuell biomassa av gös. Slutligen divideras den totala summan av fiskätande abborrfiskar med den totala biomassan av alla arter i fångsten.
8. **Kvot abborre / karpfiskar** (baserad på biomassa): total vikt av abborre dividerat med total vikt av alla inhemska karpfiskar.

Steg 4) Beräkning av avvikelser från referensvärden (residualer):
För varje parameter beräknas residualen som observerat värde minus referensvärde (i förekommande fall på transformerade värden).

Steg 5) Beräkning av Z-värden:
Residualerna räknas om till Z-värden via division med parameterspecifik standardavvikelse (SD) av referensmaterialets residualer (tabell 8.1).

Steg 6) Omvandling till P-värden:
Hämta ett dubbelsidigt P-värde för varje Z-värde via valfritt statistikprogram (i SPSS används P = 2 * CDF.NORMAL(-ABS(Z-värde),0,1)).

Steg 7) Beräkning av sammanvägt fiskindex:
Beräkna EQR8 som ett medelvärde av P-värdena för de 3-8 parametrar som är möjliga att beräkna ur en given provfiskefångst.

Steg 8) Bestäm statusklassen för EQR8 med hjälp av klassgränserna i tabell 8.3.

Tabell 8.1. Intercept och regressionskoefficienter för beräkning av fiskparametrarnas referensvärden, samt de standardavvikelser (SDresid) som behövs för beräkning av *Z*-värden.

Parameter	Kod	intercept	lgHoh	lgSjöyta	lgMaxz	Temp	HK	SDresid
1. Antal inhemska fiskarter	niart	-0,410		2,534		0,347	-0,916	1,538
2. Artdiversitet: Simpson's D (antal)	S Dn	2,537	-0,460	0,380				0,570
3. Artdiversitet: Simpson's D (biomassa)	S Dw	1,223		0,345		0,153		0,753
4. Relativ biomassa av inhemska fiskarter	lgWiart	3,666	-0,202	0,121	-0,394			0,202
5. Relativt antal av inhemska fiskarter	lgNiind	2,171	-0,397	0,081	-0,262	0,044		0,241
6. Medelvikt i totala fångsten	lgMeanW	1,181	0,307			-0,038		0,234
7. Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar	andpis	0,057			0,198			0,175
8. Kvot abborre / karpfiskar (biomassa)	lgAbCyW	1,223				-0,186		0,472

Tabell 8.2. Lista över fiskarter kända från svenska sötvatten. Notera att

Hotstatus = Inplanterad innebär att arten inte räknas som inhemsk. Arter markerade med X är registrerade i fångster i nationellt register över sjöprovfisken (NORS).

Familj	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Hotstatus	NORS
Petromyzontidae (nejonögon)	Petromyzon marinus	Havsnejonöga	Starkt hotad	
	Lampetra fluviatilis	Flodnejonöga	Missgynnad	X
	Lampetra planeri	Bäcknejonöga	Livskraftig	
Acipenseridae (störfiskar)	Acipenser oxyrinchus	Stör	Försvunnen	
Anguillidae (ålfiskar)	Anguilla anguilla	Ål	Akut hotad	X
Clupeidae (sillfiskar)	Alosa fallax	Staksill	Ej tillämplig	
Cyprinidae (karpfiskar)	Abramis ballerus	Faren	Livskraftig	X
	Abramis bjoerkna	Björkna	Livskraftig	X
	Abramis brama	Braxen	Livskraftig	X
	Vimba vimba	Vimma	Kunskapsbrist	X
	Alburnus alburnus	Löja	Livskraftig	X
	Aspius aspius	Asp	Sårbar	X
	Carassius carassius	Ruda	Livskraftig	X
	Cyprinus carpio	Karp	Inplanterad	X
	Gobio gobio	Sandkrypare	Livskraftig	X
	Leucaspius delineatus	Groplöja	Missgynnad	X
	Leuciscus idus	Id	Livskraftig	X
	Leuciscus leuciscus	Stäm	Livskraftig	X
	Pelecus cultratus	Skärkniv	Ej tillämplig	
	Phoxinus phoxinus	Elritsa	Livskraftig	X
	Rutilus rutilus	Mört	Livskraftig	X
.	Scardinius erythrophtalamus	Sarv	Livskraftig	X
	Squalius cephalus	Färna	Livskraftig	X
	Tinca tinca	Sutare	Livskraftig	X
Cobitidae (nissögefiskar)	Cobitis taenia	Nissöga	Livskraftig	X
Balitoridae (grönlingsfiskar)	Barbatula barbatula	Grönling	Livskraftig	
Siluridae (egentliga malar)	Silurus glanis	Mal	Akut hotad	X
Esocidae (gäddfiskar)	Esox lucius	Gädda	Livskraftig	X
Salmonidae (laxfiskar)	Oncorhynchus clarki	Strupsnittsöring	Inplanterad	
	Oncorhynchus mykiss	Regnbåge	Inplanterad	X
	Oncorhynchus nerka	Indianlax	Inplanterad	
	Salmo salar	Lax	Livskraftig **	X
	Salmo trutta	Öring	Livskraftig	X
	Salvelinus alpinus	Fjällröding	Livskraftig	X
	Salvelinus fontinalis	Bäckröding	Inplanterad	X
	Salvelinus namaycush	Canadaröding	Inplanterad	X
	Salvelinus umbla	Storröding	Livskraftig **	X
	Thymallus thymallus	Harr	Livskraftig	X
Coregonidae (sikfiskar)	Coregonus albula	Siklöja	Livskraftig	X
	Coregonus sp.	Sikar		X
	Coregonus maraena	Älvsik	Livskraftig	
	Coregonus maxillaris	Storsik	Livskraftig	
	Coregonus megalops	Blåsik	Livskraftig	
	Coregonus nilssoni	Planktonsik	Livskraftig	
	Coregonus pallasi	Aspsik	Livskraftig	
	Coregonus peled	Storskallesik	Akut hotad	
	Coregonus trybomi	Vårlekande siklöja	Akut hotad	
	Coregonus widegreni	Sandsik	Livskraftig	
Osmeridae (norsfiskar)	Osmerus eperlanomarinus	Bracknors	Ej bedömd	
	Osmerus eperlanus	Nors	Livskraftig	X
Lotidae (lakefiskar)	Lota lota	Lake	Livskraftig	X
Gasterosteidae (spiggfiskar)	Gasterosteus aculeatus	Storspigg	Livskraftig	X
	Pungitius pungitius	Småspigg	Livskraftig	X
Cottidae (simpor)	Cottus gobio	Stensimpa	Livskraftig	X
	Cottus koshewnikowi	Rysk simpa	Livskraftig	
	Cottus poecilopus	Bergsimpa	Livskraftig	X
	Triglopsis quadricornis	Hornsimpa	Livskraftig	X
Percidae (abborrfiskar)	Perca fluviatilis	Abborre	Livskraftig	X
	Sander lucioperca	Gös	Livskraftig	X
	Gymnocephalus cernua	Gärs	Livskraftig	X
Pleuronectidae (flundrefiskar)	Platichthus flesus	Skrubbskädda	Livskraftig	

** = lokalt starkt hotad

8.5 Klassgränser

Tabell 8.3. Klassgränser för statusklassificering av EQR8

Status	EQR8
Osäkerhet (SD av EQR8)	0,077
Hög	≥ 0,72
God	≥ 0,46 och < 0,72
Måttlig	≥ 0,30 och < 0,46
Otillfredsställande	≥ 0,15 och < 0,30
Dålig	< 0,15

Se FS bilaga 1, avsnitt 6.4

8.6 Hantering av osäkerhet

För att göra en bra klassificering är det lämpligt att använda data från flera provtagningar. Med fler mätningar får man en säkrare klassificering och ett osäkerhetsintervall i form av en standardavvikelse kan beräknas för parametern i den aktuella vattenförekomsten. Vilka år man ska sammanväga för klassificeringen är svårt att ange generellt. Det beror på om några miljömässiga förändringar har skett som kan påverka statusen. Om inga specifika miljömässiga förändringar kunnat konstateras rekomenderas att ett medianvärde av alla värden från senaste 6-årsperioden används. I fall då antalet värden endast är två rekommenderas att ta det senast förekommande värdet om det inte är känt att året i fråga varit extremt beträffande t.ex. temperatur eller flöde. I de fall då bara data från en mätning (eller ett fåtal) finns tillgängligt kan det fasta värdet för metodbunden osäkerhet (standardavvikelsen) för EQR8 angiven i tabell 8.3 användas. Standardavvikelsen ger ett mått på hur osäker klassificeringen är. I de fall då ett osäkerhetsintervall kring den ekologiska kvalitetskvoten (EK) 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 kapitel 4.1.1. Se också kapitel 4.1.2 för mer vägledning kring hur man bör hantera osäkerhet.

Se FS 2 kap. 9 §

Se AR till 2 kap. 9 §

8.7 Orsak till försämrad status

Om EQR8 visar på måttlig status eller sämre bör en bedömning av vilken påverkan det är som orsakar den försämrade statusen göras.

Under framtagandet och testningen av EQR8 reagerade många av de ingående parametrarna i motsatta riktningar, beroende på om påverkanskriteriet var surhet eller höga totalfosforhalter (tabell 8.4). Sex av åtta parametrar svarade signifikant på surhetsstress. Lika många parametrar svarade på närsaltstress. EQR8 hade dock betydligt bättre förmåga att upptäcka effekter av surhet än av närsaltsstress.

Tabell 8.4. Beskrivning av vilka parametrar inom EQR8 som visar signifikant respons på surhet och eutrofi samt om responsen är negativ (-) eller positiv (+).

Parameter	Surhet	Eutrofi
1	-	+
2	-	
3	-	+
4	-	+
5	-	+
6		+
7	+	
8		-

De diversitetsrelaterade parametrarna (2 och 3) hade signifikant negativa avvikelser i sura sjöar. Höga totalfosforhalter gav istället positiva avvikelser, som var mer eller mindre signifikanta. Relativ biomassa (4) och antal individer (1) uppvisade samma typ av avvikelser som diversitetsparametrarna, i båda grupper av påverkade sjöar. Kvoten i biomassa mellan abborre och karpfiskar (8) reagerade också på både surhets- och närsaltsstress. Här var dock avvikelsens riktning omvänd, med signifikant högre värde i sura sjöar. Medelvikten (6) visade ingen signifikant respons på surhet, men närsaltsstress gav positiva avvikelser. Andelen fiskätande abborrfiskar (7) var signifikant högre i sura sjöar, men mot förväntan noterades ingen signifikant effekt av hög totalfosforhalt. Sammanfattningsvis verkade alltså surhets- och närsaltstress i rakt motsatta riktningar. Fyra av parametrarna uppvisade signifikanta skillnader mellan okalkade och kalkade sjöar i referensdatasetet, och riktningarna var då desamma som för surhetsstress. Om de parametrar som ger en signifikant respons på surhet visar avvikelse i den riktning som tyder på surhetspåverkan kan man tolka detta som att sjön har fått försämrad status vid klassificeringen av EQR8 på grund av sura förhållanden.

Som fristående komplement kan man också bedöma förekomst av försurningskänsliga arter och stadier (Degerman & Lingdell 1993)[19]. Förekomst eller avsaknad av de känsligaste arterna kan predikteras utifrån både pH och andra surhetsrelaterade variabler (Holmgren & Buffam 2005)[20], med en precision som är godtagbar åtminstone i södra Sverige

8.8 Mänsklig påverkan eller naturligt

När statusklassificeringen resulterar i måttlig eller sämre status och detta indikeras av de parametrar som visar på surhet/försurning ska det göras en bedömning om den försämrade statusen beror på mänskligt orsakad försurning eller att sjön är

Se FS
2 kap. 10 §

Se AR till
2 kap. 10 §

[19] Degerman, E. & Lingdell, P.-E. 1993. pHisces – fisk som indikator på låg pH. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1993 (3): 37-54.

[20] Holmgren, K. & Buffam. 2005. Critical values of different acidity indices – as evaluated by fish communities of Swedeish lakes. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 29:654-660.

naturligt sur. En djupare analys bör göras med hjälp av de bedömningsgrunder för försurning som finns i kapitel 14. Analysen kan ytterligare förbättras genom att göra en bedömning av försurningspåverkan/belastningen. Viktiga underlag här är exempelvis depositionsdata och skogbrukets påverkan. Om bedömningen blir att sjön är naturligt sur, gör vattenmyndigheten en expertbedömning av statusen för den specifika vattenförkomsten.

Se FS bilaga 1, avsnitt 6.5

När statusklassificeringen resulterar i måttlig eller sämre status och detta indikeras av de parametrar som visar på näringsrikedom/övergödning kan det vara nödvändigt att göra en bedömning om det beror på mänskligt orsakad övergödning eller att sjön är naturligt näringsrik. Det är dock inte särskilt vanligt att sjöar har höga näringshalter naturligt. För att bedöma detta kan man jämföra med resultatet för bedömningsgrunden för fosfor. Bedömningen kan ytterligare förbättras genom att titta på påverkan/belastningen på vattenförekomsten. Viktiga underlag här är källfördelningsdata, historiska data, etc. Underlag för detta tas bl.a. fram i samband med karakteriseringen. Om bedömningen blir att sjön är naturligt näringsrik gör vattenmyndigheten en expertbedömning av statusen för den specifika vattenförkomsten.

Se FS 2 kap. 11 §

Se AR till 2 kap. 11 §

8.9 Kommentarer

I de översiktliga utvärderingar som gjorts avseende hur de olika kvalitetsfaktorernas klassgränser ligger i förhållande till varandra visas det att fiskindexet ofta gav den lägsta statusen och alltså blev utslagsgivande för klassificeringen av ekologisk status. Behovet av harmonisering av de olika kvalitetsfaktorernas klassgränser har diskuterats men Fiskeriverket har gjort bedömningen att inte justera klassgränserna för EQR8 i dagsläget. Detta motiveras genom att:

- vid framtagandet av gränsen mellan god och måttlig status för EQR8 följdes samma metodik som användes i det EU-gemensamma projektet FAME (Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers).
- kvalitetsfaktorerna är olika känsliga för olika sorters påverkan vilket gör att det är naturligt att de kan ge skilda statusklasser. Fisk påverkas t.ex. betydligt mer av hydromorfologisk påverkan vad de andra kvalitetsfaktorerna gör.
- för att ändra klassgränserna bedömer Fiskeriverket att mer omfattande underlag än vad som finns i dagsläget krävs.

En brist är att fiskparametrarnas samband med omgivningfaktorer och EQR8s förmåga att skilja mellan referenser och påverkade sjöar inte kunde testas på oberoende dataset. Detta bör göras när fler av de provfiskade sjöarna kan klassas efter samma referensfilter. Med större dataset bli det också mer relevant att dela upp påverkade sjöar i grupper med olika påverkansgrad. En mer generell men mer självklar begränsning är att klassificeringarna blir teoretiskt mer osäkra för sjöar

närmare gränserna av och utanför de intervall som ingick i referensmaterialet; altitud 10 – 894 m över havet, sjöarea 2 – 4236 ha, maxdjup 1 – 65 m, årsmedelvärde i lufttemperatur -2 – 8 °C. De allra största sjöarna är få och och har var och en sina unika förutsättningar. Det talar för att de behöver specialanpassade bedömningsgrunder. I dagsläget får en expertbedömning utföras med stöd av resultatet av EQR8.

Som en gardering mot mätosäkerhet i enskilda parametrar är det en fördel att ha ett sammanvägt index med flera parametrar som svarar likartat på påverkan. Det är också ett argument för att inte lägga så stor möda på att uppskatta relevanta klassgränser för enskilda parametrar.

I EQR8 används endast inhemska fiskarter då avvikelser från förväntade värden räknas ut. Det tas inte någon hänsyn till förstärkningsutsättningar eller dylikt av inhemska arter eftersom det är svårt, för att inte säga omöjligt, att skilja ut effekterna av detta i dagsläget. Sannolikt blir statusklassificeringen enligt EQR8 lägre om en del av fisksamhället utgörs av främmande arter (t.ex. kanadaröding) eftersom tätheten av inhemska arter sannolikt blir lägre.

När det gäller djup används maxdjup vid klassificeringen av EQR8 trots att många, både nationellt och internationellt förordar medeldjup. Detta p.g.a. rent praktiska skäl att många fler sjöar saknar medeldjup än maxdjup. När provfiskarna kommer till en sjö som saknar djupuppgifter uppmanas de att göra en uppskattning av maxdjupet (det djupaste värdet de ser på ekolodet när de kör över sjön). En uppskattning av djupet måste per definition göras om man ska kunna utföra ett standardiserat provfiske. Det har alltså använts en halvbra uppskattning hellre än ingen uppskattning alls.

Bakgrundsrapport: Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & Beier, U., 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status sjöar – utveckling och tillämpning av EQR8. Fiskeriverket Informerar 2007:3

9 Fisk i vattendrag

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
VIX (**V**attendrags-**I**nde**X**)	Näringspåverkan (inklusive bottensedimentation, igenväxning, låg syrehalt), påverkan av surhet, morfologisk och hydrologisk påverkan. VIX indikerar äldre påverkan om vandringshinder stoppar återkolonisation av fisk. VIX indikerar även diffusa negativa effekter inklusive försämrad habitatkvalitet på grund av vandringshinder, jord- och skogsbruk.	minst en gång	augusti-oktober
VIXsm (sidoindex)	*Tydligare surhets- och/eller morfologisk påverkan*	*minst en gång*	*augusti-oktober*
VIXh (sidoindex)	*Tydligare hydrologisk påverkan*	*minst en gång*	*augusti-oktober*

9.1 Inledning

Den ursprungliga fiskfaunan i rinnande vatten påverkas huvudsakligen av tre, med varandra kopplade faktorer; fiskens invandringshistoria efter istiden, olika arters anpassningsförmåga till fysiska och kemiska förutsättningar samt biologiska interaktioner.

Fiskfaunan påverkas också av mänsklig aktivitet. Miljöstörningar som försurning, eutrofiering, fysiska ingrepp, kanalisering, dämningar för vattenkraft, skogsbruk m.m. har påverkat och påverkar fisk liksom övrig fauna och flora. Påverkan är olika stark för olika arter beroende på deras anpassningar. Man kan observera fiskfaunan på en given lokal och få en indikation på hur pass påverkad faunan är av olika miljöstörningar.

Kemisk eller toxisk påverkan är oftast av naturliga skäl betydligt mer drastisk för fisk jämfört med hydrologisk eller morfologisk påverkan. I dessa bedömningsgrunder används ett huvudindex för att visa generell påverkan men det har även gjorts en ansats till att visa typ av påverkan med några sidoindex.

9.2 Ingående parametrar

Sex parametrar ingår i Vattendragsindex (VIX) för att mäta generell påverkan:

Se FS Bilaga 1, avsnitt 7.1

1. Sammanlagd täthet av öring och lax
2. Andel toleranta individer
3. Andel lithofila individer (lithofila arter = leker på grus och sten, d.v.s. hårt bottenmaterial)
4. Andel toleranta arter
5. Andel intoleranta arter
6. Andel laxfiskarter som reproducerar sig på lokalen

Den sjunde parametern Simpsons diversitetsindex ingår endast i sidoindex VIXh.

7. Simpsons diversitetsindex

Parametrarna är omvandlade till sannolikhetsvärden med hjälp av jämförelser med förväntade värden. Sannolikheterna anger hur stor chans det är att lokalen är opåverkad. Medelvärdet av dessa sannolikheter utgör indexet VIX.

För att ytterligare kunna påvisa förändringar av specifika påverkansfaktorer har två sidoindex utvecklats: VIXsm som tydligare indikerar påverkanstypen surhet och/eller morfologisk påverkan (samma parametrar med samma förväntade riktning beroende på grad av påverkan för surhet respektive morfologi) och VIXh för hydrologisk påverkan. Dessa separata index består av medelvärden av enbart de parametrar som signifikant påvisade de olika påverkansfaktorerna, med förväntad riktning av respektive påverkan på varje parameter. Det resulterar till exempel i att sidoindexet för surhet och morfologisk påverkan något tydligare visar påverkan av surhet/försurning än det generella indexet.

- VIX för generell påverkan, parametrar 1, 2, 3, 4, 5 och 6
- VIXsm för surhet och/eller morfologisk påverkan, parametrar 1, 3, 5 och 6
- VIXh för hydrologisk påverkan, parametrar 1, 2, 4 och 7

9.3 Krav på underlagsdata

Se FS Bilaga 1, avsnitt 7.2

1) Lokalen ska ha naturliga förutsättningar att stadigvarande hysa fisk, ett antagande som kan grundas på historiska data eller expertbedömning utifrån kännedom om förhållanden i liknande vattendrag. Om lokal kännedom saknas föreslås kriterierna altitud (under 800 m över havet) och avrinningsområdesarea (över 3 km^2) för att tillämpa VIX.

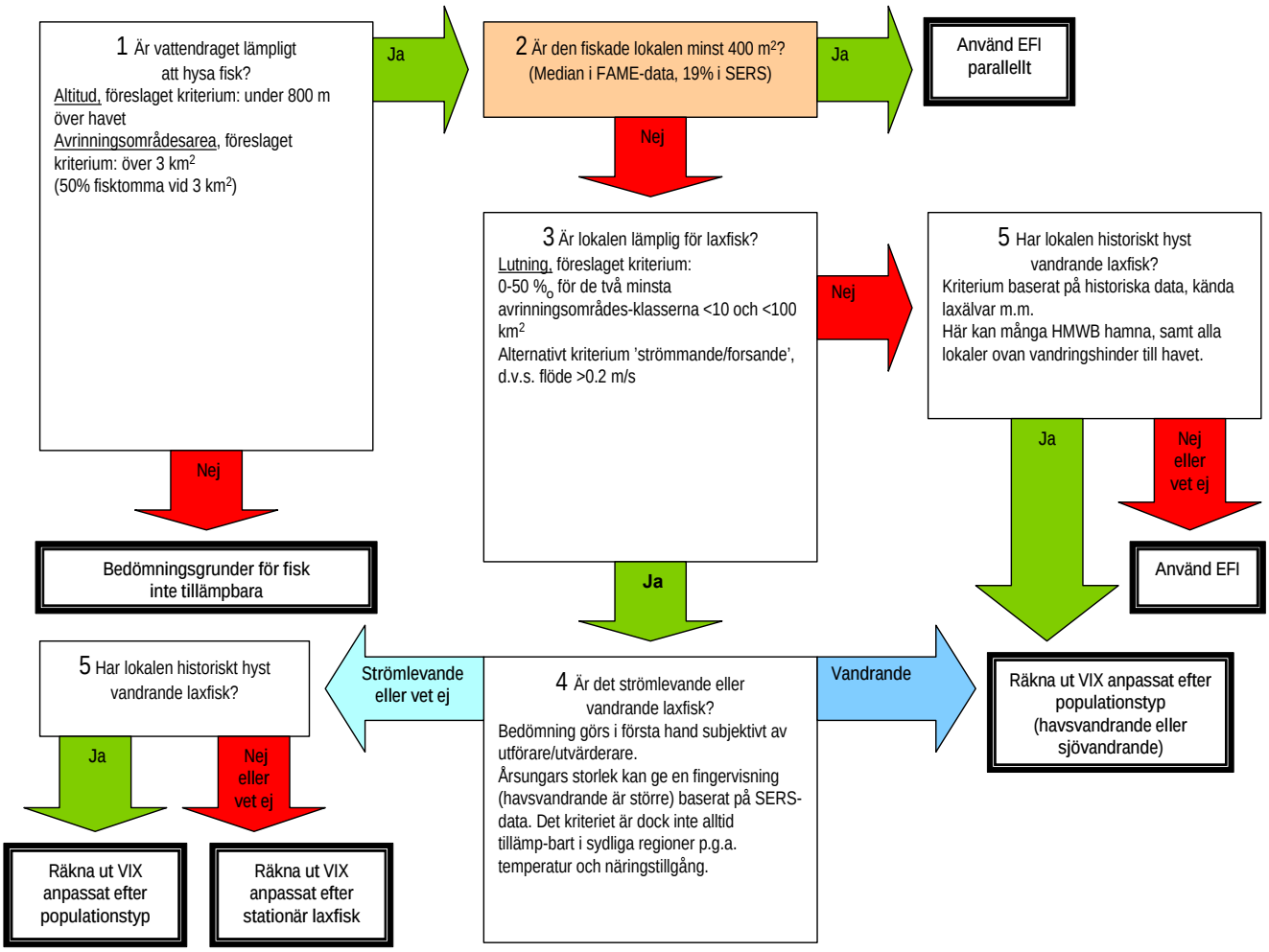
2) Standardiserat elfiske enligt SS-EN 14011.

3) Omgivningsvariablerna; avrinningsområdesstorlek (kategori enligt tabell 9.2), andel sjö i avrinningsområdet (kategori enligt tabell 9.3), minsta avstånd till närmaste sjö uppströms eller nedströms (om avståndet är större än 10 km anges 10

km), höjd över havet (m), lutning (‰, höjd i m per sträcka i km utifrån terrängkartan, skala 1:50 000), medeltemperatur för år (luft, kartor med långtidsmedelvärden SMHI 1961-1990), och för juli (luft, långtidsmedelvärden SMHI), vattendragets bredd (m) och provtagen area (m^2). Vattendragets bredd samt provtagen area mäts vid elfisketillfället.

9.4 Klassificering av status

Sötvattenslaboratoriet kommer att kunna göra beräkningarna för alla standardiserade elfiskedata, förutsatt att resultaten levereras digitalt till SERS (Svenskt ElFiske-RegiSter). Figur 9.1 visar ett körschema för vad klassificering av status för fisk ska baseras på.



Figur 9.1. Flödesschema för vad statusklassificering av fiskfauna i rinnande vatten ska baseras på.

1) Avgör först om vattendraget över huvud taget är lämpligt för att hysa fisk. Om så inte är fallet kan inte status för fisk klassificeras.

2) Då den avfiskade ytan är tillräckligt stor är det lämpligt att parallellt använda EFI, Europeiskt FiskIndex (FAME consortium 2004)[21]. Preliminär gräns är minst 400 m^2, vilket var median i databasen som användes för utveckling av EFI, och som representeras av 19 % av elfisken i Svenskt elfiskeregister. EFI är en bedömningsmetod som är utvecklad för europeiska förhållanden främst för större vattendrag vilket lättare möjliggör jämförelser med andra länder för sådana objekt. För närvarande pågår ett uppföljningsprojekt till FAME där EFI utvecklas. En av målsättningarna är att det omarbetade indexet EFI+ ska förbättra bedömningsmöjligheter för stora vattendrag. Enligt föreskrifterna (NFS 2008:1) är det klassificering med hjälp av VIX som i första hand ska gälla för Sverige.

3) En bedömning görs om lokalen är lämplig för laxfisk, eftersom VIX baseras på flera parametrar som utgörs av laxfisk. Det preliminära kriteriet är en lutning på 0-50 ‰ för de två minsta avrinningsområdesklasserna <10 och <100 km^2. Alternativt kriterium är flöde, klass ’strömmande/forsande’, d.v.s. >0,2 m/s.

4) Om lokalen är lämplig för laxfisk görs en bedömning av ursprunglig populationstyp av laxfisk (strömlevande, sjövandrande eller havsvandrande). Bedömningen grundas på historisk information eller expertbedömning baserat på exempelvis information om närbelägna lokaler, områdets topografi och tätheter och storlek på årsungar. I utvecklingen av VIX har den nuvarande populationstypen för lokalen använts. I vissa fall innebär det att öringpopulationer på lokaler i vattendrag ovanför ett byggt vandringshinder har klassats som ”strömlevande”, trots att de tidigare var ”havsvandrande”. Det är naturligtvis möjligt att använda den historiska klassningen, där den är känd, och på så sätt även väga in aspekten av artificiella vandringshinder. I en havsvandrande eller sjövandrande population förväntas högre täthet av laxfisk än i en strömlevande population. Detta skulle påverka utfallet av VIX, som generellt skulle ge sämre utfall för tidigare havsvandrande populationer som blivit strömlevande. Tills vidare ska den rådande (nuvarande) populationstypen användas vid bedömningar, men möjligheten att väga in historiska förändringar finns.

5) Om lokalen numera inte är lämplig för laxfisk görs en bedömning av om den trots det skulle kunna ha haft strömlevande, sjövandrande eller havsvandrande laxfisk. VIX utgår från observerade värden i sju parametrar, varav alla primärt beräknas ur elfisket. Fyra av de sju parametrarna (nr 2-5) är baserade på funktionella grupper (tabell 9.1) vilka är desamma som för EFI (FAME consortium 2004).

[21] FAME consortium 2004. Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1. January 2005. (tillgänglig på http://fame.boku.ac.at).

Tabell 9.1. Förteckning över förekommande fiskarter som klassificeras som intoleranta, lithofila, toleranta (FAME consortium 2004) och laxfiskarter där förekomst av årsungar (0+) indikerar reproduktion.

Fiskart	Latinskt namn	Intoleranta	Lithofila	Toleranta	Laxfiskarter 0+ indikerar reprodution
Abborre	*Perca fluviatilis*			X	
Asp	*Aspius aspius*		X		
Benlöja	*Alburnus alburnus*			X	
Bergsimpa	*Cottus poecilopus*	X	X		
Björkna	*Blicca bjoerkna*			X	
Braxen	*Abramis brama*			X	
Bäcknejonöga	*Lampetra planeri*	X	X		
Bäckröding	*Salvelinus fontinalis*	X	X		
Elritsa	*Phoxinus phoxinus*		X		
Faren	*Abramis ballerus*		X		
Flodnejonöga	*Lampetra fluviatilis*	X	X		
Färna	*Leuciscus cephalus*		X		
Gräskarp	*Ctenopharyngodon idella*			X	
Grönling	*Barbatula barbatula*		X		
Harr	*Thymallus thymallus*	X	X		X
Havsnejonöga	*Petromyzon marinus*	X	X		
Hornsimpa	*Triglopsis quadricornis*		X		
Kanadaröding	*Salvelinus namaycush*	X	X		
Karp	*Cyprinus carpio*			X	
Lake	*Lota lota*		X		
Lax	*Salmo salar*	X	X		X
Mört	*Rutilus rutilus*			X	
Regnbåge	*Oncorhynchus mykiss*		X		
Ruda	*Carassius carassius*			X	
Röding	*Salvelinus alpinus*	X	X		X
Sik (obestämd)	*Coregonus sp.*		X		
Siklöja	*Coregonus albula*	X	X		
Småspigg	*Pungitius pungitius*			X	
Stensimpa	*Cottus gobio*	X	X		
Storskallesik	*Coregonus peled*		X		
Storspigg	*Gasterosteus aculeatus*			X	
Stäm	*Leuciscus leuciscus*		X		
Sutare	*Tinca tinca*			X	
Vimma	*Vimba vimba*		X		
Ål	*Anguilla anguilla*			X	
Öring	*Salmo trutta*	X	X		X

Beräkning av VIX

Se FS Bilaga 1, avsnitt 7.3

Steg 1) Transformering av omgivningsvariablerna med $\log_{10}(x+1)$:

1. avrinningsområdesstorlek (kategori enligt tabell 9.2)
2. andel sjö i avrinningsområdet (kategori enligt tabell 9.3)
3. minsta avstånd till närmaste sjö uppströms eller nedströms (km) där 10 km är max
4. höjd över havet (m),
5. lutning (m per km, ‰)
6. absolutvärdet av medeltemperatur för år (luft, långtidsmedelvärden SMHI)
7. medeltemperatur för juli (luft, långtidsmedelvärden SMHI)
8. vattendragets bredd (m) mätt vid elfisketillfället
9. provtagen area (m^2) vid elfisketillfället

För variabel 6, medeltemperatur för år, multipliceras det transformerade värdet med -1 om originalvärdet är <0. Kvadrerade värden för omgivningsvariablerna används också i vissa fall (tabell 9.4).

Tabell 9.2. Gränser för kategori 1-5 för omgivningsvariabeln Avrinningsområdesstorlek.

Avrinningsområdesstorlek (km^2)	**Kategori**
<10	1
<100	2
<1 000	3
<10 000	4
>10 000	5

Tabell 9.3. Gränser för kategori 1-4 för omgivningsvariabeln andel sjö. Anger % av total yta uppströms lokalen.

Andel sjö (% sjöyta)	**Kategori**
<1	1
<5	2
<10	3
>10	4

Steg 2) Observerade värden på parametrar räknas ut från elfiskedata. De sex parametrarna för det generella VIX är:

1. Sammanlagd täthet av öring och lax (n individer per 100 m^2)
2. Andel toleranta individer
3. Andel lithofila individer
4. Andel toleranta arter
5. Andel intoleranta arter
6. Andel laxfiskarter som reproducerar sig

För VIXh (hydrologisk påverkan, se Steg 7) tillkommer också

7. Simpson's diversitetsindex gav signifikant utslag för hydrologisk påverkan, och ingår därför endast i VIXh. $S = 1 - \Sigma ((n_i / N)^2)$, där n_i är individantalet (beräknad täthet per hektar) av en enskild art och N är det totala individantalet.

Värdena transformeras:
Sammanlagd täthet av öring och lax transformeras med $\log_{10}(x+1)$, övriga parametrar som är kvoter mellan 0 och 1 transformeras med $\arcsin(\sqrt{x})$.

Steg 3) Referensvärden av parametrar för varje elfiske räknas ut med linjär regression (tabell 9.4) baserade på transformerade värden av omgivningsvariablerna. Modeller för vissa referensvärden väljs enligt rådande populationstyp (Steg 1). Beräkning av referensvärden: Använd linjära regressionsmodeller, $Y = a + b_1 * X_1 + \ldots + b_n * X_n$, där a är intercept och b_1 - b_n är regressionskoefficienter för omgivningsfaktorer ($X_1 – X_n$) enligt tabell 9.4. Referensvärdena motsvarar transformerade värden enligt Steg 2.

Steg 4) Beräkning av avvikelser från referensvärden (residualer): För varje parameter beräknas residualen som observerat värde minus referensvärde.

Steg 5) Beräkning av Z-värden: Residualerna räknas om till Z-värden via division med parameterspecifik standardavvikelse (SD) av referensmaterialets residualer (tabell 9.4).

Steg 6) Omvandling till P-värden: Hämta ett P-värde (sannolikhetsvärde) för varje Z-värde via valfritt statistikprogram. Beroende på förväntat gensvar hos varje parameter p.g.a. påverkan (tabell 9.5) hämtas antingen ett enkelsidigt P-värde för positiv eller negativ respons, eller ett dubbelsidigt P-värde för respons med maximum eller minimum för intermediär påverkan.

Steg 7) Beräkning av index: Beräkna VIX och sidoindex VIXsm (surhet och/eller morfologisk påverkan) och VIXh (hydrologisk påverkan) som ett medelvärde av P-värdena för de parametrar som anges som relevanta (de som står inom parentes

stryks för respektive index) i tabell 9.5. P-värdena ska vara enkelsidiga eller dubbelsidiga beroende på förväntad respons på respektive påverkanstyp.

Steg 9) Tillämpa klassgänser gällande generell påverkan enligt tabell 9.6 för statusklassificering och vid behov sidoindex VIXsm och VIXh för att tydligare påvisa surhet, morfologisk och hydrologisk påverkan eller återhämtning efter tidigare påverkan.

Tabell 9.4. Konstanter för uträkning av referensvärden till fiskparametrar för VIX med linjära regressionsmodeller. SD_{resid} är standardavvikelsen för transformering av residualer till Z-värden.

Omgivnings-variabler	1 Täthet öring och lax	2 Andel toleranta individer	3 Andel lithofila individer	4 Andel toleranta arter	5 Andel intoleranta arter	6 Andel lax-fiskarter som reproducerar sig	7 Simpson's diversitets-index	1a STRÖMLEV-ANDE Täthet öring och lax	1b SJÖVAND-RANDE Täthet öring och lax	1c HAVSVAND-RANDE Täthet öring och lax	3a STRÖMLEV-ANDE Andel lithofila individer
intercept	1,6612	-0,0941	1,4814	-0,3804	1,6743	2,0105	-1,9028	-3,1468	2,0220	2,3956	-2,2575
avr.omr.kl.	-1,3934	0,4065				-2,1484	0,3597		-1,7749	-3,1389	
and.sjö.kl.					-0,4270						
min.dist.sjö		-0,3690	0,6081	-0,5692	0,1937		0,1356				0,3161
h.ö.h.					0,4449			0,6388			3,2391
lutning								0,3440		-0,2581	0,1623
medt.år	-0,8184				0,7936			0,7952	1,2151	-1,8217	
medt. juli							1,3382				
bredd		-0,0637						-0,2250	-0,3411	0,5216	-0,1498
provt.area				0,1458			0,2702				
avr.omr.kl.^{2}			-0,2838		-0,5358						
and.sjö.kl.^{2}		0,1149	-0,2976	0,2662					-0,9735		-0,4396
min.dist.sjö^2	0,2496	0,2623	-0,3637	0,4539							
h.ö.h.^{2}	-0,0436				-0,1601						-0,7175
lutning ^{2}	0,0970				0,0808		-0,0723				
medt.år^2	1,4885	0,1396		0,4312	-1,3832					2,9676	
medt. juli^2								1,4363			
provt.area^2					-0,0629						
SD_{resid}	0,5080	0,1518	0,2756	0,2235	0,3966	0,7186	0,2861	0,4384	0,4435	0,4084	0,2567

Tabell 9.5. Förväntad respons på generell påverkan och separata påverkanstyper för parametrar i VIX. Icke signifikanta parametrar inom parentes. + - anger att parametern först ökar sedan minskar med grad av påverkan, - + anger att parameterna först minskar sedan ökar med grad av påverkan. + + anger att parametern ökar och - - att den minskar med påverkan. För påverkanstyp morfologi fanns endast opåverkade och måttligt påverkade lokaler i datamaterialet.

	Generell	**Surhet**	**Närsalter/ organisk belastning**	**Morfologi**	**Hydrologi**	**Konnektivitet**
Sammanlagd täthet av öring och lax	- -	- -	- -	-	- -	(- +)
Andel toleranta individer	+ +	(+ +)	+ +	(+)	+ +	- +
Andel lithofila individer	- -	- -	- -	-	(- +)	(+ -)
Andel toleranta arter (antal arter)	+ +	(- -)	+ +	(+)	+ -	- -
Andel intoleranta arter (antal arter)	- -	- -	- -	-	(- +)	(+ -)
Andel laxfiskarter som reproducerar sig	- -	- -	- -	-	(- -)	(+ -)
Simpsons diversitetsindex	(+ -)	(- -)	(+ -)	(-)	+ -	(- +)

9.5 Klassgränser

Tabell 9.6. Klassgränser för VIX-värden.

Generell påverkan	
Status	**VIX-värde**
Osäkerhet	Beräknas enligt kap 9.6
Hög	≥ 0,749
God	≥ 0,467 och < 0,749
Måttlig	≥ 0,274 och < 0,467
Otillfredsställande	≥ 0,081 och < 0,274
Dålig	< 0,081

Sidoindex	
Index	**Klassgräns god - måttlig**
VIXsm för surhet	≥ 0,432
VIXsm för morfologisk påverkan	≥ 0,430
VIXh	≥ 0,434

Se FS bilaga 1, avsnitt 7.4

9.6 Hantering av osäkerhet

Den naturliga variationen gör att VIX-värdet kan variera mellan provtagningar även om miljön är jämförelsevis opåverkad (tabell 9.7). Graden av variation styrs bland annat av naturliga omgivningsfaktorer. För att göra en bra klassificering är det lämpligt att använda data från flera provtagningar. Med fler mätningar får man en säkrare klassificering och ett osäkerhetsintervall i form av en standardavvikelse kan beräknas för parametern i den aktuella vattenförekomsten. I de fall då bara data från en mätning finns tillgängligt kan den förväntade standardavvikelsen för respektive lokal beräknas. Standardavvikelsen ger ett mått på hur osäker klassificeringen är. I de fall då ett osäkerhetsintervall kring den ekologiska kvalitetskvoten (EK) 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 också avsnitt 4.1.2 i handbokens huvuddel för mer vägledning kring hur man bör hantera osäkerhet.

Se FS 2 kap. 9 §

Se AR till 2 kap. 9 §

Tabell 9.7. Naturlig variation i VIX – deskriptiva värden i fördelningen av osäkerhetsmått (observerad SD) på 336 lokaler i Svenskt Elfiskeregister (SERS) med minst tre års data. Lokalerna har alla klassats som relativt opåverkade (max klass 2 av 5) för eutrofiering, surhet, morfologisk respektive hydrologisk påverkan.

Observerad standardavvikelse		
Antal elfisken		336
Medelvärde		0,097
Median		0,088
Minimum		0,000
Maximum		0,384
Percentiler	5	0,024
	10	0,039
	25	0,056
	50	0,088
	75	0,123
	90	0,178
	95	0,206

Sötvattenslaboratoriet kommer att kunna beräkna förväntad variation för alla standardiserade elfiskedata, förutsatt att resultaten levereras digitalt till SERS (Svenskt ElFiskeRegiSter). Den lokalspecifika förväntade variationen i form av standardavvikelse (SD) räknas ut med formeln:

Predikterad SD för VIX-index = 0,1318 + (0,0951 * transformerad Andel sjö i avromr) + (-0,0039 * transformerad, kvadrerad Altitud) +
(-0,0348 * transformerat Minsta avstånd till sjö) +
(-0,0400 * transformerad Provtagen area) +
(0,0988 * transformerad Avrinningsområdets storleksklass).

Variationen (SD) för VIX förväntas alltså öka med andel sjö i avrinningsområdet och avrinningsområdets storleksklass, men förväntas minska med altitud, minsta avstånd till sjö och provtagen area. Detta beror på hur fisksamhällen i rinnande vatten fungerar. Vissa år med lågvatten kan fisk från närbelägna sjöar vandra ut i strömbiotoper. Ju mer sjöar och ju närmare till närmaste sjö desto större chans att hitta fler arter som normalt finns i sjöar i rinnande vatten.

Ett alternativt sätt att använda de beräknade värdena av förväntad, lokalspecifik standardavvikelse kan vara att räkna ut sannolikheten att det observerade elfisket egentligen motsvarar klassificering av VIX för varje respektive statusklass. Ett objektivt sätt att bestämma när ett värde representerar ett gränsfall eller inte är att utgå från skillnaden mellan angränsande sannolikheter för god och måttlig status. Om VIX-värdet hamnar i klass god eller måttlig men skillnaden mellan sannolikheterna för klass god respektive måttlig är mindre än exempelvis 0,1 kan VIX-värdet betraktas som gränsfall mellan god och måttlig (tabell 9.8).

Kumulativ sannolikhet =
kumulativ fördelningsfunktion m.a.p. normalfördelning (observerat värde, specificerat medelvärde, specificerad standardavvikelse).

Kum-P för klass hög = 1 - (kum-funkt-norm (0,749, o-VIX, p-SD)).
Kum-P för klass hög eller god = 1 - (kum-funkt-norm (0,467, o-VIX, p-SD)).
Kum-P för klass hög, god eller måttlig = 1 - (kum-funkt-norm (0,274, o-VIX, p-SD)).
Kum-P för klass hög, god, måttlig eller otillfredsställande = 1 - (kum-funkt-norm (0,081, o-VIX, p-SD)).
Kum-P för klass hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig = 1.
Sedan kan sannolikheterna för att elfisket ska motsvara enskilda klassificeringar räknas ut:
P-hög: se Kum-P för klass hög ovan.
P-god=(Kum-P hög eller god) - (P-hög).
P-måttlig=(Kum-P hög, god eller måttlig) - (P-hög) - (P-god).
P-otillfredsställande=(Kum-P hög, god, måttlig eller otillfredsställande) - (P-hög) - (P-god) - (P-måttlig).
P-dålig=(Kum-P hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig) - (P-hög) - (P-god) - (P-måttlig) - (P-otillfredsställande).
(Kum-P = Kumulativ sannolikhet, P = sannolikhet, p-SD = lokalspecifikt predikterad standardavvikelse, kum-funkt-norm = kumulativ fördelningsfunktion m.a.p. normalfördelning, o-VIX = observerat VIX-värde.)

Tabell 9.8. Exempel på redovisning av osäkerhet i statusklassificering: Husörenbäcken, Uppströms vägen (Bräkneåns huvudflodområde, Blekinge län), lokalkoordinater 625192-145149, elfisken under perioden 1994-2005. Ursprungsparametrar, P-värden för dessa samt medelvärdet av P-värden (VIX) anges. Sannolikheten för att det observerade elfisket motsvarar klassificeringar av VIX för varje respektive statusklass (hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig) anges mot bakgrund av förväntad standardavvikelse (SD). Den högsta sannolikheten för respektive år är markerad med fetstil. Gränsfall i klassificering av VIX är definierad som då skillnaden mellan sannolikheten att klassificeringen är god respektive måttlig är <0,1 vilket gällde år 2005.

År	nölax	nandtol	nandlith	sppropt ol	sppropint	Kvot	p_VIX_nölax	p_VIX_nandtol	p_VIX_nandlith	p_VIX_sppropt ol	p_VIX_sppropintol	p_VIX_kvot	VIX	VIX klass	förväntad SD	Sannolikhet för klass hög	Sannolikhet för klass god	Sannolikhet för klass måttlig	Sannolikhet för klass otillfredsställande	Sannolikhet för klass dålig	Skillnad mellan klass god och måttlig	Gränsfall
1994	4,6	0	1	0	1	1	0,06	0,82	0,63	0,84	0,83	0,79	0,66	2	0,13	0,25	**0,67**	0,07	0	0	0,60	
1997	43,0	0	1	0	1	1	0,68	0,82	0,63	0,84	0,83	0,79	0,77	1	0,13	**0,55**	0,44	0,01	0	0	0,43	
1998	62,6	0	1	0	1	1	0,79	0,82	0,63	0,84	0,83	0,79	0,78	1	0,13	**0,60**	0,39	0,01	0	0	0,38	
2000	32,6	0	1	0	1	1	0,57	0,82	0,63	0,84	0,83	0,79	0,75	2	0,13	**0,50**	0,49	0,02	0	0	0,47	
2002	23,6	0	1	0	1	1	0,47	0,81	0,65	0,86	0,85	0,79	0,74	2	0,13	0,46	**0,52**	0,02	0	0	0,50	
2004	10,4	0	1	0	1	1	0,21	0,80	0,66	0,84	0,84	0,79	0,69	2	0,13	0,33	**0,63**	0,05	0	0	0,58	
2005	9,9	0	0,80	0	0,50	1	0,19	0,81	0,08	0,83	0,15	0,79	0,47	2	0,13	0,02	**0,49**	0,42	0,06	0	0,07	X

9.7 Orsak till försämrad status

Om det generella VIX-värdet visar på måttlig status eller sämre bör man använda sidoindexen samt expertbedömning för att avgöra vilken påverkan det är som orsakar den försämrade statusen.

Alla ingående parametrar i VIX påvisar påverkan av övergödning. För morfologisk och hydrologisk påverkan påvisar de separata indexen VIXsm respektive VIXh något tydligare respektive påverkansfaktorer jämfört med det generella indexet. VIX är ungefär lika effektivt för att särskilja alla olika typer av påverkan utom konnektivitet, där brytpunkten har en otillfredsställande låg sannolikhet för att klassa referenser respektive påverkade lokaler rätt. Alltså saknas i indexet fortfarande ett tydligt påvisande av påverkan på konnektivitet för fisk i vattendrag.

9.8 Mänsklig påverkan eller naturligt

Se FS
2 kap. 10 §

Se AR till
2 kap. 10 §

Se FS
Bilaga 1,
avsnitt 7.5

När statusklassificeringen resulterar i måttlig eller sämre status och detta indikeras av VIXsm ska det göras en bedömning om den försämrade statusen beror på mänskligt orsakad försurning eller att vattendraget är naturligt surt. VIXsm innehåller indikatorer som kan påvisa både surhet och morfologisk påverkan. Om man använder VIXsm för att påvisa surhet så bör man kunna utesluta måttlig eller högre morfologisk påverkan. En djupare analys bör göras med hjälp av de bedömningsgrunder för försurning som finns i kapitel 15 för vilken status och kvalitetskravsnivå som ska fastställas. Analysen kan ytterligare förbättras genom att göra en bedömning av försurningspåverkan/belastningen. Viktiga underlag här är depositionsdata, beräkningar av kritisk belastning samt skogbrukets påverkan. Om bedömningen blir att vattendraget är naturligt surt gör vattenmyndigheten en expertbedömning av statusen för den specifika vattenförkomsten.

Se FS
2 kap. 11 §

Se AR till
2 kap. 11 §

När statusklassificeringen resulterar i måttlig eller sämre status och detta indikeras av de parametrar som visar på näringsrikedom/övergödning kan det vara nödvändigt att göra en bedömning om det beror på mänskligt orsakad övergödning eller att vattendraget är naturligt näringsrik. Det är dock inte särskilt vanligt att vattendrag har höga näringshalter naturligt. För att bedöma detta kan man jämföra med resultatet för bedömningsgrunden för fosfor. Bedömningen kan ytterligare förbättras genom att titta på påverkan/belastningen på vattenförekomsten. Viktiga underlag här är källfördelningsdata, historiska data, etc. Underlag för detta tas bl.a. fram i samband med karakteriseringen. Om bedömningen blir att vattendraget är naturligt näringsrikt gör vattenmyndigheten en expertbedömning av statusen för den specifika vattenförkomsten.

9.9 Kommentarer

De påverkanstyper som parametrarna testades mot var generell påverkan vilket innefattar förljande faktorer; övergödning, surhet, morfologisk och hydrologisk påverkan. Flertalet ingående parametrar i det generella indexet, plus Simpsons diversitetsindex, var sinsemellan korrelerade. Valet av dessa parametrar motiverades av att de kunde

påvisa olika typer av påverkan samt att mätnoggrannheten för ett helt index kan förmodas bli sämre med färre parametrar.

I de översiktliga utvärderingar som gjorts avseende hur de olika kvalitetsfaktorernas klassgränser förhåller sig till varandra visas det att fiskindexet ofta gav den lägsta statusen och alltså blev utslagsgivande för klassificeringen av ekologisk status. Behovet av harmonisering av de olika kvalitetsfaktorernas klassgränser har diskuterats men Fiskeriverket har som nationella fiskexperter gjort bedömningen att inte justera klassgränserna för VIX i dagsläget.

Vid framtagandet av gränsen mellan god och måttlig status för VIX följdes samma metodik som användes i det EU-gemensamma projektet FAME (Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers). Det finns främst fyra anledningar, som delvis kan tyckas motsägelsefulla, till att VIX i många fall är hårdare i klassificeringen av status än index för exempelvis påväxtalger och bottenfauna.

- Fisk har ett relativt stort rörelseområde och lever i ett större habitat med olika krav på olika makro- och mikrohabitat, jämfört med till exempel påväxtalger som sitter fast på ett begränsat habitat. Fisk integrerar därför habitatkvalitet på en större skala. Eftersom en av de vanligaste störningarna i rinnande vatten är försämrad habitatkvalitet i kombination med fragmentering är det viktigt att kunna indikera detta.
- Fisk är mer långlivad än de flesta andra vattenorganismer. Det innebär att det trots fiskens större rörelseområde kan ta lång tid för fisk att påvisa återhämtning efter att miljön blivit bättre. Bottenfauna kan rekolonisera inom månader, medan det kan ta år för fisk. Fisk kan därmed i högre grad ge ett långsiktigt medelvärde för lokalens tillstånd, medan kortlivade organismer tydligare indikerar tillfälliga variationer.
- Fiskars rekolonisation och även överlevnad på platsen är avhängiga möjligheter till migration. Fisk rekoloniserar sällan passivt med drift från uppströms områden, vilket exempelvis påväxtalger och viss bottenfauna gör. Under ett år rör sig flertalet fiskindivider 100 – 300 m. För äldre fisk handlar det om tillfälliga förflyttningar över ännu längre avstånd. Vattenlandskapet är idag kraftigt fragmenterat, vilket påverkar fiskfaunan i högre grad än påväxtalger och bottendjur.
- Förutom vattenkvalitet så är fisken beroende av bottensubstrat för lek och födosök. Jordbrukets påverkan är inte enbart eutrofiering. Trots att vattenkvaliteten kan vara förhållandevis god och känslig bottenfauna kan finnas på lokalen så kan sedimenttransport, rensningar och kanalisering leda till otillräcklig mängd lämpligt bottensubstrat för fisk. Dessutom kan bekämpningsmedel, alltför tät vegetation alternativt brist på stabiliserande strandvegetation samt för lite beskuggning av träd medföra att fisk ger ännu sämre utslag i klassificeringen.

Ål är en tolerant art (försurning, syrebrist, eutrofiering) och vid beräkning av VIX innebär förekomst av ål att statusen blir lägre. Detta har uppmärksammats som ett problem i vissa delar av Sverige där ål kan förekomma i stora mängder även i vatten-

drag med god eller hög status. Det är också så att ål är en hotard art på europeisk nivå till följd av fiske och vattenkraft vilket gör att det kan förefalla märkligt att den drar ner klassificeringen av VIX. Ålen ska dock kvarstå som tolerant art i indexet tills vidare. Motiv för detta är att den har använts som tolerant art i indexutvecklingen och om man inte använder ål som tolerant art så bör man också kalibrera om hela indexet. Eftersom det kan finnas behov av att se över utfallet för andra arter i indexet i framtiden föreslås att det lämnas till kommande revidering av verktyg för klassificering av status. För de västkust/sydkust-vatten där ål är relativt vanlig rekommenderas att man beaktar eventuell avvikande täthet av ål och tar hänsyn till denna i den slutliga klassificeringen.

Sammanfattningsvis så ger VIX även utslag för mer diffusa negativa effekter på fisk av vandringshinder, jordbruk och skogsbruk, än som anges av själva vattenkvaliteten och den hydromorfologiska kvaliteten.

9.10 Exempel

Ett exempel från Husörenbäcken, Uppströms vägen (Bräkneåns huvudflodområde, Blekinge län).
Lokalkoordinater: 625192-145149, elfiskedatum 1994-07-14.

Dessa observerade värden räknas ut från elfiskedata:

1. Antal öring och lax (nölax) – sammanlagd beräknad täthet per 100 m^2 från elfiskeregistret.
2. Andel toleranta individer (nandtol) – kvot mellan 0 och 1, baserat på beräknade tätheter.
3. Andel lithofila individer (nandlith) – kvot mellan 0 och 1, baserat på beräknade tätheter.
4. Proportion toleranta arter (sppropтol) – kvot mellan 0 och 1.
5. Proportion intoleranta arter (sppropint) – kvot mellan 0 och 1.
6. Andel laxfiskarter med reproduktion (Kvot) – kvot mellan 0 och 1.
7. *Simpson diversitet (Simpson)* $S = 1 - \Sigma ((n_i / N)^2)$, där ni är beräknad individtäthet per hektar av en enskild art och N är det totala individantalet. Diversitetsmåttet beskriver ”jämnhet” i fördelningen mellan arter. *Används endast i sidoindex hydrologi.*

Istället för originalvärden av parametrar används transformerade värden enligt praxis:
Tnölax= $\log_{10}$ (nölax+1).
Tnandtol=arcsin (√(nandtol)).
Tnandlith= arcsin (√(nandlith)).
Tsppropтol= arcsin (√(sppropтol)).
Tsppropint= arcsin (√(sppropint)).
TKvot= arcsin (√(Kvot)).
TSimpson= arcsin (√(Simpson)).

Dessa omgivningsvariabler används för att modellera förväntade värden:
Populationstyp av öring: Strömlevande
Avrinningsområdesstorlek kategori: 2 (>=10 km^2 <100 km^2)
Andel sjö i avrinningsområdet kategori: 3 (>=5% <10%)
Minsta avstånd till närmaste sjö uppströms eller nedströms: 1,0 km
Höjd över havet: 94 m
Lutning: 50,00 ‰ (promille, höjd i m per km)
Medeltemperatur för år: 7°C
Medeltemperatur för juli: 15,5°C
Vattendragets bredd: 2,0 m
Provtagen area: 90 m^2
Omgivningsvariabler transformeras ($log_{10}(x+1)$) och kvadreras så att de transformerade samt de transformerade, kvadrerade värdena kan användas som konstanter (tabell 9.4).

Dessa förväntade värden ska räknas ut (tabell 9.4):
Förväntat antal öring och lax (nölax) – minskar med påverkan.
Separata modeller för strömlevande (gäller här), sjö- respektive havsvandrande öring.
Förväntad andel toleranta individer (nandtol) – ökar med påverkan.
Förväntad andel lithofila individer (nandlith) – minskar med påverkan.
Separat modell för strömlevande öring
Förväntad proportion toleranta arter (spproptol) – ökar med påverkan.
Förväntad proportion intoleranta arter (sppropint) – minskar med påverkan.
Förväntad andel laxfiskarter med reproduktion (Kvot) – minskar med påverkan.
Förväntad Simpson diversitet (Simpson) - ökar först, minskar sedan med påverkan, används endast i sidoindex hydrologi.

Exempel på uträkning av förväntat värde (tabell 9.4):
Antal öring och lax, förväntat värde (gäller strömlevande öring här):

Förväntat värde =-3,147 +
(-0,225 * transformerad Vattendragsbredd) +
(0,344 * transformerad Lutning) +
(0,795 * transformerad Medeltemperatur för år) +
(0,639 * transformerad Höjd över havet) +
(1,436 * transformerad, kvadrerad Medeltemperatur för juli).

Förväntat värde = 1,44. Detta värde motsvarar ett transformerat värde ($log_{10}(x+1)$).

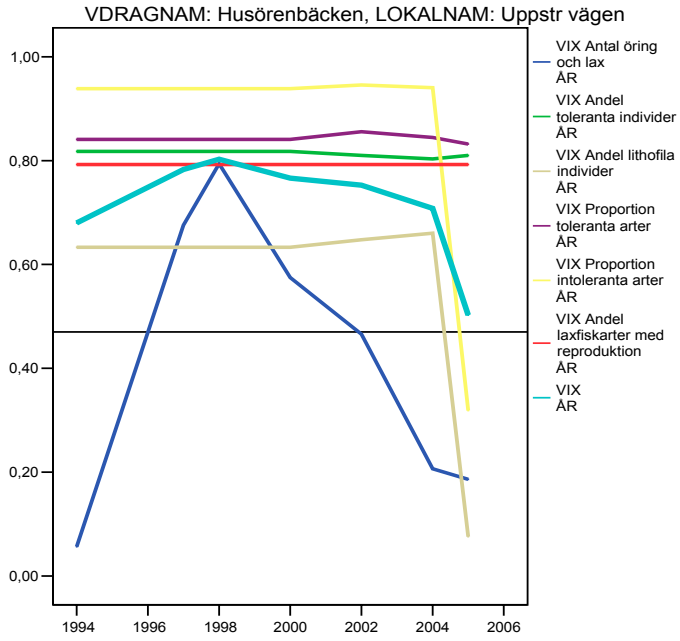
Förväntade värden på Antal öring och lax ska jämföras med observerade (transformerade) värden: Observerat (transformerat) värde Tnölax = 0,75.
(Det verkliga observerade värdet är 4,6. Om man räknar om det förväntade värdet till ett icke transformerat värde är det förväntade värdet 26,5 antal öring och lax per 100 m^2. Den observerade tätheten är alltså en femtedel av den förväntade.)

Exempel på beräkning av residual, standardiserad residual och P-värde:
Residualer räknas ut som skillnad mellan observerat och förväntat värde:
Residual = Tnölax - Förväntat värde.
Residual = 0,75 - 1,44.
Residual = -0,70.
Standardiserad residual (Z-värde) räknas ut som Residual dividerat med den parameterspecifika standardavvikelsen för residualerna (tabell 9.4):
Indikatorspecifik (nölax) standardavvikelse för residualerna = 0,438.
Standardiserad residual = Residual / 0,438.
Standardiserad residual = -1,59.

En transformering till sannolikheter görs för att alla parametrar ska kunna jämföras med varandra som likvärdiga verktyg för att indikera påverkan. För att få sannolikhetsvärden mellan 0 och 1 görs olika transformationer beroende på förväntad effekt av påverkan (tabell 9.5). Man kan för varje observerat värde ta fram den kumulativa sannolikheten av att få ett lägre värde än det observerade värdet (ytan till vänster om värdet i en normalfördelningskurva), om hypotesen är enkelsidig och påverkan förväntas ge negativ avvikelse (gäller här). Med förväntade positiva avvikelser med påverkan blir istället sannolikheten att värdet ska vara högre än det observerade värdet (ytan till höger om värdet i normalfördelningskurvan). Med dubbelsidiga hypoteser blir sannolikheten den att ett värde är lägre vid förväntad negativ avvikelse eller högre vid förväntad positiv avvikelse med påverkan. Ju lägre P-värde desto lägre sannolikhet är det att lokalen är opåverkad.
Generell formel för att få den kumulativa sannolikheten att få ett värde lägre än det observerade värdet (i detta fall standardiserad residual) genom Excel eller andra program:
Kumulativ sannolikhet
= kumulativ fördelningsfunktion m.a.p. normalfördelning (observerat värde, specificerat medelvärde, specificerad standardavvikelse).
För att få P-värde då hypotesen är enkelsidig och påverkan förväntas ge positiv avvikelse:
Sannolikhet (P-värde) att lokalen är opåverkad
= 1 - (kumulativ fördelningsfunktion m.a.p. normalfördelning (Standardiserad residual,0,1)).
Då hypotesen är dubbelsidig och ökande påverkan förväntas ge först positiv, sedan negativ avvikelse, eller tvärtom:
Sannolikhet (P-värde) att lokalen är opåverkad
= 2 * (kumulativ fördelningsfunktion m.a.p. normalfördelning ((- absolutvärdet av (Standardiserad residual)),0,1)).
Då hypotesen är enkelsidig och påverkan förväntas ge negativ avvikelse (gäller här):
Sannolikhet (P-värde) att lokalen är opåverkad
= (kumulativ fördelningsfunktion m.a.p. normalfördelning (Standardiserad residual,0,1)).

P-värde för parametern Antal öring och lax blir då 0,056. P-värden för de andra parametrarna räknas ut och VIX är medelvärdet av dessa. (VIX blev totalt 0,66 – alltså god status.)

Exempel på tidsserie med parametervärden och VIX-värden:



Figur 5.11 Exempel på tidsserie med parametervärden för de olika parametrarna som bildar VIX.

Husörenbäcken, lokal Uppströms vägen. VIX (medelvärdet av de sex P-värdena för parametrarna) ligger under hela perioden ovanför gränsen mellan god och måttlig status (0,467). Den parameter som varierat mest är Antal öring och lax (nölax). Förutom öring fångades gädda på lokalen år 2005. Även P-värdena för Proportion intoleranta arter (spproptol) och Andel lithofila individer (nandlith) var betydligt lägre 2005 än tidigare, vilket tillsammans med P-värdet för Antal öring och lax (nölax) dragit ned medelvärdet (VIX) så att det ligger just ovanför gränsen.

Bakgrundsrapport: Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & Dahlberg, M., 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten – utveckling och tillämpning av VIX. Fiskeriverket Informerar 2007:5

10 Näringsämnen i sjöar

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Totalfosfor	Näringspåverkan	4 ggr/år	2ggr vår, 2 ggr höst

10.1 Inledning

Koncentrationen av näringsämnen (framför allt fosfor och kväve) i en sjö har stor inverkan på sjöns status. Oftast reglerar fosfortillgången kraftigt primärproduktionen. Som responsfaktorer för näringsämnen kan för sjöar i första hand biomassan av fytoplankton (och klorofyll a) nämnas. Andra primärprocenter i sjöar är makrofyter och perifyton (påväxt).

Vissa sjöar kan vara naturligt näringsrika. I dessa bedömningsgrunder tas därför objektspecifika referensvärden för varje vattenförekomst fram. Dessa tar hänsyn till olika omgivningsfaktorer och kemiska parametrar och visar den ursprungliga fosforhalten i sjön.

10.2 Ingående parametrar

Bland växtnäringsämnen som kan orsaka eller påverka eutrofiering finns framför allt fosfor och kväve. Parametern som ska användas för klassificering av näringsämnen är i första hand totalfosfor (tot-P).

Se FS Bilaga 2, avsnitt 1.1

Halter av totalkväve, nitrat och/eller ammonium har betydelse för produktionsregleringen främst i relation till totalfosforhalten på så sätt att låg kväve/fosforkvot kan gynna kvävefixerande blågröna alger och också reglera totalproduktionen. Det finns indikationer på att kväve kan vara begränsande i vissa näringsfattiga sjöar och vattendrag (i t.ex. fjällen) samt i kraftigt övergödda sjöar och vattendrag.

Om tydliga indikationer finns på att kvävehalten styr tillväxten och påverkar artsammansättningen i en vattenförekomst där det finns en väsentlig mänskligt orsakad kvävebelastning kan vattenmyndigheten göra en expertbedömning av lämplig kvävehalt som gräns mellan god och måttlig status för kväve. I dessa fall bestäms status för kvalitetsfaktorn näringsämnen i sjöar av status för tot-P eller status för kvävehalt beroende på vilken som är sämst.

10.3 Krav på underlagsdata

I extensiva program används ofta ett ytprov (0,5 m djup). Då är det bra om provet är taget under sensommaren (slutet juli–augusti). För att få ett bra underlag för klassificering rekommenderas provtagning minst fyra gånger per år, men helst oftare. Om endast fyra provtagningar genomförs kan dessa, när det gäller dimiktiska sjöar, med fördel förläggas till de två perioder när det råder stabila skiktningsförhållanden (vårvinter samt sensommar), samt till cirkulationsperioderna under vår och höst. För att

Se FS Bilaga 2, avsnitt 1.2

utjämna mellanårsvariationer är det bra om beräkningar göras på treårsperioder istället för på årsmedelvärden. För att bedömningsgrunderna för näringsämnen i sjöar ska kunna tillämpas ska analyser av tot-P ha utförts enligt SS-EN ISO 6878 alternativt SS-EN ISO 15681 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat. Om kväve klassificeras ska analyser för de olika fraktionerna, beroende på vilken som används, ha utförts enligt följande standarder eller med metod som ger likvärdiga resultat: Ammoniumkväve enligt SIS 028134, nitratkväve och nitritkväve enligt SS-EN ISO 13395 samt totalkväve enligt SS-EN ISO 11905-1.

Vid beräkning av referensvärde behövs data på absorbans, höjd över havet samt medeldjup.

10.4 Klassificering av status

Prediktioner enligt ekvationerna nedan används.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 1.3

Steg 1) Beräkning av referensvärde

Beräkna referensvärdet utgående från sjöns absorbans, höjd över havet samt dess medeldjup.

$$\log(\text{ref-P}) = 1{,}627 + 0{,}246 * \log_{10}\text{AbsF} - 0{,}139 * \log_{10}\text{Höjd} - 0{,}197 * \log_{10}\text{Medeldjup}$$

Där
ref-P = referensvärde (total-P µg/l)
AbsF = absorbans mätt vid 420 nm i 5 cm kuvett
Höjd = sjöns höjd över havet (m)
Medeldjup = sjöns medeldjup (m)

Förenklad metod

Om det inte finns data för sjöns medeldjup kan följande formel användas för att beräkna referensvärdet.

$$\log_{10}(\text{ref-P}) = 1{,}561 + 0{,}295 * \log_{10}\text{AbsF} - 0{,}146 * \log_{10}\text{Alt}$$

Då detta är en mindre säker metod får den endast användas för klassificering om den uppmätta koncentrationen av tot-P är mer än 5 µg/l från någon klassgräns beräknad enligt steg 2. Om värdet ligger för nära en klassgräns blir klassificeringen för osäker. Då får man antingen göra en expertbedömning eller ta reda på sjöns medeldjup så att den ursprungliga formeln för beräkning av referensvärde kan användas.

Beräkningen i formlerna ovan är baserade på mätning av absorbans vid 420 nm med 5 cm kuvett. Har mätningen gjorts vid 436 nm per meter ska värdet för $\log_{10}$(ref-P) divideras med faktorn 15,72 för att erhålla ett värde motsvarande mätning vid 420 nm i 5 cm kuvett. I angiven standard ska mätningar göras vid 436 nm per meter men hittills har man i Sverige i de flesta fall mätt vid 420 nm med 5 cm kuvett.

Steg 2) Klassificering av status
Detta sker genom att dela referensvärdet med det observerade värdet. Den erhållna ekologiska kvalitetskvoten (EK) jämförs med klassgränserna i tabell 10.1 och hänförs till rätt klass. För att klassificera en vattenförekomst till hög status ska dessutom den uppmätta koncentrationen av tot-P vara mindre än 12,5 µg/l.

EK = beräknat referensvärde / observerad tot-P

För att få fram klassgränserna i µg/l delas referensvärdet med EK-värdet för respektive klassgräns.

Klassgräns (µg/l) = beräknat referensvärde / klassgräns (EK-värde)

10.5 Klassgränser

Tabell 10.1. Statusklassificering av tot-P i sjöar.

Status	EK-värde	Mätt koncentration Tot-P (µg/l)
Hög	≥ 0,7	och < 12,5
God	≥ 0,5 och < 0,7	
Måttlig	≥ 0,3 och < 0,5	
Otillfredställande	≥ 0,2 och < 0,3	
Dålig	< 0,2	

Se FS Bilaga 2, avsnitt 1.4

10.6 Kommentarer
Beräkningar av tillstånd bör baseras på bästa möjliga material. Det innebär en hög provtagningsfrekvens och en beräkningsperiod på minst tre år för att på så sätt minimera risken för felklassificering.

Den starka kopplingen som finns mellan totalfosforhalt och biologiskt tillstånd i sjöar har lett till att så kallade trofiskalor finns utarbetade sedan länge. Såväl nationellt som internationellt anses en halt över 25-30 µg tot-P/l motsvara en trofinivå där sjön befinner sig i ett eutrofierat stadie. Bland nationella experter inom området anses att den halt där en sjös ekosystem riskerar att få en funktionell förändring som accelererar eutrofieringen ligger vid en halt runt 25 µg tot-P/l och där över. För flertalet sjöar i Sverige anses därför en koncentration som under en längre tid överstiger 25 µg tot-P/l medföra risk för ovan nämnda förändringar.

Av de sjöar i Sverige som har fosforhalter över 25µg tot-P /l har de flesta av sjöarnas halter sannolikt höjts av mänskliga aktiviteter och uppvisar en påverkad biologisk mångfald jämfört med den ursprungliga. Det kan emellertid även finnas vissa fall då halter över 25µg/l total-P förekommer naturligt.

I de ovan beskrivna bedömningsgrunderna tas hänsyn till att olika sjöar har skilda naturliga tillstånd i form av referensvärden och därför tål olika koncentrationer av

totalfosfor innan biologin störs. I vissa fall kan den framräknade gränsen mellan god och måttlig status överskrida 25 µg/l. I dessa fall är det lämpligt att en extra bedömning görs av om sjön verkligen har god status eller om den trots allt har ett förändrat ekosystem på grund av eutrofiering och bör klassificeras till måttlig status.

Färgtal med komparator är en gammal metod att bedöma vattnets färg som främst användes innan man började med absorbansmätningar. För data där färgtal finns men värden på absorbans saknas kan färgtal användas om den uppmätta halten är långt från någon klassgräns. Detta föreslås gå till på följande sätt:

Komparatorn fungerar så att provet jämförs med färgade glasskivor med olika grad av brunfärg uttryckt i mg Pt/l i en kikare. Bestämningen ger diskreta värden motsvarande färgtalet för en av glasskivorna. Metoden är personberoende och man kan anta att felet kan bli åtminstone ett steg på bedömningsskalan. Om bedömningen t.ex. gjordes med skalan 20, 50, 100, 150, 200 mg Pt/l osv, och provet bestämdes till t.ex. 100 mg/l, kan man anta att det verkliga värdet kan vara 50 eller 150 mg Pt per liter. En beräkning av referensvärde görs med de två ytterligheterna, 50 och 150 mg/l omräknat till absorbans (420 nm med 5 cm kuvett) genom att dividera med 500. Om de två bedömningarna ger samma svar avseende om god status är uppfylld, kan de gamla färgtalsvärdena användas och avvikelsen anges som intervallet av de två bedömningarna.

Bakgrundsrapport: Wilander, A., 2004. Förslag till bedömningsgrunder för eutrofierande ämnen. Rapport 2004:19. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet

11 Näringsämnen i vattendrag

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Näringsämnen	Näringspåverkan	4 ggr/år	2ggr vår, 2 ggr höst

11.1 Inledning

Koncentrationen av näringsämnen (framför allt fosfor och kväve) i ett vattendrag har stor inverkan på vattnets status. Den påverkar framför allt kraftigt primärproduktionen. Som responsfaktorer för näringsämnen kan för vattendrag i första hand kiselalger nämnas.

Vissa vattendrag kan vara naturlig näringsrika. I dessa bedömningsgrunder tas därför objektspecifika referensvärden för varje vattenförekomst fram. I beräkningen tas hänsyn till olika omgivningsfaktorer och kemiska parametrar och uppskattas den ursprungliga fosforhalten i vattendraget.

11.2 Ingående parametrar

Parametern som dessa klassificeringar grundar sig på är totalhalten av fosfor. Referensvärden (naturliga värden) mäts företrädelsevis i likvärdiga vattenförekomster som den undersökta men kan även beräknas.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 2.1

Eftersom det inte finns någon tydlig generell koppling mellan kvävehalter och effekter på de biologiska kvalitetsfaktorerna har inte några bedömningsgrunder för kvävehalter tagits fram. Det finns dock indikationer på att kväve kan vara begränsande i vissa näringsfattiga vattendrag (i t.ex. fjällen) samt i kraftigt övergödda vattendrag, varför kvävehalter kan behöva beaktas i sådana enskilda fall. Om tydliga indikationer finns på att kvävehalten begränsar tillväxten i en vattenförekomst där det finns en väsentlig mänskligt orsakad kvävebelastning kan Vattenmyndigheten göra en expertbedömning av lämplig kvävehalt som gräns mellan god och måttlig status för kväve. I dessa fall annvänds medelvärdet av statusen för kväve och fosfor vid sammanvägningen.

11.3 Krav på underlagsdata

Provtagning bör ske månadsvis. För att undvika felaktiga beräkningsvärden pga årsvariationer bör beräkningar göras på 3-års perioder istället för på årsmedelvärden. För att en klassificering med bedömningsgrunderna för näringsämnen i vattendrag ska kunna göras ska analyser av tot-P ha utförts enligt SS-EN ISO 6878 alternativt SS-EN ISO 15681 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat. Om kväve klassificeras ska analyser för de olika fraktionerna, beroende på vilken som används, ha utförts enligt följande standarder eller med annan metod som ger likvärdiga resultat: Ammonium-

Se FS Bilaga 2, avsnitt 2.2

kväve enligt SIS 028134, nitratkväve och nitritkväve enligt SS-EN ISO 13395 samt totalkväve enligt SS-EN ISO 11905-1.

11.4 Klassificering av status

Prediktioner enligt ekvationen nedan ska användas. Den baseras på data för perioden fram till 2002. För områden med åkermark baseras den även på modellberäkningar från SMED 2007 (PLC5).

Se FS Bilaga 2, avsnitt 2.3

Steg 1) Beräkning av referensvärde
Beräkna referensvärdet utgående från provtagningsstationens höjd över havet, icke marina baskatjoner samt absorbans:

$$\log(ref-P) = 1{,}533 + 0{,}240 * \log(Ca*Mg*) + 0{,}301 * \log(AbsF) - 0{,}012\sqrt{stationshöjd}$$

Där
ref-P = referensvärde (total-P µg/l)
Ca*Mg* = icke marina baskatjoner (mekv/l)
AbsF = absorbans mätt vid 420 nm i 5 cm kuvett
stationshöjd = provtagningsstationens höjd över havet (m)

Icke marina baskatjoner beräknas enligt
Ca*Mg* = Ca + Mg – 0,235*Cl där alla koncentrationer anges som mekv/l

Förenklad metod
Om det inte finns data för baskatjoner och kloridjoner för vattenförekomsten kan följande formel användas för att beräkna referensvärdet.

$$\log(ref-P) = 1{,}380 + 0{,}240 * \log(AbsF) - 0{,}0143\sqrt{stationshöjd}$$

Då detta är en mindre säker metod får den endast användas för klassificering om den uppmätta koncentrationen av tot-P är mer än 8 µg/l från någon klassgräns beräknad enligt steg 2. Om värdet ligger för nära en klassgräns blir klassificeringen för osäker. Då får man antingen göra en expertbedömning eller göra nya provtagningar så att den ursprungliga formeln för beräkning av referensvärde kan användas.

Beräkningen i formlerna ovan är baserade på mätning av absorbans vid 420 nm med 5 cm kuvett. Har mätningen gjorts vid 436 nm per meter ska värdet för $\log_{10}$(ref-P) divideras med faktorn 15,72 för att erhålla ett värde motsvarande mätning vid 420 nm i 5 cm kuvett. I angiven standard ska mätningar göras vid 436 nm per meter men hittills har man i Sverige i de flesta fall mätt vid 420 nm med 5 cm kuvett.

För vattenförekomster där det finns mer än 10% jordbruksmark i tillrinningsområdet beräknas referensvärdet (ref-P_{jo}) enligt nedan. Alternativt används framräknade referensvärden som också tar hänsyn till eventuell retention uppströms vattenförekomsten.

$ref\text{-}P_{jo} = (P_{jo} * A_{jo}*0.5 + ref\text{-}P*(100-A_{jo}))/100$

Där
$ref\text{-}P_{jo}$ = det sammanviktade referensvärdet (total-P µg/l) i områden med jordbruksmark
P_{jo} = referensvärdet (total-P µg/l) för jordbruksmark
A_{jo} = andel jordbruksmark (%) i området
ref-P = referensvärdet för "icke jordbruksmark" enligt ovan
0.5 = en specifik faktor för viktning i statusklassificeringen

Exempel: I ett område med 30% jordbruksmark där ref-P beräknats till 20 µg/l och P_{jo} är 120 µg/l blir: $ref\text{-}P_{jo} = (120*30*0.5+20*(100-30)))/100 = 32$

Referensvärdet för jordbruksmark P_{jo}, är relaterat till jordart och utlakningsregion och motsvarar läckaget från en ogödslad, oskördad permanent gräsvall. För att beräkna $ref\text{-}P_{jo}$ behövs följaktligen information om vilken jordart som är dominerande i tillrinningsområdet och vilken utlakningsregion den tillhör.

Steg 2) Klassificering av status
Detta sker genom att dela referensvärdet med det uppmätta värdet. Den erhållna EK jämförs med klassgränserna i tabell 11.1 och hänförs till rätt klass. För att klassificera en vattenförekomst till hög status ska dessutom den uppmätta koncentrationen av tot-P vara mindre än 12,5 µg/l.

EK = beräknat referensvärde (ref-P alt. $refP_{jo}$) / observerad tot-P

För att få fram klassgränserna i µg/l delas referensvärdet med EK-värdet för respektive klassgräns.

Klassgräns (µg/l) = beräknat referensvärde / klassgräns (EK-värde)

11.5 Klassgränser

Tabell 11.1. Statusklassificering av totalfosfor i sjöar.

Status	EK-värde	Mätt koncentration tot-P (µg/l)
Hög	≥ 0,7	och < 12,5
God	≥ 0,5 och < 0,7	
Måttlig	≥ 0,3 och < 0,5	
Otillfredställande	≥ 0,2 och < 0,3	
Dålig	< 0,2	

Se FS Bilaga 2, avsnitt 2.4

11.6 Kommentarer

Beräkningar av tillstånd bör baseras på bästa möjliga material. Det innebär att provtagningsfrekvensen för beräkningar av tillstånd bör baseras på bästa möjliga material vilket innebär en hög provtagningsfrekvens och en beräkningsperiod på tre år för att på så sätt minimera risken för felklassning.

Färgtal med komparator är en gammal metod att bedöma vattnets färg som främst användes innan man började med absorbansmätningar. För data där färgtal finns men värden på Absorbans saknas kan färgtal användas om den uppmätta halten är långt från någon klassgräns. Detta föreslås gå till på följande sätt:

Komparatorn fungerar så att provet jämförs med färgade glasskivor med olika grad av brunfärg uttryckt i mg Pt/l i en kikare. Bestämningen ger diskreta värden motsvarande färgtalet för en av glasskivorna. Metoden är personberoende och man kan anta att felet kan bli åtminstone ett steg på bedömningsskalan. Om bedömningen t.ex. gjordes med skalan 20, 50, 100, 150, 200 mg Pt/l osv, och provet bestämdes till t.ex. 100 mg/l, kan man anta att det verkliga värdet kan vara 50 eller 150 mg Pt per liter. En beräkning av referensvärde görs med de två ytterligheterna, 50 och 150 mg/l omräknat till absorbans (420 nm med 5 cm kuvett) genom att dividera med 500. Om de två bedömningarna ger samma svar avseende om god status är uppfylld, kan de gamla färgtalsvärdena användas och avvikelsen anges som intervallet av de två bedömningarna.

Bakgrundsrapport: Wilander, A., 2004. Förslag till bedömningsgrunder för eutrofierande ämnen. Rapport 2004:19. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet

12 Siktdjup i sjöar

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Siktdjup	vattenfärg/näringspåverkan	1ggr /månad eller 1ggr/år	maj-oktober eller augusti

12.1 Inledning

Mätning av siktdjup har gammal tradition inom limnologin och ger ett mått på vattnets optiska egenskaper och dess innehåll av organiskt material i olika form. Siktdjupsmätningar ger sålunda på ett enkelt sätt en karaktärisering av ett vattens transparens och är lämpligt att beskriva i tidsserier både säsongsmässigt och över lång tid. Vattnets genomskinlighet bestäms dels av dess egenfärg, främst lösta humusämnen, dels av suspenderat material som växtplankton och detritus dels i speciella fall av oorganiskt partikulärt material (lerpartiklar). Generellt minskar siktdjupet främst beroende på vattenfärgen, men vid hög näringspåverkan, vilket ger ökad andel av t.ex. växtplankton, kan siktdjupet också minska tydligt. Siktdjupet kan användas t.ex. för att bedöma det största djup där bottenlevande växter och växtplankton kan leva.

12.2 Krav på underlagsdata

Siktdjup kan mätas antingen med eller utan vattenkikare. Vid provtagningen är det viktigt att det antecknas om vattenkikare använts eftersom den generellt ger ett något större värde på siktdjupet. Mätning sker på fritt vatten med en vitmålad skiva med diameter 25 cm och med sådan tyngd så att den hänger lodrätt i en graderad lina. Provtagning ska helst ha skett månatligen under vegetationsperioden (maj–oktober) eller i augusti. Beräkningsperioden är ett år när mer än fyra mätvärden finns och tre år när mätning endast sker i augusti. Provtagning ska ha gjorts enligt standard SS-EN 27027 (del 2, 2.2). Mer stöd finns i Naturvårdsverkets undersökningstyp: vattenkemi i sjöar.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 3.2

12.3 Klassificering av status

För referensberäkningar används helst tre års medelvärden för siktdjup eller medelvärde för ett år när fyra eller fler prover tagits. Vid beräkningen av referensvärde används värden på nuvarande absorbans men ett referensvärde för klorofyll ska också användas för att kompensera för effekter av eutrofiering. Ett sådant referensvärde ska tas fram med hjälp av bedömningsgrunder för klorofyll (Sonesten & Wilander 2006).

Se FS Bilaga 2, avsnitt 3.3

Steg 1) Beräkna referensvärdet för siktdjup i första hand genom att använda siktdjupsvärden för sjön från perioder före en eventuell påverkan.

I andra hand enligt följande:

$\log_{10}(SD_{ref}) = 0{,}678 - 0{,}116*\log_{10}(absF420) - 0{,}471*\log_{10}(klorof)$

Där
SD = siktdjup (m)
AbsF420 = absorbans mätt på filtrerat prov vid 420 nm, per 5 cm kuvett.
Klorof = referensvärde för klorofyllkoncentration, klorofyll µg/l (tas från bedömningsgrunden för växtplankton, kapitel 3)

Beräkningen i formeln ovan är baserad på mätning av absorbans vid 420 nm med 5 cm kuvett. Har mätningen gjorts vid 436 nm per meter ska värdet för $\log_{10}(SD_{ref})$ divideras med faktorn 15,72 för att erhålla ett värde motsvarande mätning vid 420 nm i 5 cm kuvett. I angiven standard ska mätningar göras vid 436 nm per meter men hittills har man i Sverige i de flesta fall mätt vid 420 nm med 5 cm kuvett.

Steg 2) Klassificering av status för siktdjup

EK beräknas enligt följande:

EK = observerat siktdjup / referensvärde

12.4 Klassgränser

Tabell 12.1. Statusklassificering av siktdjup i sjöar.

Status	EK-värde
Hög	≥ 0,67
God	≥ 0,50 och < 0,67
Måttlig	≥ 0,33 och < 0,50
Otillfredsställande	≥ 0,25 och < 0,33
Dålig	< 0,25

Se FS Bilaga 2, avsnitt 3.4

12.5 Kommentarer

Mätningar av siktdjup vid alla provtagningstillfällen är alltid värdefulla. Men eftersom augustiprovtagningar är vanligast i de flesta övervakningsprogrammen är de lämpliga för klassificering. Sjöar som naturligt är grumliga, t.ex. glaciärsjöar och många slättlandssjöar som avvattnar områden med leror har låga siktdjup. Modellerna för beräkning av referensvärde tar inte hänsyn till detta. Men de SRK-sjöar som testats och som har värden för turbiditet visar inte på någon systematisk effekt av den.

Bakgrundsrapport: Wilander, A. och Sonesten, L., 2006. Underlag och förslag till reviderade bedömningsgrunder för siktdjup. Rapport 2006:8. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet

13 Syrgas i sjöar

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Syrgas	Organiskt material/ näringspåverkan	4 ggr/år	Senvinter, vårcirkulation, sommarstagnation, (aug), höstcirkulation

13.1 Inledning

Vattenlevande djur och många bakterier måste ha tillgång till syrgas löst i vattnet för att kunna överleva. Både optimala koncentrationer och toleransen mot låga halter varierar mellan djurgrupper och även mellan arter. Låga syrgashalter kan förekomma naturligt på grund av humusämnens syretäring i bruna vatten och sedimentens syretäring, främst i grunda sjöar. De lägsta syrgaskoncentrationerna förekommer under sensommaren i sjöns isolerade bottenvatten (hypolimnion) och under senvintern om sjövattnet är isolerat p.g.a. isläggning. Syrgaskoncentrationen beror dels på syretäringshastigheten dels på isläggningens/sommarstagnationens längd. För att skilja denna naturliga syretäring från den antropogent orsakade används här en modell för beräkning av den naturliga syretäringen. Om den naturliga syretäringen leder till låga syrgaskoncentrationer måste den antropogena påverkan begränsas hårdare än om den naturliga syretäringen är liten. Klassificeringen av status tar hänsyn till detta.

13.2 Krav på underlagsdata

Provtagning ska ha gjorts enligt SS EN 25813 samt SS EN 25814 eller med annan metod som ger likvärdiga resultat. Mer stöd finns i Naturvårdsverkets undersökningstyp: vattenkemi i sjöar.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 4.2

Beräkning av avvikelse från referensvärde föreslås baseras på minst ett provtagningstillfälle i slutet av stagnationsperioderna, d.v.s. senvinter (vid is) och på sensommaren. Dessutom rekommenderas att prover tas vid cirkulationsperiodernas slut; d.v.s. på senvåren och senhösten. Sjön bör då vara homoterm (omblandad). Om klassgränsen för god syrgashalt enligt tabell 13.1 underskrids är det lämpligt om provtagningsfrekvensen ökas under skiktningperioderna (vinter eller sommar) för att fastställa varaktigheten av låga syrgashalter. Vid stagnation föreslås att prover tas på djup enligt Naturvårdsverkets undersökningstyp: Vattenkemi i sjöar. Mätningar görs på djup som är representativa för större vattenvolymer/sedimentytor och inte enbart i sjöns absolut djupaste del/delar, då dessa ofta endast omfattar en begränsad yta och volym av sjön. För beräkningar av referensvärden krävs att sjöns medeldjup och maxdjup är kända. Förutom bestämningar av syrgaskoncentrationer mäts temperatur och vattenfärg på varje meter mellan yta och botten.

13.3 Klassificering av status

För klassificering av syrgas används halter av löst syrgas (mg O_2/l) eller förbrukningen av syrgas. Klassificeringen grundar sig på avvikelser från normal syrgashalt och är uppdelad på två olika typer av biotoper; vatten där fiskfaunan består av ”vanliga” varmvattensarter eller vatten där det finns mer syrgaskrävande salmonider (laxartade fiskar som t.ex. lax, öring, röding, regnbåge och harr). Den naturliga syrgaskoncentrationen vid vald tidpunkt kan beräknas genom att använda den modellerade syretäringshastigheten.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 4.3

Steg 1) Beräkna status utgående från minimumvärdet för årets provtagning enligt tabell 13.1. Tabellen är uppdelad på två olika typer av biotoper; vatten med varmvattenbiota samt vatten med laxartade fiskar som är mer syrgaskrävande.

Tabell 13.1. Statusklassificering av syrgaskoncentration för sjöar baserad på om fiskfaunan består av ”vanliga” varmvattensarter eller om där finns mer syrgaskrävande salmonider (laxartade fiskar som t.ex. lax, öring, röding, regnbåge och harr).

Status	Temp (°C)	Syrgaskoncentration (mg/l) Varmvattensfiskar	Syrgaskoncentration (mg/l) Huvudsakligen salmonider
Hög	-	≥ 8	≥ 9
God	0 – 5	≥7 och < 8	≥8 och < 9
"	5 – 15	≥6 och < 7	≥7 och < 8
"	> 15	≥5 och < 6	≥6 och < 7
Måttlig	-	≥4 och < 5	≥5 och < 6
Otillfredsställande	-	≥3 och < 4	≥3 och < 5
Dålig	-	< 3	< 3

Är sjöns status måttlig eller sämre med avseende på syrgasförhållanden ska tillståndet jämföras mot referensvärde beräknat enligt steg 2.

Steg 2) Beräkning av referensvärden för syrgas ska i första hand baseras på mätvärden för sjön från perioden före påverkan. I annat fall beräknas referensvärdet enligt formel 1 nedan.

$$C_t = C_0 - \partial C / \partial t \times t$$

Där:
C_t = beräknat referensvärde för syrgaskoncentration vid provtagningstillfället (mg/l)
C_0 = syrgaskoncentration vid isläggning/skiktningens start (mg/l)
$\partial C/\partial t$ = syretäringshastighet (mg/l, dygn) för sommarstagnation eller isläggningsperiod enligt nedan
t = tiden mellan isläggning respektive sommarskiktnings början och provtagningen (dygn). Om tiden för skiktningen inte är känd får den uppskattas med hjälp av de kartor för isläggning och islossning som finns i Sveriges Nationalatlas – Klimat, sjöar och vattendrag.

Syrgaskoncentration vid isläggning/skiktningens start bestäms i första hand genom mätningar vid cirkulationens slut; alltså före eller i början av termisk skiktning vid våren eller vid isläggningens början. I andra hand förutsätts att 90% mättnad föreligger vid detta tillfälle. Mättnadskoncentrationen för löst syrgas (mg/l) kan skattas utgående från vattentemperaturen vid homotermi (samma vattentemperatur i hela vattenprofilen) och beräknas enligt följande:

$$\text{Mättnadskoncentration} = 14,603 - 0,4021 \bullet (Temp) + \frac{7,68703 \bullet (Temp)^2}{1000} - \frac{69,2575 \bullet (Temp)^3}{1000000}$$

Där:
Temp = vattentemperatur vid mättillfället (°C)

För sommarstagnation (hypolimnion) beräknas referensvärden för syretäringshastigheten (∂C/∂) enligt följande:

$$Syretäringshastighet = \frac{0,3}{maxdjup - siktdjup} \bullet 1,047^{(temp-20)} + 0,01 \bullet 1,047^{(temp-20)} \bullet abs_{420/5} \bullet 79,4$$

Där:
Syretäringshastighet (mg/l,dygn)
Maxdjup = sjöns maxdjup (m)
Siktdjup = siktdjup under sommaren (m)
Temp = vattentemperatur i hypolimnion (medelvärde) (°C)
Abs420 = absorbans mätt vid 420 nm på filtrerat prov (5 cm kuvett).
Kan hypolimnions tjocklek bestämmas genom temperaturmätningar bör det värdet användas istället för maxdjup – siktdjup

För isläggningsperiod beräknas referensvärden för syretäringshastigheten (∂C/∂) enligt följande:

$$Syretäringshastighet = \frac{0,3}{medeldjup} \bullet 1,11^{(temp-20)} + 0,01 \bullet 1,11^{(temp-20)} \bullet abs_{420/5} \bullet 79,4$$

Där:
Syretäringshastighet (mg/l,dygn)
Medeldjup = sjöns medeldjup (m)
Temp = medelvärde av sjöns vattentemperatur under vintern (°C)
Abs420 = absorbans mätt vid 420 nm på filtrerat prov, (5 cm kuvett)

Beräkningen i formeln ovan är baserad på mätning av absorbans vid 420 nm med 5 cm kuvett. Har mätningen gjorts vid 436 nm per meter ska värdet för syretäringshastighe-

ten divideras med faktorn 15,72 för att erhålla ett värde motsvarande mätning vid 420 nm i 5 cm kuvett. I angiven standard ska mätningar göras vid 436 nm per meter men hittills har man i Sverige i de flesta fall mätt vid 420 nm med 5 cm kuvett.

13.4 Klassgränser

Den observerade koncentrationen av syrgas jämförs med klassgränserna i tabell 13.1. Visar värdet på hög eller god status blir det den slutliga klassificeringen. Visar däremot värdet på måttlig eller sämre status ska en bedömning göras om detta är naturligt eller beror på antropogen påverkan genom att beräkna ett referensvärde enligt beskrivning i avsnitt 13.3. Resultatet jämförs med klassgränserna beräknade enligt tabell 13.2 för att få fram den slutliga klassificeringen.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 4.4

Tabell 13.2. Nedre klassgränser för beräkning av status för syrgas. C_t = referensvärde beräknat enligt formel 1.

Status	Nedre klassgräns
Hög	= 1,19 C_t – 0,0242 C_t^2 – 0,418
God	= 1,41 C_t – 0,0476 C_t^2 – 1,11
Måttlig	= 1,08 C_t – 0,0415 C_t^2 – 0,202
Otillfredsställande	= 0,674 C_t – 0,0264 C_t^2 – 0,577
Dålig	-

13.5 Kommentarer

Under två perioder kan syrgaskoncentrationer bli kritiskt låga; under senvintern i islagda sjöar och under sensommaren i termiskt skiktade sjöar när bottenvattnet (hypolimnion) är skilt från ytvattnet och luften. Under senvintern har fisk små möjligheter att finna vatten med god syrgashalt. Under sensommaren kan däremot de flesta arter fly syrgasfattigt bottenvatten, men bottenfauna påverkas naturligtvis.

Modeller som *delar upp* vattenpelaren i flera skikt kan rimligen ge en mer detaljerad bild av förhållandena. Men modeller som beskriver syrgasförhållandena i en *enhetlig* vattenpelare kräver mindre omfattande data och blir därmed lättare att tillämpa. Under den islagda perioden kan sjön förenklat beskrivas som en enhet med samma vattenkemi i hela vattenpelaren.

Bakgrundsrapport: Wilander, A. och Sonesten, L., 2006. Underlag och förslag till reviderade bedömningsgrunder för syrgas. Rapport 2006:7. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Landbruksuniversitet

14 Försurning i sjöar

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Försurning	Försurning	Fyra ggr/år	Jan-dec

14.1 Inledning

Med försurningspåverkan avses förändring i vattenkemin orsakat av antropogen deposition av svavel och kväve samt skogsbrukets försurande inverkan genom upptag av baskatjoner. Försurningspåverkan klassificeras som avvikelse från ett referenstillstånd beräknat med den dynamiska geokemiska modellen MAGIC.
Klassificeringen baseras på modellberäkningar utförda med MAGIC-modellen. Då underlag för beräkningar med MAGIC-modellen saknas, klassificeras vattenförekomsten med verktyget MAGIC-bibliotek. Verktyget heter MAGIC-biblioteket eftersom grunden till verktyget är några hundra MAGIC-modellberäkningar utförda på sjöar och vattendrag i hela landet. Grundidén med biblioteksverktyget är att vattenförekomster som är lika varandra idag med avseende på försurningsrelevanta parametrar också har haft en liknande utveckling av sjökemin de senaste hundra eller tvåhundra åren och troligen kommer fortsätta utvecklas på likartade sätt i framtiden.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 5.1

14.2 Krav på underlagsdata

För att statusklassificera en vattenförekomst med MAGIC-biblioteket behöver man följande data.

- Vattenkemiska parametrar; pH, SO_4, Cl, Ca, Mg och DOC eller TOC, för ett år efter 1990.
- X- och Y-koordinat för vattenförekomsten i Sveriges rikes nät, RT90.
- Sjöns area.
- Avrinningen till vattenförekomsten i m/år avrinningsområde. Denna parameter kan skattas från avrinningskartor.
- För sjöar ska klassificeringen göras på halter motsvarande medianvärden.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 5.2

Dataunderlaget som behövs för klassificering av en vattenförekomst med MAGIC-bibliotek beror på syftet med klassificeringen och graden av påverkan. Om syftet bara är att klassificera om en sjö är försurad eller ej enligt kriteriet dpH > 0,4, räcker det med enstaka prover om försurningspåverkan i sjön då är långt ifrån gränsvärdet. Om försurningspåverkan däremot är nära gränsvärdet krävs prover från flera år för att få ett tillförlitligt resultat.

För att göra en säkrare klassificering av sjöar (t ex om man är mycket nära en klassgräns) rekommenderas provtagning fyra gånger per år från tre år, tagna under alla säsonger. Klassificering av försurningspåverkan görs på medianhalter. En enkel klassificering kan göras utifrån fyra prover tagna under ett år. En jämförelse görs då med

närliggande referenssjöar för att avgöra om det provtagna året avviker kraftigt från normalsituationen. Om så är fallet eller om variationen i kemin bedöms stor, upprepas provtagningen. För inventeringar med enstaka prov rekommenderas höstprov.

För försurningsbedömningen används halten löst organiskt kol (DOC). I de flesta försurningskänsliga sjöar är detta likvärdigt med halten totalt organiskt kol (TOC). DOC och TOC är samma analys utfört på filtrerat respektive ofiltrerat prov.

14.3 Klassificering av status

Om det finns modellering av vattenförekomster med MAGIC så jämförs resultatet för år 1860 med dagen tillstånd och den erhållna pH-förändringen jämförs med klassgränserna i tabell 14.1.

Om det saknas en anpassning av MAGIC för en sjö kan försurningspåverkan klassificeras från en likvärdig vattenförekomst i det webbaserade verktyget MAGICbibliotek: http://www.ivl.se/magicbibliotek. Bedömningen av försurningspåverkan görs genom att ta fram MAGIC-resultat från den vattenförekomst i biblioteket som är mest lik den vattenförekomst som ska klassificeras. Detta görs under antagandet att om sjöarna och vattendragen är tillräckligt lika, är deras försurningspåverkan jämförbar. Genom att tillämpa MAGIC-bibliotek på tillståndsdata erhålls en beräknad statusklass.

Om man avser göra en noggrannare bedömning av vattenförekomsten kan man välja att modellera med MAGIC-modellen. Vägledning för detta finns på http://www.ivl.se/magicbibliotek.

I sjöar med kort omsättningstid kan också en episodbedömning göras med BDM eller pBDM enligt samma metodik som ges för vattendrag i avsnitt 15.

14.3.1 Klassificering av kalkade vatten

Kalkade vatten ska klassificeras efter att vattenkemin korrigerats för kalkningspåverkan med kvoten mellan icke marint Ca och Mg, eller med metod som ger likvärdiga resultat. Kvoten mellan icke marint Ca och Mg hämtas från mätningar före kalkning eller från ett närliggande okalkat referensobjekt.

Se FS
Bilaga 2,
avsnitt 5.1

För att korrigera kalkade vatten för att klassificera försurningspåverkan är generellt sett Ca*/Mg* för okalkade vatten (från tiden före kalkning eller för närbelägna vatten) användbar som underlag. Felet i det enskilda fallet kan dock vara för stort för att bedömningen ska vara tillräckligt noggrann. Det gäller främst när prover tas från närliggande okalkade referenser. Felet i det enskilda fallet beror på variationen i tid och rum av Ca*/Mg*, vilket i sin tur beror på de lokala naturgivna förutsättningarna. Det går därför inte att ge någon generell rekommendation för vilket underlag som behövs. De riktlinjer som presenteras här ska användas med stor försiktighet och med invägande av den lokala kännedomen.

Det räcker med att ett prov är taget för att fastställa Ca*/Mg* i ett okalkat referensobjekt om följande villkor är uppfyllda: Avrinningsområdet > 60 km^2, Mg* > 50µekv/l, alkalinitet > 50 µekv/l, Cl < 200 µekv/l och nederbörden < 800 mm/år. I annat fall rekommenderas två prover från olika säsonger under stabila flödesförhållanden. Om dessa resultat skiljer mer än 14% eller 0,35 med avseende på Ca*/Mg* tas

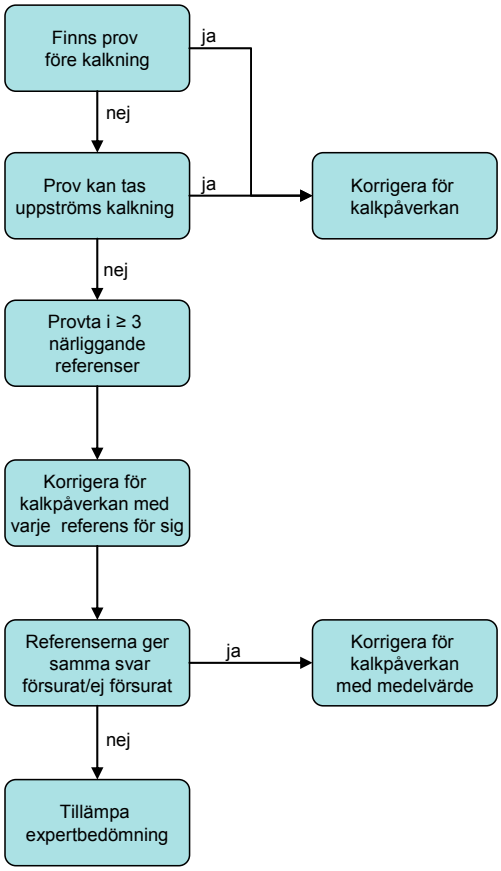
ytterligare två prover och medelvärdet används. För prover från tiden före kalkning kan halter av variabler som inte påverkas av kalkning, t ex Mg och Cl, jämföras med senare prover för att bedöma hur pass representativa proverna är. Resultat från perioden 2000-2002 bör undvikas eftersom Ca*/Mg* då ofta avvek från det normala.

Använd i första hand data från perioden före kalkning. Om analys av Cl saknas kan halten skattas från senare bestämningar, förutsatt att den marina andelen bara utgör en mindre del av Ca och Mg.

Saknas prov före kalkning använd i första hand data från uppströms liggande punkter opåverkade av kalkning. Provpunkten ska då representera en stor del av kalkningsobjektets avrinningsområde som inte avviker från resten med avseende på markanvändning och geologi.

I de flesta fall är man tvungen att använda närliggande referensvatten, som inte ligger i avrinningsområdet för det kalkade objektet. Använd då flera objekt och beakta variationen i Ca*/Mg* mellan referensobjekten. En tumregel är att ta resultat för tre objekt eller två referenser om de ger samma resultat, och sedan göra två-tre separata bedömningar av försurning för det kalkade objektet med Ca*/Mg* från referensobjekten. Ger bedömningarna likvärdiga svar med avseende på försurat/ej försurat enligt MAGIC/MAGIC-bibliotek kan bedömningen betraktas som tillförlitlig. I annat fall krävs en expertbedömning av referensvattnens användbarhet; om det behövs fler provtagningar eller om osäkerheten är för stor för att försurningspåverkan ska kunna klassificeras för det kalkade objektet. Mer information om metodiken finns beskrivet i Fölster och Wilander (2005)[22].

[22] Fölster, J. and Wilander, A.: 2005, 'Försurningsbedömning in kalkade vatten med kvoten Ca*/Mg*. Institutionen för Miljöanalys, SLU. Rapport 2005:3'.



Figur 14.1. Schema för hur korrigering för kalkning kan göras

14.4 Referensvärden och klassgränser

Referenstillståndet definieras som ANC vid förindustriell tid (år 1860) beräknat med MAGIC eller MAGIC-bibliotek (beräkning av referensvärde för pH från ANC kan göras enligt beräkning i avsnitt 14.4.1). För avvikelsen jämförs referensvärdet med det nutida värdet på ANC, ANC_t. För att avvikelsebedömningen ska avspegla den biologiska påverkan översätts ANC-förändringen till en motsvarande förändring i pH genom en kemisk jämviktsberäkning. Omräkningen görs för att pH har starkare koppling till försurningskänsliga organismer än ANC.

Avvikelsen från referensvärdet utrycks som förändring i pH under antagande av oförändrad halt av naturligt organiskt material och konstant kolsyratryck. Vattenförekomster med en pH-förändring >0,4 uppnår inte ”god status” (tabell 14.1). Gränsen mellan hög och god status ligger inom felmarginalen för bedömningsverktyget. Under vårflodsepisoden gäller ett lägre gränsvärde, 0,2 pH enheter.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 5.3

Tabell 14.1. Klassificering av status.

Klass	pH-förändring	Status
1	<0,2	Hög status
2	0,2 – 0,4	God status
3	0,4 – 0,6	Måttlig status
4	0,6 – 0,8	Otillfredsställande status
5	>0,8	Dålig status

14.4.1 Beräkning av referensvärde för pH från ANC

Beräkning av referensvärde för pH när förändringen av ANC är uppskattad med verktyget MAGIC-bibliotek. Detta är endast intressant när en justering av referensvärden eller klassgränser ska göras för berörda biologiska parametrar (se avsnitten mänsklig påverkan eller naturligt under respektive biologisk kvalitetsfaktor). En beräkningsmodell i excelformat för att underlätta nedanstående beräkning finns att tillgå på Naturvårdsverkets hemsida (modellen beskrivs nedan).

Se AR till 2 kap. 11 §

PH modell

Indata:

ID: Numeriskt värde som anger stationens identitet.

DOC: Halten organiskt kol mätt som DOC (filterat prov) eller TOC (ofiltrerat prov) i enheten mg/l

ANC: Syraneutraliserande förmåga i sjön eller vattendraget för vilken referensvärdet på pH ska beräknas. Beräknat enligt:

$$ANC = Ca+Mg+Na+K-SO_4-Cl-NO_3 \quad \text{(ekv 1)}$$

med alla enheter i µekv/l. Om halten NO_3 bedöms som försumbar kan den utgå ur beräkningen.

deltaANC: Förändringen i ANC i den matchade sjön eller vattendraget enligt MAGIC-bibliotek i enheten µekv/l.

Utdata:

ID: Samma som ovan.

pH Referens: Beräknat referensvärde för pH. Referensvärdet för ANC beräknas som summan av ANC för sjön (eller vattendraget) som ska klassas och deltaANC för sjön i MAGIC-bibliotek som matchats mot sjön eller vattendraget som ska klassificeras:

$$ANC_{ref} = ANC + deltaANC_{MAGIC\text{-}bibliotek} \quad \text{(ekv 2)}$$

Referensvärdet på pH beräknas sedan ur ANC_{ref} enligt nedanstående .

Beräkning av referens pH ur ANC_{ref} och DOC

Modellen för att beräkna pH ur ANC och DOC är utvecklad vid SLU av bl.a. Stefan Köhler (1999).

Omräkningen av ANC till pH utgår från laddningsvillkoret, d.v.s. att summan av alla positiva joner är lika med summan av alla negativa joner. För ett normalt naturvatten ser laddningsbalansen förenklat ut enligt följande:

$$BC + H^+ = SAA + HCO_3^- + CO_3^{2-} + A^- \quad \text{(ekv 3)}$$

där BC = baskatjoner, SAA = starka syrors anjoner, A^- = organiska anjoner (alla halter i ekv/l). BC och SAA kan ersättas med ANC som är lika med BC – SAA vilket ger:

$$ANC = HCO_3^- + 2CO_3^{2-} + A^- - H^+ \quad \text{(ekv 4)}$$

HCO_3^- och CO_3^{2-} beräknas ur pH med kända jämviktsekvationer för karbonatsystemet och ett kolsyratryck satt till 4 ggr luftens kolsyratryck (detta utgör medelvärdet av kolsyratrycket i 89 jonsvaga referenssjöar 1998-2002).

A- beräknas ur pH och halten DOC med en triprotisk modell (Hruska, et al 2001).

Sambandet mellan ANC och pH enligt ovanstående beskrivs med följande ekvationer:

(ekv 5-14)

$H^+ = 10\text{-}pH$
$OH^- = 10\text{-}14 / H^+$
$HCO_3^- = 10\text{-}6{,}35 * 10\text{-}1{,}45 * {}_{pCO2} / H^+$
$CO_3^{2-} = HCO_3^- * 10\text{-}10{,}33 / H^+$
$Atot = 10\text{-}6 * DOC * 10{,}2 / 3$
$H_3A = Atot / (1 + 10\text{-}3{,}04 / H^+ + 10\text{-}3{,}04 * 10\text{-}4{,}51 / (H^+)^2 + 10\text{-}3{,}04 * 10\text{-}4{,}51 * 10\text{-}6{,}46 / (H^+)^3)$
$H_2A^- = 10\text{-}3{,}04 * H_3A / H^+$
$HA^{2-} = 10\text{-}4{,}51 * H_2A^- / H^+$
$A^{3-} = 10\text{-}6{,}46 * HA^{2-} / H^+$
$ANC\ (\mu eq/l) = 10\ 6 * (OH^- + HCO_3^- + 2 * CO_3^{2-} + H_2A^- + 2 * HA^{2-} + 3 * A^{3-} - H^+)$

För beräkning av referensvärdet på pH antas att halten TOC och kolsyratryck var samma under referensförhållandena som i nutid. För att få fram pH_{ref} sätter man in ett lågt pH värde, t ex pH = 3, i ekvation 5 och beräknar ett ANC. Om ANC är lägre än ANC_{ref} beräknas ett nytt värde på ANC enligt ekvation 5 med ett något högre värde på pH, t ex 3,01. Detta upprepas tills ANC värdet beräknat med ekvation 5 närmar sig $ANC_{ref.}$ Det värde på pH som med ekvation 5 ger det värde på ANC som är närmast ANC_{ref} är pH_{ref}.

Beräkningen av pH tar inte hänsyn till förekomsten av oorganiskt aluminium, Ali, på ett korrekt sätt. Om det finns höga halter Ali i vattnet kommer modellen att ge ett för lågt pH. Eftersom halterna Ali sällan var höga under förindustriell tid har detta troligen ingen betydelse för beräkning av referensvärdet på pH.

14.5 Kommentarer

Vädrets växlingar avspeglar sig i ytvattnets kemi där t.ex. vårflodsepisoder utgör extremsituationen. Det gäller framför allt i vattendrag men även i sjöar. Sjöns omsättningstid har då stor betydelse för variationens omfattning. Under blöta förhållanden ligger grundvattennivån högt. Uppehållstiden i marken blir då kortare vilket gör att vattnet blir utspätt med avseende på buffrande vittringsprodukter. Detta gör att samtliga surhetsparametrar får lägre värden. Höga grundvattennivåer medför också ytligare flödesvägar, vilket ofta ger högre halter av organiskt material. Detta sänker både alkalinitet och pH, men inte ANC. Höga halter organiskt material brukar också medföra ett högre kolsyratryck, vilket sänker pH, men inte ANC och alkalinitet. Kolsyratrycket höjs också i sjöar efter isläggningen, framför allt i humösa sjöar.

Sjöar med ett förindustriellt pH under 6 brukar benämnas naturligt sura. Eftersom sjökemin är så variabel, framför allt pH i jonsvaga sjöar, kommer uppskattningar av andelen naturligt sura sjöar i en grupp sjöar bero på de hydrologiska förhållandena vid undersökningstillfället. Riksinventeringen 1995 var t.ex. bara hälften så många sjöar naturligt sura som vid riksinventeringen 2000 då det var betydligt blötare jämfört med 1995. Tittar man på hur pH varierar i 189 sjöar från de så kallade referenssjöarna inom den nationella miljöövervakningen, visar det sig att nära hälften av sjöarna kan ha pH både över och under 6, beroende på när man provtar.

Inte bara surheten utan även försurningspåverkan kan varierar med väderförhållandena. Detta är särskilt tydligt under episoder med tillfälligt förhöjda sulfathalter i samband med snösmältning, eller när vattenföringen stiger efter torka, då grundvattennivån sänkts så att sulfat frigjorts genom oxidation. Till detta kommer att ett visst försurningstryck har en större pH-sänkande effekt när vattnets buffertkapacitet är utspätt vid högflöden. Gränsvärdet för försurningspåverkan på 0.4 pH-enheter baserat på medianvärden omfattar en marginal för att försurningspåverkan temporärt kan vara högre. Undantaget är vårflodsepisoderna i Norrland där försurningspåverkan bedöms med episodmodellen BDM eller pBDM.

När försurningsklassificeringen görs med MAGIC-bibliotek görs en matchning av den vattenförekomst som ska klassificeras mot de MAGIC-körda vattenförekomsterna i biblioteket. Vattenförekomsten som ska klassificeras anses vara lika försurad med avseende på dpH som den matchade sjön. Om data från olika år från en vattenförekomst används i klassificeringen kan vattenförekomsten som ska klassificeras matchas mot olika vattenförekomster för olika år. Anledningen är att de vattenkemiska data i MAGIC-bibliotek utgörs av modellerade data där mellanårsvariationen jämnats ut, medan den uppmätta kemin delvis avspeglar klimatförhållandena perioden innan provet togs. Ett blött år kan alltså en vattenförekomst som ska klassificeras matchas mot en mer försurad vattenförekomst i biblioteket jämfört med ett torrare år. Detta är en önskvärd egenskap hos bedömningsverktyget eftersom det avspeglar att en vattenförekomst antas vara mer försurningspåverkad ett blött år. En nackdel med att en vattenförekomst matchas mot olika vattenföre-

komster för olika år är att tidsutvecklingen av dpH inte blir kontinuerlig. För utvärderingar av tidsserier rekommenderas därför att tidsutvecklingen beskrivs med t.ex. ANC, medan försurningsklassificeringen i MAGIC-bibliotek görs utifrån medianer över flera år för vattenkemin.

Bakgrundsrapport: Fölster, J. 2006. Bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag.

15 Försurning i vattendrag

Parameter	Visar i första hand effekter av	Hur ofta behöver man mäta?	När på året ska man mäta?
Försurning	Försurning	6 ggr/år	Jan-dec

15.1 Inledning

För klassificering vid basflöde ska samma metodik att användas som anges i kapitel 14 om sjöar med undantag att om pH under episoden befinner sig mellan 4,6 och 5,4 betraktas även klass 2 (0,2-0,4 pH-enheter) som måttlig status. I det pH-intervallet kan även så små pH-förändringar vara avgörande för att halten toxiskt oorganiskt aluminium ska öka.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 6.1

För vattendrag norr om limes norrlandicus och i sjöar med kort omsättningstid, ska vid risk för episodförsurning under vårflod klassificeras med episodmodellen BDM, Boreal Dilution Model. Saknas mätningar under vårfloden kan episodförsurningen uppskattas utifrån basflödeskemin med modellen pBDM, one point Boreal Dilution Model. BDM och pBDM finns tillgängliga via Internet: http//:ccrew.sek.slu.se/bdm.

15.2 Krav på underlagsdata

För basflöde, se kapitel 14. klassificeringen ska ske på flödesvägt medelvärde.

För klassificering av försurningspåverkan under vårflodsepisoden i Norrland behövs följande data:.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 6.2

- För BDM behövs följande data : ANC och TOC eller DOC under basflöde och i tidsserie under vårfloden.
- För pBDM behövs följande data: ANC och TOC eller DOC under vinterbasflöde.

För att göra en säkrare klassificering av försurningspåverkan under basflöde i vattendrag rekommenderas månadsvis provtagning under tre år. En enklare klassificering kan göras utifrån sex prover under ett år. En jämförelse görs då med närliggande referensstationer för att avgöra om det provtagna året avviker från normalsituationen. Om så är fallet eller om variationen i kemin bedöms stor, upprepas lämpligen provtagningen.

15.3 Klassificering av status

För basflöde se avsnitt 15.1 samt 14.4.

För vattendrag norr om *limes norlandicus* och i sjöar med kort omsättningstid, ska försurningspåverkan under vårflod klassificeras med episodmodellen BDM, Boreal Dilution Model (http://ccrew.sek.slu.se/bdm). Saknas mätningar under vårfloden kan

episodförsurningen uppskattas utifrån basflödeskemin med modellen pBDM, one point Boreal Dilution Model.

15.4 Referensvärden och klassgränser

För basflöde se kapitel 14, tabell 14.1. Dock gäller under vårflodsepisoden ett lägre gränsvärde, 0,2 pH enheter.

Se FS Bilaga 2, avsnitt 6.3

15.5 Kommentarer

Surhetstillståndet kan variera avsevärt under året, särskilt i vattendrag, och det är ofta tillståndet vid de suraste förhållandena som sätter gränsen för artsammansättningen. Försurningspåverkan varierar däremot inte lika mycket och gränsvärdet för försurningspåverkan, 0,4 pH-enheter, är satt för att ta hänsyn till variationen under året. Klassificeringen av försurningspåverkan kan därför göras utifrån den genomsnittliga situationen vilket är att föredra ur uppföljningssynpunkt. Undantag från detta är under episoder då den onaturliga försurningspåverkan tillfälligt ökar. Ett exempel på detta är under snösmältningen då den sura depositionen delvis hamnar direkt i vattendragen utan att först hinna buffras av marken. I södra Sverige förekommer försurningsepisoder främst vid högflöden efter torka. Episodförsurningen har minskat i takt med den minskande depositionen och bedöms numera inte utgöra något stort problem och förväntas minska ytterligare i och med återhämtningen.

Bakgrundsrapport: Fölster, J. 2006. Bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag.

16 Särskilda förorenande ämnen i sjöar och vattendrag

16.1 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 skaldjur) ingår i klassificeringen av kemisk ytvattenstatus, se vidare i kapitel 5 i huvvuddelen av handboken. Utöver dessa ska vid klassificeringen av ekologisk status, som en av de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna, *särskilda förorenande ämnen* klassificeras.

Se FS
Bilaga 2,
avsnitt 7

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 klassificeras är de förorenande ämnen som släpps ut i betydande mängd i vattenförekomsten.

16.2 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)[23] 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.

[23] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance no 3 Ananlysis 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 LC_{50}, 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 bioackumulering av ämnet i sediment eller biota.

4. Skyddsnät

För att inte ämnen som kan ha signifikant påverkan på vattenmiljön felaktigt ska uteslutas från listan under steg 3 behövs ett skyddsnät. 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 förkommer 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 avrinningsområde 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.

16.3 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. Hur gränsen mellan god och måttlig status ska tas fram preciseras i bilaga V, avsnitt 1.2.6 i ramdirektivet för vatten.

Vattenmyndigheten kan som hjälp vid framtagandet av klassgränser använda värden som redan är framtagna enligt metodiken beskriven i bilaga V till ramdirektivet för vatten. 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 (finns som bakgrundsrapport på www.naturvardsverket.se).

16.4 Klassificering av status

Vid statusklassificeringen 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.

16.4.1 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 lokala förhållandena. Den naturliga halten i vatten kan för de flesta metaller bedömas med acceptabel noggrannhet utifrån analyser från uppströmspunkter eller närbelägna vattenområden som är opåverkade av lokala utsläpp och försurning. Om sådana analysvärden inte finns kan schablonvärden på bakgrundshalter användas, se tabell 16.1 (Naturvårdsverket, 1999)[24]. I tabellen anges en uppskattning av de ursprungliga naturliga halterna. Man får dock ha i minnet att bakgrundshalterna kan variera markant beroende på de lokala förutsättningarna.

Naturliga halter i sediment bestäms i första hand utifrån lokalspecifika värden från djupare sedimentlager. Normalt återfinns dessa sedimentlager i sjöar på ca 15 – 30 cm djup, men i mer näringsrika vatten (där sedimentationshastigheten är stor) påträffas det 150 åriga gamla sedimentet längre ned. Schablonvärden för naturliga halter av metaller i sediment finns även detta i tabell 16.1.

[24] Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet, sjöar och vattendrag, bakgrundsrapport 1 kemiska och fysikaliska parametrar, Naturvårdsverket Rapport 4920.

Tabell 16.1. Uppskattade bakgrundshalter för metaller i Sverige (Naturvårdsverket, 1999).

	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	Co	As	V	Hg
Vattendrag, större (µg/l)										
Uppskattad bakgrundshalt	1	3	0,003	0,05	0,2	0,5	0,05	0,2	0,1	0,001
Vattendrag, mindre (µg/l)										
Uppskattad bakgrundshalt	0,3	1	0,002	0,02	0,1	0,3	0,03	0,06	0,06	0,001
Sjöar (µg/l)										
Uppskattad bakgrundshalt	0,3	1	0,005	0,05	0,05	0,2	0,03	0,2	0,1	0,001
Sediment (mg/kg ts)										
Uppskattad bakgrundshalt	15	100	0,3	5	15	10	15	8	20	0,08

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. Organiskt innehåll, pH och hårdhet är viktiga faktorer för inlansvatten. 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.

16.4.2 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 alltså följaktligen till detektionsgränsen. Det är dock viktigt att detektionsgränsen definieras för varje aktuellt ämne så att den är så låg som möjligt är möjligt att mäta 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.

16.5 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 trofinivåer, 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 additativa 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 närings- eller surhetsstress 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 ämnent 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 Kemikalieinspektionen finns en sådan modell beskriven. Dessutom finns framräknade värden för sediment som motsvara de värden för vatten som tagits fram enligt metodiken i bilaga V, 1.2.6 i ramdirektivet för vatten. 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.

Bilaga B - Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon

(Denna bilaga innehåller texten till samtliga bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon och ligger som ett separat dokument för nedladdning på www.naturvardsverket.se. Anledningen till detta är för att undvika att filen ska vara onödigt stor när den hanteras.)

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 NÄRINGSÄMNEN 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 säsongmässig 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 säsongmässig 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 ÖVERGÅNSGZON 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 Impementation 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 ansenligt 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 – Bentic 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 avvikelsen 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. klassgränsen 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.

	Biologiska kvalitetsfaktorer			**Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer**[1]			
Kvalitets-faktor	**Makroalger**	**Växt-plankton**	**Botten-fauna**	**Siktdjup**	**Närings-ämnen**	**Syre-balans**	**Förorenan-de ämnen**
Parameter	Djuputbred-ning	Klorofyll a Biovolym	BQI_m-index (artsamman-sättning, artantal, abundans)	Siktdjup	Tot-N Tot-P DIN DIP	Syre-balans	De ämnen som släpps ut i betydan-de 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. Arbete 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.

Se FS
2 kap. 2 §

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

[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.

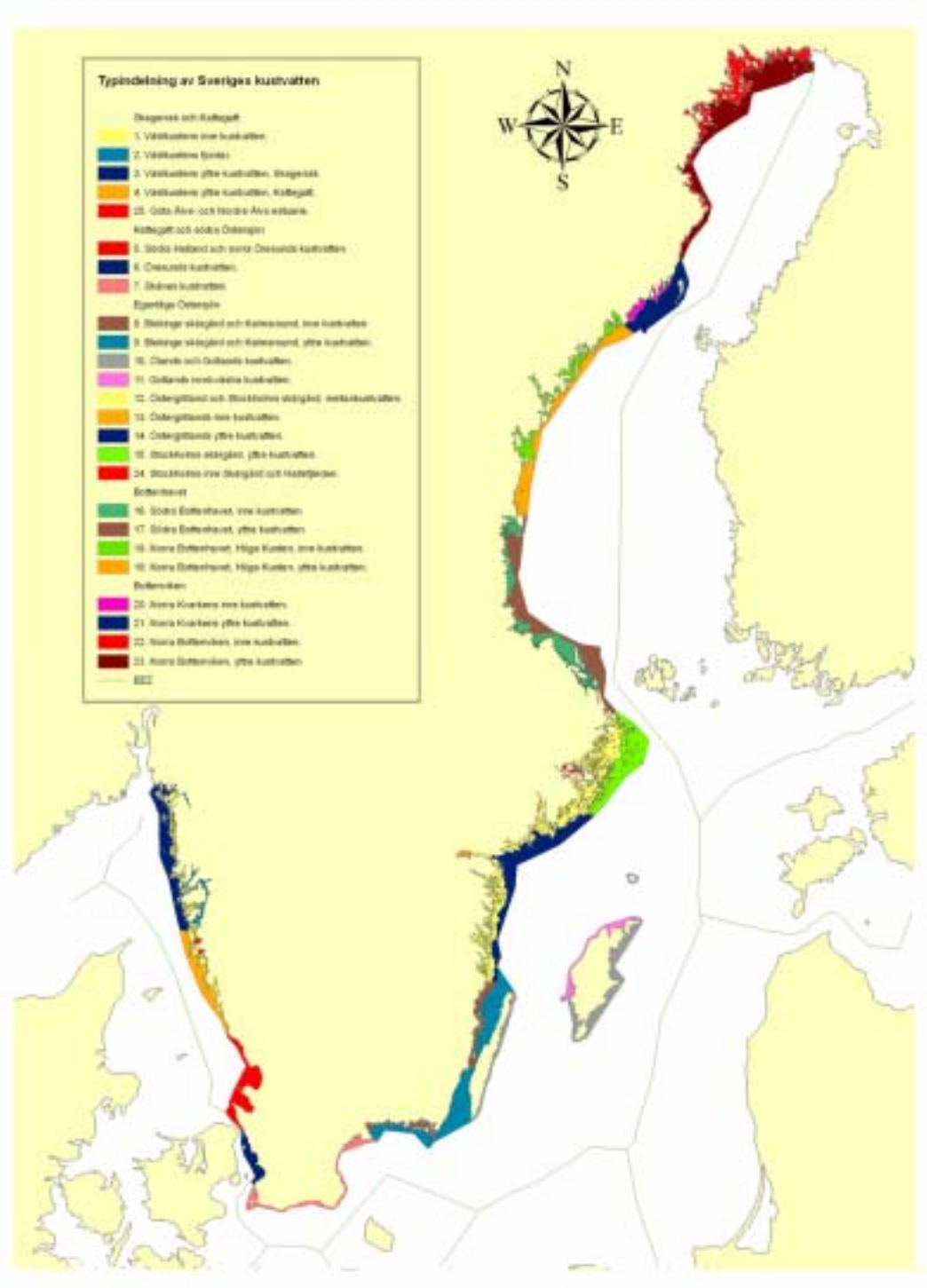
1.3 Typindelning

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 Översiktskarta 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 artsammansättningen 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 bottnarna. 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 m^2, $N_{totklassade}$ = 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 föroreningståliga 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 ITIS[2]. 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.

Se FS bilaga 4, avsnitt 1.5

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) m^2 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 1.2

[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 oerstedi	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	Apistobranchus tenuis	12,77
Pholoe baltica	9,41	Apistobranchus 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

Taxon	Känslighetsvärde Västkusten
Anaitides mucosa	6,10
Eteone barbata	10,46
Eteone flava	4,72
Eteone foliosa	11,12
Eteone longa	4,58
Polydora ciliata	4,99
Polydora cornuta	5,94
Polydora quadrilobata	6,74
Prionospio fallax	11,03
Prionospio dubia	11,64
Prionospio multibranchiata	11,87
Pseudopolydora antennata	4,19
Pseudopolydora pulchra	8,01
Pygospio elegans	4,85
Scolelepis tridentata	12,27
Spio armata	6,40
Spio filicornis	9,37
Spiophanes bombyx	11,68
Spiophanes kroeyeri	12,03
Trochochaeta multisetosa	6,75
Ampharete acutifrons	8,20
Ampharete baltica	8,21
Ampharete falcata	12,06
Ampharete finmarchica	7,99
Ampharete goesi	7,49
Ampharete lindstroemi	10,15
Amphicteis gunneri	11,73
Anobothrus gracilis	10,67
Eclysippe vanelli	14,35
Melinna cristata	8,58
Samytha sexcirrata	8,34
Sosane sulcata	8,28
Aphelochaeta vivipara	9,37
Caulleriella **	6,22
Tharyx killariensis	11,83
Chaetozone setosa	10,23
Cirratulus cirratus	9,76
Aphelochaeta mcintoshi	14,71
Brada villosa	10,46
Diplocirrus glaucus	10,49
Pherusa plumosa	7,49
Pectinaria auricoma	9,73
Pectinaria belgica	10,16
Pectinaria koreni	3,00
Amaeana trilobata	13,80
Artacama proboscidea	9,57
Lanassa venusta	10,51
Lanice conchilega	11,68

Taxon	Känslighetsvärde Västkusten
Malacoceros fuliginosus	2,16
Minuspio cirrifera	12,07
Chone infundibuliformis	10,96
Polydora caeca	8,13
Polydora caulleryi	4,57
Scionella lornensis	10,20
Streblosoma bairdi	14,79
Terebellides stroemi	8,29
Trichobranchus glacialis	13,59
Trichobranchus roseus	10,65
Arenicola marina	5,28
Capitella capitata	1,10
Heteromastus filiformis	8,95
Mediomastus **	5,39
Notomastus latericeus	9,79
Cossura longocirrata	10,79
Maldane sarsi	7,45
Praxillella praetermissa	10,61
Rhodine gracilior	10,41
Rhodine loveni	11,30
Ophelia borealis	9,39
Ophelina acuminata	9,44
Ophelina cylindricaudata	15,42
Ophelina modesta	13,58
Ophelina norvegica	15,00
Orbinia norvegica	13,82
Scoloplos armiger	6,24
Aricidea jeffreysi	7,99
Aricidea suecica	9,83
Cirrophorus lyra	11,73
Levinsenia gracilis	9,23
Paraonis fulgens	9,17
Lipobranchus jeffreysii	11,29
Polyphysia crassa	6,38
Scalibregma inflatum	6,65
Anoplodactylus petiolatus	9,39
Nephrops norvegicus	12,36
Liocarcinus depurator	6,99
Philocheras bispinosus	12,80
Calocaris macandreae	11,46
Callianassa tyrrhena	10,45
Caprella linearis	6,40
Pariambus typicus	6,53
Phtisica marina	8,05
Ampelisca brevicornis	12,49
Ampelisca diadema	10,73
Ampelisca macrocephala	9,58
Ampelisca tenuicornis	9,99

Taxon	Känslighetsvärde Västkusten
Lysilla loveni	8,95
Neoamphitrite affinis	10,42
Neoamphitrite figulus	6,40
Pista cristata	10,61
Microdeutopus gryllotalpa	6,91
Argissa hamatipes	12,51
Corophium affine	9,95
Corophium bonnellii	5,00
Corophium crassicorne	13,29
Corophium insidiosum	9,30
Corophium volutator	5,94
Ericthonius difformis	11,47
Neohela monstrosa	12,12
Atylus vedlomensis	12,76
Dulichia monacantha	10,13
Dulichia porrecta	8,85
Cheirocratus sundevallii	9,03
Eriopisa elongata	11,73
Maera loveni	10,30
Protomedeia fasciata	11,36
Leucothoe lilljeborgi	10,44
Acidostoma obesum	13,05
Arrhis phyllonyx	9,84
Bathymedon longimanus	13,33
Monoculodes packardi	13,35
Monoculodes tenuirostratus	10,89
Perioculodes longimanus	11,74
Synchelidium haplocheles	13,23
Westwoodilla caecula	11,06
Harpinia **	11,74
Diastylis bradyi	9,54
Diastylis cornuta	5,38
Diastylis laevis	6,53
Diastylis lucifera	10,30
Diastylis rathkei	8,12
Diastylis tumida	10,49
Diastyloides biplicata	13,04
Diastyloides serrata	12,70
Leptostylis longimana	13,07
Leptostylis villosa	12,20
Hemilamprops rosea	9,32
Lamprops fasciata	10,79
Eudorella emarginata	11,64
Eudorella truncatula	10,52
Leucon acutirostris	6,55
Leucon nasica	11,64
Campylaspis costata	13,98
Campylaspis rubicunda	12,99

Taxon	Känslighetsvärde Västkusten
Byblis gaimardi	12,67
Haploops tubicola	9,37
Aora gracilis	11,63
Lembos longipes	13,60
Apseudes spinosus	12,56
Ostracoda *	10,30
Pennatula phosphorea	11,40
Virgularia mirabilis	9,66
Cerianthus lloydii	8,68
Edwardsia danica	13,15
Edwardsia longicornis	11,52
Halcampa chrysanthellum	9,17
Brissopsis lyrifera	9,23
Echinocardium cordatum	8,80
Echinocardium flavescens	9,17
Spatangidae **	13,75
Echinocyamus pusillus	9,03
Labidoplax buski	10,66
Cucumaria elongata	8,78
Asterias rubens	5,82
Astropecten irregularis	5,33
Ophiura affinis	8,64
Ophiura albida	7,49
Ophiura ophiura	3,00
Ophiura robusta	9,37
Ophiura sarsi	8,57
Ophiura texturata	5,20
Amphilepis norvegica	14,71
Amphiura chiajei	7,80
Amphiura filiformis	7,80
Echiurus echiurus	9,04
Harrimania kupfferi	11,84
Chaetoderma nitidulum	9,66
Hiatella arctica	3,95
Saxicavella jeffreysi	12,07
Corbula gibba	4,58
Mya arenaria	3,48
Mya truncata	6,24
Arctica islandica	5,92
Astarte elliptica	9,61
Astarte montagui	9,24
Acanthocardia echinata	9,58
Cerastoderma edule	4,85
Cerastoderma glaucum	4,58
Parvicardium minimum	10,42
Parvicardium pinnulatum	10,05
Parvicardium scabrum	5,91
Decipula tenella	13,88

Taxon	Känslighetsvärde Västkusten
Echinozone coronata	11,73
Montacuta tenella	10,77
Mysella bidentata	6,83
Kelliella miliaris	15,02
Lucinoma borealis	6,92
Myrtea spinifera	9,93
Mendicula ferruginosa	14,33
Thyasira equalis	10,96
Thyasira flexuosa	4,53
Thyasira obsoleta	14,71
Thyasira sarsii	7,47
Spisula subtruncata	6,43
Cultellus pellucidus	5,92
Abra alba	3,96
Abra nitida	9,26
Scrobicularia plana	4,33
Macoma balthica	5,23
Macoma calcarea	6,76
Tellina fabula	12,37
Tellina tenuis	7,44
Mysia undata	9,37
Petricola pholadiformis	3,81
Chamelea gallina	10,79
Clausinella fasciata	10,28
Venus gallina	9,01
Cuspidaria obesa	14,71
Thracia convexa	10,38
Thracia phaseolina	12,15
Nuculana minuta	9,53
Nuculana pernula	10,51
Ennucula tenuis	9,71
Nucula nitidosa	8,12
Nucula sulcata	10,40
Nucula tumidula	14,71
Yoldiella fraterna	14,71
Yoldiella lucida	14,33
Bathyarca 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

Taxon	Känslighetsvärde Västkusten
Montacuta ferruginosa	9,55
Polinices pulchella	9,57
Alvania abyssicola	14,35
Hyala vitrea	10,12
Pusillina sarsi	7,00
Turritella communis	7,80
Akera bullata	4,50
Cylichna cylindracea	9,53
Diaphana minuta	11,85
Philine aperta	6,76
Philine scabra	9,43
Retusa obtusa	8,21
Retusa truncatula	9,83
Buccinum undatum	6,40
Mangelia attenuata	9,84
Mangelia brachystoma	11,62
Nassarius pygmaeus	10,84
Nassarius reticulatus	4,99
Entalina quinquangularis	14,98
Tubulanus linearis	6,85
Malacobdella grossa	8,59
Nemertea, övriga ***	7,99
Phoronis muelleri	8,34
Halicryptus spinulosus	6,29
Priapulus caudatus	7,96
Golfingia procera	8,56
Onchnesoma steenstrupi	14,71
Phascolion strombi	9,35
Oligochaeta *	5,10
Tubificoides benedii	4,22
Paramphinome jeffreysii	9,80
Ophryotrocha longidentata	12,82

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
Oligochaeta*	1
Nephtys**	10
Hediste diversicolor	5
Eteone**	10
Bylgides sarsi	15
Fabricia sabella	10
Manayunkia aestuarina	10
Marenzelleria**	5
Pygospio elegans	5
Spio filicornis	10
Streblospio benedicti	5
Trochochaeta multisetosa	5
Alkmaria rominji	5
Terebellides stroemi	10
Arenicola marina	10
Capitella**	1
Heteromastus filiformis	5
Scoloplos armiger	10
Aricidea jeffreysi	10
Aricidea suecica	10
Levinsenia gracilis	10
Crangon crangon	10
Ampithoe rubricata	15
Leptocheirus pilosus	5
Microdeutopus gryllotalpa	10
Corophium volutator	10
Gammarus**	10
Bathyporeia pilosa	15
Melita palmata	15
Phoxocephalus holbolli	15
Monoporeia affinis	15
Pontoporeia femorata	15
Diastylis rathkei	10
Cyathura carinata	5
Asellus aquaticus	5
Jaera**	15
Sphaeroma hookeri	10
Saduria entomon	10

Taxon	Känslighetsvärde Ostkusten
Idotea, övriga arter ***	10
Heterotanais oerstedi	5
Ostracoda*	15
Coleoptera**	10
Ceratopogonidae**	5
Chaoboridae**	1
Chironomidae*	1
Trichoptera**	15
Ephemeroptera**	10
Mya arenaria	10
Arctica islandica	5
Astarte borealis	15
Astarte elliptica	15
Astarte montagui	15
Cerastoderma edule	5
Cerastoderma glaucum	10
Pisidium**	15
Sphaerium**	10
Macoma**	5
Mytilus edulis	5
Radix balthica	15
Lymnaeidae, övriga***	10
Valvata macrostoma	5
Valvata piscinalis	10
Bithynia tentaculata	10
Potamopyrgus antipodarum	10
Hydrobiidae, övriga***	5
Littorina saxatilis	10
Rissoa**	15
Retusa truncatula	15
Limapontia**	15
Theodoxus fluviatilis	15
Micrura baltica	15
Nemertea, övriga***	10
Turbellaria**	10
Halicryptus spinulosus	15
Priapulus caudatus	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 jämställs 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	Hyperiidea
Order	Mysida
Class	Maxillopoda
Genus	Acanthocephala
Phylum	Chaetognatha
Family	Branchiostomidae
Subphylum	Tunicata
Order	Myxiniformes
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

Se FS bilaga 4, avsnitt 1.2

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 bottentyper 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 bottnarna. Om anledningen till djupavgränsningen beror på att de djupare bottnarna 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 klasssificeringen. 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 påverkansgrad från mänsklig aktivitet. Se vidare avsnitt 4.4.2 i handbokens huvuddel.

2.4 Klassificering av status

2.4.1 Beräkning av statusklass

Se FS bilaga 4, avsnitt 1.3

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 spridningsmåttet. Årsvisa klassificeringar ger också möjlighet att läsa av trender.

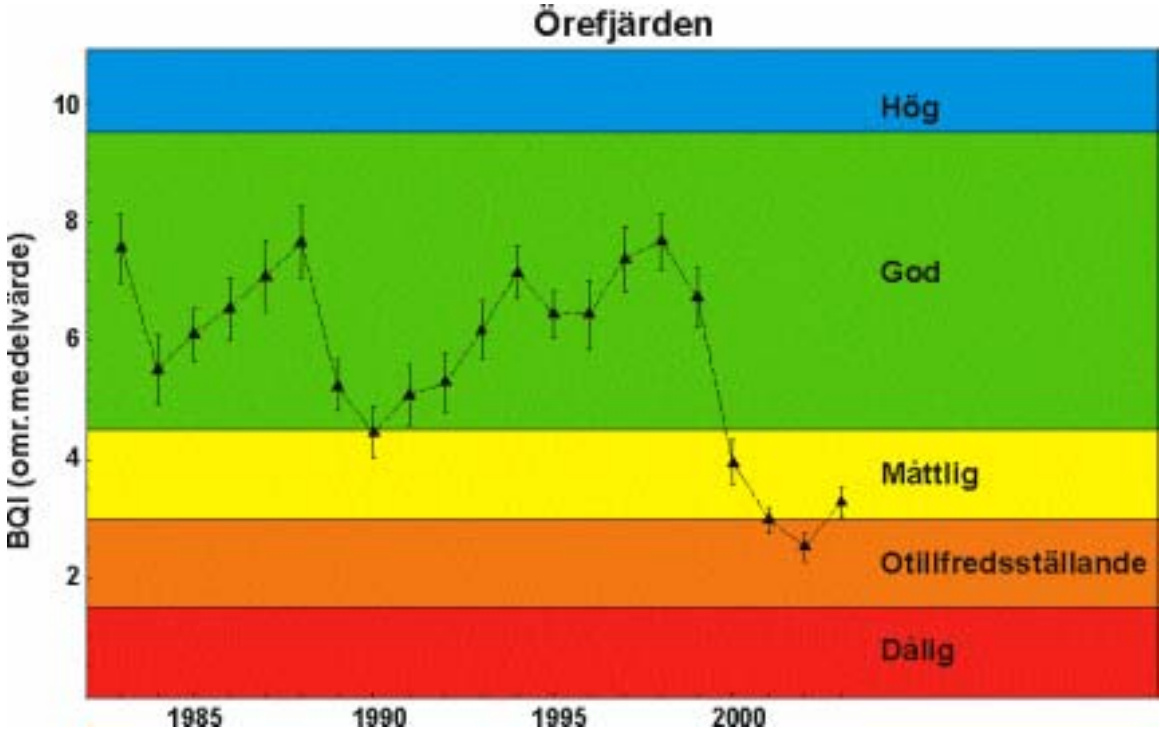
2.4.2 Beräkning av 20 % -percentilen

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 bottenfauna[3].

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 erhölls 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

[3] Bedömningsgrund för kust och hav. Bentiska evertebrater, M. Blomqvist, H. Cederwall, K. Leonardsson 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. Spridningsmåtten 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 bottnarna 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.

Se FS Bilaga 4, avsnitt 1.4

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

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. Numrering av typer enligt tabell 1.2.

			BQI_m					**EK[1]**			
Bassäng	Typ nr	Djupstrata	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 Råneфjärden i norra Bottenviken, området utanför Söderhamn, Stockholms inre skärgård, kustområdena runt Gotland och öster om Öland (se mer i underlagsrapporten[4]). Dessa områden kan vara berättigade till en djupare expertbedömning.

[4] Bedömningsgrund för kust och hav. Bentiska evertebrater, M. Blomqvist, H. Cederwall, K. Leonardsson 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 m^2. 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 m^2-värden, men det är statistiskt sett inte korrekt. Om man tagit fyra hugg med ett redskap med 0,025 m^2 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

Se FS bilaga 4, avsnitt 2.1

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 bottnar. För några typer med begränsad tillgång på hårdbottensubstrat, där urvalet av fastsittande makroalgsarter är få, ingår ett antal gömfröiga växter för mjuka bottnar. Profilen ska bestå av hårdbotten 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 makroalgers och vattenväxters 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-

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 sedimenterande 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.

Se FS bilaga 4, avsnitt 2.2

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 ostkusten[5] samt två stöddokument[6] på samma sida samt motsvarande för västkusten[7]. En undersökning från 2005 hanterar behov av antal profiler samt säkerhet i klassificering[8]. För att underlätta ut-

[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 typologin[9]),
- profilen ska bestå av hårdbotten 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 Bottenviken. I samtliga fall krävs att det finns rätt substrat tillgängligt ner till det maximala djupet för hög status, d. v. s hårdbotten 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).

Se FS bilaga 4, avsnitt 2.2

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

3.3.3 Taxonomi

För bestämning av de utvalda algerna i Östersjön föreslås "Alger vid Sveriges östersjökust"[10]. För övrigt är t.ex. Norsk Algeflora[11] lämplig bestämningslitteratur för bestämning av makroalger. För bestämning av kransalger föreslås följande litteratur Charophytes of the Baltic Sea[12], The Baltic Marine Biologists Publication No 19[13] samt en artikel om kransalger av Willén and Tolstoy i Svensk Botanisk Tidskrift [14]. De korrekta latinska namnen liksom tidigare namn och synonymer för makroalgsarter 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 *Coccotylus truncatus* är svåra att särskilja i Östersjön och ska där behandlas som en art.

[9] NFS 2006:1
[10] Tolstoy och Österlund, 2003
[11] Rueness, 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:

Se FS bilaga 4, avsnitt 2.3

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.

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 av 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 *Coccotylus 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						
	Furcellaria lumbricalis	10	7	4	4	utslagen
	Phyllophora pseudoceranoides	18	12	6	6	utslagen
	Rhodomela confervoides	12	7	4	4	utslagen
	Zostera marina	8	6	3	3	utslagen
	Chondrus crispus	8	5	3	3	utslagen
	Delesseria sanguinea	18	12	6	6	utslagen
	Halidrys siliquosa	8	5	3	3	utslagen
	Saccharina latissima	10	7	4	4	utslagen
	Phycodrys rubens	15	10	5	5	utslagen

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

3 Skagerak, Västkustens yttre kustvatten						
	Furcellaria lumbricalis	12	9	5	5	utslagen
	Phyllophora pseudoceranoides	22	18	9	9	utslagen
	Rhodomela confervoides	12	9	5	5	utslagen
	Chondrus crispus	13	9	5	5	utslagen
	Delesseria sanguinea	22	18	9	9	utslagen
	Halidrys siliquosa	10	8	4	4	utslagen
	Saccharina latissima	12	9	5	5	utslagen
	Phycodrys rubens	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						
	Furcellaria lumbricalis	12	8	4	4	Utslagen
	Phyllophora pseudoceranoides	12	8	5	5	Utslagen
	Rhodomela confervoides	12	8	4	4	Utslagen
	Chondrus crispus	12	8	4	4	Utslagen
	Delesseria sanguinea	16	8	5	5	Utslagen
	Halidrys siliquosa	8	5	3	3	Utslagen
	Saccharina latissima	10	6	4	4	Utslagen
	Phycodrys rubens	16	8	5	5	Utslagen

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

16 Södra Bottenhavet, inre kustvatten					
Cladophora aegagropila	7	5	2	2	utslagen
Cladophora rupestris	7	5	2	2	utslagen
Fucus vesiculo-sus/F.radicans	7	5	3	3	utslagen
Furcellaria lumbricalis	7	5	3	3	utslagen
Phyllophora pseudoceranoi-des	10	6	4	4	utslagen
Rhodomela confervoides	10	6	4	4	utslagen
Sphacelaria arctica	11	8	4	4	utslagen
Tolypella nidifica	6	3	1	1	utslagen

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

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

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

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

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

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

23 Bottenviken, yttre kustvatten						
	Cladophora aegagropila	8	6	4	4	utslagen
	Potamogeton perfoliatus	4	2	1	1	utslagen
	Tolypella nidifica	5	3	1	1	utslagen
	Nitella	10	6	3	3	Utslagen
	Chara baltica/Chara aspera	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 bottnar mindre vanliga och djuputbredningen begränsas snarare av tillgång på bottensubstrat 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 bottnar till ett djup där det är tillgången på hårda bottnar 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 bottnar 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 hårdbottenprofiler 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 rödblad (*Coccotylus truncatus/ Phyllophora pseudoceranoides*), 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 rödblad (*Coccotylus truncatus/Phyllophora pseudoceranoides*), 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 rödalgssamhället 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 brunalgsamhället 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 rödblad (*Coccotylus truncatus/ Phyllophora pseudoceranoides*), ribbeblad *Delesseria sanguinea,* ekbladning (*Phycodrys 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 rödblad (*Coccotylus truncatus/Phyllophora pseudoceranoides*), ribbeblad *Delesseria sanguinea,* ekbladning (*Phycodrys 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 normalvattenstånd. 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 grönalgssläktena tarmalger (*Enteromorpha* spp.) och grönslickar (*Cladophora* spp.). Under sommar-höst är ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) och fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*) vanligt förekommande. Under tångbältet finns ett artrikt samhälle bestående av bl.a.rödalgerna hummerbläcka/flikigt rödblad (*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. rödalgerna hummerbläcka/flikigt rödblad (*Coccotylus/Phyllophora*), rödris (*Rhodomela confervoides*), brunalgerna *Sphacelaria* spp. och sudare (*Chorda spp*.) samt grönalgen bergborsting (*Cladophora rupestris*). Hummerbläcka och flikigt rödblad 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 rödblad (*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 lösliggande 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. rödalgerna hummerbläcka/flikigt rödblad (*Coccotylus/Phyllophora*) och rödris (*Rhodomela confervoides*) Brunalgerna, ishavstofs (*Sphacelaria arctica*), sudare (*Chorda spp*.) och smalskägg (*Dictyosiphon foeniculaceus*) samt grönalgen bergborsting (*Cladophora rupestris*) förekommer också men är mindre vanliga. Makroalgsvegetationens 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 tusensnäckor (*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 (*Cla-*

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 övervuxna 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 vidareutvekling 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 *a*	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 skaldjursproduktionen, bland annat genom giftiga algblomningar.

4.2 Ingående parametrar

Status klassificeras utifrån biomassan av autotrofa och mixotrofa växtplankton uttryckt som biovolym (mm^3/L) och klorofyll *a* (µg/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 klassifceringen på den kvarvarande parametern. Typ 8, 12, 13 och 24 ska salthaltkorrigeras 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.

Se FS bilaga 4, avsnitt 3.3

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 miljöövervakning[15].

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

[15] Undersökningstyper, Växtplankton (www.naturvardsverket.se)

med inverterat ljusmikroskop enligt Naturvårdsverkets undersökningstyper eller HELCOM:s COMBINE-manual[16], 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 Sea[17] med senaste version av tillhörande excelfil. 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-biovolymer". Obligata 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= (Referensvärde)/(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

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.

Se FS bilaga 4, avsnitt 3.4.3

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 biovolyms- och klorofyllvärden till EK-värden. För biovolym beräknas för typ 9 detta enligt EK=0,18/(observerad biovolym). För klorofyll beräknas detta enligt EK=1,2/(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_{nedre}= 3 (tabell 4.2)

5) Numerisk klass biovolym: $(N_{klass})=(N_{nedre})+(EK_{beräknat}-EK_{nedre})/(EK_{övre}-EK_{nedre})$
EK-gränser för god statusklass i typ 9 är 0.56-0.72, vilket ger:
$(N_{klass}) = 3 + (0,71-0,56)/(0,72-0,56) = 3,94$

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_{nedre}= 2 (tabell 4.2)

5) Numerisk klass klorofyll *a* (N_{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 biovolymsdata 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.

Se FS bilaga 4, avsnitt 3.4.2

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) utsjösalthalter (punkt 1 nedan) vilket tillför osäkerhet om graden av sötvattenpåverkan men kan användas då mätdata för utsjösalthalt 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 faktoruppräkning 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-

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 sötvattenpåverkan 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} ≈7 för typ 8, och S_{hav} ≈6 för typ 12, 13 och 24, uträknade värden finns tabellerade i tabell 4.6 - 4.7, avsnitt 4.5.3). Den nominella utsjösalthalten gör dock att uppskattningen av graden av sötvattenpåverkan blir osäkrare än vid användning av observerad utsjösalthalt.

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

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

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:

$$TN_{ref\,Sf} = TN_{ref\,hav} + S_f \times (TN_{ref_sötv} - TN_{ref\,hav})$$

där TN_{ref_hav} 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 ($SIKT_{refSf}$) 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* (µg/l)= A×TN (µmol/l) ^{B}	0,0051	1,9974	Larsson et al. 2006
Siktdjup (m) = A×TN (µmol/l) ^{B}	1023,3	-1.696	Larsson et al. 2006
Biovolym (mm^3/l) = A×TN (µmol/l) ^{B}	$1{,}05\times10^{-4}$	2,6878	Larsson et al. 2006

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

EK för klorofyll beräknas enligt:

$$EK_{Kfyll} = KFYLL_{refSf}/KFYLL_{obs}$$

där $KFYLL_{obs}$ är observerat klorofyll som ska klassificeras. Motsvarande beräkningar för biovolym blir:

$$EK_{Biov} = BIOV_{refSf}/BIOV_{obs}$$

och för siktdjup

$$EK_{Sikt} = SIKT_{obs} / SIKT_{refSf}$$

$0 \leq EK \leq 1$, 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 (TN_{obs_hav}) och referenshalten i utsjön (TN_{ref_hav}). För sötvattenspåverkade områden, med salthalten S, blir utsjökorrektionen ($TN_{hav_korrektion}$) mindre och kan beräknas enligt:

$$TN_{hav_korrektion} = S/S_{hav} \times (TN_{obs_hav} - TN_{ref_hav})$$

där S_{hav} är utsjösalthalten.

För klorofyll, biovolym och siktdjup beräknas utsjökorrektionerna enligt:

$$KFYLL_{hav_korrektion} = A(TN_{obs})^B - A(TN_{obs} - TN_{hav_korrektion})^B$$

$$BIOV_{hav_korrektion} = A(TN_{obs})^B - A(TN_{obs} - TN_{hav_korrektion})^B$$

$$SIKT_{hav_korrektion} = A(TN_{obs} - TN_{hav_korrektion})^B - A(TN_{obs})^B$$

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

Utsjökorrektionerna subtraheras från observerade värden (TN_{obs}, $KFYLL_{obs}$, $BIOV_{obs}$, $SIKT_{obs}$) 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 (mm^3/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	00,33	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 (µg/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* (µg /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 (mm^3/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 (mm^3/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 (mm^3/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 (µg/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 4.5 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 (µg/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 4.5 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 (µg/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 4.5 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. Främst gäller detta information om förekomsten av potentiellt giftiga alger och algblomningar. 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 trofogena (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 trofogena 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, givit 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

Kvalitets-faktor	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 tillföljd 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 Manual[18]. 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:

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

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 µmol/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 µmol/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 µmol/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 Phosporus - 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 uppbundna 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, ∑ (nitrit (NO_2^-) + nitrat (NO_3^-) + ammonium (NH_4^+))
DIP = Löst oorganiskt fosfor. Dissolved Inorganic Phorsphorus. 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 µmol/l multipliceras med faktorn 14,0 (atomvikten för kväve) för att ge koncentrationen i µg/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 vattenförekomsts (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 sälta 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:

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

för $0 \le S \le S_{hav}$

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

Här är TN^{ref}_{hav} referensvärdet i havsområdet utanför kusten, $TN^{ref}_{sötv}$ 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:

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

där

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

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-manual[19].

Se FS bilaga 5, avsnitt 2.2

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 uppvällning 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 språngsiktet. Data från profilen visar också den lokala belastningen till bottnen 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.

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:

$$\mathrm{EK} = \frac{referensvärde}{observerat\,värde}$$

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.

Se FS bilaga 5, avsnitt 2.3.1

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.

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_{nedre}–$EK_{övre}$) enligt formel 6.1.

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

Formel 6.1.
(Nklass) = viktat statusklassvärde för varje parameter.
Nnedre= första siffran (heltal)i de numeriska värdena för statusklassen enligt tabell 6.1.
EKberäknat= beräknat EKvärde från klassificeringen.
EKnedre och EKövre = EK för nedre och övre klassgräns för motsvarande klass, hämtas från tabell 6.2-6.7 nedan. EKnedre för dålig status = 0 och EKövre 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 parameterar jämfört med två parameterar 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 utröna 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 µmol/l. De tabellförda koncentrationerna ska användas vid klassificering av status. Omvandlingsfaktorer från mg/l till µmol/l återfinns under begreppsförklaringen i avsnitt 6.2 ovan.

Se FS bilaga 5, avsnitt 2.4

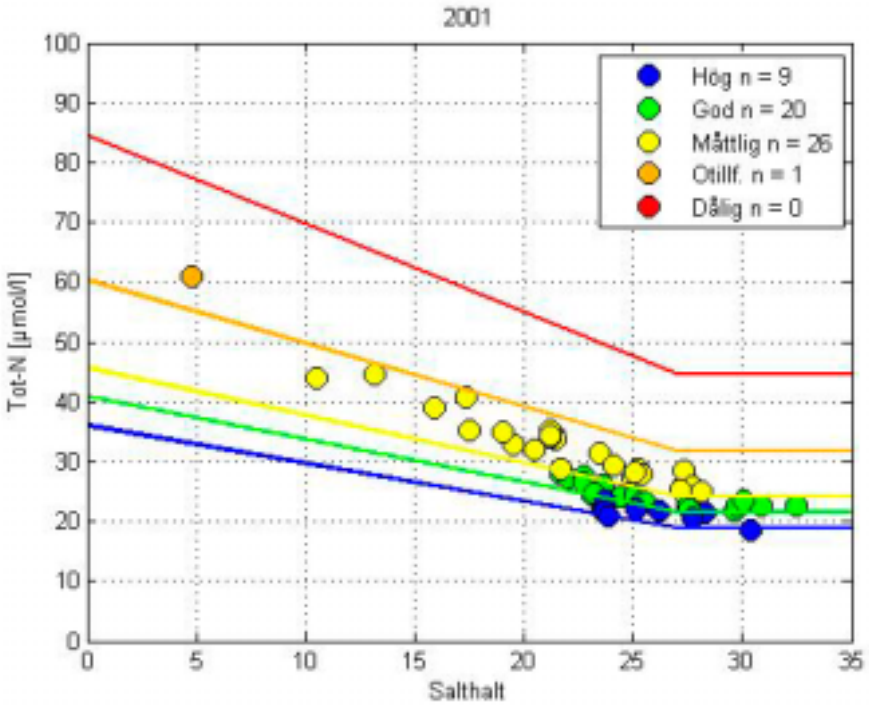


Fig 6.1. Illustration av klassade data från typ 2, i salthaltsgradienten. Linjerna anger klassgränserna och kan beräknas från ekvationerna i tabellerna. Mätpunkterna är färglagda beroende på hur de blivit klassade (n anger antalet mätpunkter inom respektive statusklass).

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

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 µmol/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 µmol/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 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		18	20	22	27	36

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 24, 12n & 15		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 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/Otillf.	Otillf./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/Otillf.	Otillf./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/Otillf.	Otillf./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

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 5 & 6		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./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 µmol/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/Otillf.	Otillf./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 µmol/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

Tot-N, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1n, 2 & 3		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./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 µmol/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 µmol/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 µmol/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 µmol/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 µmol/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

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.

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 µmol/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 µmol/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.

DIN, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1s, 4 & 25		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./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 µmol/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

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 µmol/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/Otillf.	Otillf./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/Otillf.	Otillf./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/Otillf.	Otillf./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/Otillf.	Otillf./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

Tot-P, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 10 & 11		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./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 µmol/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/Otillf.	Otillf./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 µmol/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/Otillf.	Otillf./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 µmol/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.

Tot-P, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1s, 4, & 25		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./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 µmol/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

Tot-P, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1n, 2 & 3		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./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 µmol/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 µmol/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
		1,0	0,82	0,68	0,45	0,29
Salthaltsintervall		Koncentrationer i µmol/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 µmol/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 µmol/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

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 µmol/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 µmol/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 µmol/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

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 µmol/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 µmol/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

DIP, Vinter, dec-feb, 0-10m						
Typ 1n, 2 & 3		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./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 µmol/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 µmol/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 µmol/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 µmol/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

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 µmol/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 µmol/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 µmol/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 µmol/l				
-	-	15	17	19	27	39

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

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 µmol/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 µmol/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.

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 1s, 4 & 25		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./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 µmol/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

Tot-N, Sommar, jun-aug, 0-10m						
Typ 1n, 2 & 3		Referens	Hög/God	God/Måttlig	Måttlig/Otillf.	Otillf./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 µmol/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/Otillf.	Otillf./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 µmol/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/Otillf.	Otillf./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 µmol/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/Otillf.	Otillf./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 µmol/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 µmol/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 µmol/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 µmol/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 vårblomningen, under lugna vintrar med stabil skiktning, starta så tidigt som i december-januari. För att undvika att statusklassificering baseras på mätdata då vårblomningen 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 vårblomningen 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 >1µg/l eller/och syrgasmättnad över 100% inte tas med i statusklassificeringen, då detta är ett grovt mått på att vårblomningen börjat. I Egentliga Östersjön börjar vårblomningen 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 vårblomningen 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 sommmartida effektrelarerade näringsämnen i kust- och övergångsvatten
Författare: Martin Hansson och Bertil Håkansson (SMHI)

7 Syrebalans

Kvalitets-faktor	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 bottnen. 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 bottnar.
Bottenvatten = Vatten precis vid eller mycket nära botten. Provtagning av bottenvatten sker med en speciell bottenvattenhämtare, strax ovanför bottnen (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 återspeglar 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

Se FS bilaga 5, avsnitt 3.1

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 bottnen) 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 Manual[20].

7.2.2 Test 1 – Är syrgasbrist ett problem i vattenförekomsten?

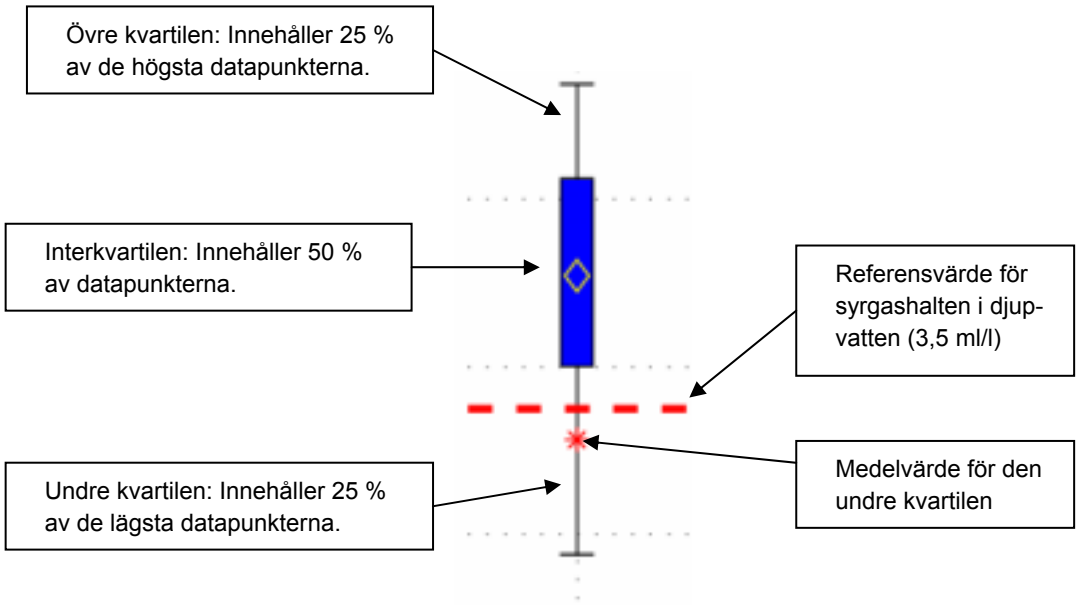
Test 1: Bestäm stationsmedelvärdet baserat på undre kvartilen av observerade syrgashalter i bottenvattnet utförda varje månad under en treårsperiod (januari-december).

Se FS bilaga 5, avsnitt 3.1

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.

[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?

Se FS bilaga 5, avsnitt 3.2

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

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 – Säsongsmässig syrgasbrist

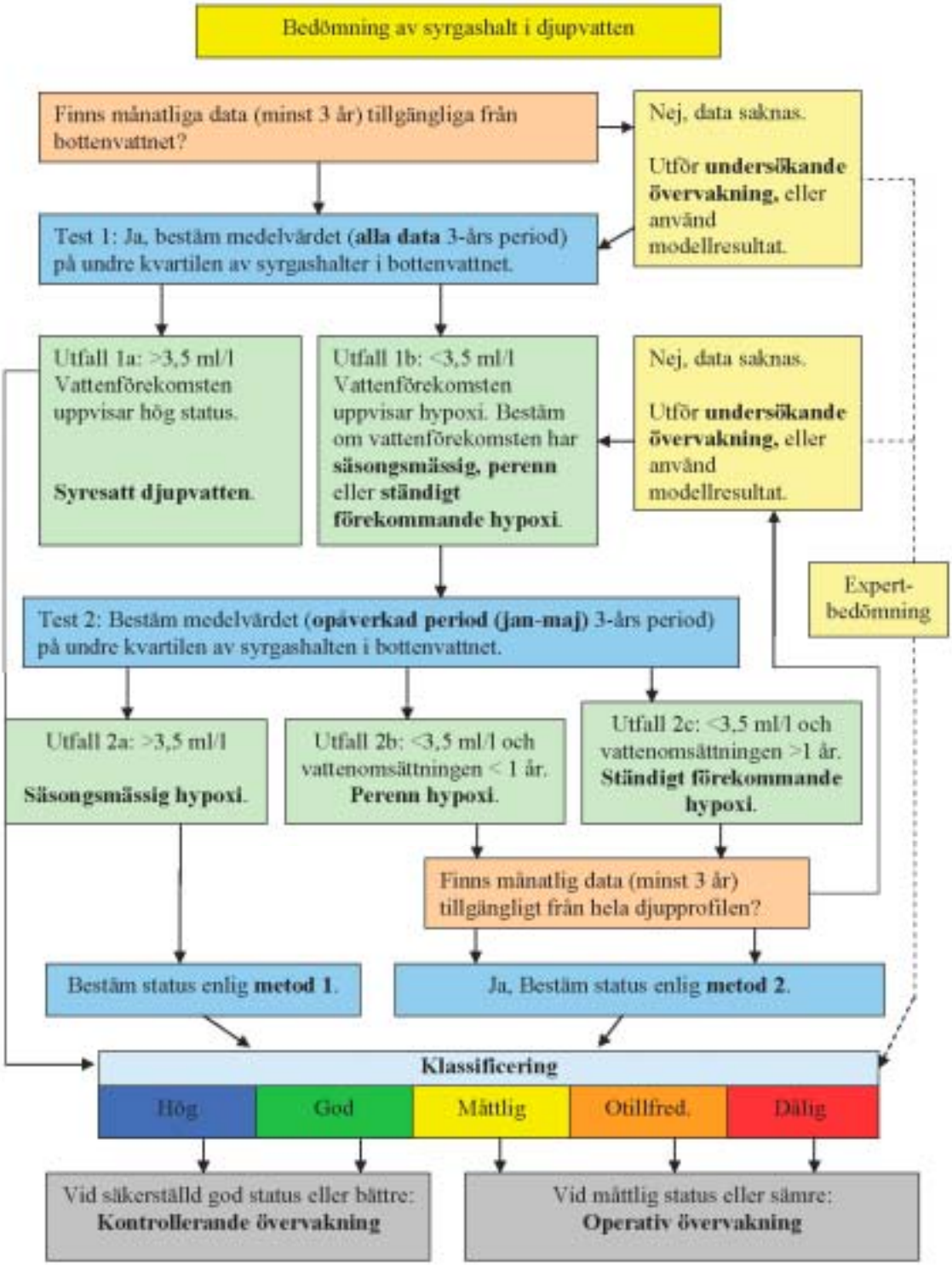
Om stationsmedelvärdet av januari-maj överstiger referensvärdet (>3,5 ml/l) och vattenomsättningen i djupvattnet är < 1 år föreligger säsongsmässig syrgasbrist. Vattenförekomsten uppvisar inga problem med syrgasbrist under den opåverkade perioden. Syrgasbristen är begränsad till höstperioden och är därför säsongsmässig. 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 säsongmässig 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 bottnen. 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.

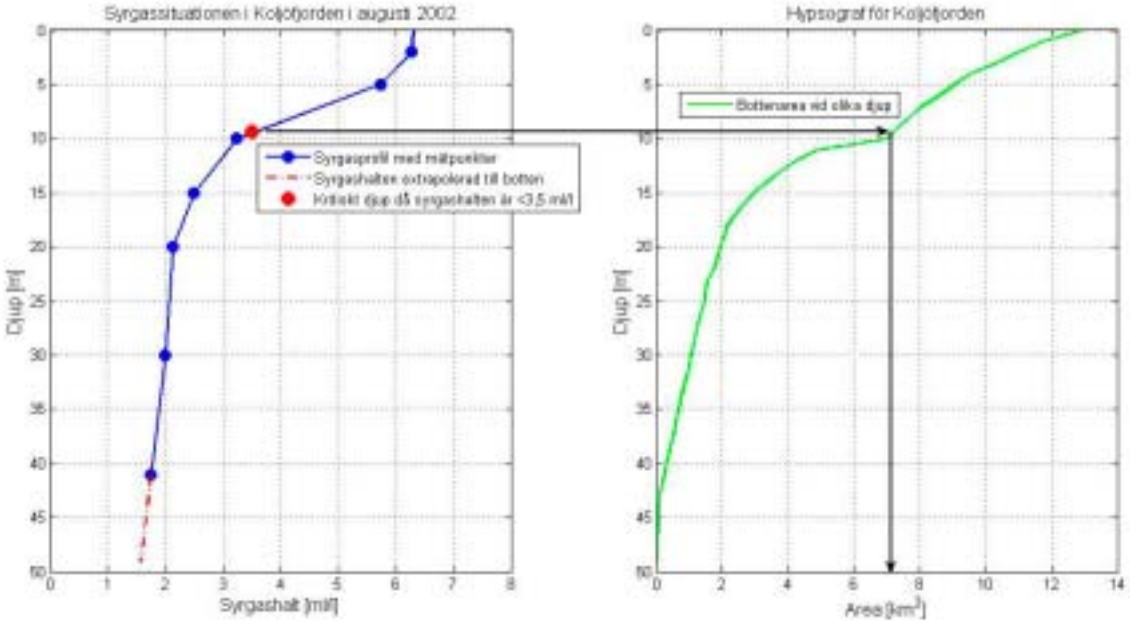
Se FS bilaga 5, avsnitt 3.2

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 Vattenarkiv[21]. 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 bottnen 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 Koljöjorden 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_2S
Dålig	H_2S

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 påverkad 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	Otillf.	Dålig
Stockholms Skärgård					
Tranholmenområdet (Ekhagen)	≤ 22	> 22-33	> 33-38	> 38-43	> 43
Kanholmsfjärden (Kanholmsfjärden)	≤ 14	> 14-21	> 21-48	> 48-75	> 75
Skurusundet (Länneröstadssundet)	≤ 30	> 30-45	> 45-48	> 48-50	> 50
Askrikefjärden (Älvvik)	≤ 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	Otillf.	Dålig
Byfjorden (Byfjorden)	≤ 40	> 40-60	> 60-64	> 64-68	> 68

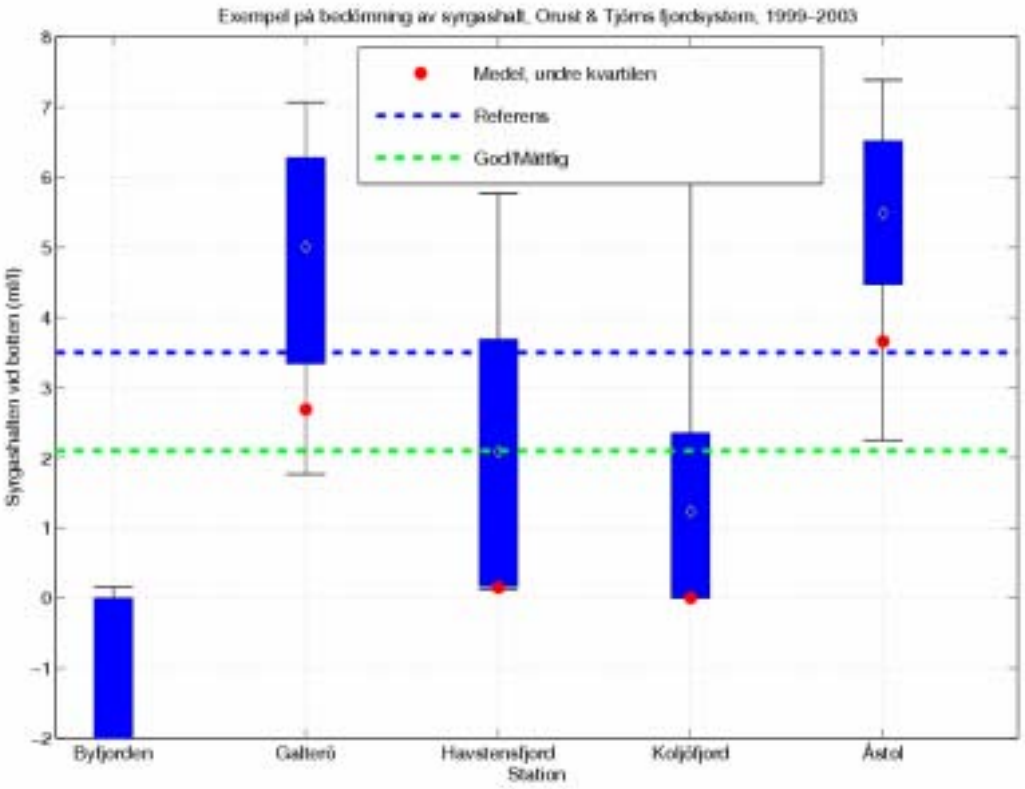
Även Inre Gamlebyviken kan komma ifråga som vattenförekomst med ständigt förekommande syrgasbrist, men tillgänglig data är för bristfällig för att sätta ett referensvärde.

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.

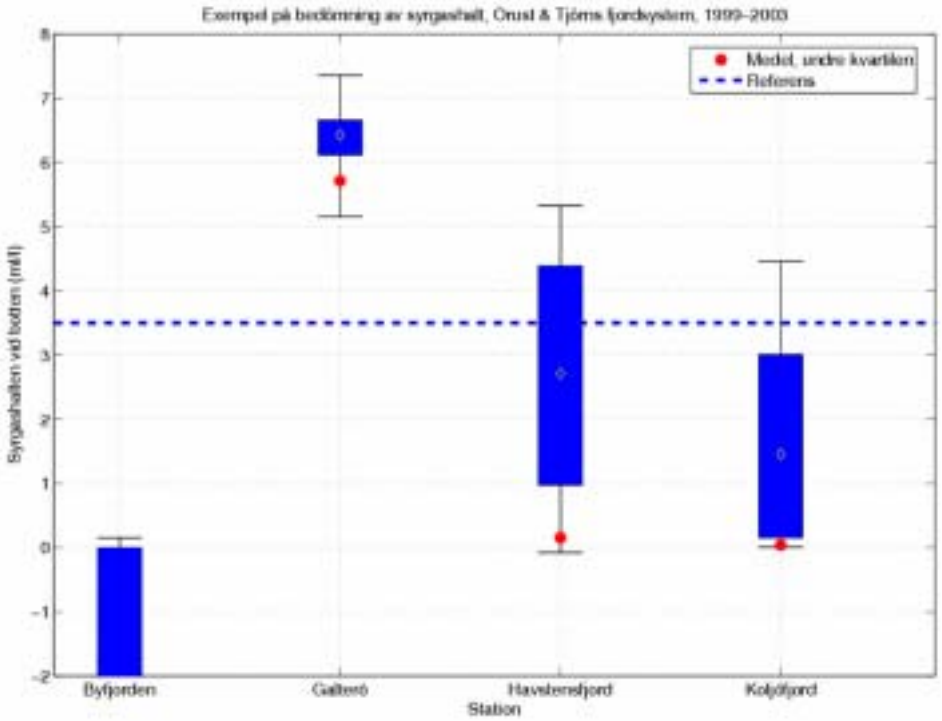


Figur 7.4. Utfall från test 1. Åstol uppvisar syrgashalt över referensvärdet, d.v.s. hög status, medan övriga stationer uppvisar syrgasbrist och måste genomgå test 2. Grön streckad linje används endast vid utfall 2a i test 2, (säsongsmässig syrgasbrist) och anger gränsen mellan god och måttlig status.

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. Klasssificeringen 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 Hanöbuktens 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 datamaterialet 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 referenvärdet * 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 övergångsgzon

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 skaldjur) 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.

Se FS bilaga 2, avsnitt 7

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.

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 Ananlysis 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. Skyddsnät

För att inte ämnen som kan ha signifikant påverkan på vattenmiljön felaktigt ska uteslutas från listan under steg 3 behövs ett skyddsnät. 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 förkommer 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 uppströmspunkter 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 följdaktligen 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 trofinivåer, 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 additativa 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.

Bilaga C - Bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

(Denna bilaga innehåller texten till samtliga bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer och ligger som ett separat dokument för nedladdning på www.naturvardsverket.se. Anledningen till detta är för att undvika att filen ska vara onödigt stor när den hanteras.)

Innehåll

INNEHÅLL **3**

1 INLEDNING **6**
1.1 Ingående kvalitetsfaktorer och parametrar 6
1.2 Användningsområde 7
1.3 Verktyg för datahantering 9

2 KONTINUITET **10**
2.1 Inledning 10
2.2 Ingående parametrar 10
2.3 Förekomst av artificiella vandringshinder i sjöar och vattendrag 11
2.3.1 Krav på underlagsdata 11
2.3.2 Klassificering av status 11
2.3.3 Klassgränser 16
2.4 Fragmenteringsgrad i vattendrag 16
2.4.1 Krav på underlagsdata 16
2.4.2 Klassificering av status 16
2.4.3 Klassgränser 17
2.5 Barriäreffekt i vattendrag 17
2.5.1 Krav på underlagsdata 17
2.5.2 Klassificering av status 17
2.5.3 Klassgränser 18

3 HYDROLOGISK REGIM **19**
3.1 Inledning 19
3.2 Ingående parametrar 19
3.3 Föreskriven regleringsamplitud 20
3.3.1 Krav på underlagsdata 21
3.3.2 Klassificering av status 21
3.3.3 Klassgränser 22
3.3.4 Påverkan på vattenståndsförändringar: Fördjupad klassificering grundad på regleringsamplitud 22
3.4 Flödesregleringens påverkan på vattendrag 27
3.4.1 Krav på underlagsdata 27
3.4.2 Klassificering av status 27
3.4.3 Klassgränser 28
3.4.4 Delparametern regleringsgrad 29

3.4.5 Delparametern förändrad medelhögvattenföring (MHQ) 29
3.4.6 Delparametern reducerad medellågvattenföring (MLQ) 31
3.4.7 Fördjupad klassificering av flödesregleringens påverkan på vattendrag 32

4 MORFOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN 38
4.1 Inledning 38
4.2 Ingående parametrar 39
4.3 Markanvändning i närmiljön 40
4.3.1 Krav på underlagsdata 40
4.3.2 Klassificering av status 40
4.3.3 Klassgränser 43
4.4 Markanvändning i delavrinningsområdet 44
4.4.1 Krav på underlagsdata 44
4.4.2 Klassificering av status 44
4.4.3 Klassgränser 45
4.5 Död ved (antal vedbitar) 45
4.5.1 Krav på underlagsdata 46
4.5.2 Klassificering av status 46
4.5.3 Klassgränser 47
4.6 Förändrad litoralzon 47
4.6.1 Krav på underlagsdata 47
4.6.2 Klassificering av status 47
4.6.3 Klassgränser 48
4.7 Antal diken per km 49
4.7.1 Krav på underlagsdata 49
4.7.2 Klassificering av status 49
4.7.3 Klassgränser 49
4.8 Rätning/kanaliseringsgrad 50
4.8.1 Krav på underlagsdata 50
4.8.2 Klassificering av status 50
4.8.3 Klassgränser 51
4.9 Andel rensad sträcka 51
4.9.1 Krav på underlagsdata 51
4.9.2 Klassificering av status 51
4.9.3 Klassgränser 52
4.10 Antal vägövergångar per km 52
4.10.1 Krav på underlagsdata 52
4.10.2 Klassificering av status 53

4.10.3 Klassgränser 53

5 SAMMANVÄGNING AV HYDROMORFOLOGISKA PARAMETRAR OCH KVALITETSFAKTORER 54

5.1 Förslag till en arbetsmetod 54

5.2 Sammanvägning av kontinuitet 55

5.3 Sammanvägning av hydrologiska regim 56

5.4 Sammanvägning av morfologi 57

6 UNDERLAG FÖR BEDÖMNING AV HYDROMORFOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN I KUSTVATTEN 59

6.1 Inledning 59

6.2 Parametrar för bedömning 59

6.3 Antalet strandnära byggnader per kilometer strandlinje 60

6.4 Påverkansindikatorer för hamnar 62

1 Inledning

Bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer i sjöar och vattendrag har tagits fram av SMHI och Länsstyrelsen i Jönköping på uppdrag av Naturvårdsverket. Samtliga bakgrundsrapporter till bedömningsgrunderna finns presenterade på www.naturvardsverket.se. Det kan finnas skillnader mellan det som står i bakgrundsrapporterna och i handboken. Det är handboken som är mest aktuell och representerar Naturvårdsverkets ställningstagande till materialet.

Denna bilaga utgör en av tre bilagor till handboken för Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Observera att 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

De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna är uppdelade på morfologi, hydrologisk regim och kontinuitet. Kvalitetsfaktorerna består i sin tur av en eller flera parametrar (se tabell 1.1).

Av de bedömningsgrunder som beskrivs i handboken är det övervägande antalet reglerade i Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2008:1) och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. De övriga kan användas som stödparametrar i en fördjupad bedömning i mån av underlag och behov.

På grund av bristande kunskap, eller att det ej ansetts relevant för svenska förhållande, har bedömningsgrunder inte utvecklats för samtliga parametrar (normativa beskrivningar enligt bilaga V i direktiv 2000/60/EG). Beträffande hydromorfologiska kvalitetsfaktorer i kustvatten och vatten i övergångszon ges i kapitel 6 endast en kort sammanställning av möjliga bedömningsunderlag vilket kan användas som ett stöd i arbetet med att klassificera status och potential.

Bedömningsgrunderna redovisas i form av tabeller med en femgradig bedömningsskala där klass 1 indikerar minst påverkan och klass 5 mest påverkan. För varje påverkansklass finns också angivet den status som en viss påverkan på hydromorfologin antas kunna motsvara. Beträffande de hydromorfologiska bedömningsgrunderna innebär klassificeringen ”måttlig”, ”betydande” eller ”kraftig” påverkan, d.v.s. klasserna 3 – 5, att vattenförekomsterna som har fått den klassificeringen kan vara kraftigt modifierade. Ju högre klass desto starkare är givetvis indikationen på att vattenförekomsten kan vara kraftigt modifierad.

För de hydromorfologiska bedömningsgrunderna finns inga typer fastställda och i handboken beskrivs istället objektspecifika verktyg för att fastställa referensvärden och statusklasser. Enda undantaget utgörs av en fördjupad bedömningsgrund för antal flödestoppar där en uppdelning har gjorts för södra och norra Sverige respektive avrinningsområdets storlek.

Tabell 1.1. Sammanställning över parametrar för samtliga hydromorfologiska kvalitetsfaktorer där det finns bedömningsgrunder framtagna. Parametrar i *kursiv stil* finns inte med i föreskriften men kan användas som stöd vid klassificeringen.

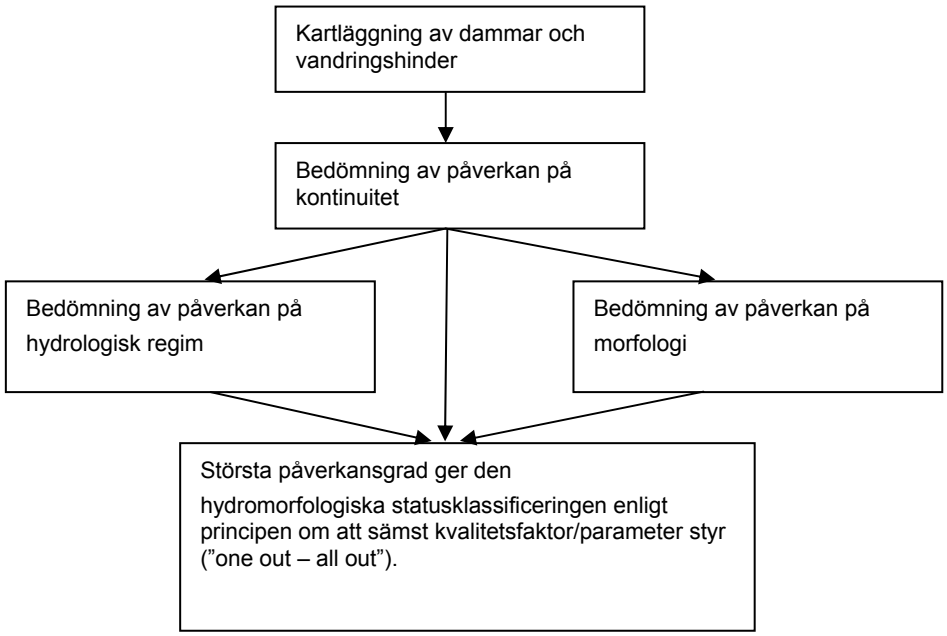
Sjöar	**Kvalitetsfaktor**	**Parameter**
Hydromorfologiska faktorer	Kontinuitet	Förekomst av artificiella vandringshinder
	Hydrologisk regim	Föreskriven regleringsamplitud
		Påverkan på vattenståndsförändringar
	Morfologiska förhållanden	Markanvändning i närmiljön
		Markanvändning i delavrinningsområdet
		Död ved (antal vedbitar)
		Förändrad litoralzon
		Antal diken per km
Vattendrag		
Hydromorfologiska faktorer	Kontinuitet	Förekomst av artificiella vandringshinder
		Fragmenteringsgrad
		Barriäreffekt
	Hydrologisk regim	Flödesregleringens påverkan på vattendrag: - regleringsgrad - förändrad medelhögvattenföring, MHQ - reducerad medellågvattenföring, MLQ
		Antal flödestoppar per år
		Variationskoefficient för dygnsflöden
	Morfologiska förhållanden	Rätnings- / kanaliseringsgrad
		Andel rensad sträcka
		Antal vägövergångar per km
		Markanvändning i närmiljön
		Markanvändning i delavrinningsområdet
		Antal diken per km
		Död ved (antal vedbitar)
Kustvatten och vatten i övergångszon		
Hydromorfologiska faktorer	*Finns ej*	

1.2 Användningsområde

Hydromorfologin behöver endast bedömas när de biologiska kvalitetsfaktorerna är klassificerade till hög status eller maximal potential. De hydromorfologiska bedömningsgrunderna ska på så vis fungera som stöd till de biologiska bedömningsgrunderna när den ekologiska statusen ska klassificeras som god eller hög eller den ekologiska potentialen ska klassificeras som god eller maximal. För den slutliga ekologiska klassificeringen är det därför egentligen bara relevant med information om huruvida en vattenförekomst uppvisar hög eller god hydromorfologisk status.

Precis som för övriga kvalitetsfaktorer gäller principen ”sämst styr” även när de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna ska vägas samman (figur 1.1).

För att få en god bild av den hydromorfologiska statusen har ändå ett femskaligt bedömningsverktyg utvecklats. Med hjälp av den femgradiga skalan ska de hydromorfologiska bedömningsgrunderna även kunna användas för att göra en allmän bedömning av påverkan i ett område. Detta innebär att bedömningsgrunderna kommer att kunna användas som underlag för expertbedömning av status (förutsatt att det bedöms föreligga ett tydligt samband mellan hydromorfologisk påverkan och effekter på de biologiska kvalitetsfaktorerna) och för att registrera förbättringar/försämringar. Bedömningsgrunderna kan eventuellt också användas som stöd i arbetet med att bedöma om en vattenförekomst kan vara aktuell att förklara som konstgjord eller kraftigt modifierad. Utgångspunkten för att bedöma om en vattenförekomst är konstgjord eller kraftigt modifierad är kopplad till fysisk påverkan från vissa typer av särskilt angivna, samhällsnyttiga verksamheter. Om den fysiska påverkan är så omfattande att det skulle krävas hydromorfologiska restaureringsåtgärder för att nå god status, men dessa åtgärder skulle ha en betydande negativ inverkan på verksamheterna, så kan det finnas grund att förklara en vattenförekomst som kraftigt modifierad. Om den ekologiska statusen bedöms som hög eller god finns däremot ingen grund för att identifiera kraftigt modifierade vatten. Processen att förklara en vattenförekomst som kraftigt modifierad eller konstgjord hanteras i sin helhet i Naturvårdsverkets kommande vägledning om konstgjorda och kraftigt modifierade vatten.



Figur 1.1. Förslag till arbetsgång vid bedömning av påverkan på hydromorfologi i sjöar och vattendrag inom ett avrinningsområde. Se även avsnitt 5.1 för mer om förslag till arbetsgång.

1.3 Verktyg för datahantering

Data för bedömning av hydromorfologisk påverkan kan med fördel bearbetas i digitala kartskikt. ArcGIS och huvudsakligen ArcMap har använts som datahanterare vid utformning och test av dessa bedömningsgrunder. Eftersom det gäller att hantera bedömningsunderlag för många geografiskt definierade objekt så är det praktiskt att arbeta med kartskikten i geodatabaser, som medger att tabeller med attribut är direkt användbara i Access. Uppdatering av klassificeringsresultat kan göras rationellt om man länkar attributtabeller för kartskikt med vattenförekomster till tabeller i geodatabasen. Indata till kartanalyserna kan komma från olika typer av databaser eller datatabeller. Resultatet kan också bearbetas i kalkyl- eller databasprogram efter kartarbetet.

Vid hantering av stora datamängder är det också viktigt att datatabeller med indata som ska analyseras har väl definierade kolumninnehåll. Kolumnrubriker ska helst inte ha mer än 10 tecken och textceller maximalt 50 tecken. Fri text undviks eftersom den typen av information är oanvändbar i rationellt analysarbete och tar onödig plats i datatabeller. Förklaringar till innehåll i tabeller läggs i separata dokument för metadata eller separata flikar i Excel. Numeriska celler som är tomma får värdet 0 vid import till datahanteringsprogram så det är praktiskt att för saknade observationer lägga in ett ”orimligt” tal som -999 för att kunna skilja saknade observationer från 0 i databasen.

I tabeller med lägesbestämd punktinformation ska punktens position anges med koordinater enligt RT90 2,5 Gon Väst eller de koordinatsystem som är aktuella för nationella användare. I Sverige startar Lantmäteriet under 2007 en övergång från RT90 till ett globalt anpassat referenssystem SWEREF99. Om datatabellens innehåll representerar egenskaper eller bedömningsresultat för en linje eller en yta i ett kartskikt ska datatabellen innehålla kartobjektets unika ID så att data kan kopplas till objektet i kartprogrammet.

I syfte att underlätta arbetet vid klassificering av många objekt åt gången rekommenderas följande *digitala kartskikt*:

- Punkter för dammar eller andra vandringshinder för fisk
- Linjer för vattensystemets flödesvägar
- Polygoner för vattenytor
- Vattenförekomster
- Vattendelare för avrinningsområden

2 Kontinuitet

2.1 Inledning

Klassificering av kontinuitet innefattar de förändringar en vattenförekomst kan uppvisa med avseende på möjligheten till spridning och fria passager för djur, växter och näringsämnen. Försämrad kontinuitet, d.v.s. förbindelse mellan vattendragssträckor, i form av dammbyggnationer eller felaktigt placerade vägtrummor utgör ett stort problem för olika organismers möjlighet till förflyttning och spridning. Effekten av fragmentering med bl.a. avsnörda fiskpopulationer som följd, innebär en större risk för innestängda populationers genetiska utarmning och risk för genetisk drift. Fragmentering innebär också att möjligheter för havsvandrande fisk att vandra från vattendragen ut till hav och sjöar för att växa, samt att återvända för lek, omöjliggörs. Bedömningsgrunden som baseras på förekomst av artificiella vandringshinder använder fisk som indikatororganism. Arterna lax och öring har valts som primära indikatorarter eftersom de arternas populationer oftast påverkas negativt av vandringshinder och att det finns bra kunskapsunderlag om de arternas vandringsbehov och vandringsförmåga.

2.2 Ingående parametrar

Kvalitetsfaktorn kontinuitet är uppdelad på två kvalitetsfaktorer (se tabell 2.1). I kvalitetsfaktorn kontinuitet i sjöar ingår parametern artificiella vandringshinder som enda parameter. Parametern regleras i NFS 2008:1.

Se FS bilaga 3, avsnitt 1

I Kvalitetsfaktorn kontinuitet i vattendrag ingår tre parametrar; förekomst av artificiella vandringshinder, fragmenteringsgrad och barriäreffekt. Samtliga parametrar regleras i NFS 2008:1.

Se FS bilaga 3, avsnitt 2

Fragmenteringsgraden och barriäreffekten ska vägas samman till ett gemensamt värde. Den slutliga klassificeringen fås sedan genom att jämföra det sammanslagna värdet för fragmenteringsgraden och barriäreffekten med det värde som klassificeras för parametern förekomst av artificiella vandringshinder. Om dessa värden visar på olika påverkan blir det värde som visar på störst antropogen störning utslagsgivande (se även avsnitt 5.2, Sammanvägning av kontinuitet). Detta sker enligt principen om att ”sämst styr” som i detta fall tillåts gälla på parameternivå.

Tabell 2.1. Parametrar för klassificering av kontinuitet.

Bedömningsgrund (parameter)	Underlag	Vattendrag	Sjöar
Förekomst av artificiella vandringshinder	Dammregister, biotopkartering	X	X
Fragmenteringsgrad	Dammregister, biotopkartering	X	
Barriäreffekt	Dammregister, biotopkartering	X	

2.3 Förekomst av artificiella vandringshinder i sjöar och vattendrag

Förekomst av artificiella och naturliga barriärer begränsar möjligheten till vandring för fisk som inte är stationär.

2.3.1 Krav på underlagsdata

För att klassificera parametern artificiella vandringshinder ska Svenskt dammregister som tillhandahålls av SMHI eller underlag från kartering gjord enligt manualen för biotopkartering – vattendrag eller annan metod som ger likvärdiga resultat användas. Informationen ska vara lägesbestämd och den bör kopplas till ett kartskikt med linjer för vattensystemets flödesvägar, t.ex. Svenskt vattendragsregister, SMHI 2006.

Se FS bilaga 3, avsnitt 1.1.1

2.3.2 Klassificering av status

Artificiella och naturliga vandringshinder för fisk lokaliseras och kartläggs i vattendragssystemet. Klassificeringen som baseras på förekomst av artificiella vandringshinder fungerar bäst om vattenförekomster avgränsas där det finns ett artificiellt eller ett naturligt vandringshinder.

Förekomsten av naturliga vandringshinder används som underlag för att kartlägga de naturligt vandringsbara avsnitten i alla sammanhängande vattendrag i ett avrinningsområde. Man identifierar de naturligt sammanhängande vandringsvägarna inom varje avrinningsområde och ger alla vattenförekomster inom varje *vandringsbart referensområde* en unik kod. Om det i avrinningsområdet inte finns några naturliga vandringshinder eller stora sjöar som utgör viktiga uppväxtområden för vandrande fisk så blir alla vattenförekomster ända ner till mynningen i havet naturligt vandringsbara. Vänern och Vättern utgör exempel på sjöar som bör kunna betraktas som uppväxtområde för vandrande fisk (t.ex. insjölax).

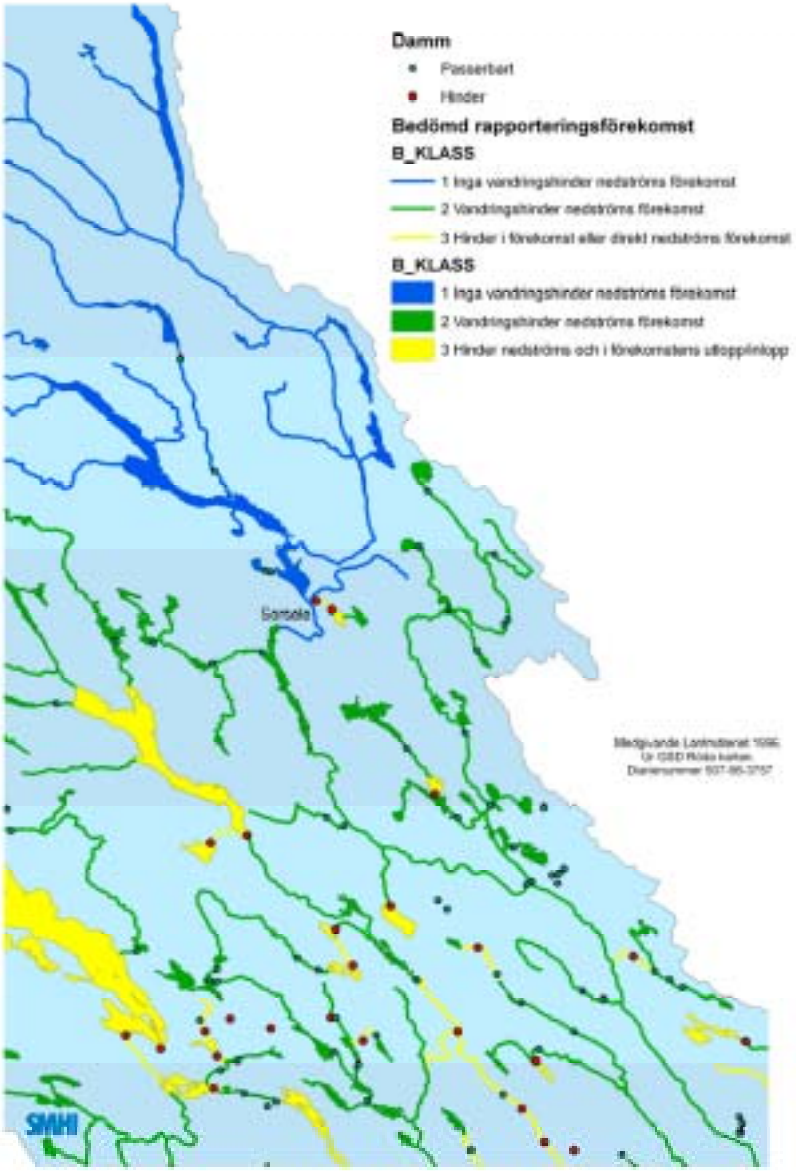
Kontinuiteten är opåverkad inom ett vandringsbart område om det inte finns några artificiella, av människan tillverkade, vandringshinder där. Alla vattenförekomster, sjöar och vattendrag, inom ett sådant område får hög hydromorfologisk status, klass 1 med avseende på kontinuitet.

Artificiella vandringshinder har också negativ effekt på organismer som vandrar kortare sträckor. Påverkan på en vattenförekomst anses motsvara klass 3, måttlig status, om vandringshindret ligger i anslutning till vattenförekomsten. Om ett artificiellt vandringshinder ligger i eller direkt nedströms en vattenförekomst får denna också måttlig hydromorfologisk status, klass 3, med avseende på kontinuitet. Även sjöar som på grund av artificiella vandringshinder förlorat en stor andel av de naturliga vandringsvägarna uppströms och nedströms och som dessutom har ett eller fler artificiella vandringshinder nedströms får också klass 3.

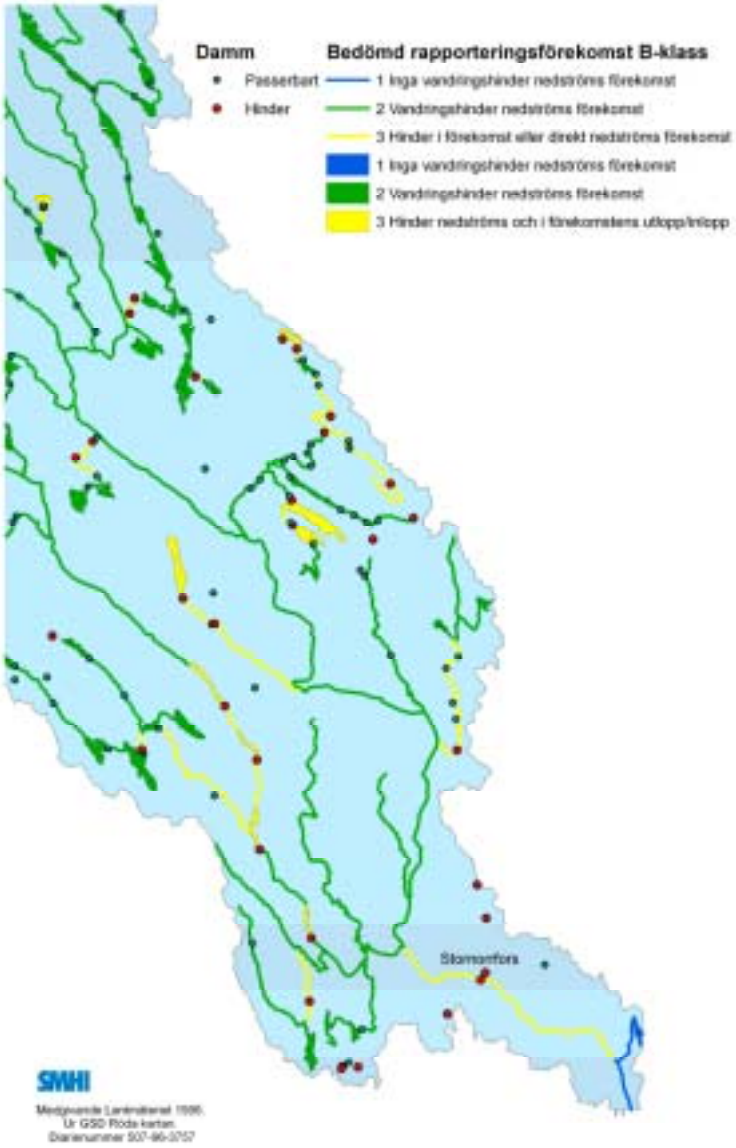
Vattenförekomster som ligger uppströms ett naturligt vandringshinder är inte påverkade av artificiella vandringhinder som finns nedströms det naturliga vandringshindret. I ett naturligt tillstånd hade uppströms vandrande fisk ändå inte haft möjlighet att nå vatten uppströms det naturliga hindret. Om det inte finns artificiel-

la vandringshinder uppströms det naturliga hindret så ges alla vattenförekomster uppströms det naturliga hindret hög hydromorfologisk status, klass 1 med avseende på kontinuitet. Så blev resultatet för övre delen av Vindelälvens huvudfåra vid en testklassificering. I testklassificeringen bedömdes att endast en mindre andel av havsvandrande fisk i det naturliga tillståndet hade vandrat till Vindelälvens övre delar. Det artificiella vandringshindret i Stornorrfors bedömdes därför ha försumbar effekt på vattenförekomsterna i övre delen av Vindelälven. Resultat av testklassificeringar visas i figur 2.1. och figur 2.2.

Om ett artificiellt vandringshinder ligger på samma plats som ett naturligt vandringshinder och har samma hindrande effekt ska det artificiella vandringshindret inte räknas som påverkande på kontinuiteten.



Figur 2.1. Exempel på klassificering av status på vattendrag och sjöar i mellersta delen av Umeälvens avrinningsområde baserat på förekomst av vandringshinder. Klassificeringen är gjord på de vattenförekomster som rapporterades till EU i mars 2005. Bara dessa vattenförekomster finns med på kartan. Passerbara dammar påverkar inte klassificeringen för en vattenförekomst. I detta test har det antagits att de naturliga vandringsvägarna för havsvandrande lax i Vindelälven omfattar alla vattenförekomster nedströms Sorsele. Det har därför bedömts att vandringshindret i Stornorrfors inte har någon påverkan på Vindelälven vid Sorsele och uppströms Sorsele. Källa SMHI.



Figur 2.2. Exempel på klassificering av påverkan på vattendrag och sjöar i nedre delen av Umeälvens avrinningsområde baserat på förekomst av vandringshinder. Klassificeringen är gjord på de vattenförekomster som rapporterades till EU i mars 2005. Bara dessa vattenförekomster finns med på kartan. Passerbara dammar påverkar inte klassificeringen för en vattenförekomst. Om ett artificiellt hinder finns mitt i en definierad vattenförekomst får hela vattenförekomsten klass 3. Så blir det t.ex. i den vattenförekomsten där Stornorrfors ligger. Den vattenförekomsten bör delas så att vattensträckan nedströms Stornorrfors får klass 1 och sträckan uppströms får klass 3. Källa: SMHI.

Vattenförekomster nedströms artificiella vandringshinder där det också sker aktiv vattenreglering måste även klassificeras med bedömningsgrunder för flödesregleringens påverkan på hydrologisk regim (se kap 3).

För att klassificeringssystemet ska fungera rationellt bör definierade vandringshinder utgöra gränser mellan vattenförekomster. Man kan använda systemet även om ett vandringshinder ligger mitt i en definierad vattenförekomst. Då blir det samma påverkan, klass 3, i hela vattenförekomsten även om fiskarna kan vandra ända upp till vandringshindret i vattenförekomsten. I vanliga fall bör de flesta vandringshinder och dammar utgöra gränser mellan vattenförekomster. De flesta permanenta vandringshindren fungerar oftast så att de dämmer vattenflödet vilket innebär att vattnet uppströms respektive nedströms dammen är av olika karaktär p.g.a. den fysiska avgränsningen. Om ett vandringshinder däremot utgörs av ett galler i vattendraget så innebär det inte samma tydliga fysiska avgränsning jämfört med en dammbyggnad. Kortare rinnsträckor med flertalet dammar längs sträckningen behöver inte delas upp i flera vattenförekomster om vattendragsfragmenten mellan dammarna är av mindre betydelse.

Vad som ska betraktas som mindre betydande enheter beror på hur avgränsningen av vattenförekomster kommer att ske i praktiken. I förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön definieras en ytvattenförekomst som en ”avgränsad och betydande förekomst av ytvatten…”. Ett antal vandringshinder som ligger nära varandra kan i detta klassificeringssystem betraktas som ett enda vandringshinder och hela sträckan med ett antal näraliggande vandringshinder kan betraktas som en vattenförekomst. En sådan vattenförekomst skulle t.ex. kunna få dålig status efter klassificering av de morfologiska kvalitetsfaktorerna medan den endast skulle ha fått måttlig status efter klassificering av kontinuiteten.

Parametern förekomst av artificiella vandringshinder anges för klass 1 och 2 som antal vandringshinder nedströms vattenförekomsten och för klass 3 som antal vandringshinder nedströms och i, eller i anslutning till, vattenförekomsten.

Se FS bilaga 3, avsnitt 1.1.2

2.3.2.1 IDENTIFIERING AV EKOLOGISKT RELEVANTA VANDRINGSHINDER

Ett kontinuitetsbrott eller ett ekologiskt relevant vandringshinder kan, för parametern artificiella vandringshinder, bestå av olika typer av dammar och vandringshinder för fisk. Vandringshindren kan indelas i två olika klasser beroende på hur de fungerar och beroende på om de är artificiella eller naturliga:

1. Definitiva vandringshinder, som ingen eller ett obetydligt antal fiskar kan passera aktivt.
2. Partiella vandringshinder, som åtminstone några individer av någon fiskart kan passera aktivt åtminstone vid vissa hydrologiska förhållanden.

Dessa två typer av vandringshinder kan vara artificiella eller naturliga. Vid inventering av vandringshinder i ett vattensystem bör man försöka identifiera dessa typer av vandringshinder. För bedömning av hindrets ekologiska relevans är det viktigast att kvantifiera hur stor andel av en fiskarts vandrande individer som hindras i förhållande till antalet som vandrat om inte hindret hade konstruerats. Det kan dock

behövas omfattande utredningar för att skaffa denna information. Det kan t.ex. finnas laxtrappor som gör att ett vandringshinder är partiellt men att laxtrappan endast resulterar i en vandring som är en bråkdel av den som hade varit i ett naturligt tillstånd. Då är det ett partiellt vandringshinder som bedöms ha betydelsefull ekologisk effekt, t.ex. Stornorrfors i Umeälven.

Provisoriskt kan man utgå från att de dammar som inte dokumenterats som raserade är ekologiskt relevanta vandringshinder. Dammar som har laxtrappor eller annan vandringsväg förbi antas inte vara ett ekologiskt relevant vandringshinder om det inte finns uppgifter om att vandringsvägen fungerar dåligt för någon ekologiskt viktig art. I inventeringar anges ofta att ett hinder är partiellt eller definitivt för olika fiskarter. De hinder som inventerats som partiella eller definitiva för vuxen öring bedöms som ekologiskt relevanta.

2.3.3 Klassgränser

Gränserna för klassificeringen av förekomst av artificiella vandringshinder framgår av tabell 2.2.

Se FS bilaga 3, avsnitt 1.1.3

Tabell 2.2. Klassindelning baserat på förekomst av artificiella vandringshinder mellan vattenförekomsten och mynningen i havet, i större sjö eller större vattendrag med naturligt vandrande fisk om vandringshindren tas bort. Parametern innefattar inte klasser för otillfredsställande och dålig status.

Status	Klass	Påverkan	Förekomst av artificiella vandringshinder
Hög	1	Ingen påverkan	Inga vandringshinder i eller nedströms vattenförekomsten
God	2	Liten påverkan	Vandringshinder nedströms men ej i eller i anslutning till vattenförekomsten
Måttlig	3	Måttlig påverkan	Vandringshinder nedströms och i, eller i anslutning till, vattenförekomsten

2.4 Fragmenteringsgrad i vattendrag

Fragmenteringsgraden beskriver i vilken omfattning möjligheten till vandring begränsas av artificiella definitiva vandringshinder i ett vattendrag.

2.4.1 Krav på underlagsdata

För att klassificera fragmenteringsgraden ska underlag från kartering gjord enligt manualen för biotopkartering - vattendrag eller annan metod som ger likvärdiga resultat användas.

Se FS bilaga 3, avsnitt 2.2.1

2.4.2 Klassificering av status

Fragmenteringsgraden beräknas enligt följande formel:

Se FS bilaga 3, avsnitt 2.2.2

Fragmenteringsgrad = (1- (längsta sträckan utan artificiella definitiva vandringshinder (km)/vattendragets totallängd (km))) * 100.

Vid beräkningen av fragmenteringsgraden tas inte hänsyn till naturliga vandringshinder eftersom dessa inte är ett mått på påverkan.

2.4.3 Klassgränser

Se FS bilaga 3, avsnitt 2.2.3

Gränserna för klassificeringen av fragmenteringsgraden är i viss mån tagna från gränserna angivna i System Aqua.

Vid klassificering av fragmenteringsgrad för en vattenförekomst menas med biflöde ett vattendrag utgörande en vattenförekomst, som mynnar i, eller i direkt uppströms anslutning till, den vattenförekomst som ska klassificeras. Om biflödena inte har kartlagts med avseende på vandringshinder, kan en vattenförekomst högst få statusen god. Detta förutsätter att inga vandringshinder finns i vattenförekomsten.

Gränserna för klassificeringen fragmenteringsgrad framgår av tabell 2.3.

Tabell 2.3. Klassindelningen för fragmenteringsgrad.

Status	Klass	Påverkan	Fragmenteringsgrad
Hög	1	Ingen påverkan	Inga vandringshinder i huvudfåran eller biflöden
God	2	Liten påverkan	Förekomst av vandringshinder i biflöden
Måttlig	3	Måttlig påverkan	Fragmenteringsgrad ≤25 %
Otillfredsställande	4	Betydande påverkan	Fragmenteringsgrad >25-50 %
Dålig	5	Kraftig påverkan	Fragmenteringsgrad >50 %

2.5 Barriäreffekt i vattendrag

Barriäreffekt beskriver avståndet till närmaste uppströms eller nedströms artificiella, definitiva vandringshinder för en sträcka och är alltså ett mått på hur stor del av vattenförekomsten som avgränsas från vandring på grund av ett artificiellt vandringshinder.

2.5.1 Krav på underlagsdata

Se FS bilaga 3, avsnitt 2.3.1

För att klassificera barriäreffekten ska underlag från kartering gjord enligt manualen för biotopkartering - vattendrag eller annan metod som ger likvärdiga resultat användas.

2.5.2 Klassificering av status

Se FS bilaga 3, avsnitt 2.3.2

Barriäreffekten beräknas enligt följande formel:

Barriäreffekt = (1- (Sträckan upp till första vandringshindret/vattendragets totallängd))*100

Vid beräkningen av barriäreffekten tas alltså inte hänsyn till naturliga vandringshinder eftersom dessa inte är ett mått på påverkan.

2.5.3 Klassgränser

Klassgränserna för klassificeringen av barriäreffekt är densamma som gränserna angivna i System Aqua 2004 och framgår av tabell 2.4.

Se FS bilaga 3, avsnitt 2.3.3

Tabell 2.4. Klassindelning för barriäreffekter.

Status	Klass	Påverkan	Barriäreffekt
Hög	1	Ingen påverkan	Inga vandringshinder
God	2	Liten påverkan	Barriäreffekt ≤ 25 %
Måttlig	3	Måttlig påverkan	Barriäreffekt >25-50 %
Otillfredsställande	4	Betydande påverkan	Barriäreffekt >50-75 %
Dålig	5	Kraftig påverkan	Barriäreffekt > 75 %

Bakgrundsrapporter till avsnitt om kontinuitet:

SMHI, 2007. Förslag till bedömningsgrunder för kontinuitet och hydrologisk regim, oktober 2007.

Länsstyrelsen i Jönköpings län 2006. Bedömningsgrunder för hydromorfologi. Meddelanden nr 2006:20.

3 Hydrologisk regim

3.1 Inledning

Klassificering av hydrologisk regim innefattar de förändringar en vattenförekomst uppvisar på grund av påverkan på kvantitet och dynamik i vattenflöden.

Det är främst vattendraget nedströms platsen för regleringen där klassificeringen är gjord samt sjön eller magasinet uppströms dammanläggningen som är påverkade av regleringen. För att få ett bättre underlag för klassificeringar i hela avrinningsområden kan flödesstatistik och bedömningar av regleringspåverkan från SMHI användas. Vid SMHI slutfördes och tillgängliggjordes under år 2007 en sammanställning av flödesstatistik för medelstora och stora vattendrag i Sverige. Den sammanställningen innehåller också bedömningen av regleringens påverkan på flödet.

3.2 Ingående parametrar

Beträffande hydrologisk regim beskrivs i denna handbok två klassificeringsnivåer i form av en basnivå och en fördjupad nivå. I basnivån ingår parametrarna föreskriven regleringsamplitud och flödesregleringens påverkan på vattendrag. I den fördjupade nivån ingår påverkan på vattenståndsförändringar, antal flödestoppar per år och variationskoefficient för dygnsflöden.

För kvalitetsfaktorn hydrologisk regim i sjöar är det endast parametern föreskriven regleringsamplitud som regleras i NFS 2008:1.

För kvalitetsfaktorn hydrologisk regim i vattendrag är det parametern flödesregleringens påverkan på vattendrag, bestående av delparametrarna regleringsgrad, förändrad MHQ och reducerad MLQ, som regleras i NFS 2008:1 varav delparametern reducerad MLQ regleras i form av allmänna råd till NFS 2008:1.

Tabell 3.1. Parametrar för klassificering av hydrologisk regim.

Bedömningsgrund (parameter)	Underlag	Vattendrag	Sjöar
Föreskriven regleringsamplitud	Högsta tillåtna regleringsamplitud från vattendomar eller andra beslut om tillstånd till nivåreglering.		X
Påverkan på vattenståndsförändringar	Dygnsserier med vattenstånd, W, för reglerat och oreglerat tillstånd.		X
Flödesregleringens påverkan på vattendrag: - regleringsgrad - förändrad medelhögvattenföring, MHQ	Uppgifter om regleringsgrad finns vid regleringsföretag och i arbetsmaterial som SMHI sammanställt i uppdrag från NV[1].	X	
- reducerad medellågvattenföring, MLQ	Uppgifter om MLQ (medellågvattenföring) och MHQ (medelhögvattenföring) lades under år 2007 in i SVAR för reglerade och oreglerade förhållanden för några platser i stora och medelstora vattendrag där SMHI har bedömt att data är lämpliga för beräkningen.		
Antal flödestoppar per år	Dygnsserier med vattenföring för reglerat och oreglerat tillstånd.	X	
Variationskoefficient för dygnsflöden	Dygnsserier med vattenföring för reglerat och oreglerat tillstånd.	X	

Parametrarna som används för klassificering av påverkan på flödesregimen (tabell 3.1) ger ett klassificeringsresultat för platsen där vattenföringen mäts eller beräknas och i första hand för den vattenförekomst som ligger nedströms platsen. För att resultatet på ett rationellt sätt ska kunna överföras till vattenförekomsterna i ett avrinningsområde ska varje plats med klassificeringsresultat vara lägesbestämd med geografiska koordinater. Platsen bör dessutom vara kopplad till det linjeobjekt i vattendragets hydrografiska nätverk[2] som klassificeringen närmast gäller för. Då kan resultatet rationellt överföras från platsen med vattenföringsdata eller vattenföringsstatistik till flödeslinjerna och vidare till den vattenförekomst för sjö eller vattendrag som flödeslinjen med påverkansindikation ligger i.

3.3 Föreskriven regleringsamplitud

Förekomst av en reglerings- eller verksdamm i utloppet av en sjö innebär att sjön är påverkad av reglering. Hur mycket sjön är påverkad av reglering bestäms i första hand med hjälp av uppgifter om föreskriven eller registrerad högsta regleringsamp-

[1] Olsson, H. 2005. Analyser av flödesserier och regleringsamplitud för utformning av bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Redovisning av ett uppdrag från Naturvårdsverket. SMHI dnr 2004/1036/1933.
[2] SMHI, 2006. Svenskt Vattendragsregister. SMHI Hydrologi nr 102.

litud. Att föreskriven regleringsamplitud är vald som bedömningsgrund beror på att det är lättast att få in uppgifter om denna parameter. I avsnitt 3.3.4 beskrivs metodik och klasser för tillämpning om det finns behov av en fördjupad klassificering av påverkan. De fördjupade klassificeringarna kräver mer indata och det krävs mer arbete för att skapa klassificeringsunderlaget. En fördjupad klassificering ger information om hur regleringen verkligen utförs medan den föreskrivna regleringsamplituden bara ger information om den maximala regleringsamplituden som är tillåten enligt vattendom eller annat beslut om tillstånd för regleringen.

3.3.1 Krav på underlagsdata

I dammregistret finns det uppgifter om regleringsamplitud. Hos SMHI finns tabellerade preliminära uppgifter om föreskriven regleringsamplitud för 563 sjöar varav 554 uppgifter kopplats till en arbetsversion av kartskiktet för sjöar i SVAR (Svenskt VattenARkiv vid SMHI). I figur 3.1 visas klassificeringsresultatet för dessa sjöar enligt tabell 3.2.

Som ett minimum ska föreskriven regleringsamplitud som framgår av en vattendom eller ett tillstånd till vattenverksamhet användas vid klassificering av parametern föreskriven regleringsamplitud.

Se FS bilaga 3, avsnitt 3.1.1

3.3.2 Klassificering av status

Klass A1 tilldelas sjöar som inte är aktivt nivåreglerade. Exempelvis är sjöar utan en reglerings- och verksdamm i en plats som utgör ett utlopp från sjön inte direkt nivåreglerade och ges klass A1. Förekomst av reglerings- eller verksdamm indikerar att någon typ av aktiv vattenståndsreglering förekommer. I befintligt dammregister vid SMHI finns det en kolumn som kallas NV-klass. Om NV-klass är 1 eller 2 så innebär det att dammen klassats som reglerings- eller verksdamm. Då är den reglerade sjöns vattenståndsvariationer sannolikt inte naturliga och sjön kan inte tillhöra klass A1.

Det kan finnas sjöar med föreskriven regleringsamplitud i klass A2 och kanske också i klass A3 som i ett oreglerat tillstånd har en högre amplitud än den föreskrivna. En sjö som genom reglering får en mer utjämnad nivå än den naturliga kan alltså med dessa enkla kriterier bli bedömd som lite påverkad av reglering och bedöms kunna erbjuda förutsättningar för god ekologisk status. Här kan den fördjupade klassificeringen tillämpas i avsnitt 3.3.4.

I kraftigt reglerade vattendrag kan amplituden i sjöar som saknar dammar, men som ligger omedelbart nedströms regleringsmagasin, påverkas av flödesregleringen. Även denna typ av sjöar bör bedömas med hjälp av den fördjupade klassificeringen i avsnitt 3.3.4.

Effekter av en fast fördämning, där flödet inte regleras, bedöms med avseende på kontinuitet respektive morfologisk påverkan. En fast damm förändrar i första hand vattennivån permanent och den typen av förändringar hanteras under kvalitetsfaktorn morfologi i sjöar, se avsnitt 4.6.

Föreskriven regleringsamplitud för sjöar klassificeras med hjälp av den information som framgår av vattendomar eller tillstånd till vattenverksamheten.

Se FS bilaga 3, avsnitt 3.1.2

3.3.3 Klassgränser

Gränser för klassificering av föreskriven regleringsamplitud framgår av tabell 3.2. Klassgränserna har inte testats mot ekologiska effekter i olika typer av sjöar utan är föreslagna med hjälp av resultat från några studerade sjöar[3].

Se FS bilaga 3, avsnitt 3.1.3

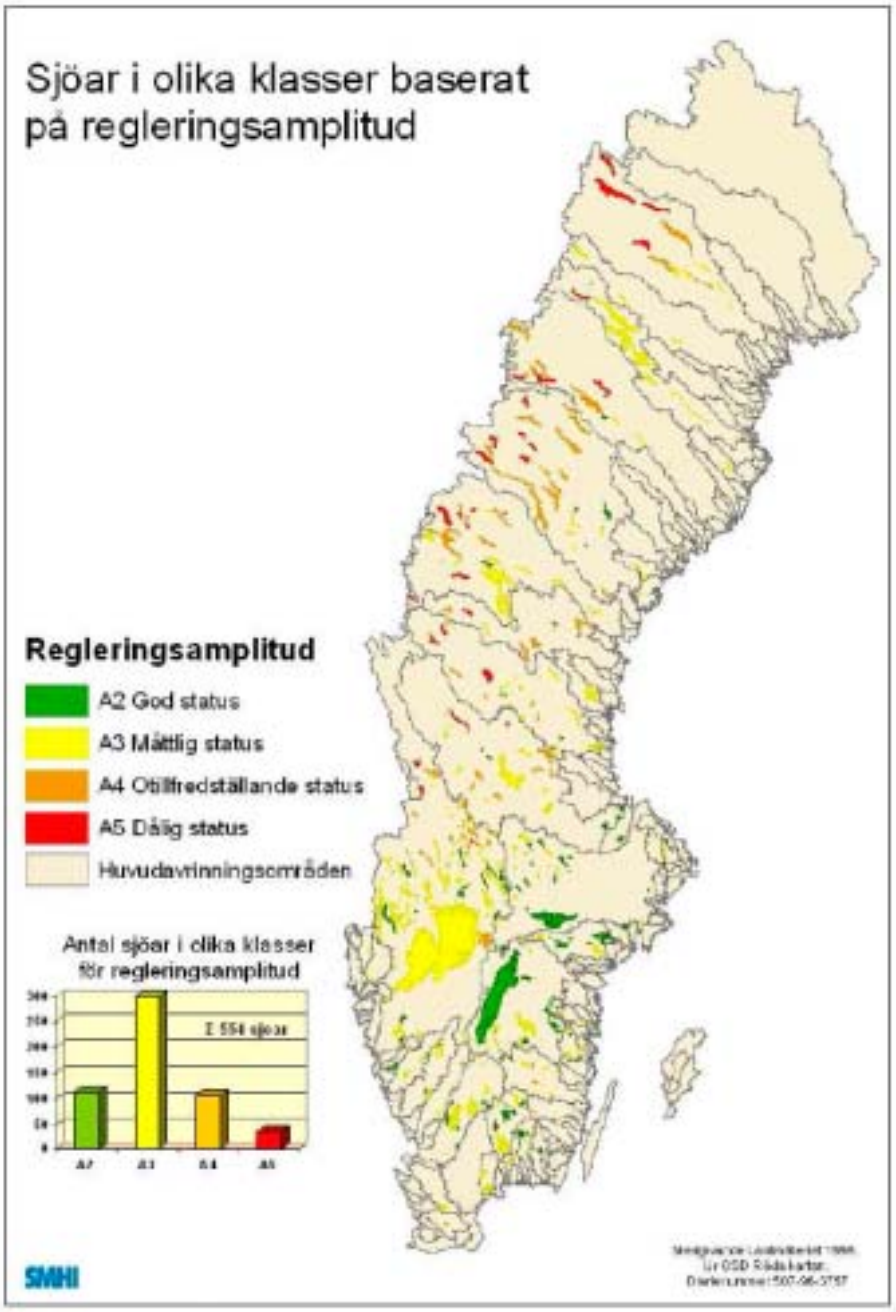
Tabell 3.2. Bedömningsgrund för regleringsamplitudens påverkan på vattenståndets variation i sjöar.

Föreskriven regleringsamplitud			
Status	**A-Klass**	**Påverkan på vatten-stånd**	**Högsta tillåtna re-gleringsamplitud**
Hög	A 1	Ingen reglerings- eller verksdamm	Ingen aktiv reglering förekommer
God	A 2	Liten	< 1 meter
Måttlig	A 3	Måttlig	1 – 2,99 meter
Otillfredsställande status	A 4	Betydande	3 – 9,99 meter
Dålig status	A 5	Kraftig	≥ 10

3.3.4 Påverkan på vattenståndsförändringar: Fördjupad klassificering grundad på regleringsamplitud

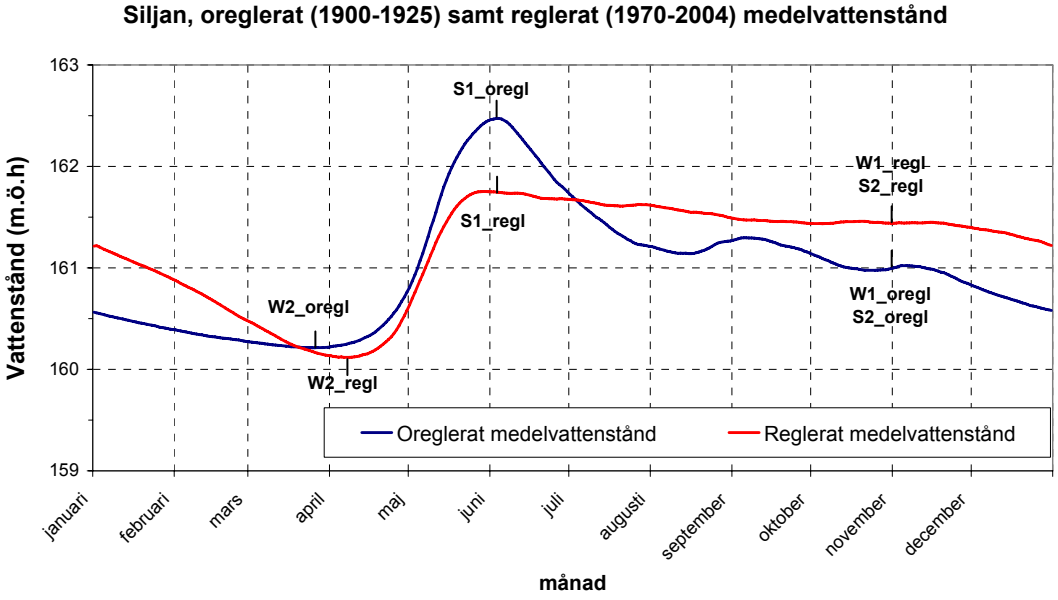
Den högsta regleringsamplituden som föreskrivits för en reglerad sjö visar inte hur nivåregleringen verkligen har utförts. En bättre bedömning av effekten av reglering av vattenståndet i en sjö kan göras om vattenståndsserier för reglerade respektive oreglerade förhållanden jämförs med varandra. Ett exempel på den typen av data-underlag visas i figur 3.2, som medelårsvariationen för vattenstånd i Siljan före och efter reglering. Om detta inte finns kan naturliga vattenståndsserier rekonstrueras med hjälp av uppgifter om tillrinning och avbördning.

[3] Marttunen, M., Hellsten, S., Glover, B., Tarvainen, A., Klintwall, L., Olsson, H. & Pedersen, T.S., 2006. Heavily regulated lakes and the European Water Framework Directive – Comparisons from Finland, Norway, Sweden, Scotland and Austria. E-Water. Official Publication of the European Water Association (EWA), 2006/5.



Figur 3.1. Klassificering av sjöar efter regleringsamplitud enligt bedömningsgrund i tabell 3.2. Hos SMHI finns en datatabell med 554 uppgifter om föreskriven regleringsamplitud som kunde kopplas till ytskiktet för sjöar i SVAR[4]. Källa SMHI.

[4] Olsson, H. & Lundholm, K., 2007. Förslag till bedömningsgrunder för kontinuitet och hydrologisk regim, version oktober 2007.



Figur 3.2. Medelvattenstånd i Siljan före reglering, blå linje, och under reglering, röd linje. S1 och S2 visar tidpunkter för beräkning av förändrat vattenstånd under sommar och höst. W1 och W2 visar tidpunkter för beräkning av förändrat vattenstånd under vinter. Källa SMHI.

I Finland har en modell utvecklats som kallas för REGCEL[5] och som är till för analys av påverkan på vattenstånd i sjöar. Med den finska modellen kan drygt 50 parametrar beräknas, som är relevanta för ekologiska effekter av vattenståndsreglering. För beräkning av många av dessa parametrar behövs mer indata än tidsserierna. En applikation för tillämpning av REGCEL håller på att utvecklas av finska forskare. En Excel-applikation kan göras tillgänglig via kontaktpersoner på http://toolbox.watersketch.net. Denna bedömningsgrund har tills vidare tagit fasta på två parametrar i REGCEL och modifierat dessa något. Klassificeringar görs med hjälp av följande två parametrar som är relativt enkla att beräkna:

1. Förändring av vattenstånd under vintern: Skillnaden mellan sjöns medelvattenstånd första november och lägsta medelvattenstånd som nås under islagd period beräknas för reglerade förhållanden (W1_regl – W2_regl i figur 3.2) respektive oreglerade förhållanden (W1_oregl – W2_oregl i figur 3.2).

2. Förändring av vattenstånd under sommar och höst: Skillnaden mellan medelvattenstånd vid tidpunkten för högsta naturliga medelvattenstånd efter islossning och medelvattenstånd första november beräknas för reglerade förhållanden (S1_regl – S2_regl i figur 3.2) respektive oreglerade förhållanden (S1_oregl – S2_oregl i figur 3.2).

[5] Hellsten, S., Marttunen, M., Visuri, M., Keto, A., Partanen, S. & Järvinen, E.A., 2002. Indicators of sustainable water level regulation in Northern River Basins: a case study from the River Paatsajoki water system in Northern Lapland. Arch. Hydrobiol. Suppl. 141/3-4: 353-370.

Observera att för den reglerade sjön beräknas förändringen av vattenståndet under sommaren från tidpunkten för det högsta medelvattenståndet vid icke reglerade förhållanden.

För klassificering av påverkan beräknas avvikelsen mellan naturliga vattenståndssänkningar och reglerade vattenståndssänkningar för de två parametrarna vinterförändring respektive sommar- och höstförändring:

- Skillnaden (Δ) mellan naturlig och reglerad förändring av medelvattenstånd under vintern enligt punkt 1 ovan.
- Skillnaden (Δ) mellan naturlig och reglerad förändring av medelvattenstånd under sommar och höst enligt punkt 2 ovan.

Värdet för klassificering av påverkan på grund av förändringen av medelvattenståndet under vintern blir med detta sätt att beräkna ett negativt tal för magasin där vattnet hålls kvar på sommaren för tappning under vintern. I exemplet Siljan blir skillnaden mellan naturlig och reglerad sänkning under vintern -0,5 meter, tabell 3.3.

Reglering som medför att medelvattenståndet under sommaren höjs eller hålls högre än naturligt ger ett positivt tal som underlag för klassificering av regleringens påverkan på vattenståndsförändringen under sommar och höst. I exemplet Siljan blir skillnaden mellan naturlig och reglerad sänkning under sommaren 1,2 meter, tabell 3.3.

Förändringarna av medelvattenståndet under vinter respektive sommar och höst har beräknats för Vänern, Siljan, Akkajaure, Oulujärvi och Kemijärvi[6]. För de finska sjöarna Oulujärvi och Kemijärvi har data beräknats från grafer i Marttunen m.fl. (2006)[7]. Det finns bara ett fåtal enkelt tillgängliga tidsserier med vattenstånd för reglerade och oreglerade förhållanden.

Resultatet som räknats fram (se tabell 3.3) visar att medelvattenståndet i Akkajaure sänks 11 meter mer vid reglering än i det naturliga tillståndet. Medelvattenståndet är högre i regleringsmagasinet än i den naturliga sjön. Höjningen av medelvattenståndet är en förutsättning för att kunna magasinera stora mängder vatten för tappning under vintern. Siljan och Vänern är däremot inte utpräglade regleringsmagasin. De regleras också för att gynna sjöfart och annan verksamhet. Avsänkningen under vintern är i dessa sjöar relativt liten och under sommaren och hösten hålls nivån något högre än naturligt. Den naturliga avsänkningen under sommaren motverkas i sjöar som fungerar som regleringsmagasin.

[6] Olsson, H. & Lundholm, K., 2007. Förslag till bedömningsgrunder för kontinuitet och hydrologisk regim, version oktober 2007.

[7] Marttunen, M., Hellsten, S., Glover, B., Tarvainen, A., Klintwall, L., Olsson, H. & Pedersen, T.S., 2006. Heavily regulated lakes and the European Water Framework Directive – Comparisons from Finland, Norway, Sweden, Scotland and Austria. E-Water. Official Publication of the European Water Association (EWA), 2006/5.

Tabell 3.3. Klassificeringsvärden för skillnader mellan reglerade och naturliga förändringar i medelvattenstånd. Δ under vintern = naturlig förändring av medelvattenstånd under vintern – förändring under vintern i reglerad sjö. Δ sommar och höst = naturlig förändring av medelvattenstånd under sommar och höst – förändring av medelvattenstånd i reglerad sjö under sommar och höst.

Skillnad mellan reglerat och naturligt medelvattenstånd (meter)		
Sjö	**Δ under vintern**	**Δ sommar och höst**
Akkajaure	-11	11,4
Oulujärvi	-1,1	1,1
Kemijärvi	-5,9	2,3
Siljan	-0,5	1,2
Vänern	0	0,2

I tabell 3.4 redovisas bedömningsgrunden för parametern vattenståndsförändring. Bedömningsgrunden baseras på informationen i tabell 3.3, vilket är ett för litet material för att göra en klassindelning med hjälp av statistisk fördelning. Fördelningen är därför en expertbedömning inom de ramar som värdena för de fem sjöarna givit. Fördelningen ska därför ses som ett första förslag för testning på andra objekt. I Finland har REGCEL utvecklats vidare under våren 2007 men det finns bara en finskspråkig Excelapplikation för tillämpning. De finska förslagen till bedömningsgrund har klass fem vid mer än tre meters påverkan under vintern. Regleringsamplituden har ett samband mellan topografin och magasinens hypsografer. Därför har de finska regleringsmagasinen generellt mindre regleringsamplitud än de svenska. Det är därför också troligt att större andel av stränderna torrläggs vid 3 meters sänkning av vattennivån i ett finskt magasin jämfört med ett svenskt magasin.

Tabell 3.4. Bedömningsgrund för förändring av medelvattenstånd i sjöar baserat på information om regleringen i fem sjöar. Påverkansklassificering efter skillnader i meter mellan naturliga och reglerade förändringar av vattenstånd under vintern respektive sommar och höst enligt tabell 3.3.

Status	**Klass**	**Påverkan vinter**	**Påverkan sommar / höst**	**Påverkan på vattenståndsförändringen i sjöar**
Hög status	N 1	Ingen aktiv reglering förekommer	Ingen aktiv reglering förekommer	Ingen reglerings- eller verksdamm
God status	N 2	Δ 0 – -1 m	Δ 0 – 0,5 meter	Liten förändring
Måttlig status	N 3	Δ -1 – -3 m	Δ 0,5 – 2 meter	Måttlig förändring
Otillfredsställande status	N 4	Δ -3 – -6 m	Δ 2 – 5 meter	Betydande förändring
Dålig status	N 5	Δ≤ -6 m	Δ ≥5 meter	Kraftig förändring

Även om bedömningsskalan inte är testad mot biologiska effekter så är de framtagna medelnivåerna enligt figur 3.2 ett bra underlag för en expertbedömning.

3.4 Flödesregleringens påverkan på vattendrag

Klassificeringen av flödesregleringens påverkan är uppdelad på de tre delparametrarna:

- regleringsgrad
- förändrad medelhögvattenföring (MHQ)
- reducerad medellågvattenföring (MLQ)

Klassificeringen kan kompletteras med en fördjupad klassificering enligt de förslag som ges i avsnitt 3.4.7. Den fördjupade klassificeringen ger ett bättre klassificeringsunderlag och bör i första hand göras för vattenförekomster som fått olika klassificering med delparametrarna enligt tabell 3.5. Tillämpning av DHRAM (Dundee Hydrological Regime Assessment Method) är också att betrakta som en fördjupad klassificering.

3.4.1 Krav på underlagsdata

För klassificering av flödesregleringens påverkan på vattendrag används information om förekomst av aktiv flödesreglering, regleringsgrad och flödesstatistik.

Information om vilka krav på underlagsdata som gäller för respektive delparameter finns i avsnitt 3.4.4, 3.4.5 och 3.4.6.

3.4.2 Klassificering av status

Regleringsgraden är lämplig att använda sig av för en översiktlig klassificering av påverkan på den naturliga flödesregimen. Den kan tillämpas för bedömning av uppdämningars påverkan på flödesregimen i alla storlekar på avrinningsområden.

Regleringsgraden visar hur mycket vatten som kan magasineras eller dämmas in uppströms en plats i ett vattendrag i förhållande till årliga flödesmängden på platsen. Regleringsgraden visar inte hur flödesregleringen genomförs.

Indikatorerna förändrat MHQ och reducerat MLQ kan ge kompletterande indikation på påverkan på flödet, t.ex. korttidsreglering, som inte syns i regleringsgraden. Om regleringsgraden indikerar hög status och förändringen av MHQ eller en reducerad MLQ indikerar måttlig status så är det den kraftigaste påverkansindikationen, måttlig status, som gäller.

Detaljerad information om hur respektive delparameter ska klassificeras finns i avsnitt 3.4.4, 3.4.5 och 3.4.6.

3.4.2.1 FÖREKOMST AV AKTIV REGLERING

Klass F1 i tabell 3.5, ingen flödesreglering, förekommer i avrinningsområden där det inte finns regleringsdammar. Dessa avrinningsområden identifieras med hjälp av information om förekomst av dammar och dammarnas ändamål. I vattendrag utan reglerings- eller verksdammar finns det sannolikt ingen aktiv flödesreglering.

Bedömningarna av regleringspåverkan som finns i sammanställd vattenföringsstatistik vid SMHI kan även användas för identifiering av reglerade respektive oreglerade vattendrag.

3.4.3 Klassgränser

Klassgränserna för regleringsgrad har satts relativt subjektivt. I tidigare arbeten med underlag för preliminär klassificering av kraftigt modifierade vattenförekomster har 20 % regleringsgrad tillämpats, men det finns inget biologiskt dataunderlag som stödjer det valet utan det bör betraktas som ett expertförslag som bör prövas. I det arbetsmaterial som SMHI haft tillgång till har några olika alternativ för klassgränser för regleringsgrad och förändrat MHQ jämförts. De föreslagna klassgränserna ger samma klassificeringsresultat i de flesta av de platser där båda parametrarna varit tillgängliga.

För reducerat MLQ baseras skalningen på data från ca 40 platser varav ca 10 har 100 % reduktion av MLQ. Reduktionen av MLQ kan också bli negativ beroende på regleringsstrategi. Den typen av påverkan är tänkt att fångas in av förändrat MHQ.

En klassificering av de tre delparametrarna utförs med hjälp av klassgränser enligt tabell 3.5. Förklaringar till beteckningar i tabell 3.5 och beskrivningar av statistik och metodik finns i avsnitt 3.4.4, 3.4.5 och 3.4.6.

Se FS bilaga 3, avsnitt 4.1.3

Tabell 3.5. Klassgränser för regleringsgrad, förändrad medelhögvattenföring, MHQ och reducerad medellågvattenföring, MLQ. Förändringen av MHQ kan antingen vara positiv eller negativ beroende på regleringsstrategi. Den procentuella klassificeringsskalan har samma numeriska värden på den negativa och den positiva sidan.

Flödesregleringens påverkan på vattendrag					
Status	Klass	Påverkan	Regleringsgrad	Förändring av MHQ %	Reducerad MLQ %
Hög status	F 1	Ingen regleringspåverkan	0	0	0
God status	F 2	Liten regleringspåverkan	>0 – 9,99	-4,99 – +4,99	>0 – 9,99
Måttlig status	F 3	Måttlig regleringspåverkan	10 – 19,99	-5 – - 9,99 +5 – +9,99	10 – 29,99
Otillfredsställande status	F 4	Betydande regleringspåverkan	20 – 49,99	-10 – -49,99 +10 – +49,99	30 – 79,99
Dålig status	F 5	Kraftig regleringspåverkan	≥50	≤ -50 ≥ +50	80 – 100

3.4.4 Delparametern regleringsgrad

3.4.4.1 KRAV PÅ UNDERLAGSDATA

För klassificering av regleringsgraden bör underlag och färdiga beräkningsresultat från SMHI eller vattenregleringsföretag användas. Alternativt kan modellerad eller beräknad medelvattenföring från andra representativa flödesserier användas. Som underlag till klassificeringen av regleringsgraden ska minst 10 år långa flödesserier med dygnsvisa observationer och beräknande magasineringsvolymer användas.

Se AR till bilaga 3 avsnitt 4.1.1

Se FS bilaga 3, avsnitt 4.1.1

3.4.4.2 KLASSIFICERING AV STATUS

Regleringsgraden i en viss plats i ett vattendragssystem är förhållandet mellan den totala magasineringsvolymen uppströms platsen och årsmedelvattenföringen för platsen. Regleringsgraden kan användas som en första indikator på hur stor regleringens påverkan är på platsen i vattendraget.

Det finns skillnader i den naturliga flödesregimen mellan norra och södra Sverige som kan motivera olika klassificeringsskalor för regleringsgrad. Man kan t.ex. acceptera en högre regleringsgrad för en viss påverkan i södra Sverige jämfört med norra Sverige. Osäkerheter angående ekologiska effekter vid en viss regleringsgrad gör att det i dagsläget ändå ansets motiverat att ta fram en gemensam klassificeringsskala för hela landet, enligt tabell 3.5.

Regleringsgraden beräknas med formeln:
RG = 100 * MAG / QV

Se FS bilaga 3, avsnitt 4.1.2

RG är regleringsgraden i %,
MAG är summan av alla magasineringsvolymer (m^3) uppströms, och
QV är årlig flödesvolym (m^3).

Uppgifter om regleringsgrad och magasineringsvolymer finns vid vattenregleringsföretag, kraftbolag och vid SMHI, men informationen finns inte samlad i en nationell databas. Även om det kan vara svårt att få fram uppgifter om magasineringsvolym för beräkning av regleringsgraden så kan man göra skattningar av magasineringsvolym genom att multiplicera magasinsytans area med regleringsamplituden. Detta innebär dock att man gör en viss överskattning av magasineringsvolymen.

De årliga flödesvolymerna kan beräknas med hjälp av SMHI:s sammanställda flödesstatistik. Beräknad regleringsgrad kommer att läggas in i SMHI:s databas med vattenföringsstatistik för stora och medelstora vattendrag i Sverige.

3.4.5 Delparametern förändrad medelhögvattenföring (MHQ)

3.4.5.1 KRAV PÅ UNDERLAGSDATA

För klassificering av medelhögvattenföringen (MHQ) bör underlag och färdiga beräkningsresultat från SMHI användas. Alternativt kan modellerade eller beräknade serier från andra representativa flödesserier användas. Som underlag till klas-

Se AR till bilaga 3 avsnitt 4.1.1

Se FS bilaga 3, avsnitt 4.1.1

sificeringen av medelhögvattenföringen ska minst 10 år långa tidsserier med dygnsvisa observationer användas.

3.4.5.2 KLASSIFICERING AV STATUS

MHQ är medelvärdet av varje års högsta dygnsvattenföring under en följd av år. MHQ påverkas både i vattendrag nedströms regleringsmagasin och nedströms platser med annan typ av reglering. MHQ ingår i den nationella sammanställningen av flödesstatistik som tagits fram av SMHI (se avsnitt 3.1). De föreslagna klassificeringsgränserna i tabell 3.5 baseras på den fackindelning som visas i figur 3.3 och på en jämförelse med regleringsgraden för de platser där även uppgifter om regleringsgrad fanns tillgängliga. Klassindelningen baseras alltså primärt på påverkansindikatorer. De ekologiska effekterna av de föreslagna påverkansklasserna har inte testats.

Delparametern som används för klassificering av påverkan på MHQ är den procentuella avvikelsen från naturligt MHQ:

Se FS bilaga 3, avsnitt 4.1.2

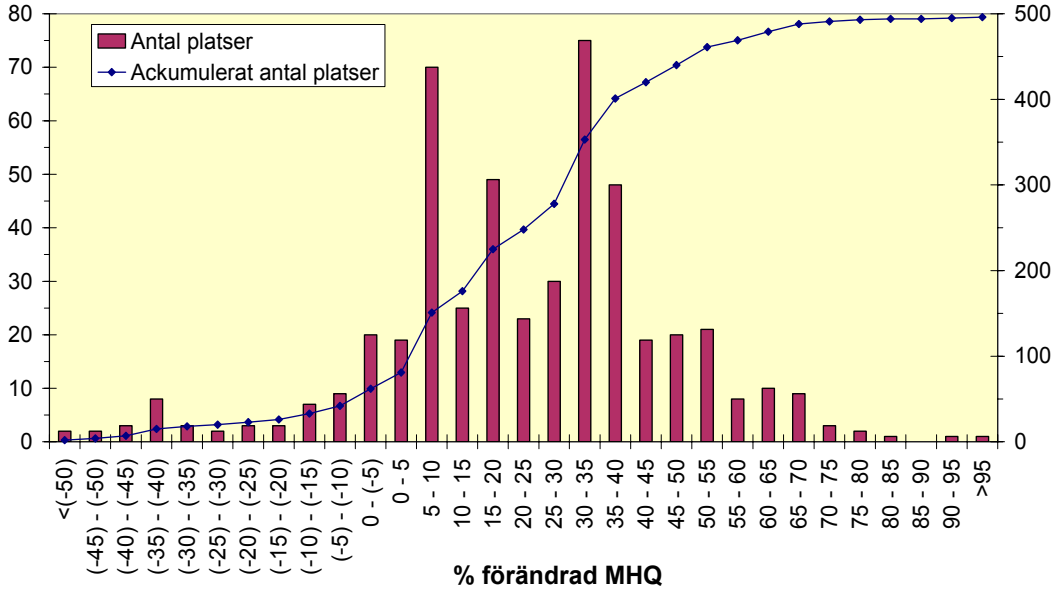
Förändrad MHQ (%) = 100 * ((MHQN – MHQR)/MHQN)

MHQN är medelhögvattenföringen (m3/s) vid oreglerade förhållanden och
MHQR är medelhögvattenföringen (m3/s) vid reglerade förhållanden.

En flödesreglering leder oftast till en reduktion av MHQ men det finns exempel på regleringsstrategier som leder till högre MHQ än naturligt. Dessa exempel är tydligast i södra Sverige nedströms stora sjöar. Båda typerna av påverkan är inlagda i samma delparameter enligt tabell 3.5. De procentuella klassgränserna för reducerad MHQN är positiva tal och de procentuella klassgränserna för höjd MHQN är negativa tal.

I figur 3.3 visas hur många platser som finns i olika fack om 5 % för beräknad procentuell förändring av MHQ. För de flesta platserna har regleringen reducerat MHQ 5 – 40 %. Data består inte av statistiskt oberoende observationer eftersom det finns flera platser i samma vattendrag där en och samma reglering kan påverka mer än en plats på likartat sätt. Det finns i Sverige många fler vattendrag där reglering förändrat MHQ 0 – 10 %.

De platserna där MHQ förändrats mer än (– 30 %), alltså där regleringen ökat MHQ med mer än 30 %, är 18 till antalet och de ligger i södra Sverige. De platserna finns nedströms Mälaren, Hjälmaren, Vänern, Vättern och Bolmen.



Figur 3.3. Antal platser i fack om 5 % för beräknad procentuell avvikelse mellan naturlig MHQ och reglerad MHQ. Dataunderlaget omfattar 496 platser som är mer eller mindre påverkade av reglering. Det finns i Sverige många fler reglerade vattendrag där förändringen i MHQ är 0 – 10 % än de som representerades i dataunderlaget. Källa SMHI.

Förändringen av MHQ på grund av reglering av vattendrag har varit ett kriterium för att karakterisera olika typer av vattenföringsserier i en sammanställning av vattenföringsstatistik som slutförs vid SMHI under år 2007. Sammanställningen omfattar ett stort antal platser i stora och medelstora vattendrag i Sverige. Klassificeringen bygger på analys av förändrad MHQ enligt samma princip som visats ovan. Skalan är endast tregradig men klassificeringen är ändå användbar. Bedömningar finns framtagna, även för vattendrag där förutsättningar är dåliga för att upprätta statistik eller flödesdata, för både reglerade och oreglerade förhållanden. Eftersom bedömningen finns för många platser i Sverige kan resultatet användas för att interpolera påverkansgraden på fler platser i vattendragen.

I syfte att undvika att naturliga variationer i flöden påverkar resultatet rekommenderas att man använder sig av tidserier på minst 20 år om så är möjligt. Användandet av kortare tidsserier än 10 år kan ge stor påverkan på resultatets tillförlitlighet.

3.4.6 Delparametern reducerad medellågvattenföring (MLQ)

3.4.6.1 KRAV PÅ UNDERLAGSDATA

För beräkning av medellågvattenföringen (MLQ) bör i möjligaste mån underlag från mätserier användas. Alternativt kan modellerade flödesserier användas. Som underlag till klassificeringen av MLQ bör minst 10 år långa tidsserier med dygnsvisa observationer användas.

Se AR till bilaga 3 avsnitt 4.1

Nedströms en damm kan en reglering leda till att vattenföringen reduceras eller helt avleds. Reduktioner av flödet med kortare varaktighet bör komma med vid klassificeringen av påverkan på flödesregimen med parametern antal flödestoppar per år. Påverkan under kortare tidsperioder kan dock ge påverkan som inte indikeras av ovan föreslagna parametrar.

För bedömning av effekten i ekosystem till följd av kraftigt reducerade flöden krävs egentligen hydraulisk analys och morfologiska indata. Det är med andra ord svårt att definiera en kvantitativ och enkel metod för bedömning av effekten av reducerat flöde. En parameter som kan fungera på större vattendrag föreslås i tabell 3.5. Förslaget baseras på hur mycket lågvattenföringen reducerats. Status för påverkan av reducerad vattenföring kan endast bedömas på vattendrag som inte torkar ut naturligt.

MLQ är medelvärdet av varje års lägsta dygnsvattenföring under en period av år.

Se AR till bilaga 3 avsnitt 4.1

Förändrad MLQ (%) = 100 * ((MLQN-MLQR) / MLQN)

MLQN är medellågvattenföringen (m3/s) vid oreglerade förhållanden och
MLQR är medellågvattenföringen (m3/s) vid reglerade förhållanden.

Uppgifter om MLQ finns i SVAR för reglerade och oreglerade förhållanden för några platser i stora och medelstora vattendrag där SMHI har bedömt att data är lämpliga för beräkningen. MLQ för oreglerade förhållanden kan beräknas från modellerade flödesserier men det förutsätter bl.a. att avbördningskurvor för oreglerade förhållanden finns eller upprättas. MLQ i reglerade vattendrag måste beräknas från uppmätta flödesserier eller med hjälp av modeller som har detaljerad information om hur vattendraget regleras.

3.4.7 Fördjupad klassificering av flödesregleringens påverkan på vattendrag

3.4.7.1 DHRAM

DHRAM (Dundee Hydrological Regime Assessment Method) är en bedömningsmodell som baserar en påverkansklassificering på sammanvägning av utfallet från 32 olika flödesindikatorer. För beräkning av flödesindikatorerna behövs långa flödesserier med dygnsvärden för oreglerade och reglerade flöden. De 32 indikatorerna delas upp i fem grupper:

1. Medelflöden för kalenderårets månader (12 indikatorer).
2. Minimum- respektive maximumflöden med 5 olika varaktigheter (10 indikatorer).
3. Dag för maximum- respektive mimumflöde enligt Julianska kalendern (2 indikatorer).
4. Årligt antal och varaktighet i antal dygn för höga respektive låga flöden (4 indikatorer).

5. Medelökning och medelminskning av flödet samt antal flödesökningar per år (3 indikatorer).

   En applikation för tillämpning av DHRAM håller på att utvecklas av finska forskare. Applikationen kommer att göras tillgänglig på http://toolbox.watersketch.net/.

3.4.7.2 ANTAL FLÖDESTOPPAR I SÖDRA SVERIGE. FÖRDJUPAD KLASSIFICERING GRUNDAD PÅ KORTTIDSREGLERING

Speciellt för platser som klassats som F2 och F3 enligt tabell 3.5 bör ytterligare bedömning av regleringens påverkan göras med hjälp av en indikator för korttidsreglering. Indikatorn utgörs av det antal flödestoppar som förekommer per år. Ett korttidsreglerat flöde har fler flödestoppar än det naturliga. En liknande indikator finns med i DHRAM, indikatorgrupp 5.

För denna parameter föreslås olika klassindelningar för tillämpning i södra Sverige respektive norra Sverige. Gränsen mellan norra och södra Sverige för denna tillämpning går nära Limes Norrlandicus eller gränsen som skiljer norra och södra Sverige åt för de ekoregioner som tagits fram för indelning av sjöar och vattendrag i typer. Det är osäkert vilken skala som fungerar bäst för platser i detta gränsområde. Man bör pröva båda skalorna i tveksamma fall.

Skalan är olika för olika stora avrinningsområden. I det dataunderlag som användes vid utformning av förslaget finns det större skillnader i antal flödestoppar mellan reglerade och oreglerade flöden i stora avrinningsområden i Norrland jämfört med små avrinningsområden i södra Sverige. Dataunderlaget för södra Sverige var sämre än det som var tillgängligt för norra Sverige.

För platser inom stora avrinningsområden, de som är > 1 000 km^2 i södra Sverige och > 2 000 km^2 i norra, finns det förutsättningar för att göra en klassificering av regleringspåverkan enbart baserad på värden för antal flödestoppar per år för den reglerade flödesserien. Det underlättar om man bara behöver ha tillgång till en flödesserie för reglade förhållanden och inte behöver ta fram en oreglerad flödesserie som referens.

För områden som är mindre än 1 000 km^2 i södra Sverige och 2 000 km^2 i norra är det däremot lämpligt att bedöma hur mycket vattenregleringen har förändrat antalet flödestoppar per år jämfört med oreglerade förhållanden. Den föreslagna bedömningsgrunden baseras på kvoten av antalet toppar per år för reglerat flöde dividerat med antalet toppar per år för oreglerat flöde. En oreglerad flödesserie kan ibland finnas för tidsperioder före byggnationen av regleringsdammen. Men en naturlig flödesserie kan också rekonstrueras med hjälp av sjöars naturliga avbördningskurvor och tillrinningsserier för sjöarna. Den kan också beräknas med hjälp av befintliga eller nya HBV-uppsättningar där regleringsstrategier inte simuleras i modellen.

Bedömningsgrunden för flödestoppar redovisas i tabell 3.6 för södra Sverige och tabell 3.7 för norra. Tabellerna innehåller preliminära siffror som bör testas. Skulle bedömningsvärdet för områden < 1 000 km^2 respektive < 2 000 km^2 bli < 1 har flödet fler toppar naturligt än reglerat. Detta kan uppstå för vissa områden men det finns även en viss osäkerhet vad gäller indata till rekonstruerade flödesserier,

särskilt för större områden med flera uppdämningar uppströms. Uppstår detta gäller det att ta kontakt med expertis som får titta närmare på det specifika området.

Tabell 3.6. Bedömningsgrund för antal toppar per år som indikation på förändrad hydrologisk regim i södra Sverige. ARO i tabellen = avrinningsområdets storlek. Parametern innefattar inte klasser för hög och dålig status.

Antal flödestoppar per år i södra Sverige				
Status	**Klass**	**Påverkan**	**ARO <1000 km^2, toppar regl/oregl**	**ARO ≥1000 km^2, toppar/år**
God status	TS 2	Liten påverkan	1 – 1,05	< 27
Måttlig status	TS 3	Måttlig påverkan	1,05 – 1,25	27 – 40
Otillfredsställande status	TS 4	Betydande påverkan	≥ 1,25	≥ 40

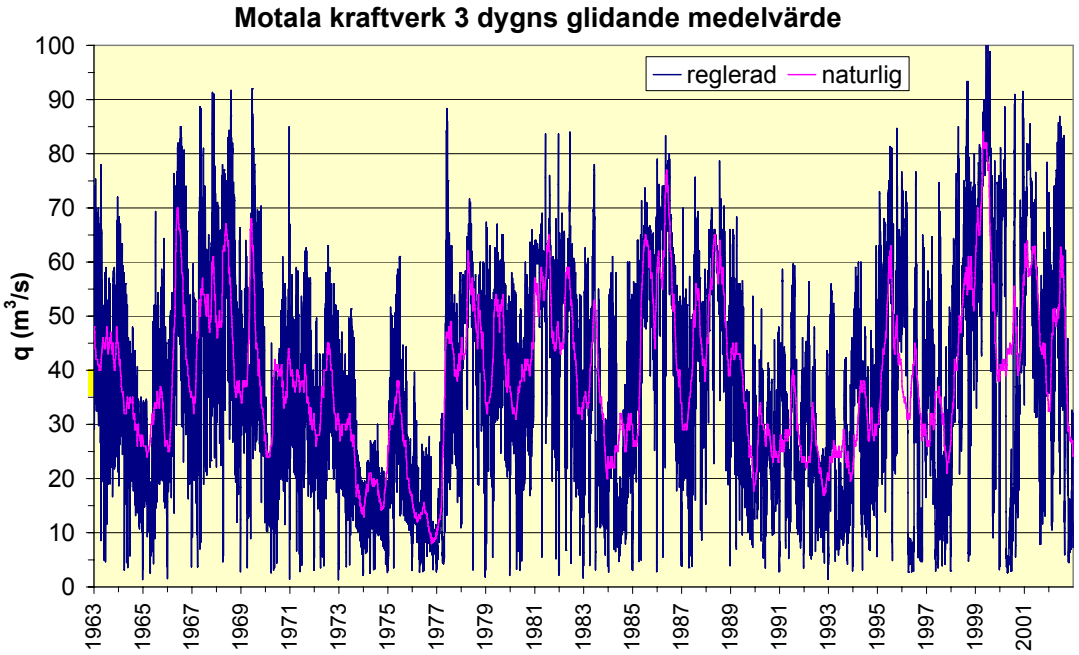
Tabell 3.7. Klasser för antal toppar per år som indikation på förändrad hydrologisk regim i norra Sverige. ARO i tabellen = avrinningsområdets storlek. Parametern innefattar inte klasser för hög och dålig status.

Antal flödestoppar per år i norra Sverige						
Status	**Klass**	**Påverkan**	**ARO <2000 km^2, regl/oregl**	**ARO 2000-4000 km^2, antal toppar/år**	**ARO 4000-10000 km^2, antal toppar/år**	**ARO ≥10000 km^2, antal toppar/år**
God status	TN 2	Liten påverkan	1 – 1,05	< 26	< 34	< 42
Måttlig status	TN 3	Måttlig påverkan	1,05 –1,25	26 – 42	34 – 48	42 – 54
Otillfredsställande status	TN 4	Betydande påverkan	≥ 1,25	≥ 42	≥ 48	≥ 54

Om klassificering med antalet flödestoppar per år ger större påverkan än andra parametrar för klassificering av påverkan på flödesregim är det den största påverkansindikationen som gäller för sammanvägd klassificering. Antalet flödestoppar ska beräknas på en lång serie med 3-dygnsmedelvärden. För beräkning av antalet flödestoppar ska man räkna antalet vändpunkter på kurvan med dygnsvärden och dividera detta tal med två. Ett exempel på en flödeskurva för beräkning av antalet flödestoppar visas i figur 3.4.

Mer information om antalet flödestoppar per år som bedömningsparameter finns i två tidigare utredningar[8] [9].

[8] Jutman, T. & Olsson, H. 2003. Förslag till analyser för att utforma bedömningsgrunder för hydromofologisk kvalitetsklassning av vattenförekomster i sjöar och vattendrag. Redovisning av ett uppdrag från Naturvårdsverket. SMHI dnr 2002/1797/1933.



Figur 3.4. Exempel från Vätterns utlopp på flödesserier för beräkning av parametern ”antal flödestoppar per år”. Blå (mörk) kurva är det reglerade flödet och röd (ljus) kurva är den naturliga rekonstruerade flödesserien. Den naturliga serien har 8 toppar per år medan den reglerade har 58 toppar per år. Avrinningsområdet är 6 378 km^2. Källa SMHI.

3.4.7.2.1 Underlag

Som underlag används dygnsserier med vattenföring för reglerat och oreglerat tillstånd. Ett antal serier finns i en databas vid SMHI. Vattenföringsserier kan beräknas med en modelluppsättning och lämpliga indata, t.ex. sjöars volymer och avbördningskurvor för reglerat och oreglerat tillstånd.

3.4.7.3 ANTAL FLÖDESTOPPAR I NORRA SVERIGE. FÖRDJUPAD KLASSIFICERING GRUNDAD PÅ REGLERINGSPÅVERKAN VID NORRLÄNDSK VATTENREGIM

Variationskoefficienten beräknad på dygnsflöden kan användas som komplement till klassificering av regleringspåverkan på vattendrag med norrländsk flödesregim. Denna parameter fungerar för klassificering av påverkan när vårflöden reduceras och magasineras. Den föreslagna skalan i tabell 3.8 är beroende av avrinningsområdets storlek.

Variationskoefficienten = standardavvikelsen/medelvärdet. Mer information om variationskoefficienten som bedömningsparameter finns i två tidigare utredningar (se fotnot 5 och 6).

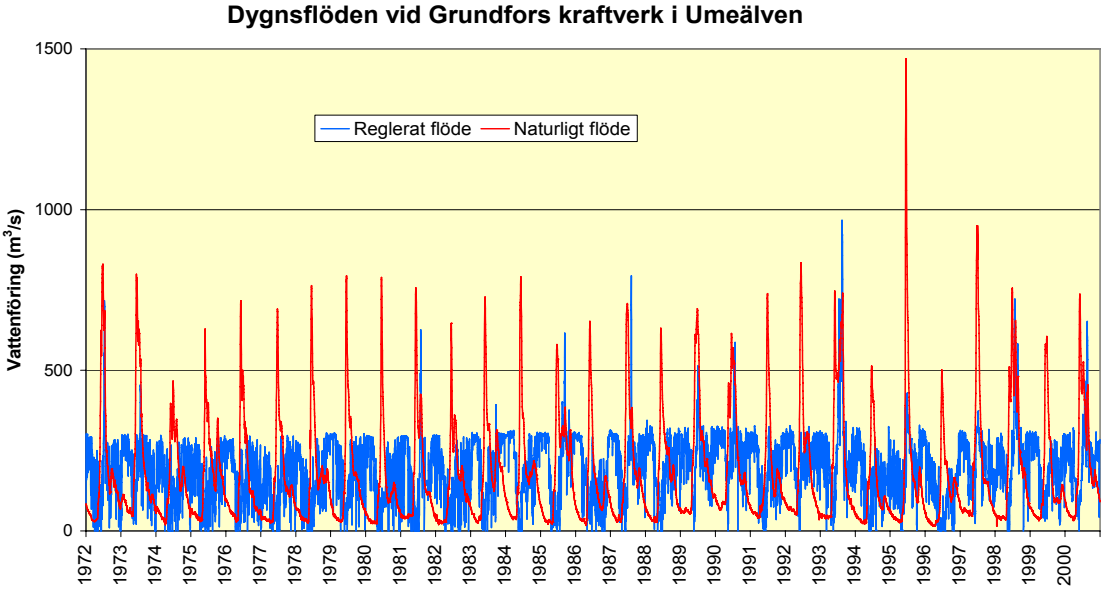
[9] Olsson, H. 2005. Analyser av flödesserier och regleringsamplitud för utformning av bedömningsgrunder för hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Redovisning av ett uppdrag från Naturvårdsverket. SMHI dnr 2004/1036/1933.

Tabell 3.8. Klasser för variationskoefficient för dygnsflöden som indikation på förändrad hydrologisk regim. ARO i tabellen = avrinningsområdets storlek. Parametern innefattar inte klasser för hög och dålig status.

Variationskoefficient för dygnsflöden						
Status	**Klass**	**Påverkan**	**ARO <2000 km²**	**ARO 2000 – 4000 km²**	**ARO 4000 - 10000 km²**	**ARO ≥10000 km²**
God status	V 2	Liten påverkan	> 1,2	> 1,0	> 0,8	> 0,7
Måttlig status	V 3	Måttlig påverkan	1,0 – 1,2	0,8 – 1,0	0,6 – 0,8	0,5 – 0,7
Otillfredsställande	V 4	Betydande påverkan	< 1,0	< 0,8	< 0,6	< 0,5

Om klassificering med variationskoefficient för dygnsflöden ger större påverkan än andra parametrar för klassificering av påverkan på flödesregim är det den största påverkansindikationen som gäller för sammanvägd klassificering.

I figur 3.5 visas ett exempel på hur variationskoefficienten minskar när regleringen reducerar det höga flöde som är naturligt i samband med snösmältning under våren.



Figur 3.5. Dygnsserier för reglerat respektive oreglerat flöde vid Grundfors kraftverk i Umeälven, där avrinningsområdet är 7 763 km². Den naturliga oreglerade serien är beräknad med hjälp av mätdata och finns i en databas vid SMHI. Variationskoefficienten är 0,97 för den naturliga serien och 0,51 för den reglerade. Påverkansbedömningen baseras på variationskoefficienten för den reglerade serien och ger betydande påverkan, klass 4, enligt tabell 3.8. Källa SMHI.

3.4.7.3.1 Underlag

Som underlag används dygnsserier med vattenföring för reglerat och oreglerat tillstånd. Vattenföringsserier kan beräknas med en modelluppsättning och lämpliga indata, t.ex. sjöars volymer och avbördningskurvor för reglerat och oreglerat tillstånd. Vi har i bedömningsgrunderna inte specificerat kraven på hur referensserierna med de naturliga flödena skall vara framtagna. Om de naturliga tidsserierna är uppmätta från en period före regleringen så är det självklart inga problem. Då är det bara krav på dygnsvärden och tidsseriernas längd, minst 5-10 år, som gäller (se nästa stycke). Men om de naturliga serierna är rekonstruerade utifrån mätdata eller modellerade så blir kvaliteten på informationen om magasinets volym och kunskapen om den naturliga avbördningen från den oreglerade sjön avgörande för resultatet.

Dygnsserier med vattenföring för reglerat och oreglerat tillstånd är det grundläggande klassificeringsunderlag som behövs för bedömning av påverkan på flödesregimen. Detta underlag behövs för beräkning av flödestoppar, variationskoefficient, indikatorerna i DHRAM, MQ, MHQ och MLQ. De MQ, MHQ och MLQ som vid SMHI redan har räknats fram för svenska stora och medelstora vattendrag kan användas om regleringen i dessa vattendrag inte har ändrats under de senaste 5 åren.

Bakgrundsrapporter till avsnitt om hydrologisk regim:

SMHI, 2007. Förslag till bedömningsgrunder för kontinuitet och hydrologisk regim, oktober 2007.

4 Morfologiska förhållanden

4.1 Inledning

Klassificeringen av morfologisk påverkan omfattar de förändringar en vattenförekomst genomgått p.g.a. vägbyggen, gamla flottningsleder, skogs- och jordbruk samt bebyggelse och anläggningar av olika former.

Beträffande morfologin beskrivs i denna handbok ett system med två klassificeringsnivåer (tabell 4.1). Grundnivån utgörs av nivå 2 och är en klassificeringsnivå där dataunderlaget som ligger till grund för klassificeringen, bedöms finnas tillgängligt i form av digitala kartskikt, historiska kartor och förrättningar. Nivå 1 kännetecknas av dataunderlag från fältinventeringar där mer ingående information om en vattenförekomst samlats in och lagrats. Anledningen till uppdelningen av två nivåer är den stora skillnaden mellan olika regioner i Sverige beträffande bakgrundsdata om respektive regions vattenförekomster. Bedömningsgrunden måste utformas enligt ett system som minimerar risken att göra en hårdare påverkansklassificering för välkarterade områden än områden med sämre information om påverkanstillståndet. För att en rättvis jämförelse ska kunna göras mellan olika delar av landet och att samtliga vatten ska kunna klassas, behövs en grundläggande klassificeringsnivå (nivå 2) där bakgrundsdata ska finnas tillgänglig för samtliga instanser som utför påverkansklassificeringen. Vid klassificering av en vattenförekomst tillämpas därför den optimala nivån (nivå 1) med samtliga parametrar när detta är möjligt och data finns tillgänglig. I områden där sådant dataunderlag inte finns tillgängligt, klassificerar man vattenförekomsten utifrån dataunderlag enligt nivå 2.

Tabell 4.1. Dataunderlag för klassificering av antropogen påverkan. Faktorer som är kursiverade ingår inte i någon bedömningsgrund.

Nivå 1		
Vattenförekomster med datadunderlag från:	Information om:	Påverkanstyp
Biotopkartering	Sträckning	Rätning/kanalisering
Motsvarande fältinventeringar	Form	Rensning
Elfiskeprotokoll	Invallningar	Dikning
	Strandförstärkning	Vattenuttag
	Död ved	Strandförstärkningar
	Marktyp i närmiljö	
	Bottensubstrat	
	Bottenstruktur	
	Struktur på strandzon	
Nivå 2		
Vattenförekomster med datadunderlag från:	Information om:	Påverkanstyp
GIS	Vägövergångar	Vägnät
Marktäckedata	Markanvändning i närmiljö	Skogsbruk
Fastighetskartan	Markanvändning i	Jordbruk
Flottningsförrättningar	delavrinningsområdet	Vattenuttag
Dikesförrättningar	Sträckning	
Generalstabskartor	Konnektivitet	
	Diken	

4.2 Ingående parametrar

Morfologin är uppdelad på de två kvalitetsfaktorer morfologi i sjöar och morfologi i vattendrag (se tabell 4.2). I kvalitetsfaktorn morfologi i sjöar ingår parametrarna, markanvändning i närmiljön, markanvändning i delavrinningsområdet, förändrad litoralzon, antal diken per km och död ved. Av dessa föreskrivs samtliga parametrar i NFS 2008:1 varav död ved i form av ett allmänt råd.

Se FS bilaga 3, avsnitt 6.5

I kvalitetsfaktorn morfologi i vattendrag ingår parametrarna, markanvändning i närmiljön, markanvändning i delavrinningsområdet, antal diken per km, rätnings-/kanaliseringsgrad, antal vägövergångar per km vattendrag, död ved och andel rensad sträcka. Av dessa föreskrivs samtliga parametrar i NFS 2008:1 varav död ved och andel rensad sträcka i form av allmänna råd.

Se AR till bilaga 3 avsnitt

Tabell 4.2. Parametrar för klassificering av morfologisk påverkan.

Bedömningsgrund (parameter)	Underlag	Vattendrag	Sjöar
Markanvändning i närmiljön	Marktäckedata, fastighetskartan	X	X
Markanvändning i delavrinningsområdet	Marktäckedata, fastighetskartan	X	X
Död ved (antal vedbitar)	Biotopkartering, inventering	X	X
Förändrad litoralzon	SMHI, vattendom, biotopkartering		X
Antal diken per km	Fastighetskartan, dikesförrättningar, biotopkartering	X	X
Rätnings/kanaliseringsgrad	Biotopkartering, kartor, GIS, historiska dokument	X	
Andel rensad sträcka	Biotopkartering	X	
Antal korsande vägar per km	Fastighetskartan	X	

4.3 Markanvändning i närmiljön

Markanvändning i närmiljön indelas enligt System Aqua i tre grupper av starkt påverkade typer: Hygge, åker (innefattar även betesmark) och bebyggda/anlagda ytor (även täkter). Konsekvenser av dessa artificiella marktyper i närmiljön är att den skyddande skogskanten försvinner och med den beskuggning, instrålningsskydd, biotanedfall och tillförsel av död ved. Dessutom ökar läckaget av näringsämnen från den omgivande marken till vattnet. Bristen på växtlighet på den omgivande marken kan också vid vissa topografiska förhållanden öka erosionen på marken med ökad transport av humus och finpartikulärt material ut i vattenförekomsten som följd. Studier av skogsbäckar har visat att den absoluta närmiljön (0-5 m) hade mer samband med vattendragets status än omgivning (5-30 m från bäcken) respektive övriga avrinningsområdet[10].

4.3.1 Krav på underlagsdata

Vid klassificering ska information från fältkontroll eller kartanalys användas. Vid klassificering utifrån fältkontroll bör underlag från biotopkartering eller motsvarande fältinventering användas. Vid klassificering utifrån kartanalys bör dataunderlag från marktäckedata och fastighetskartan användas.

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.2.1

Se AR till bilaga 3 avsnitt 5.2.1

4.3.2 Klassificering av status

Om närmiljön är karterad i fält vid biotopkartering eller liknande fältundersökning, används resultatet av denna till statusklassificeringen. Analys och klassificering av markanvändningen i närmiljön enligt nivå 2 utförs enligt följande:

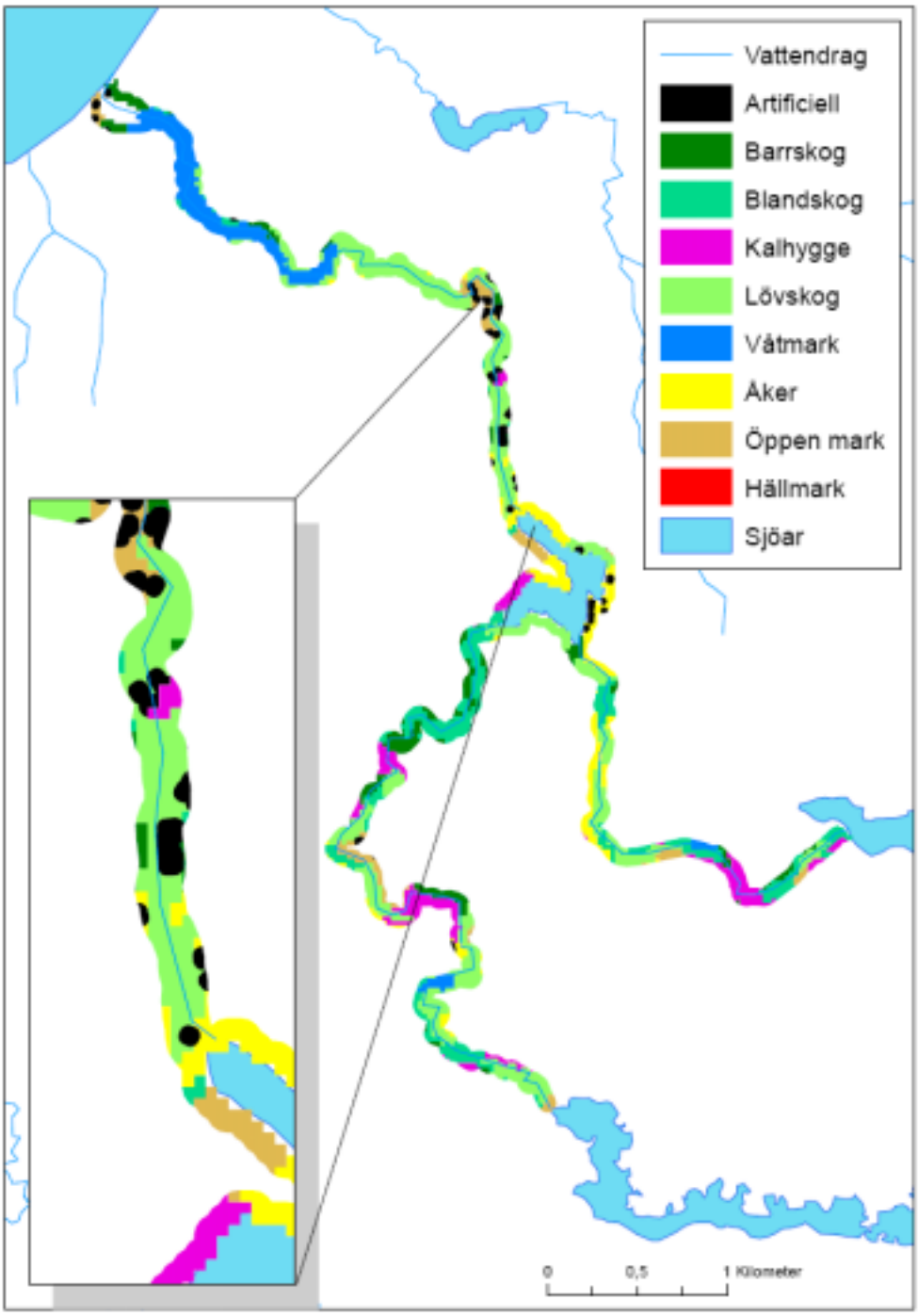
[10] Markusson, K. 1998. Omgivande skog och skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små skogsbäckar. Skogsstyrelsen Rapport 8, 35 s.

- Som grundkarta i GIS används ett vattendragstema digitaliserat i skala 1:10 000 alternativt fastighetskartans sjöar och vattendrag.
- Runt sjöar/på var sida om vattendragen, läggs sedan en 2 pixlars (50 m) buffert med uppgifter från marktäckedata.
- Områden extrapoleras med uppgifter om nya hyggen från Skogsstyrelsens GIS-system[11] och buffrade (20 m) husbyggnader från fastighetskartan.

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.2.1

Figur 4.1 nedan är exempel på en digital kartbild efter extrapolering.

[11] Skogsstyrelsens GIS-system kallas ”Kotten” vilket är det av Skogsstyrelsen utvecklade GIS systemet för kontroll av landets skogsskötsel, med data om avverkningar, återplanteringar mm.



Figur 4.1. Vattendrag med 2 pixlars buffert (50m) på var sida. Färgerna är marktäckedata med kompletterade uppgifter om artificiell mark från ekonomiska kartan och Skogsstyrelsens GIS-system.

För de tre artificiella marktyperna hygge, åker och bebyggd/anlagd mark beräknas procentuell förekomst i förhållande till övriga marktyper i närmiljön. Enligt Biotopkartering-Vattendrag[12], räknas mark som hygge fram till att den blivande skogen nått en medelhöjd på 1,3 meter. Information om närmiljöns beskaffenhet framkommer också vid biotopkarteringar av vattendrag. Är denna inventering aktuell kan resultatet användas vid påverkansbedömningen.

Markanvändning i närmiljön beräknas som andel påverkad mark i förhållande till den totala andelen mark. Som påverkad mark räknas:

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.2.2

- stadsstruktur,
- industri,
- gruvområden,
- täkter,
- byggplatser,
- åkermark,
- betesmark och
- kalhygge.

4.3.3 Klassgränser

Klassgränser för klassificering av markanvändning i närmiljö framgår i tabell 4.3.

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.2.3

Tabell 4.3. Klassgränser för starkt påverkade marktyper i vattenförekomstens närmiljö.

Status	Klass	Påverkan	Markanvändning i närmiljön
Hög	1	Ingen påverkan	≤10 % av närmiljön består av artificiell mark
God	2	Liten påverkan	>10-20 % av närmiljön består av artificiell Mark
Måttlig	3	Måttlig påverkan	>20-40 % av närmiljön består av artificiell Mark
Otillfredsställande	4	Betydande påverkan	>40-60 % av närmiljön består av artificiell Mark
Dålig	5	Kraftig påverkan	>60 % av närmiljön består av artificiell mark

[12] Halldén A, Liliegren Y. och Lagerkvist G. 2002. Biotopkartering – vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i anslutning till vattendrag 2002. Länsstyrelsen i Jönköping, meddelande 2002:55.

4.4 Markanvändning i delavrinningsområdet

Skogsbruks- och jordbruksmarker och andra påverkade markområden i en vattenförekomsts delavrinningsområde/delavrinningsområden (del-ARO) kan ha effekter på vattendrag och sjöar genom läckage av näringsämnen, ökad grumling och transport av metallföroreningar till intilliggande vatten. Därför är det angeläget att även marktyperna i delavrinningsområdet kommer med i en statusklassificering för en vattenförekomst. Markanvändningen i landskapet har uppvisat ett tydligt samband med vattendragens status[13]. Tidigare analyser har visat signifikant avvikande värden på bottenfaunaindex där markanvändningen i avrinningsområdet bestått av en stor del (25 %) jordbruksmark[14].

4.4.1 Krav på underlagsdata

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.3.1

Vid klassificering ska information från fältkontroll eller kartanalys användas. Vid klassificering utifrån fältkontroll bör underlag från biotopkartering eller motsvarande fältinventeringar användas. Vid klassificering utifrån kartanalys bör dataunderlag från marktäckedata och fastighetskartan användas.

Se AR till bilaga 3 avsnitt 5.3.1

4.4.2 Klassificering av status

För klassificeringen av markanvändningen i delavrinningsområdet används samma kartunderlag som vid analysen av markanvändningen i närmiljön. Digitaliserade kartor med delavrinningsområdesgränser från SMHI (delavrinningsområdesskikt 2007) används och marktäckedata läggs på dessa. Procentuell andel påverkad mark; hygge, åker och tomtmark/bebyggd mark beräknas sedan utifrån marktäckedata. Kartan extrapoleras sedan med uppgifter om nya hyggen från Skogsstyrelsens GIS-system.

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.3.2

Markanvändning i delavrinningsområdet beräknas som andel påverkad mark i förhållande till den totala andelen mark. Som påverkad mark räknas:

- stadsstruktur,
- industri,
- gruvområden,
- täkter,
- byggplatser,
- åkermark,
- betesmark och
- kalhygge.

[13] Degerman, E. et al., 2006. Classification and assessment of degradation in European running waters. Fisheries management and ecology, In press.
[14] Sandin, L., 2003. Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness, and environmental relations. Ecography 26: 269-282.

4.4.3 Klassgränser

Klassgränserna för markanvändning i delavrinningsområdet följer gränsvärdena enligt System Aqua. En fördjupad analys från flera regioner bör utföras i framtiden för att få ökad träffsäkerhet för klassgränserna.

Klassgränser för klassificering av markanvändning i vattenförekomstens delavrinningsområde framgår i tabell 4.4.

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.3.3

Tabell 4.4. Klassgränser för markanvändning i delavrinningsområdet.

Status	Klass	Påverkan	Markanvändning i delavrinningsområdet
Hög	1	Ingen påverkan	≤10 % av delavrinningsområdet består av artificiell mark
God	2	Liten påverkan	>10-20 % av delavrinningsområdet består av artificiell mark
Måttlig	3	Måttlig påverkan	>20-40 % av delavrinningsområdet består av artificiell mark
Otillfredsställande	4	Betydande påverkan	>40-60 % av delavrinningsområdet består av artificiell mark
Dålig	5	Kraftig påverkan	>60 % av delavrinningsområdet består av artificiell mark

4.5 Död ved (antal vedbitar)

Förutom god kontinuitet, bra lekbottnar och stor ståndplatsvariation är tätheten av laxfisk även avhängig av produktionen av evertebrater i och kring vattendraget. Denna möjliggörs i hög grad av förekomsten av företrädelsevis död ved i, ovan och intill vattnet. Avverkningar intill vattendraget med effekter som förlorat nedfall av biomassa och färre omkullvälta träd, minskar möjligheterna till goda levnadsförhållanden för fisk. En tillräcklig buffertzon som lämnats vid eventuell avverkning eller annan typ av markexploatering erbjuder goda möjligheter för fisk i form av nedfall av näring, beskuggning, minskad instrålning, minskad störning och ökning av framtida produktion av död ved. Död ved har påvisad positiv effekt på både biologisk mångformighet och biologisk mångfald. Den struktur som ved i vattnet innebär ger också vattendrag förmågan att hålla kvar näringsämnen en längre tid och organiska material omsätts effektivare i olika biologiska processer. Dessutom har ved i vattnet en dämpande effekt på negativa eroderande processer. Direkta effekter av ved i vattnet är den möjlighet som erbjuds som ståndplatser för fisk och skydd mot rovdjur och strömmar. Ökning av mängden öring i skogsvatten med ökad mängd ved har kunnat påvisas i svenska skogsvattendrag[15].

Mängden död ved beräknas som antal vedbitar (längre än 1 meter och som är mer än 10 cm i diameter) per 100 meter. Mängden död ved framkommer vid biotopkarteringar, elfisken och liknande fältundersökningar. Närmiljön kan dock ge en

[15] Degerman, E., Magnusson, K. och Sers, B., 2005. Fisk i skogsbäckar. Världsnaturfonden, WWF, Levande skogsvatten 31s.

indikation på mängden död ved. Sambandet mellan en skog av äldre, icke-produktionstyp och mängden död ved i vattnet har påvisats[16] vilket gör att även om den verkliga mängden död ved inte kan fastställas är en närmiljö av exempelvis gammal granskog viktig eftersom den marktypen med största sannolikhet har återspeglingar på mängden ved i vattnet. Tydliga samband har påvisats mellan mängden död ved och fisktäthet (öring). Ökande mängd död ved upp till 8-16 bitar (>1m långa, >10cm diameter) har visat en medförd ökning av antalet öringar på sådana lokaler[17]. Fortsatt ökning upp till 25 bitar/100m kunde i samma undersökning konstateras, dock utan signifikans.

4.5.1 Krav på underlagsdata

Se AR till bilaga 3 avsnitt 5

Vid klassificeringen bör information från fältkontroll användas. Fältkontrollen bör göras i form av underlag från en biotopkartering eller motsvarande fältinventering.

4.5.2 Klassificering av status

Se AR till bilaga 3 avsnitt 5

Uppgiften om mängden död ved i vattnet tas fram genom vattenbiotiopskarteringar eller liknande fältinventeringar. Klassificeringarna i biotopkarteringsprotokoll A, transformeras enligt:

Klass enligt biotopkarteringsprotokoll A7. Död ved	Klass	Status
0 (0 stockar)	5	Dålig
1 (< 6 stockar)	4	Otillfredsställande
2 (6-25 stockar)	2	God
3 (> 25 stockar)	1	Hög

Parametern död ved kan inte användas i områden med lågproduktiv mark (s.k. impedimentmark), som hällmark eller myrområden eftersom tillförseln av död ved till vattendraget av naturliga orsaker inte är lika stor som i skogsmark.

Se AR till bilaga 3 avsnitt 5

Mängden död ved beräknas som antalet vedbitar >1m långa och >10cm diameter / 100 meter.

[16] Degerman, E., Halldén, A. och Törnblom, J., 2005. Död ved i vattendrag – Effekten av skogsålder och skyddszon på mängd död ved. Rapport, Världsnaturfonden WWF, Levande skogsvatten, 18s
[17] Ibid.

4.5.3 Klassgränser

Klassgränser för klassificering av död ved framgår i tabell 4.5.

Se AR till bilaga 3 avsnitt 5

Tabell 4.5. Klassgränserna för mängden död ved i vattendrag.

Status	Klass	Påverkan	Död ved (antal vedbitar) >1m långa och >10cm diameter / 100 meter.
Hög	1	Ingen påverkan	>16 bitar
God	2	Liten påverkan	>10-16 bitar
Måttlig	3	Måttlig påverkan	>6-10 bitar
Otillfredsställande	4	Betydande påverkan	≤6 bitar
Dålig	5	Kraftig påverkan	0 bitar

4.6 Förändrad litoralzon

Gamla sänkningar och höjningar av vattennivån i sjöar, oftast som en följd av reglering vid kraftproduktion, har påverkat sjöars litoralzon (strandzon), bl.a. i form av förändrad florasammansättning. Evertebrater som lever i litoralzonen och som utgör viktig fiskföda påverkas också vid regleringar p.g.a. den förändrade vattennivån. Förändrad vattennivå i vattenförekomster anses därför ha en viktig påverkan på biologin.

Bestående förändringar i litoralzonen kan orsakas av permanenta vattenståndshöjningar och vattenståndssänkningar, omfattande muddringar och grävningar, igenfyllning av stränder och sund, ändrat utlopp eller dylikt.

4.6.1 Krav på underlagsdata

Register över höjda och sänkta vattenförekomster finns hos SMHI[18] samt i vissa fall i regionala vattendomar.

Vid klassificering ska information från fältkontroll eller kartanalys användas. Vid klassificering utifrån fältkontroll bör underlag från biotopkartering eller motsvarande fältinventeringar användas. Vid klassificering utifrån kartanalys bör dataunderlag från marktäckedata, fastighetskartan samt generalstabskartor användas.

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.4.1

Se AR till bilaga 3 avsnitt 5.4.1

4.6.2 Klassificering av status

Hur stor effekt en påverkan på vattenförekomstens litoralzon har beror på en mängd faktorer som strandens lutning, bottenbeskaffenhet, omgivande miljöer och klimat. Av den anledningen presenteras här en grövre 3-gradig skala indelad i hög,

[18] SMHI, 1995. Sänkta och torrlagda sjöar. SMHI Hydrologi: 62.

måttlig eller dålig status för parametern förändrad litoralzon. Gränsvärdena är delvis tagna från System Aqua.

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.4.2

För att få en distinktion mellan olika typer av påverkan och vid vilken tid eventuella ingrepp utförts, har en tidsgräns på 50 år och en nivåskillnad på 1 meter använts som riktmärken för klassgränserna. Förändrad litoralzon kan antingen beräknas som andel påverkad sträcka/ totala strandlinjens sträcka*100, eller som förändrad vattennivå i meter.

Om man vid klassificering av parametern förändrad litoralzon kommer fram till att en vattenförekomst har måttlig eller dålig status samtidigt som samtliga biologiska kvalitetsfaktorerna klassificerats till hög status kan en rimlighetsbedömning utföras av vattenmyndigheten. I de fall rimlighetsbedömningen påvisar att klassificeringen av parametern inte är rimlig får man bortse från den tidigare klassificeringen. I ett nästa steg ska då en expertbedömning utföras vilket kan resultera i en ny klassning av status eller potential, antingen för hela vattenförekomsten eller för enskilda kvalitetsfaktorer. Det är i detta sammanhang viktigt att vara uppmärksam på om parametrar eller kvalitetsfaktorer som reagerar långsamt på miljöförändringar (s.k. tröga parametrar) har haft tillräckligt med tid att reagera på aktuella påverkansfaktorer.

Se FS 2 kap. 8-9 §§

I de fall det sker en aktiv reglering av vattennivån i en vattenförekomst, används inte parametern förändrad litoralzon. Anledningen till detta är svårigheten att definiera litoralzonen i dessa fall.

4.6.3 Klassgränser

Klassgränser för klassificering av förändring av litoralzon framgår i tabell 4.6.

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.4.3

Tabell 4.6. Klassindelning för förändrad litoralzon i sjöar. Parametern innefattar inte klasser för god och otillfredsställande status.

Status	Klass	Påverkan	Förändrad litoralzon
Hög	1	Ingen påverkan	Vattennivån har förändrats med <0,5m, eller, ingrepp utförda de senaste 50 åren har förändrat <10% av strandsträckan, eller, ingrepp utförda för mer än 50 år sedan har förändrat <25% av strandsträckan.
Måttlig	3	Måttlig påverkan	Vattennivån har förändrats med 0,5 till 1m, eller, ingrepp utförda under de senaste 50 åren har förändrat 10-25% av strandsträckan, eller, ingrepp utförda för mer än 50 år sedan har förändrat 25-50 % av strandsträckan.
Dålig	5	Kraftig påverkan	Vattennivån har förändrats > 1m, eller, ingrepp utförda under de senaste 50 åren har förändrat >25 % av strandsträckan, eller, ingrepp utförda för mer än 50 år sedan har förändrat >50% av strandsträckan.

4.7 Antal diken per km

Effekten av utmynnande diken i vattenförekomster påverkar i form av bl.a. ökad sedimenttillförsel, speciellt under perioder med höga flöden. Följden av den förhöjda finpartikelhalten får effekter i form av inbäddning av block och igenslamning av potentiella lek- och uppväxtlokaler samt ökad grumling av vattnet. Många dikningar har skett i avsikt att avvattna den omgivande marken för att öka skogsproduktionen eller arealen jordbruksmark. Sådana dikningsföretag har inneburit kraftiga hydrologiska effekter för framför allt mindre vattendrag med ökad uttorkning och minskad vattenföring.

4.7.1 Krav på underlagsdata

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.5.1

Se AR till bilaga 3 avsnitt 5.5.1

Vid klassificering ska information från fältkontroll eller kartanalys användas. Vid klassificering utifrån fältkontroll bör underlag från biotopkartering eller motsvarande fältinventeringar användas. Vid klassificering utifrån kartanalys bör dataunderlag från marktäckedata, fastighetskartan, flottningsförrättningar, dikesförrättningar samt generalstabskartor användas.

4.7.2 Klassificering av status

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.5.2

Uppgifter om antal diken tas med fördel fram med hjälp av både resultaten från en eventuell vattenbiotopskartering i kombination med fastighetskartan. Om data från biotopkartering inte finns för vattendraget används endast fastighetskartan som dataunderlag. Definitionen av dike är en artificiell/grävd, oftast rak rinnsträcka som mynnar ut i vattenförekomsten.

Antal diken beräknas som antal diken per km vattendrag eller strandsträcka.

4.7.3 Klassgränser

Se FS bilaga 3, avsnitt 5.5.3

Klassgränser för klassificering av antal diken per km framgår i tabell 4.7.

Tabell 4.7. Klassgränser för antal diken per km.

Status	Klass	Påverkan	Antal diken per km
Hög	1	Ingen påverkan	<1 dike
God	2	Liten påverkan	1-3 diken
Måttlig	3	Måttlig påverkan	>3-5 diken
Otillfredsställande	4	Betydande påverkan	>5-7 diken
Dålig	5	Kraftig påverkan	>7 diken

4.8 Rätning/kanaliseringsgrad

Rätning/kanalisering har framför allt förorsakats av jordbrukens avvattning och äldre skogsbruk i form av timmerflottning. Dessa ingrepp med omgrävningar av vattenfåran har skett med påföljden att tidigare mer eller mindre ringlande eller meandrande vattendrag har tappat de kvaliteter som är signifikant för ett orört vattendrag. Erosionen av vattenfårans ytterkanter i kurvorna som skapar ett skyddande överhäng av strandbrinken för större fisk försvinner. Depositionen av finpartikulärt material förändras och strömhastigheten bromsas inte av vindlingen utan får vid en rätning högre hastighet med kraftiga erosionsförändringar och bortspolningseffekter som följd. Med det förloras även den kontinuerliga förändringen i vattenfåran som är viktig för de flesta vattenlevande organismer i en naturligt fungerande å.

4.8.1 Krav på underlagsdata

Vid klassificering ska information från fältkontroll eller kartanalys användas. Vid klassificering utifrån fältkontroll bör underlag från biotopkartering eller motsvarande fältinventeringar användas. Vid klassificering utifrån kartanalys bör dataunderlag från fastighetskartan, flottningsförrättningar, dikesförrättningar samt generalstabskartor användas.

Se FS bilaga 3, avsnitt 6.2.1

Se AR till bilaga 3 avsnitt 6.2.1

4.8.2 Klassificering av status

Graden av rätning/kanalisering framkommer vid biotopkarteringar och liknande fältinventeringar eller vid kartanalyser. Bäst bedömning görs om tillgång till biotopkarteringsuppgifter finns tillgängliga att använda i kombination med kartmaterial. Där vattenförekomster är biotopkarterade och underlaget från detta möjliggör en nivå 1-klassificering, gäller för biotopkarteringens protokoll A – Vattenbiotoper, att; kulverterat, damm, indämt och rensningsgrad 3 är liktydigt med rätning/kanalisering. Vid biotopkartering motsvarar alltså klassificeringen rensningsgrad 3 en rätning eller omgrävning medan rensningsgrad 1 – 2 motsvarar rensning och är en separat parameter.

Historiska kartor och dokument, exempelvis eventuella flottningsförättningar, dikesförättningar och generalstabskartor, där vattendragens ursprungliga sträckning framgår, utgör viktigt underlag för klassificeringen av rätningsgraden. Dessa kan användas som ett sållningsverktyg för utpekande av var undersökande åtgärder ska sättas in. Första åtgärden bör då vara exempelvis biotopkartering för att undersöka och eventuellt bekräfta påverkan.

Rätningsgrad/kanaliseringsgrad beräknas som andel rätad eller kanaliserad sträcka av vattenförekomstens totallängd.

Se FS bilaga 3, avsnitt 6.2.2

4.8.3 Klassgränser

Klassgränser för klassificering av rätning/kanaliseringsgrad framgår i tabell 4.8.

Se FS bilaga 3, avsnitt 6.2.3

Tabell 4.8. Klassgränser för andelen rätad eller kanaliserad sträcka av totala längden vattendrag.

Status	Klass	Påverkan	Rätning/kanaliseringsgrad
Hög	1	Ingen påverkan	Ingen rätning
God	2	Liten påverkan	≤10%
Måttlig	3	Måttlig påverkan	>10-40%
Otillfredsställande	4	Betydande påverkan	>40-70 %
Dålig	5	Kraftig påverkan	>70 %

4.9 Andel rensad sträcka

Vid skapandet av flottleder för timmertransporter uppstod problem vid grunda sträckor och sträckor med stora och många block. Därför har speciellt dessa sträckor blivit föremål för rensning av sådana element med hjälp av sprängning eller att man lyfte bort block och sten från mittfåran och lade dem längs kanterna på vattendraget eller uppe på strandkanterna. Detta gjordes för att få en homogenare djupstruktur och en flottled utan hinder. Åtgärder som dessa har inneburit en förlust av viktiga ståndplatser för fisk, uppehållsplatser för evertebrater och makrofyter och har förändrat strömförhållandena till mer homogena strömningsmönster. Detta medför även en minskning av den heterogena turbulens som skapar höljor och syresätter vattnet.

4.9.1 Krav på underlagsdata

Vid klassificering ska information från fältkontroll eller kartanalys användas. Vid klassificering utifrån fältkontroll bör underlag från biotopkartering eller motsvarande fältinventeringar användas. Vid klassificering utifrån kartanalys bör dataunderlag från fastighetskartan, flottningsförrättningar, dikesförrättningar samt generalstabskartor användas.

Se FS bilaga 3, avsnitt 6.3.1

Se AR till bilaga 3 avsnitt 6.3.1

4.9.2 Klassificering av status

Information om rensning finns i databaser från eventuella biotopkarteringar och är en parameter för en nivå 1-klassificering. I biotopkarteringens protokoll, parameter A9, finns en 4-gradig skala för rensningsgrad. För denna bedömningsgrund gäller att klasserna 2 och 3 räknas som rensat. Detta betyder följaktligen att en klassificering av rensningsgraden till 3 vid en biotopkartering översätts till både rensat och rätat i bedömningsgrunden. Bedömningen 0 eller 1 bedöms alltså inte som rensat.

Vid tillgång till underlag i form av flottningsförrättningar eller dikesförrättningar, kan även dessa användas som indikation på rensningsgraden och blir då formellt en nivå 2-klassificering.

Andel rensad sträcka beräknas som andel rensad sträcka av totallängden vattenförekomst.

Se FS bilaga 3, avsnitt 6.3.2

4.9.3 Klassgränser

Klassgränser för klassificering av andel rensad sträcka framgår i tabell 4.9.

Se FS bilaga 3, avsnitt 6.3.3

Tabell 4.9. Klassindelning för påverkan i form av andelen rensad sträcka.

Status	Klass	Påverkan	Andel rensad sträcka
Hög	1	Ingen påverkan	0 %
God	2	Liten påverkan	≤10%
Måttlig	3	Måttlig påverkan	>10-25 %
Otillfredsställande	4	Betydande påverkan	>25-50 %
Dålig	5	Kraftig påverkan	>50 %

4.10 Antal vägövergångar per km

En av de studier som gjorts[19], indikerar att en stor andel vägtrummor vid dessa vägkorsningar, i vissa områden upp till 88 %, utgör vandringshinder. Det gäller inte bara för fisk utan även andra djur som evertebrater och utter. Ytterligare studier visar dessutom att trumman i sig, även om den fysiskt inte utgör ett vandringshinder, kan verka hindrande för migrerande öringyngel eftersom de vid vandringen observerats vara ovilliga att passera genom trumman[20]. Vägövergångar kan även ha sekundära effekter av bl.a. minskat instrålningsskydd pga. avverkningen vid vägkanterna.

4.10.1 Krav på underlagsdata

Vid klassificering ska information från fältkontroll eller kartanalys användas. Vid klassificering utifrån fältkontroll bör underlag från biotopkartering eller motsvarande fältinventeringar användas. Vid klassificering utifrån kartanalys bör dataunderlag från fastighetskartan användas.

Se FS bilaga 3, avsnitt 6.4.1

Se AR till bilaga 3 avsnitt 6.4.1

[19] Bergengren, J.,1999. Vandringshinder och spridningsbarriärer inventerade i 11 vattensystem i Västernorrland. Länsstyrelsen i Västernorrland, Publikation 1999:1

[20] Kemp, P.S., Gessel, M.H. och Williams, J.G., 2005. Seaward migrating subyearling chinook salmon avoid overhead cover. Journal of fish biology, 67, 1381-1391.

4.10.2 Klassificering av status

Antal vägar av typerna; allmän väg, enskild väg och skogsbilväg som korsar vattendraget tas fram med hjälp av fältinventering eller kartmaterial (fastighetskartan) och antal övergångar per km vattendrag beräknas.

Antal korsande vägar beräknas som antal korsande vägar per km vattendrag.

Se FS bilaga 3, avsnitt 6.4.2

4.10.3 Klassgränser

Klassgränser för klassificering av antal vägövergångar framgår i tabell 4.10.

Se FS bilaga 3, avsnitt 6.4.3

Tabell 4.10. Klassindelningen för antal vägövergångar per km vattendrag.

Status	Klass	Påverkan	Antal vägövergångar per km
Hög	1	Ingen påverkan	<1
God	2	Liten påverkan	1-3
Måttlig	3	Måttlig påverkan	>3 – 6
Otillfredsställande	4	Betydande påverkan	>6 – 10
Dålig	5	Kraftig påverkan	>10

5 Sammanvägning av hydromorfologiska parametrar och kvalitetsfaktorer

5.1 Förslag till en arbetsmetod

I denna handbok föreslås ett tillvägagångssätt där påverkan på kontinuiteten i form av parametern förekomst av artificiella vandringshinder klassificeras först. Detta eftersom en bedömning av påverkan på kontinuiteten kräver en kartläggning av vandringshinder inom hela avrinningsområdet. En damm kan hindra laxar att vandra till de naturliga lekplatserna som före dammbygget kunde finnas långt upp i vattensystemet. Kontinuiteten i en vattenförekomst måste därför beskrivas med kunskapsunderlag från hela vattensystemet och det kunskapsunderlaget kan även användas vid klassificering av hydrologisk regim och morfologi.

De dammar som kartläggs för klassificering av kontinuiteten påverkar oftast också den hydrologiska regimen i vattenförekomsten uppströms och i en eller flera vattenförekomster nedströms dammen. Förekomst av dammar och vandringshinder är också faktorer som påverkar vattenförekomsternas morfologi. Det är därför rationellt att samordna sammanställning av bedömningsunderlag och att ta hjälp av digital kartanalys i arbetet.

Vid bedömning av vattenregleringens påverkan på hydrologisk regim ingår att bedöma hur mycket vattennivån i de reglerade sjöarna påverkas och hur mycket vattenföringen påverkas nedströms regleringsdammen. Man har här nytta av att arbeta med bedömningsunderlaget och bedömningsresultaten i ett kartsystem där det finns definierade uppgifter om regleringsdammarna och om regleringarna samt med uppgifter om flödesstatistik. Med det underlaget underlättas arbetet att bedöma hur långt nedströms en regleringsdamm eller en bedömningsplats som en viss påverkan på hydrologisk regim kan gälla.

En vattenförekomst som klassificeras enligt det föreslagna systemet får den hydromorfologiska status som ges av den kraftigaste påverkan enligt någon av de definierade kvalitetsfaktorerna eller parametrarna i klassificeringssystemet. Om t.ex. klassificering av kontinuitet och hydrologisk regim ger god hydromorfologisk status och en klassificering av morfologin ger måttlig status så blir totalklassificeringen måttlig status.

5.2 Sammanvägning av kontinuitet

Fragmenteringsgraden och barriäreffekten ska för kvalitetsfaktorn kontinuitet i vattendrag vägas samman till ett gemensamt värde enligt tabell 5.1. Sammanvägningen av parametrarna fragmenteringsgrad och barriäreffekt ska utföras genom att de båda parametrarnas statusklass (bedömd klass) multipliceras med korresponderande koefficient enligt tabell 5.1. Summorna förs in i kolumnen totalvärde. Därefter beräknas ett medelvärde av totalvärdena vilket ger en totalklassificering. Den slutgiltiga klassificeringen utifrån totalklassificeringen kan sedan avläsas i tabell 5.2.

När det gäller kvalitetsfaktorn kontinuitet i vattendrag fås den slutliga klassificeringen av status sedan genom att jämföra den slutgiltiga klassificeringen för fragmenteringsgraden och barriäreffekten med det klassificering som erhållits av parametern förekomst av artificiella vandringshinder. Om dessa värden visar på olika påverkan blir det värde som visar på störst antropogen störning utslagsgivande. Detta sker enligt principen om att ”sämst styr” som i detta fall får gälla på parameternivå.

Se FS bilaga 3, avsnitt 2.1

Beträffande kvalitetsfaktor kontinuitet i sjöar är det bara parametern förekomst av artificiella vandringshinder som ska klassificeras.

Tabell 5.1. Tabell för sammanvägning av fragmenteringsgrad och barriäreffekt.

Bedömningsgrund (parameter)	Bedömningsnivå	Bedömd klass	Koefficient	Totalvärde
Fragmenteringsgrad	1		2	
Barriäreffekt	1		2	
Totalklassificering				

Tabell 5.2. Klassgränsernas intervall enligt totalklassificeringen i tabell 5.1.

Totalklassificeringsintervall	Klass	Status
2,0 – 3,6	1	Hög
3,7 – 5,2	2	God
5,3 – 6,8	3	Måttlig
6,9 – 8,4	4	Otillfredsställande
8,5 – 10	5	Dålig

5.3 Sammanvägning av hydrologiska regim

Hydrologisk regim är uppdelad på två kvalitetsfaktorer. I kvalitetsfaktorn hydrologisk regim i sjöar ingår parametern föreskriven regleringsamplitud. Stödparametern påverkan på vattenståndsförändringar fyller funktionen av en fördjupad analys och rekommenderas i de fall det finns behov och underlag. Detta görs då inom ramen för en rimlighetsbedömning/expertbedömning (se handbokens huvuddel avsnitt 4.1.1 och 4.4).

Se FS bilaga 3, avsnitt 3.1

Kvalitetsfaktorn hydrologisk regim i vattendrag består av parametern flödesregleringsgrad, förändrad medelhögvattenföring (MHQ) och reducerad medellågvattenföring (MLQ). Status för kvalitetsfaktorn hydrologisk regim i vattendrag bestäms enligt principen sämst styr. De två stödparametrarna antal flödestoppar per år och förändrad variationskoefficient fyller funktionen av en fördjupad analys och rekommenderas i de fall det finns behov och underlag. Detta görs då inom ramen för en rimlighetsbedömning/expertbedömning (se handbokens huvuddel avsnitt 4.1.1 och 4.4).

Se FS bilaga 3, avsnitt 4.1

Se AR till bilaga 3 avsnitt 4.1

Tabell 5.3. En sammanställning av klasser inom bedömningsgrunden för hydrologisk regim i sjöar.

Bedömningsgrund (parameter)	Hög status	God status	Måttlig status	Otillfreds-ställande status	Dålig status
Föreskriven regleringsamplitud	A1	A2	A3	A4	A5
Påverkan på vattenståndsför-ändringar	N1	N2	N3	N4	N5

Tabell 5.4. En sammanställning av klasser inom bedömningsgrunden för hydrologisk regim i vattendrag.

Bedömningsgrund (parameter)	Hög status	God status	Måttlig status	Otillfreds-ställande status	Dålig status
Flödesregleringens påverkan på vattendrag					
Delparameter - regleringsgrad	F1	F2	F3	F4	F5
Delparameter - förändrad MHQ	F1	F2	F3	F4	F5
Delparameter - reducerad MLQ	F1	F2	F3	F4	F5
Antal flödestoppar per år		T2	T3	T4	
Variationskoefficient för dygns-flöden		V2	V3	V4	

5.4 Sammanvägning av morfologi

Den sammanvägda klassificeringen för kvalitetsfaktorerna morfologi i sjöar och morfologi i vattendrag utförs genom att de ingående klassificerade parametrarnas statusklass (bedömd klass) multipliceras med korresponderande koefficient enligt tabell 5.5. Denna uträkning resulterar i ett totalvärde för respektive parameter. För de parametrar där ett värde på så vis kunnat angetts (d.v.s. data funnits tillgängligt) beräknas därefter ett medelvärde av totalvärdena vilket i sin tur ger en totalklassificering. Den slutgiltiga klassen utifrån totalklassificeringen kan sedan avläsas i tabell 5.6.

Tabell 5.5. Tabell för beräkning av morfologisk påverkan.

Bedömningsgrund (parameter)	Bedömningsnivå	Bedömd klass	Koefficient	Totalvärde
Markanvändning i närmiljön	2		3	
Markanvändning i delavrinningsområdet	2		2	
Död ved (antal vedbitar)	1		3	
Förändrad litoralzon	2		2	
Antal diken per km	2		2	
Rätnings/kanaliseringsgrad	2		4	
Andel rensad sträcka	1		3	
Antal vägövergångar per km	2		3	
Totalklassificering				

Tabell 5.6. Klassgränsernas intervall enligt totalklassificeringen i tabell 5.5

Totalklassificeringsintervall	Klass	Status
2,60 – 4,68	1	Hög
4,69 – 6,76	2	God
6,77 – 8,84	3	Måttlig
8,85 – 10,92	4	Otillfredsställande
10,93 – 13,75	5	Dålig

I enstaka fall kan det efter sammanvägningen uppstå en situation där flertalet parametrar indikerar en högre status/potential i förhållande till en eller ett fåtal andra parametrar. Risken finns då att information om enskilda men viktiga morfologiska ingrepp i en vattenförekomst inte återspeglas i den slutliga klassificeringen. Efter att en sammanvägning har gjorts enligt tabell 5.5 och 5.6 kontrolleras därför resultatet och för den sammanvägda klassificeringen av kvalitetsfaktorn morfologi gäller då nedanstående.

Totalstatus högre än god kan ej ges om:
- klassificeringen av en parameter med koefficient 4, är högre än 2
eller
- klassificeringen av minst två parametrar med koefficient 3 är högre än 2.

Totalstatus högre än måttlig kan ej ges om:
- klassificeringen av en parameter med koefficient 4, är högre än 3
- klassificeringen av en parameter med koefficient 3, är högre än 4
eller
- klassificeringen av tre parametrar med koefficient 3 är högre än 3.

Totalstatus högre än otillfredsställande kan ej ges om:
- klassificeringen av en parameter med koefficient 4, är 5
eller
- om klassificeringen av alla parametrar med koefficient 3 är högre än 3.

Bakgrundsrapporter till avsnitt om morfologi:

Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2006. Bedömningsgrunder för hydromorfologi. Meddelanden nr 2006:20.

6 Underlag för bedömning av hydromorfologiska förhållanden i kustvatten

6.1 Inledning

Inom ramen för Naturvårdsverkets arbete med att ta fram bedömningsgrunder har det vetenskapliga underlaget inte ansetts tillräckligt för att utveckla nationella bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszonen. Följande avsnitt avser därför endast att ge exempel på hur statistik för strandnära bebyggelse och för hamnar kan tillämpas som underlag för bedömningar för hydromorfologiska faktorer i kustvatten och vatten i övergångszonen. Informationen kan t.ex. användas för att kartlägga var sannolikheten är stor för fysisk påverkan.

6.2 Parametrar för bedömning

Det finns många parametrar som kan användas för bedömning av påverkan på kustvattenområden. Man kan dela in dessa i två olika huvudgrupper. De aktiviteter och egenskaper som finns i:

1. strandnära områden
2. kustvattnet

De strandnära parametrarna ger indirekt indikation om att kustvattenförekomsten kan vara fysiskt påverkad. Parametrar för aktiviteter och företeelser i strandnära områden som kan användas som indirekt indikation på påverkan på vattenförekomsten är t.ex. bebyggelse, befolkning, tätortsytor, vägar eller andra anläggningar. Med strandnära områden avses här de företeelser som finns mindre än 100 m från strandlinjen.

Parametrar för aktiviteter och företeelser i kustvattnet som kan användas till en mera direkt indikation på påverkan på vattenförekomsten är t.ex. båttrafik, hamnar, muddring, farleder, pirar, bryggor och andra anläggningar.

Exempel på var underlag kan hittas för några av dessa parametrar återges i tabell 6.1. För en mera utförlig beskrivning över olika påverkan och dess källor hänvisas till Påverkansbedömning för ytvatten enligt EG:s Ramdirektiv för vatten[21].

[21] Wallin, Mats., Olsson Håkan., Zackrisson, Jessica (SMED), 2004: Påverkansbedömning för ytvatten enligt EG:s Ramdirektiv för vatten - tillgängliga metoder, verktyg och modeller samt utvecklingsmöjligheter för SMED&SLU. Slutrapport 2004-02-18.

Tabell 6.1. Exempel på indikatorer av påverkan på kustvatten och källor där man hitta information om dessa.

Påverkan	Källor/dataunderlag
Bebyggelse	Lantmäteriverket
Befolkning	SCB, Röda kartan
Tätortsytor	SCB
Vägar	Svenska Marktäckedata, röda kartan
Anläggningar	Länsstyrelsen, Kommunen, SCB
Hamnar	Sjöfartsverket, Lantmäteriverket, Länsstyrelsen
Muddring	Länsstyrelsen
Bryggor	Länsstyrelsen

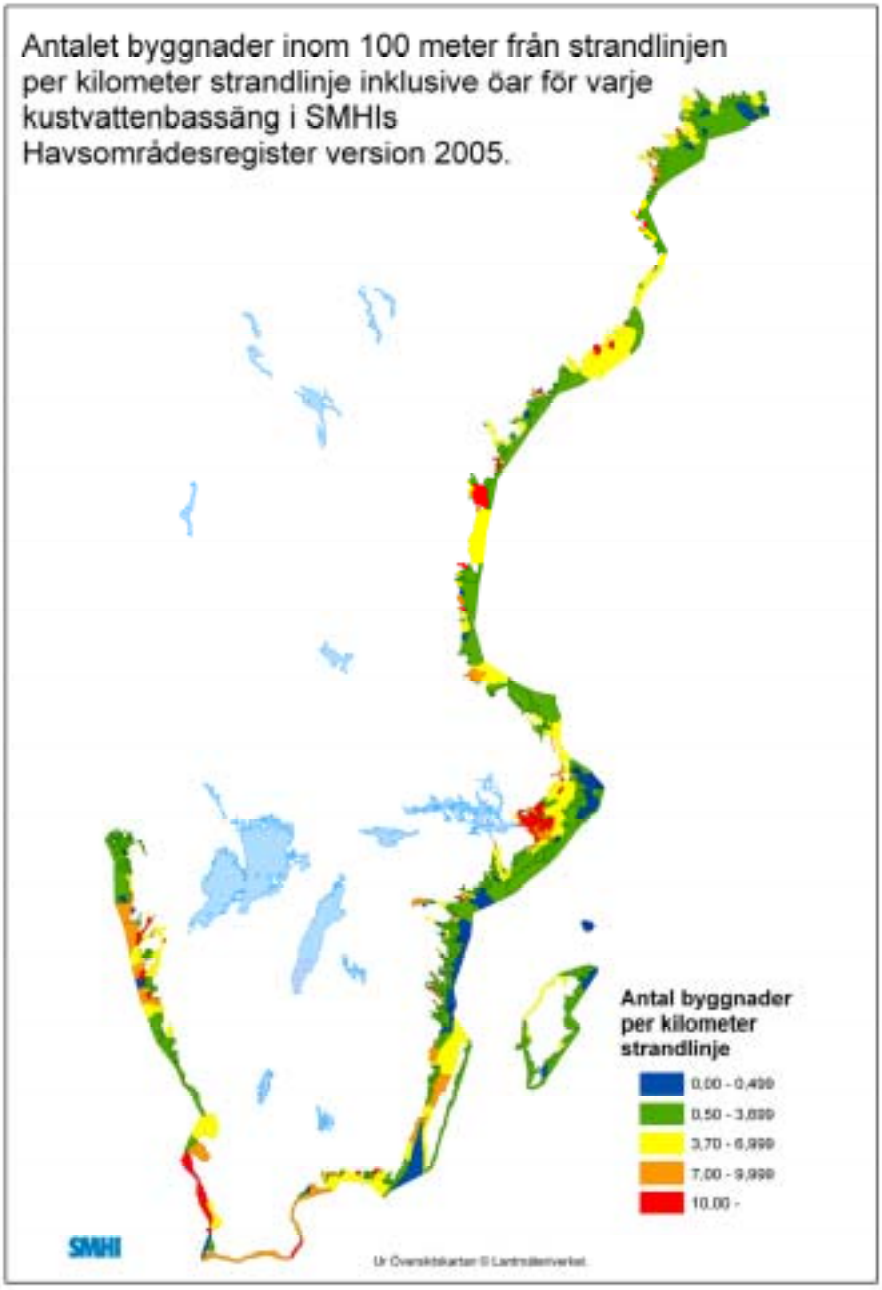
6.3 Antalet strandnära byggnader per kilometer strandlinje

Statistiskt Centralbyrån (SCB) har uppgifter om antalet byggnader som ligger inom 100 m från sjöar, vattendrag och kustvatten. Inför den första rapporteringen till EU 2005 enligt ramdirektivet för vatten använde SCB statistik från Lantmäteriets Byggnadsregister år 2003 och tätortområden enligt kartunderlag från år 2000 för att beräkna antalet byggnader som låg nära de kustvattenobjekt som fanns i SMHI:s havsområdesregister år 2004. Ett förbättrat bedömningsunderlag togs under år 2005 fram genom att SMHI beräknade antalet byggnader per km strandlinje för de bassänger som fanns i SMHI:s havsområdesregister version 2005.

För de 549 bassängerna som fanns med i underlaget bestämdes först 10-percentilen för bassänger med högsta respektive lägsta totalantal strandnära byggnader. Dessa gränsvärden blev 0,5 respektive 10 byggnader per km strandlinje. Mellan dessa klassgränser skapades ytterligare tre klasser genom att dividera skillnaden mellan klassgränsvärdena 0,5 och 10 med tre. Den på så sätt konstruerade bedömningsskalan visas i tabell 6.2. Klassningsresultatet visas på en karta i figur 6.1.

Tabell 6.2. Gränsvärden mellan klasser för indikation på fysisk påverkan med hjälp av statistik för antalet byggnader per km strandlinje samt fördelningen av de 549 kustvattenbassängerna på de fem klasserna.

Strandnära byggnader			
Påverkan	**Klass**	**Antal byggnader per km strand**	**Antal bassänger per påverkansklass**
Obetydlig påverkan	1	0 – 0,499	56
Liten påverkan	2	0,5 – 3,699	223
Måttlig påverkan	3	3,7 – 6,666	145
Betydande påverkan	4	7 – 9,999	68
Kraftig påverkan	5	≥ 10	57



Figur 6.1. Resultat av bedömningsskala som baseras på statistisk fördelning av antalet strandnära byggnader per strandlinjelängd och kustvattenbassäng. Klassindelningen är gjord enligt fördelningen som redovisas i tabell 6.2.

Av de 549 kustvattenbassängerna är det en bassäng, Södra Kalmarsunds utsjövatten, som inte har öar eller kustlinje enligt detta kartunderlag. Övriga kustvattenbassänger har strandlinjelängder från 1 km till 646 km. Det fanns bara 3 bassänger med strandlinjelängder längre än 500 km. Bassängen med 646 km strandlinjelängd, Nordligaste delen av Norra Bohusläns skärgårds kustvatten, är en mycket stor bas-

säng med huvuddelen av strandlängderna belägna i Norge. Eftersom SCB-statistiken inte omfattar byggnader i Norge så är antal byggnader per strandlinjelängd underskattade för denna bassäng. Förutom bassängen som saknar strandlinje är det 20 bassänger som inte har några registrerade strandnära byggnader enligt detta bedömningsunderlag.

6.4 Påverkansindikatorer för hamnar

Inför den första rapporteringen till EU 2005 enligt ramdirektivet för vatten användes uppgifter om antal anlöp av fartyg och lastat respektive lossat gods som SCB sammanställt för 117 hamnar belägna vid kusten. Antal anlöp respektive antal ton lastat och lossat gods användes som indikator på fysisk påverkan för de kustvattenbassänger som hamnarna ligger vid. Statistiken gällde för år 2002 och den omfattade fartyg med en bruttodräktighet om 20 och däröver. Det innebar t.ex. att fiskehamnar och fiskefartyg inte kom med i statistiken.

I tabell 6.3 visas de klassgränser som tillämpades i den bedömning som gjordes inför rapporteringen 2005. Benämningen av klasserna skiljer sig något från de benämningar som användes vid rapporteringen. Vid rapporteringen slogs bl.a. klasserna 4 och 5 samman och kallades Betydande påverkan.

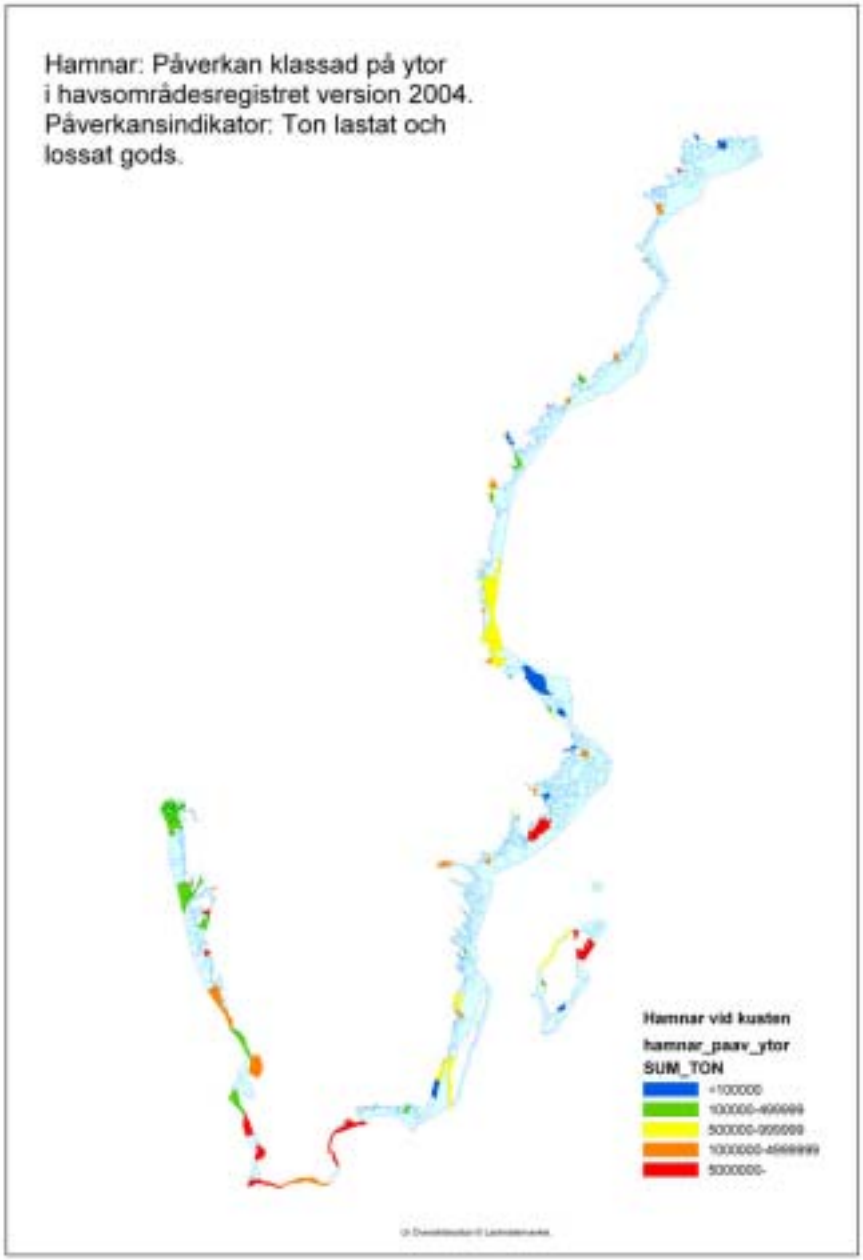
Tabell 6.3. Gränsvärden mellan klasser för indikation på fysisk påverkan med hjälp av statistik för lastat och lossat gods i hamnar, antal anlöpta fartyg samt antal klassade kustvattenbassänger på de fem klasserna.

Påverkan	Gods (ton)	Antal bassänger	Antal anlöp	Antal bassänger
1. Obetydlig påverkan	500 – 99 999	11	1 – 99	11
2. Liten påverkan	100 000 – 499 999	15	100 – 499	15
3. Måttlig påverkan	500 000 – 999 999	14	500 – 1 499	22
4. Betydande påverkan	1 000 000 – 4 999 999	19	1 500 – 4 999	13
5. Kraftig påverkan	≥ 5 000 000	12	≥ 5 000	10

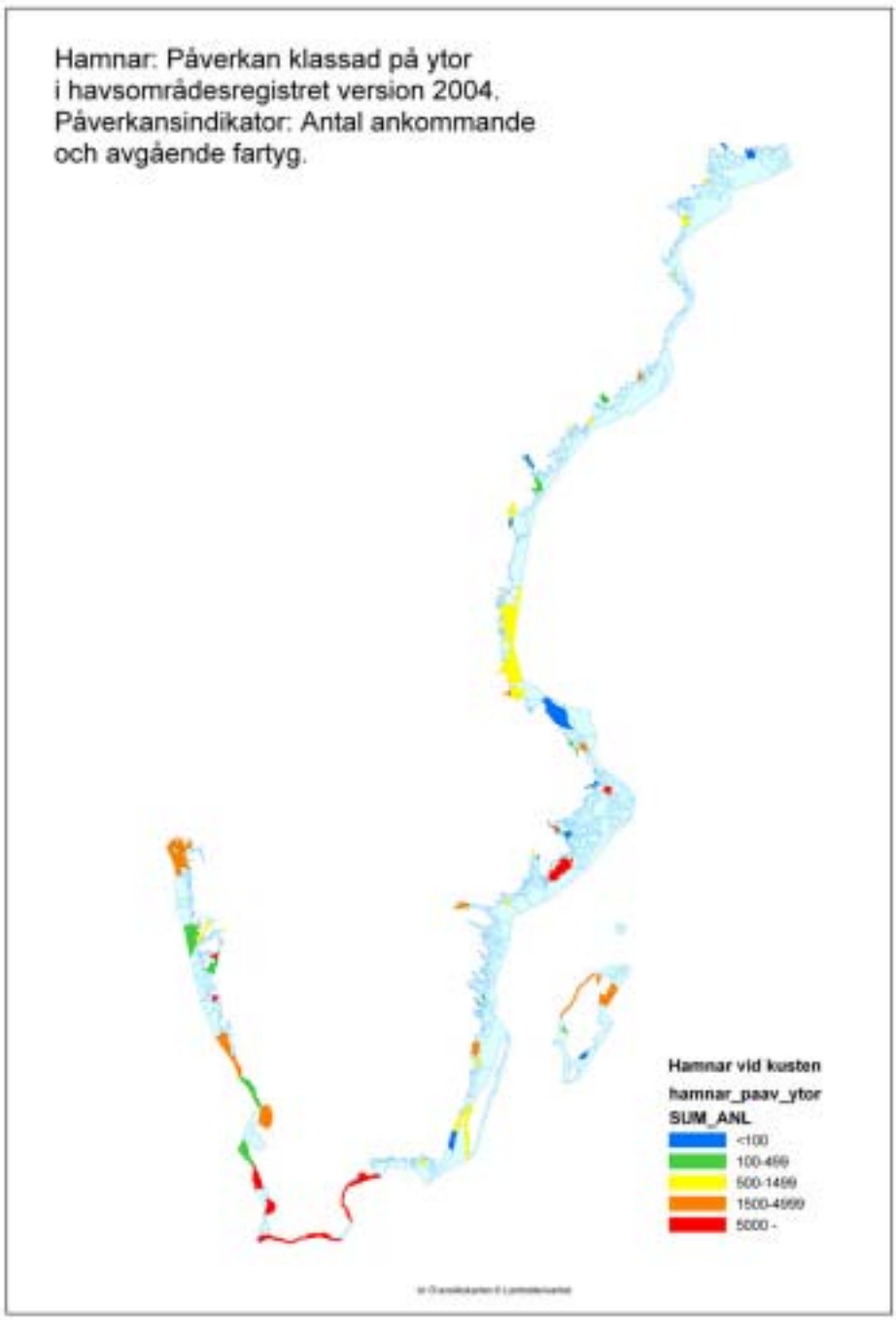
SCB levererade statistiken till SMHI i 7 storleksklasser eftersom SCB inte ville avslöja den absoluta siffran som gällde för en specifik hamn. Vid SMHI:s tillämpning var det t.ex. inte möjligt att göra klasserna 3 och 4 mindre eftersom de var enskilda klasser i underlaget från SCB. Det blev också approximationer vid addition av klasser om mer än en hamn fanns i ett kustvatten. Därför klassades varje bassäng efter den största påverkansindikationen som fanns för området.

Om klassindelningarna enligt SCB summeras och det finns mer än en hamn per kustvattenbassäng så blir klassning av bassänger enligt tabell 6.3 vilket visas i kartorna i figur 6.2 och figur 6.3. Kartorna i figur 6.4 och 6.5 visar också punkter

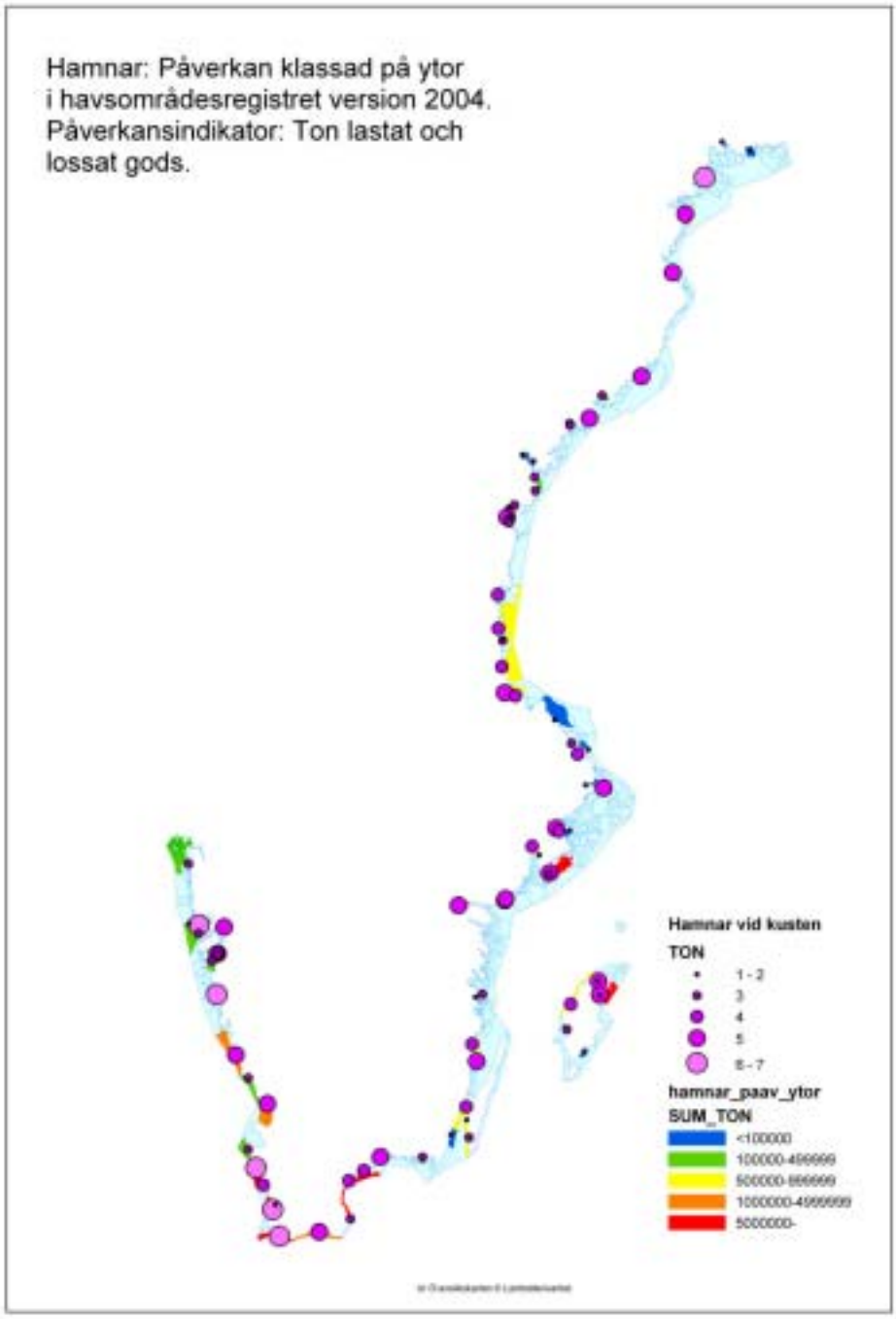
för de olika hamnarna som gett klassningarna av de större kustvattenområdena. Men kan då se hur de kustnära hamnarna kan ge upphov till påverkan i bassänger som sträcker sig olika långt ut i havet, vilket beror på hur bassängerna är avgränsade.



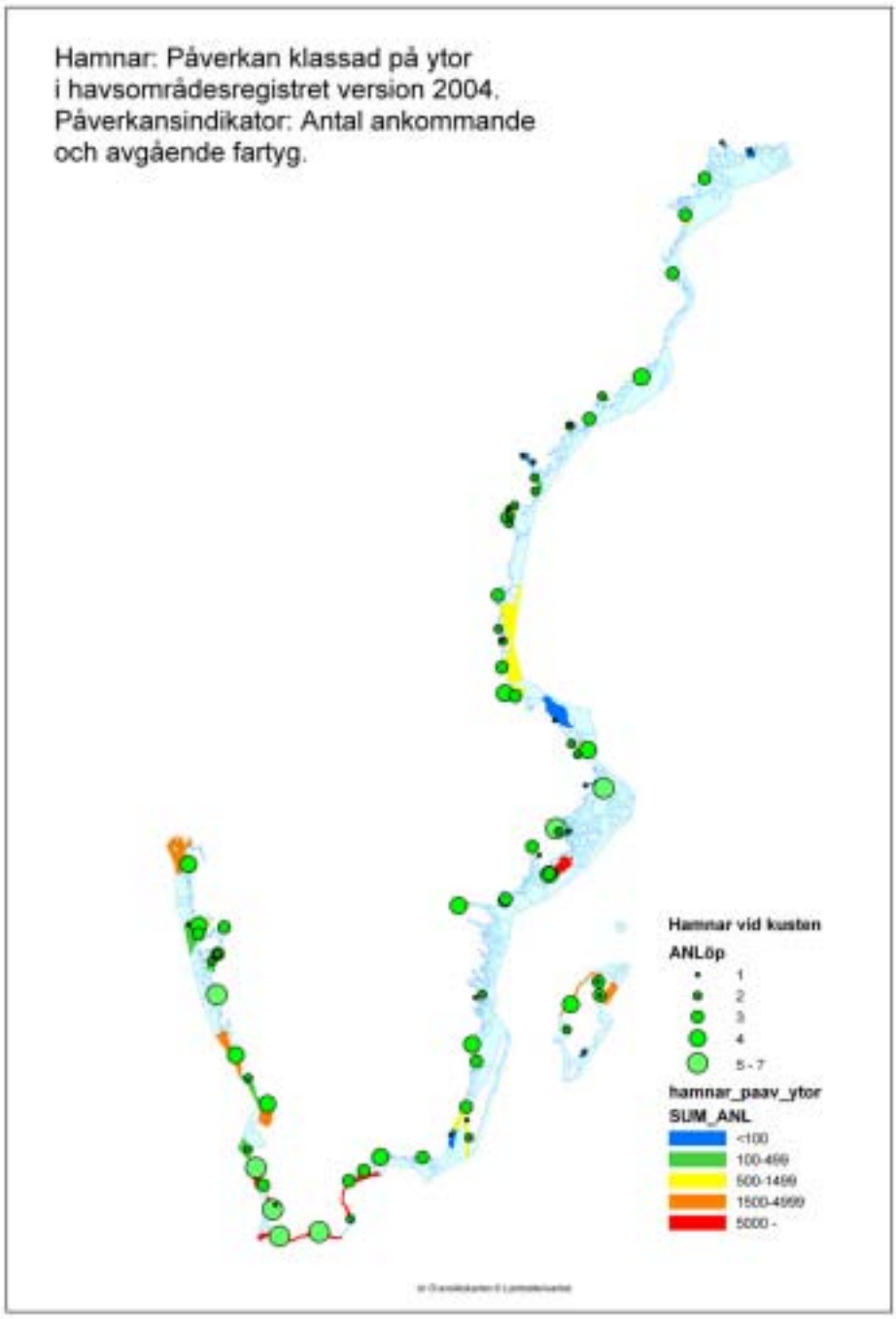
Figur 6.2. Klassning av kustvattenområden i SMHI:s havsområdesregister version 2004. Klassningen baseras på statistik för antal ton lastat och lossat gods i hamnar enligt tabell 6.3. Källa SMHI.



Figur 6.3. Klassning av kustvattenområden i SMHI:s havsområdesregister version 2004. Klassningen baseras på statistik för antal anlöpningar i hamnar enligt tabell 6.3. Källa SMHI.



Figur 6.4. Klassning av kustvattenområden i SMHI:s havsområdesregister version 2004. Klassningen baseras på statistik för antal ton lastat och lossat gods i hamnar enligt tabell 6.3. Hamnarna som kopplats till vattenområdena representeras med olika stora punkter enligt klasser för antal ton lastat och lossat gods som definierats av SCB. Källa SMHI.



Figur 6.5. Klassning av kustvattenområden i SMHI:s havsområdesregister version 2004. Klassningen baseras på statistik för antal anlöpningar i hamnar enligt tabell 6.3. Hamnarna som kopplats till vattenområdena representeras med olika stora punkter enligt klasser för antal anlöp som definierats av SCB. Källa SMHI.

Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon

HANDBOK 2007:4

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-0147-6
ISSN 1650-2361

En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp

Handbok för tillämpning enligt 4 kapitel 1-7 §§ i förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön samt Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering av ytvattenförekomster och fastställande av miljökvalitetsnormer för ytvattenförekomster enligt nämnda förordning NFS 2008:1.

Handboken är tänkt att ge övergripande vägledning till hur miljökvalitetsnormer kan bestämmas och följas upp. Handboken fokuserar främst på den kunskap vi har i dag och kan införskaffa fram till nästa förvaltningsplan. Tanken har varit att ta fram en ”steg för steg” handledning för att underlätta i de fall vattenmyndigheten behöver göra en expertbedömning utifrån det begränsade underlagsmaterial som finns tillgängligt idag, såsom miljödata och modeller med mera. Handbokens syfte är även att i möjligaste mån bidra till att det sker en likvärdig bedömning av vattenkvaliteten över hela Sverige. Den innehåller dock inte detaljinformation kring hur arbetet praktiskt kan ske inom ett avrinningsområde.

Naturvårdsverket SE-106 48 Stockholm. Besöksadress: Valhallavägen 195. Tel: +46 8-698 10 00, fax: +46 8-20 29 25, e-post: natur@naturvardsverket.se Internet: www.naturvardsverket.se **Beställningar** Ordertel: +46 8-505 933 40, orderfax: +46 8-505 933 99, e-post: natur@cm.se Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma. Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln