

Uppdatering av bedömningsgrunder för växtplankton i Östersjöns kustvatten-säsongsperiod

Sammanfattning

Kortfattat är slutsatsen här att gå på förslaget från WATERS-projektet för egentliga Östersjön, det vill säga ny sommarbedömningsperiod blir juli-augusti istället för nuvarande period juni-augusti. Detta medför endast smärre justeringar av referensvärdena. Det är tydligt att andra osäkerheter vad gäller referensvärdena är av större betydelse.

Uppdrag/Syfte

Detta arbete på uppdrag av Hav (Niklas Hanson) ger förslag till nya referensvärden och klassgränser för klorofyll och växtplanktonbiomassa för Östersjön (Eg. Östersjön samt Bottenhavet och Bottenviken), som ett resultat av ändrad säsongsperiod för bedömning av växtplankton. Utgångspunkten är resultaten från WATERS-projektet (Walve et al. 2014 och 2016). Inom WATERS-projektet, som avslutades 2016, har olika delar i bedömningsgrunderna för växtplankton i kustvatten utvärderats. De mest konkreta förslagen på förbättringar är 1. Justerad säsongsperiod och 2. Användning av kol istället för biovolym som mått på växtplanktons biomassa. En ändring till kolbiomassa istället för biovolym har dock skjutits på framtiden då det är lämpligt att denna ändring görs för alla svenska kustområden samtidigt, särskilt som fördelarna med förändringen främst gäller västkusten.

Arbetet har endast avsett ändrad säsongsperiod. Andra anledningar till behov av förändring eller harmonisering, t ex effekt av brunifiering, provtagningsdjup, olika modeller för referensvärden (fasta per typområde eller salthaltsberoende), skillnad mellan klorofyll och biovolymklassning, har inte inkluderats här.

Bakgrund

Redan när bedömningsgrunderna togs fram 2005 (Larsson et al. 2006) rekommenderades en översyn av tidsperioden, eftersom juni ofta avviker från de övriga sommarmånaderna (se bilaga 1). Detta har senare vid tillämpningen av bedömningsgrunderna särskilt uppmärksammats för landets norra delar, där vårbloomingen ofta kan dröja kvar in i juni. Även längre söderut, t ex i Stockholms innerskärgård, är artsammansättningen av växtplankton i juni ofta påtagligt influerad av vårsäsongen (Lännergren och Stehn 2011).

En fördel med snävare säsongsperiod för bedömning är att det är lättare att lägga upp långsiktiga provtagningar av karteringskaraktär under en stabil period med förhållandevis få provtagningar per år för att bedöma miljötillståndet och för att långsiktigt följa upp tillståndsförändringar (jämför HaVs undersökningstyp "Hydrografi och Närsalter, kartering, som dock främst avser utsjökartering). I Leonardsson och Blomqvists (2017) rapport om upplägg av pelagiala undersökningar betonas vikten

av få med mellanårsvariation. Det bör hellre vara färre stationer och att provtagningar genomförs årligen, än att det är kampanjer som bara genomförs under delar av en 6-årsperiod. En förändring till perioden juli till augusti skulle också bättre harmonisera med Finska bedömningsgrunder (juli-första veckan i september). En nackdel kan vara att data från månadsvisa mätningar, som genomförs av andra skäl, inte utnyttjas för tillståndsbedömningen. Sådana mätningar kan ändå vara avgörande att behålla för att förstå orsakerna till miljötillståndet, vid användning i budgetberäkningar och modellanalyser. Vinsten med att få med dessa i statusbedömningen är dock inte avgörande (Walve et al. 2014).

En slutsats från Waters-projektet var därför att man bör gå över från juni-augusti till perioden juli-augusti (Walve et al. 2014).

Bottenhavet och Bottenviken - Fasta referensvärden

I Bottenhavet och Bottenviken används fasta referensvärden för klorofyll och biovolym för varje typområde. För eg. Östersjöns typområden varierar referensvärdena för klorofyll och biovolym med de salthaltsberoende referensvärdena för totalkväve genom empiriskt bestämda samband. Huruvida det är lämpligt att gå över till salthaltsberoende värden längs hela kusten har inte utvärderats här. Analyser gjorda i Waters visade att framförallt växtplanktonbiovolym kan vara förhöjd och variabel i juni, på grund av vårbloomingen. Detta talar för en senareläggning av bedömningsperioden. Referensvärden bedömdes inte behöva justeras utifrån detta, då de anses vara anpassade till sommarsituation utan påverkan från vårbloomingen.

Vid senaste interkalibreringen (Walve och Kauppila 2016), som enbart innefattade klorofyll, föreslogs en smärre justering av referensvärdet för klorofyll och de ekologiska kvalitetskvoterna i Norra Kvarkens yttre område (typ 21). Nedan återges tabellen i interkalibreringsrapporten (Walve och Kauppila 2016). Denna förändring i sig bör inte ge skäl till justeringar i andra typområden. Jämförelser mellan månader (Walve et al. 2016, Walve och Kauppila 2016) ger inte skäl att ändra referensvärdena för klorofyll vid ändring av bedömningsperioden från juni-augusti till juli-augusti.

Table 2. Suggested reference values and boundaries. The highlighted italic values are the current values.

BC1		µg/l					EQR			
		REF	H/G	G/M	M/P	P/B	H/G	G/M	M/P	P/B
<i>SE current</i>	<i>Quark outer (type 21)</i>	1.1	1.5	2.0	3.7	8.7	0.73	0.55	0.30	0.13
<i>SE proposed</i>	<i>Quark outer (type 21)</i>	1.2	1.6	2.1	4.0	9.2	0.75	0.58	0.30	0.13
<i>FI current</i>	<i>Quark outer (Mu)</i>	1.3	1.7	2.2	4.4	11	0.76	0.59		
<i>SE current</i>	<i>Bothnian Sea outer (type 19)</i>	1.2	1.5	2.0	3.7	8.7	0.80	0.60	0.32	0.14
<i>FI current</i>	<i>Bothnian Sea outer (Seu)</i>	1.3	1.6	2.1	4.2	10.5	0.78	0.6	0.3	

Egentliga Östersjön - Referensvärden utifrån empiriska samband med totalkväve

En slutsats i Waters-projektet baserad på data från Svealandskusten var att det finns vissa mindre systematiska skillnader i klorofyllkoncentrationer mellan juni och juli/augusti men att detta skiljer sig åt mellan inner-, mellan- och yttreskärgård (Walve et al. 2014). Dessa skillnader kan dock inte direkt användas för att korrigera referensvärden annat än i yttre kustvatten, eftersom referensvärdena i

inre kustvatten bestäms utifrån salthaltsberoende referensvärden på totalkväve (TN). Referensvärden för klorofyll och växtplanktonbiovolym beräknas sedan utifrån en i bedömningsgrunden angiven empirisk relation mellan TN och klorofyll i eg. Östersjöns typområden (Larsson 2006, HVMFS 2013:19). Viktorsson och Wesslander (2017) har nyligen gjort en översyn av referensvärden för TN. Även om man anser att metoden med salthaltskorrigering av referensvärdet för TN kan behöva modifieras, är det alltjämt den metod som föreslås fortsätta gälla. Viktorsson och Wesslander (2017) föreslår för typområdena 12n, 15 och 24 ett sommarreferensvärde för TN i tillrinnande sötvatten på 23.9 µmol/l, vilket är en marginell ökning från 23 µmol/l. För 12s, 13 och 14 föreslås 31.7 istället för 34 µmol/l. För typområdena 7 och 8-9 föreslås större förändring, 35 resp. 33.8, istället för 59 µmol/l. Eftersom salthalten i Östersjöns kustområden oftast ligger i den övre delen av salthaltsintervallet 0-6(-7), kommer referensvärden för TN därmed oftast att variera inom intervallet 15(18) – 25 (27) µmol/l. De högre värdena blir fallet om referensvärdet skulle höjas till föreslagna 18 µmol/l i yttre kustvatten (Viktorsson och Wesslander 2017). I typområde 12n och 24 blir variationen mindre, oftast inom intervallet 15(18)-20(21) µmol/l.

Data från Svealandskusten (SKVVF:s karteringar, inkl. Länsstyrelsens utökning och viss samordnad recipientkontroll) har här använts för att kontrollera om det empiriska sambandet mellan TN och klorofyll kan behöva justeras vid ändrad tidsperiod. Dessa data är enbart från juli och augusti. Data filterades så att endast TN < 40 µmol/l användes för att undvika att relativt fåtaliga mycket höga värden påverkar korrelationen. Endast data med DIN < 1 µmol/l användes eftersom höga DIN-värden i detta kustområde ofta är ett resultat av antropogen belastning. Det kan tvinga fram fosforbegränsning och ge förhållandevis låga klorofyllvärden relativt TN. Korrelationerna ligger mycket nära det befintliga sambandet i bedömningsgrunden, särskilt i det lägre mest relevanta intervallet upp till 25 µmol/l.

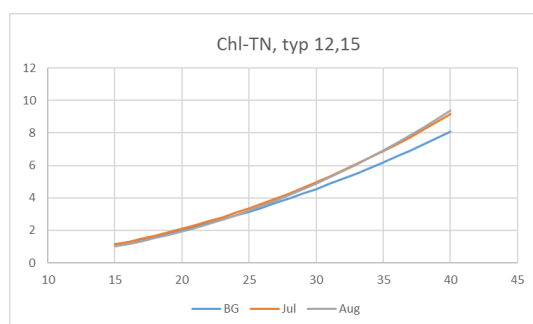


Fig 1. Klorofyll (y-axel, µg/l) som funktion av totalkväve (x-axel, µmol/l). Blå linje (BG) visar befintliga bedömningsgrundens empiriska samband ($y=0.0051x^{1.9974}$). Orange linje visar korrelationslinje för julmätningar, grå linje för augustimätningar.

Jämförelser av klorofyllhalter jun-aug med jul-aug i yttre kustvatten gjorda i Waters-projektet visade på skillnader på cirka 15 % högre för perioden jul-aug för yttre stationer (Walve et al. 2016). Liknande skillnader återfanns för alla länder i interkalibreringsarbete med Finland och Estland (Walve et al. 2016-09-02). Detta motiverar en viss höjning av referensvärdet för klorofyll, från 1.2 till 1.4 µg/l, vid förändrad tidsperiod. Den återstående marginella skillnaden jämfört med Finlands yttre kustvatten (som har ref. värde=1.5) kan förklaras av regionala skillnader, bland annat naturligt högre halter på grund av påverkan från Finska viken (Walve et al. 2016-09-02). Enligt det befintliga empiriska sambandet i bedömningsgrunden med TN motsvarar ett klorofyllvärde på 1.4 µg/l ett TN på 16.6 µmol/l, dvs något högre än det nuvarande referensvärdet på 15. En viss höjning är i linje med att

högre referensvärde föreslås av Viktorsson och Wesslander (2017), som dock föreslår ännu högre värde (18 µmol/l). Med en höjning av referensvärdet för klorofyll till 1.4 µg/l i yttre kustvatten och beibehållet ekologisk kvalitetskvot (EK = EQR, ecological quality ratio) kommer god-måttlig gränsen för klorofyll höjas från 1.8 till 2.1 µg/l (EK=0.67). Om referensvärdet för TN höjs till 16.6 kommer motsvarande god-måttlig-gräns för TN bli 21.3 (höjning från 19.2, EK=0.78) vilket i sin tur motsvarar ett klorofyllvärde på 2.3 enligt det empiriska sambandet TN-klorofyll. Diskrepansen visar att det inte går att justera referensvärdena utan att samtidigt se över EK-gränserna om man vill att TN, TP och klorofyll ska harmonisera enligt empiriska sambandena i bedömningsgrunden.

Biovolym har inte interkalibrerats mellan Östersjöländerna utan fokus har legat på klorofyll. Waters-rapporten (Walve et al. 2016) visar på tydliga artskillnader mellan månader. En kortad period skulle göra det enklare att ta fram en bedömningsgrund där artsammansättning används. Waters-rapporten visar på ett så osäkert samband mellan biovolym och TN att det inte ger underlag för justering av referensvärden om bedömningsperioden ändras. Bedömningar baserade på nuvarande referensvärden och klassgränser för biovolym ger ofta bättre status än för klorofyll, bland en hel statusklass. Det talar också för att en justering snarare bör göras så att den blir striktare än att höja referensvärdet, vilket en förändring av bedömningsperioden skulle kunna medföra.

Förslag

Bedömningsperioden ändras till juli-augusti.

Endast smärre justeringar av referensvärden behöver göras, för typområde 7-15 höjs referensvärdet för klorofyll till 1.4 µg/l, okorrigerat för TN i salthaltsgradienter. Med bibehållna kvalitetskvoter (EK) ändras gränsvärden motsvarande ändringen för referensvärdena.

Det befintliga empiriska sambandet med totalkväve behålls.

Diskussion

Bedömningsgrunden för TN och TP – Referensvärdena för tillrinnande sötvatten är spatiellt lågupplösta (per typområde) och förefaller generellt vara osäkra (Viktorsson och Wesslander 2017). Tills nyligen användes ett årsmedelvärde för referensvärdena i tillrinnande sötvatten, men detta är nu justerat till sommarvärden. Det är oklart hur mycket referensvärdet för TN varierar juni-aug. Flödet i juni bör dock i många områden påverka salthalten även i juli. Det är därmed fullt rimligt att perioden juni-aug kan användas för tillrinnande sötvatten även om bedömningsperioden i kusten är juli-augusti. Bestämningen av referensvärdet samt relevansen för referenstillståndet i kusten är dock långt ifrån klarlagd. Analyser av ett antal områden påverkade av kvävetillförsel från vattendrag och reningsverk (Walve, pågående arbete för SKVVF) visar dock att det ofta finns ett gott samband mellan flödesviktad kvävetillförsel under sommaren och kvävehalt i kustvattengradienter. Det finns dock inga eller mycket svaga samband mellan fosforbelastning och fosforhalter i kustvattnet.

Korrelation klorofyll-TN – Analysen här visar att det generella empiriska sambandet i bedömningsgrunden står sig som relativt robust. Det finns dock en stor spridning i sambandet. Preliminära närmare analyser visar att det finns spatiella mönster där klorofyll konsekvent överskattas eller underskattas utifrån ett generellt samband från TN, beroende på provtagningsstation. Detta skulle kunna bero t ex på andelen refraktilt kväve, inverkan av

fosforbegränsning, eller artsammansättning. Detta kan innebära att rimliga referensvärden för klorofyll vid en given TN-halt kan variera beroende på område.

Interpolerade medelvärden – Ibland ligger provtagningar nära ett månadsskifte. Vissa provtagningsprogram är upplagda så att detta är vanligt, ett exempel är provtagningarna i Stockholm Vattens kontrollprogram. Om man går strikt på att selektera ut data från månader exkluderas data vissa år (t ex data i slutet av juni) men inkluderas andra år (t ex början av juli). För att skapa ett bättre medelvärde kan man beräkna ett så kallat interpolerat medelvärde. Normalt görs en sådan beräkning genom att extrahera ett dagligt värde genom linjär interpolation av halter mellan datum och sen skapa medelvärde av dagliga värden för den tidsperiod som avses. Därmed kan data utnyttjas även utanför bedömningsperioden, inom rimliga gränser. Detta kan underlättas om det blir så att bedömningsgrunden för näringämnen görs om så att man beräknar EK utifrån årliga medelvärden istället för enskilda mätningar (Viktorsson och Wesslander 2017).

Referenser

HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.

Leonardsson, Kjell och Mats Blomqvist. 2017. Utvärdering av provtagningsprogram i den fria vattenmassan i marin miljö. Havs- och vattenmyndighetens rapport, preliminär version 2017-07-02.

Lännergren, Christer och Anders Stehn 2011. Undersökningar i Stockholms skärgård 2010. Stockholm Vatten rapport 2011-04-11, Dnr 10SV299.

Viktorsson, Lena och Karin Wesslander. 2017. Revidering av fysikaliska och kemiska bedömningsgrunder i kustvatten. Underlag inför uppdatering av HVMFS 2013:19. SMHI rapport 2017-10-01.

Walve, J. et al. 2014. Phytoplankton in coastal waters – evaluation of the length of the seasonal assessment period. WATERS Report no. 2014:1.

Walve, J. et al. 2016. Exploration and evaluation of potential phytoplankton indicators for Swedish coastal waters. WATERS Report no. 2016:8.

Walve, Jakob (DEEP, Stockholm University, Sweden), Pirkko Kauppila (SYKE/Marine Research Centre, Finland), Andres Jaanus (Estonian Marine Institute, University of Tartu, Estonia). 2016. Baltic Sea Chlorophyll Intercalibration BC9 (Sweden-Finland-Estonia) 2015. Rapport till Hav 2016-09-12.

Walve, Jakob (DEEP, Stockholm University, Sweden), Pirkko Kauppila (SYKE/Marine Research Centre, Finland). 2016. Baltic Sea Chlorophyll Intercalibration BC1 (Sweden-Finland) 2015. Rapport till Hav 2016-11-24.

Bilaga 1. Utdrag ur Larsson et al. 2006 (Bedömningsgrunder för kust och hav- växtplankton, näringsämnen, klorofyll, siktdjup), s 30-31:

4.2.1. Val av tidsperiod

Bedömningsgrunderna har av flera skäl baserats på data från juni till augusti. Sommaren är den förutom vintern stabilaste perioden under året vilket minskar variabiliteten, men även den period då datainsamlingen vanligen är intensivast. För att undersöka om alla sommarmånaderna ger likvärdiga resultat har vi analyserat några långa tidsserier. I tabell 4.2.1.1 redovisas statistiska beräkningar baserade på data från den nationella miljöövervakningens högfrekventa stationer B1 och BY31 (provtagningar varannan vecka under sommaren). Av tabellen framgår att flera av variabelernas medelvärden och medianer för juni avviker från de i juli och augusti. Detsamma gäller spridningen i materialet som ofta är mindre i juli och augusti jämfört med juni. Totalkväve utgör ett tydligt undantag med den lägsta variansen i juni. Orsaken är troligtvis blomningar av kvävefixerande cyanobakterier som vanligtvis först börjar uppträda i juli. Detta är dock huvudsakligen oftast ett problem för det yttre kustområdet i mellersta och södra egentliga Östersjön. För att minimera variationen i övriga variabler bör det därför övervägas att begränsa provtagningsperioden till juli och augusti och anpassa bedömningsgrunderna till denna i samband med nästa revidering.

Hur stor vinsten med att begränsa provtagningar till juli och augusti blir är oklart, särskilt i områden med blomningar av kvävefixerande cyanobakterier. Av tabell 4.2.1.2 framgår att spridningen mellan år (sommarmedelvärden för juni respektive juli till augusti) förblir oförändrad (B1) eller minskar något (BY31) för totalfosfor med enbart juli och augusti inräknade. Som förväntat ökar spridningen för totalkväve.

Innan föreskrifter för provtagning utfärdas bör man analysera befintliga tidsserier med hög tidsupplösning från alla områden där sådana finns för att bedöma hur provtagningarna skall förläggas i tiden för att minimera spridningen.

Tabell 4.2.1.1. Medelvärde, median, minimum, maximum, varians och standardavvikelse för alla observationer vid den nationella miljöövervakningens högfrekventa stationer B1 (kustområdet S Askön utanför Trosa) och BY31 (Landsortsdjupet). TP, TN och klorofyll *a* (CHLa); integrerade värden 0-20 m. Data B1: 1978-2004, BY31: 1990-2004, ej 2002 & 2003. Där data för juli och augusti markerats med blått är avvikelserna från juni stora.

Station	Mån	Variabel	Ant obs	Medelv	Median	Minimum	Maximum	Variance	Std.Dev.
B1	juni	TP µM	105	0,60	0,58	0,39	2,46	0,05	0,23
	juli	TP µM	119	0,57	0,53	0,37	1,41	0,02	0,14
	aug	TP µM	112	0,61	0,58	0,43	1,53	0,02	0,15
	juni	TN µM	104	19,77	19,45	16,43	26,29	2,92	1,71
	juli	TN µM	120	20,19	20,00	17,50	27,62	2,26	1,50
	aug	TN µM	110	20,98	20,90	16,81	25,64	3,77	1,94
	juni	Siktdjup	105	7,43	7,30	4,20	10,35	2,68	1,64
	juli	Siktdjup	121	5,78	5,62	2,50	9,20	1,43	1,20
	aug	Siktdjup	112	6,11	5,95	4,00	10,00	1,31	1,14
	juni	CHLa	105	1,40	1,43	0,51	3,53	0,39	0,62
	juli	CHLa	121	1,77	1,61	0,51	3,76	0,41	0,64
	aug	CHLa	112	1,79	1,68	0,62	3,49	0,50	0,71
BY31	juni	TP µM	68	0,53	0,50	0,39	0,94	0,01	0,11
	juli	TP µM	76	0,45	0,44	0,34	0,65	0,00	0,06
	aug	TP µM	76	0,43	0,43	0,27	0,60	0,00	0,06
	juni	TN µM	66	19,35	19,00	17,56	26,52	2,16	1,47
	juli	TN µM	76	19,97	19,92	16,43	23,96	2,36	1,54
	aug	TN µM	76	20,38	20,21	17,09	26,10	3,16	1,78
	juni	Siktdjup	68	7,37	7,45	4,80	9,52	1,01	1,00
	juli	Siktdjup	76	6,50	6,35	4,20	8,57	1,42	1,19
	aug	Siktdjup	76	6,81	6,80	4,67	12,48	1,97	1,40
	juni	CHLa	68	1,85	1,84	0,73	4,95	0,85	0,92
	juli	CHLa	74	1,98	1,96	0,82	4,29	0,46	0,68
	aug	CHLa	76	1,64	1,59	0,70	2,73	0,28	0,53

Bilaga 2. Tabell för klorofyll hämtad från HVMFS 2013-19.

Tabell 3.4. Referensvärden (Rv) och klassgränser (HG, GM, MO, OD) för EK för sommarhalter av klorofyll a ($\mu\text{g/l}$). Grå markering anger att referensvärdena ska korrigeras utifrån observerad salthalt före beräkning av EK och jämförelse av dessa med EK-klassgränserna.

Typ	Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$)	Klorofyll a EK			
	Rv	HG	GM	MO	OD
Västerhavet					
1n	1,3	0,76	0,62	0,35	0,19
1s	1,6	0,76	0,57	0,35	0,2
2	1,9	0,79	0,53	0,34	0,23
3	1,1	0,79	0,63	0,31	0,18
25	1,8	0,86	0,67	0,44	0,28
4	1,0	0,83	0,67	0,33	0,17
5	1,0	0,83	0,67	0,33	0,17
6	0,9	0,82	0,59	0,37	0,18
Eg Östersjön					
7	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
8	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
9	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
10	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
11	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
12	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
13	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
14	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
15	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
24	1,2	0,8	0,67	0,35	0,15
Bottenhavet					
16	1,4	0,78	0,61	0,33	0,14
17	1,2	0,8	0,6	0,32	0,14
18	1,4	0,78	0,61	0,33	0,14
19	1,2	0,8	0,6	0,32	0,14
Bottenviken					
20	1,3	0,72	0,57	0,28	0,12
21	1,1	0,73	0,55	0,3	0,13
22	1,2	0,67	0,52	0,28	0,12
23	1,1	0,73	0,55	0,3	0,13