



Underlag och förslag till reviderade bedömningsgrunder för syrgas

**Anders Wilander och Lars Sonesten
Institutionen för miljöanalys, SLU**

**Naturvårdsverkets programområde Levande sjöar och vattendrag
Avtal nr. 501 0522**

Innehåll

Innehåll.....	2
Sammanfattning.....	3
1 Inledning.....	3
2 Nuvarande bedömningsgrunder.....	4
3 Utvärdering.....	4
3.1 Andra bedömningsgrunder/ utländska Water Quality Criteria.....	4
Underlag för beräkningar	9
4 Överväganden.....	9
4.1 Inledning.....	9
4.2 Ekologisk relevans	9
4.3 Klassning för syrgaskoncentration.....	9
4.5 Provtagningsfrekvenser och -platser	10
4.6 Beräkningsperioder	10
4.7 Beräkning av referensvärden för syrgas.....	10
Modeller för beräkning av ”naturlig” syrgaskoncentration.....	11
Syrgaskoncentration vid cirkulationsperiodens slut	12
5 Modeller för beräkning av syretäring.....	15
5.1 Beräkning av naturlig syretäringshastighet	15
Syrgastäring under sommarstagnation (i hypolimnion).....	15
Syrgastäring under vintern.....	19
5.2 Avvikelse från referensvärde för syrgas.....	20
5.3 Osäkerheter	21
Referenser.....	21
Bilaga 1 Förslag till reviderade bedömningsgrunder.....	23

Sammanfattning

Detta förslag till bedömningsgrunder för syrgaskoncentration i sjöar utgår från effekter på biota, främst fisk. Uppgifter har hämtats från olika sammanställningar av sådana effekter. Låga syrgashalter kan förekomma naturligt på grund av humusämnenas syretäring i bruna vatten och sedimentens syretäring, främst i grunda sjöar. De lägsta syrgaskoncentrationerna förekommer under sensommaren i sjöns bottenvatten (hypolimnion) och under senvintern vid isläggning. För att skilja denna naturliga syretäring från den antropogent orsakade föreslås 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. Därför föreslås en klassning av status som tar hänsyn till detta.

1 Inledning

Alla djur och många bakterier kräver syrgas. Både optimala koncentrationer och toleransen mot låga halter varierar mellan djurgrupper och även mellan arter. Detta är en frågeställning som är mycket svår att beskriva på ett helt tillfredsställande sätt. Det finns flera, omfattande litteraturgenomgångar av effekter på fisk. Dessa utnyttjas i detta förslag till klassning av ekologisk status.

Vatten i mer eller mindre intensiv kontakt med luft tenderar till att ha syrgaskoncentrationer relativt nära mättnad. Låga syrgashalter kan i sådana fall förekomma när vattnet belastas hårt med syretärande material (BOD). Idag är sådana situationer sällsynta. Då vattenmassan är avskild från luftkontakt kan syretäringen pågå lång tid och vattnets förråd av löst syrgas förbrukas, även vid en relativt låg belastning av organiskt material. Organiskt material kan bildas genom fotosyntes i sjön eller tillföras från omgivande land, antingen naturligt; t.ex. tillfört som från omgivande mark eller från punktkällor som reningsverk. 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. Skillnaden mellan naturligt låga syrgashalter och antropogent orsakad syreförbrukning undersöks med modellering.

Persson (1996) fann att många referenssjöar naturligt hade mycket låga syrgashalter i hypolimnion under sensommaren. Sonesten (1989) undersökte ett stort antal, företrädesvis grunda sjöar i Uppsala län under isläggning och även han fann åtskilliga opåverkade sjöar som saknade syrgas.

Eutrofiering ökar syrgastäringen i en sjö både under islagda vintrar och i hypolimnion under sommarstagnationen. Ett exempel på effekten av närsalttillförsel är Ivösjön där Almer (1972) visade hur syrgasituationen försämrades av eutrofiering, som orsakade växtplanktonproduktion med åtföljande ökande syreförbrukning när växtplanktonbiomassan bröts ned.

Flera matematiska modeller beskriver denna indirekta relation mellan syrgasförhållanden och koncentrationen eller tillförseln av totalfosfor (Molot, m.fl. 1992, Medling & Jackson 2003, Babin & Prepas 1985). En annan vanlig antropogen orsak till syrgasbrist är sjösänkningar, vilket minskar vattenvolymen och därigenom den totala mängden syrgas som kan finnas i vattnet.

2 Nuvarande bedömningsgrunder

I Bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) ges en tillståndsklassning baserad på årsminimumvärden för halter (tabell 1).

Tabell 1. Klassning av tillstånd för syrgas. Bedömningsgrunder 1999.

Klass	Benämning	Halt årsminimum (mg/l)
1	Syrerikt tillstånd	≥ 7
2	Måttligt syrerikt tillstånd	5–7
3	Svagt syrerikt tillstånd	3–5
4	Syrefattigt tillstånd	1–3
5	Syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd	≤ 1

Bedömningen av syrgastillstånd görs dels i temperaturskiktade sjöars bottenvatten, dels i den cirkulerande vattenmassan i oskiktade sjöar. I alla sjöar bedöms årsvisa minimumvärden som baseras på mätningar av halter under kritiska perioder (vårvinter/vår, sensommar/höst) under 3 år.

För vattendrag skall bedömningen ske som årsvisa minimumvärden, men där skall bedömningsunderlaget utgöras av provtagningar 12 gånger per år under 3 år.

3 Utvärdering

3.1 Andra bedömningsgrunder/ utländska Water Quality Criteria

Flera olika underlag finns för förslag till klassning av syrgashalter. Ovan redovisas klassningen enligt nuvarande Bedömningsgrunder (1999) som är enhetlig för alla slags vatten. Föregångaren till nuvarande BG innehöll däremot en indelning med avseende på fyra typer av fiskevatten (Naturvårdsverket, 1969). Där anges dessutom riktvärden för övermättnad (tabell 2). Underlaget för förslaget hämtades från amerikanska vattenkvalitetskriterier.

Tabell 2. Förslag till riktvärden för fiskevatten. (Naturvårdsverket 1969).

Klass	Syre (mg/l)	Syreövermättnad (%)
F1 För laxartade fiskar	>7	<110
F2 Annat ekonomiskt betydelsefullt fiske	5-7	110-125
F3 Mindre goda fiskevatten	3-5	125-150
F4 Olämpliga fiskevatten	<3	>150

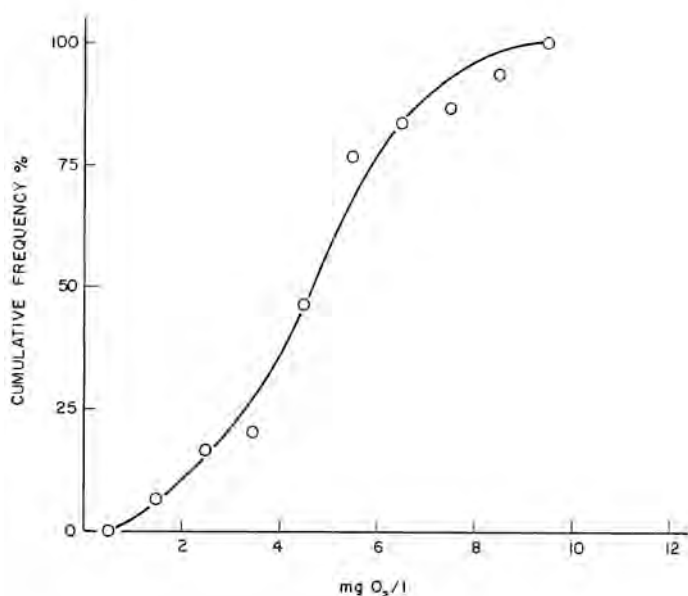
Fiskvattendirektivet (EEC 1978) anger värden för två typer av vatten; för laxartad fisk och för cyprinider (karpfiskar) (tabell 3). Direktivet använder i första hand medianvärden (50%) vid bedömningar, men även minimumförhållanden (100%) beaktas. Tabellens indelning i laxfiskevatten avser vatten där laxartade fiskar som lax (*Salmo salar*), öring (*Salmo trutta*), harr (*Thymallus thymallus*) och sik (*Coregonus sp.*) lever eller skulle kunna leva. Med karpfiskevatten avses vatten där karpfiskar (Cyprinidae), samt gädda (*Esox lucius*), abborre (*Perca fluviatilis*) och ål (*Anguilla anguilla*) lever eller skulle kunna leva.

Tabell 3. Gränsvärden för syrgas (mg/l) enligt Fiskvattendirektivet. 50% anger att medianvärdet skall användas och 100% anger att minimumvärdet skall användas.

Laxfiskvatten		Karpfiskvatten	
Vägledande	Obligatoriska	Vägledande	Obligatoriska
50 % \geq 9	50 % \geq 9	50 % \geq 8	50 % \geq 7
100 % \geq 7		100 % \geq 5	
	När koncentrationen av syre faller under 6 mg/l, skall medlemsstaterna låta bestämmelserna i artikel 7.3 tråda i kraft. Den behöriga myndigheten måste kunna bevisa att detta förhållande inte kommer att inverka skadligt på en balanserad utveckling av fisk populationen		När koncentrationen av syre faller under 4 mg/l, skall medlemsstaterna låta bestämmelserna i artikel 7.3 tråda i kraft. Den behöriga myndigheten måste kunna bevisa att detta förhållande inte kommer att inverka skadligt på en balanserad utveckling av fisk populationen

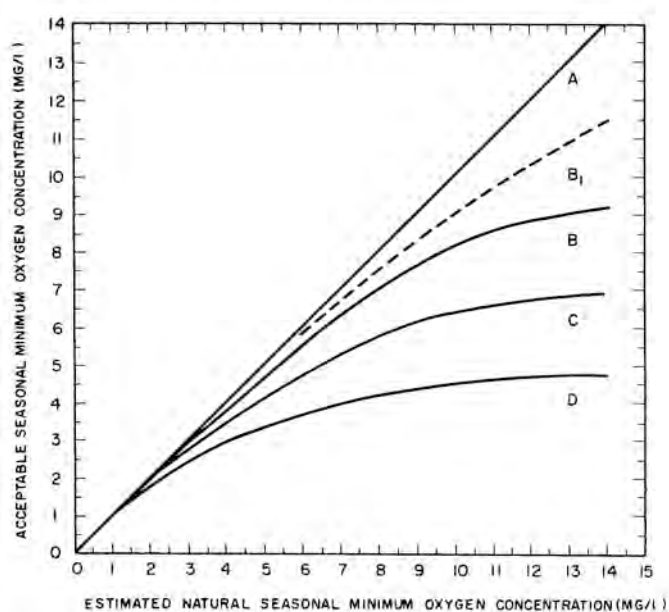
Provtagningen skall enligt Direktivet ske varje månad, men enligt Artikel 7.2 kan den behöriga myndigheten sänka provtagningsfrekvensen. Som obligatoriska krav gäller alltså för laxfiskvatten att syrgashalten skall vara högre än 9 mg/l vid minst hälften av mättillfällena och för karpfiskvatten minst 7 mg/l vid minst hälften av mättillfällena.

Davis (1975) sammanställde data för effekter av låga syrgashalter på sötvattensfisk (figur 1). Det kumulativa diagrammet visar att ungefär hälften av de undersökta fiskarterna reagerade, på ett eller annat sätt, när syrgaskoncentrationen understeg ca 5 mg/l. När koncentrationen var lägre än 4 mg/l klarade sig endast 25 % av arterna.



Figur 1. Frekvensfördelning för sötvattensfisks respons (tröskelvärden) på olika syrgashalter (Davis, 1975).

Denna sammanställning är i stor utsträckning baserad på en tidigare genomgång gjord av Doudoroff & Shumway (1970). Utgående från ett stort material om syrgashalters effekter på fisk föreslog Doudoroff & Shumway (1970) ”acceptabla” säsongsmänima för olika grader av skydd för fisk. Acceptabla värden tillåts variera beroende på den bedömda naturliga koncentrationen (figur 2).



Figur 2. Kriterier för syrgas (fisk). Kurvor anger "acceptabla" säsongsmänima, eller minimum koncentrationer som bedöms som lämpliga för olika grader av skydd av fisk i förhållande till naturliga syrgasminima för en säsong (Doudoroff & Shumway, 1970):

- A Ingen minskning av syrgashalten i relation till naturliga förhållanden.
- B och B₁ Hög grad av skydd av fisk.
- C Måttligt skydd av fisk. Viss påverkan på fiskproduktionen kan förväntas.
- D Låg grad av skydd för fiske med obetydligt kommersiellt eller rekreativvärde.

I princip samma indelningsgrund som Fiskvattendirektivets, men dessutom med en indelning i två livsfaser för fisk, tillämpas i Canadian Water Quality Guidelines (tabell 3).

Tabell 3. Rekommenderade gränsvärden för syrgaskoncentrationer(mg/l) (Canadian Water Quality Guidelines).

Typ	Tidiga livsfaser	Andra livsfaser
Varmvattensbiota	6,0	5,0
Kallvattensbiota	9,5	6,5

Dessa rekommendationer baseras bland annat på den omfattande genomgången av Davis (1975), som sammanfattade sin rekommendation till gränsvärden för tre typer av biota och därtill för olika vattentemperaturer (tabell 4).

Tabell 4. Rekommenderade gränsvärden för syrgaskoncentrationer (Davis 1975).

Temp (°C)	Varmvattensbiota		Kallvattensbiota		Huvudsakligen salmonider	
	% Mättnad	mg/l	% Mättnad	mg/l	% Mättnad	mg/l
0	47	7	54	8	57	8
5	47	6	54	7	57	7
10	47	5	54	6	57	6
15	47	5	54	6	59	6
20	47	4	57	5	65	6
25	48	4	63	5	72	6

US EPA:s vattenkvalitetskriterier från 1972 (Committee on Water Quality Criteria, 1972) ger rekommendationer för skydd av biota i förhållande till naturligt säsongsmått. Baserat på ett sådant värde ges rekommendationer enligt följande:

- For nearly maximal protection of fish and other aquatic life, the minimum dissolved oxygen in any season should not be less than the estimated natural seasonal minimum concentration characteristic of that body of water for the same season....
- For a high level of protection of fish, the minimum dissolved oxygen concentration in any season should not be less than that is given by the following formula in which M= the estimated natural seasonal minimum concentration characteristic of that body of water for the same season.....

$$\text{Criterion} = 1,41M - 0,0476M^2 - 1,11$$
- For a moderate level of protection of fish, the minimum dissolved oxygen concentration should not be less than that is given by the following formula with qualifications as in (b)

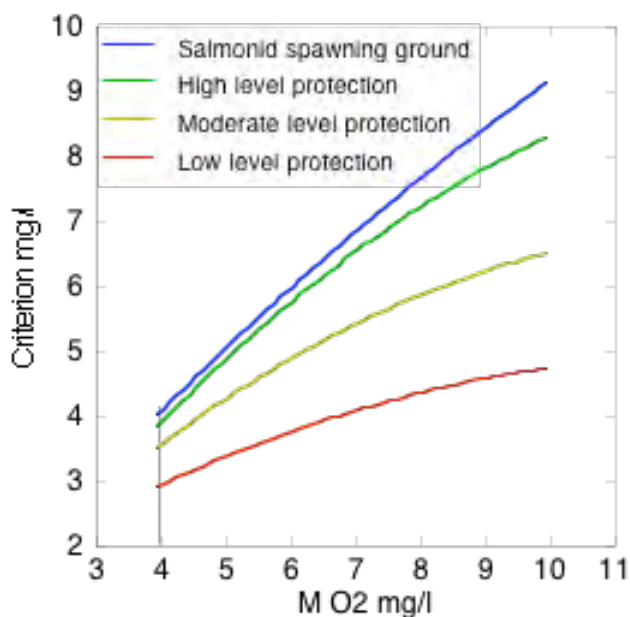
$$\text{Criterion} = 1,08M - 0,0415M^2 - 0,202$$
- For a low level of protection of fish, the minimum O₂ in any season should not be less than that given by the following formula with qualifications as in (b):

$$\text{Criterion} = 0,674M - 0,0264M^2 - 0,577$$
- A floor value of 4 mg/l is recommended except in those situations where the natural level of dissolved oxygen is less than 4 mg/l, in which case no further depression is desirable
- For spawning grounds of salmonid fishes, higher O₂ levels are required as given in the following formula with qualifications as in (b):

$$\text{Criterion} = 1,19M - 0,0242M^2 - 0,418$$
- In stratified eutrophic and dystrophic lakes, the dissolved oxygen requirements may not apply to the hypolimnion and such lakes should be considered on a case by case basis.

M = naturlig koncentration av syrgas, mg/l

Utfallet av dessa kriterier visas i figur 3. Detta ger ungefär samma förhållanden som de Doudoroff & Shumway (1970) presenterade (se figur 2).



Figur 3. Graf som beskriver hur kritisk koncentration varierar med naturlig koncentration av syrgas (M) vid olika krav på skydd. USEPA (1972).

US EPA (1986) publicerade WQC för syrgas som innebär en indelning efter effekt på fisk av minimumkoncentrationer av syrgas (tabell 5).

Tabell 5. Minimumkoncentrationer av löst syrgas (mg/l) vid olika nivåer av skydd av fisk (US EPA 1986).

Effekt	Laxfiskvatten		Icke-laxfiskvatten	
	Embryon	Andra stadier	Embryon	Andra stadier
Ingen	11,0	8,0	6,5	6,0
Liten	9,0	6,0	5,5	5,0
Moderat	8,0	5,0	5,0	4,0
Allvarlig	7,0	4,0	4,5	3,5
Akut död	6,0	3,0	4,0	3,0

US EPA:s (1986) värden för gränsen ingen/liten effekt motsvarar ungefär de som Canada rekommenderar (tabell 3). Man presenterar dessutom gränsvärden för syrgas beroende på exponeringstid (tabell 6). På detta sätt tar man hänsyn till att effekten på biota styrs både av koncentration och av exponeringstid. En sådan ansats bygger på att relativt låga syrgashalter påverkar flera olika biotiska processer, men är inte akut dödliga om de förekommer under en begränsad tid.

Tabell 6. Minimumkoncentrationer av löst syrgas (mg/l) under olika tidsperioder för skydd av fisk (US EPA 1986).

Beräkningstid	Laxfiskvatten		Icke-laxfiskvatten	
	Embryon	Andra stadier	Embryon	Andra stadier
30-dagars medelvärde		6,5		5,5
7-dagars medelvärde	9,5	6,0	6,0	5,0
7-dagars minimum		5,0		4,0
1-dygns minimum	8,0	4,0	5,0	3,0

Underlag för beräkningar

De månatliga mätningarna (7-8 provtagningar, med förtätning under sommaren) som gjorts i de så kallade intensiva referenssjöarna (jfr Persson, 1996) har använts för att beräkna syrgastäringshastigheten i hypolimnion under sommarstagnationen. Dessa sjöar är lodade så att såväl maximumdjup som medeldjup är kända. För beräkningar av syretäringen under vintern har ytterligare referenssjöar med provtagning då kunnat användas.

4 Överväganden

4.1 Inledning

Dåliga syrgasförhållanden påverkar biota oberoende av dess orsak. I det följande diskuteras hur en klassning av tillstånd kan göras. Därefter görs försök att beräkna "naturlig" syrgaskoncentration för de perioder då syrgashalterna kan vara skadligt låga.

4.2 Ekologisk relevans

Förekomsten av löst syrgas är en förutsättning för att de flesta vattenorganismer skall kunna leva. Det är alltså viktigt att försöka fastställa halter som icke allvarligt skadar dessa. Tillgänglig litteratur fokuserar mest på effekter på fisk, men Doudoroff & Shumway (1970) gör också en sammanställning av data för evertebrater. De påpekar att för både fisk och evertebrater krävs laboratorieexperiment eller väl kontrollerade fältstudier för att kunna fastställa effektnivåer. Även om effektnivåer kan fastställas så har detta ett begränsat värde. Dels varierar syrgashalter naturligt både areellt och med djupet, dels undviker de flesta fiskar syrgasfattiga områden och detta tycks i viss mån även gälla många evertebrater. Betydelsen för biota av syrgasförhållanden som är sämre än kvalitetsgränserna beror främst på fem faktorer enligt US EPA (1986):

- 1 varaktigheten för händelsen
- 2 magnituden av syrgasunderskottet
- 3 frekvensen av sådana händelser
- 4 den relativa yta/volym som påverkas
- 5 betydelsen för biota i objektet

Dessa faktorerers betydelse beaktas i kriterierna (jfr tabellerna 4, 5 och 6). Men US EPA (1986) deklarerar dessutom att värderingar av händelser med låga syrgashalter bör bedömas från fall till fall.

Övermättnad anses inte påverka biota (Alabaster & Lloyd, 1982). Övermättnad ingår varken i Canada's eller US EPA's kriterier. Gränsvärden för övermättnad presenteras däremot i 1969 års Bedömningsgrunder. Vi har valt att inte behandla övermättnad.

4.3 Klassning för syrgaskoncentration

Eftersom låga syrgashalter påverkar biota på samma sätt oberoende av vilken typ av vatten som skall bedömas, finns det ingen grund för att föreslå olika gränsvärden för olika vattentyper. Däremot bör det naturliga fisksamhället vara en grund för hur klassgränser väljs. Davis (1975) redovisar klassgränser för tre typer av biota. Fiskvattendirektivet använder sig av två typer av fisk. Vi har valt att endast använda två typer av biota. Eftersom fiskens syrgaskrav varierar beroende på vattentemperaturen kan klassgränsen mellan god och måttlig status variera med temperaturen enligt Davis (1975) (tabell 7).

Tabell 7. Förslag till klassgräns för syrgashalt för mellan god och måttlig status.

Temp (°C)	Varmvattensbiota	Huvudsakligen laxartade fiskar
	mg/l	mg/l
0	7	8
5	6	7
10	5	6
15	5	6
>20	4	6

Underlag för temperaturens effekt vid andra statusnivåer är inte kända av oss så väljer endast ett värde för varje klassgräns. Gränsvärden för övriga tillståndsklasser, baserade på US EPA (1986), föreslås i tabell 8. Detta förslag är betydligt strängare än de i nuvarande Bedömningsgrunder och har dessutom bättre ekologisk grund.

Tabell 8. Förslag till övriga klassgränser för status för syrgashalt.

Tillståndsklass	Varmvattensbiota	Huvudsakligen laxartade fiskar
	mg/l	mg/l
Otillfredställande	3,5	4
Dålig	<3	<3

4.5 Provtagningsfrekvenser och -platser

Genom provtagning fyra gånger per år i sjöar beskrivs förhållandena under senvinter, vårcirkulation, sommarstagnation och höstcirkulation. Vid stagnation bör prover tas på de djup som anges i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning. Prover i hypolimnion bör tas på djup som representerar större vattenvolymer eller hypolimnions sedimentyta. Förslagsvis tas prov 1/3 från botten av hypolimnions maximumdjup alternativt hypolimnionvolym. Vid låga syrgashalter bör provtagningsfrekvensen ökas för att fastställa varaktigheten av låga syrgashalter. US EPA (1986) accepterar lägre syrgaskoncentrationer när medelvärdet baseras på minst månadsvisa provtagningar (se tabell 6). I enlighet med tidigare redovisade resonemang kan under kortare tid något lägre koncentrationer tillåtas, eftersom de då inte medför allvarlig skada på fisk. Vid låga syrgaskoncentrationer bör dessutom prover tas på flera djup än vid ordinarie program. Men orsaken till dessa låga syrgaskoncentrationer och hur ofta dessa perioder uppkommer måste alltså undersökas.

4.6 Beräkningsperioder

Nuvarande Bedömningsgrunder anger en beräkningsperiod på tre år. Vi bedömer i enlighet med flera publicerade kriterier att beräkningsperioden bör vara ett år. Det innebär alltså under normalförhållanden endast fyra provtagningstillfällen per år. Eftersom låga halter är akut dödliga är minimumvärdet bäst lämpat för bedömningar.

4.7 Beräkning av referensvärden för syrgas

Låga syrgashalter kan ha naturliga orsaker. Sådana förekommer t.ex. i grunda sjöar och/eller eutrofa sjöar eller sådana med humöst vatten. För att försöka skilja syrgasbrist beroende på antropogen påverkan och naturliga orsaker prövas olika beräkningsmetoder.

Modeller för beräkning av ”naturlig” syrgaskoncentration

Det finns ett flertal publicerade modeller för beräkning av syrgaskoncentrationer både under islagd period och i hypolimnion under sommarstagnationen. I alla modeller måste sjön areellt antas ha samma kemiska förhållanden oberoende av förekomst av tillflöden. Två enkla modeller som beskriver syretäringen under vintern enbart som en funktion enbart av medeldjup gav dåliga skattningar jämfört med uppmätta värden (Baird m.fl. 1987) Som regel antas syrgastäringen bero på konsumtion i det fria vattnet och i kontakten med sedimentet. Det innebär att modeller som delar upp vattenpelaren i flera skikt rimligen kan 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.

Flera modeller är konstruerade för att beskriva effekten av eutrofiering på syrgasförhållandena. Dessa har total-P som en styrande variabel. Resultaten av sådana modeller påverkas av eutrofiering, som ju referensvärdet avser att kompensera för. Vi bedömer att alternativa modeller baserade på oberoende faktorer bör väljas. Sedan länge har syretäringen kvantifierats som areell syretäring (areal oxygen depletion rate; mängd löst syrgas per bottenarea och tid) och som volymetrisk syretäring (volumetric depletion rate; mängd löst syrgas per volym och tid). Det första sättet att kvantifiera syretäringen baseras på tanken att syretärande material sedimenterar ned till hypolimnion och tär på syrgasförrådet där. Är hypolimnion djupt så finns där en stor syrgasmängd och därmed blir den volymetriska tärningen relativt liten. Ofta ingår både det fria vattnets och sedimentets syretäring som processer i modeller för en sjös syretäring. Fang & Stefan (1997) redovisar en generell modell för syrgasbalans i en sjö som behandlar hela sjöprofilen, men uppdelat i skikt. I sin kompletta form ingår diffusion över vattenytan, fytoplanktons syrgasproduktion, syrgastäring i den fria vattenmassan och sedimentets syrgastäring.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{S_b}{A} \frac{\partial A}{\partial z} - k_b \theta^{Temp-20} BOD \quad (1)$$

där

$\delta C/\delta t$ = syretäringshastigheten, mg/l, dygn

C = syrgaskoncentrationen, mg/l

T = tid, dygn

S_b = sedimentets syrgastäring (vid 20°C) mg/m², dygn

A = skiktets area, m²

z = vattenskiktets tjocklek, m

k_b = oxidationshastighet för det fria vattnets syretäring, dygn⁻¹

Θ = temperaturkonstant för syretäring i det fria vattnet

temp = vattentemperatur, °C

BOD = biokemisk syreförbrukning (här BOD5), mg/l

Ekvationen saknar temperaturkompensering för sedimentets syretäring.

Fang & Stefan (1997) ger värden på värden på koefficienter, som kalibrerats för 9 sjöar i Minnesota (tabell 9). Den ger värden både för ”fasta” koefficienter och för sådana som kan variera med sjödjup och trofigrad.

Tabell 9. Förslag på koefficienter för beräkningar enligt ekvation 1 enligt Fang & Stefan (1997).
Koefficienter oberoende av trofistatus

Koefficient		Sort	Valt värde
K_r		per dygn	0,1
BOD temperaturkorrektion	Θ_b		1,047
Respiration temperaturkorrektion	Θ_s		1,065
WOD	vattenkolumnens syretäring under vintern	g/m^3 , dygn	0,01

Koefficienter som är beroende av trofistatus och sjödjup (H).

Koefficient		Sort	Eutrof	Mesotrof	Oligotrof
BOD		mg/l	1,0	0,5	0,2
S_{b20}	SOD H_{\max} 24 m	g/m^2 , dygn	1,0	0,5	0,2
	$H_{\max} < 13$ m	"	1,5	0,75	0,4
	$H_{\max} < 4$ m	"	2,0	1,0	0,5
S_b vinter		g/m^2 , dygn	0,226	0,152	0,075

Med modellen (ekvation 1) beräknas syretäringshastigheten för varje valt vattenskikt (δz) och Fang & Stefan (1997) gör detta för 1 m skikt. En sådan upplösning kan sällan göras för svenska sjöar. Därför används en förenklad version, som publicerats av Livingstone (1993). Den behandlar hela vattenvolymen som en enhet, dvs. hela vattenmassan under isläggingsperiod och hypolimnion under sommarskiktning. En sådan ekvation, som behandlar hela vattenvolymen som en enhet och med hänsyn tagen till att syretäringen är temperaturberoende (ekvation 2) visas nedan

$$\partial C / \partial t = -k_s \theta^{Temp-20} \frac{S_s}{z} - k_b \theta^{Temp-20} BOD \quad (2)$$

där beteckningarna är samma som för ekvation 1.

I det följande särskiljs modellerna som beskriver förhållanden för en islåg sjö och de som modellerar processerna under sommarstagnationen i hypolimnion. Det är självklart att processerna i den förenklade form förslaget strävar till kan beskrivas mycket lika, men det finns trots det skillnader. Genomgången avser att vara ett förslag för beräkning av syretäring/syrgaskoncentration under naturliga/referensförhållanden. Syrgaskoncentrationer vid isläggnings eller sommarskiktningens början kan lämpligen mätas, men nedan diskuteras även sätt att beräkna den. Syrgaskoncentrationen beror naturligtvis dels på syretäringshastigheten dels på isläggnings/sommarstagnationens längd. Syretäringshastigheten kan modelleras och värdet sedan användas för att beräkna syrgaskoncentrationen vid en vald tid.

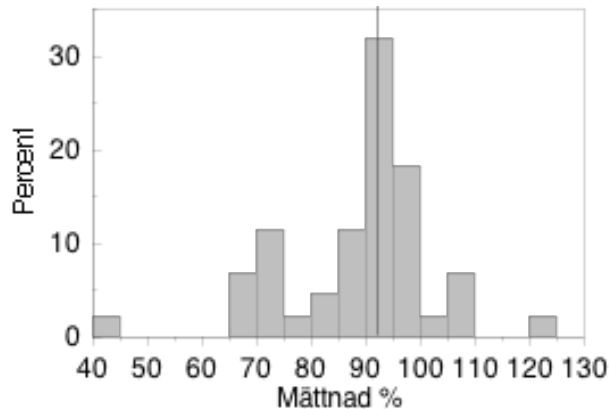
Syrgaskoncentration vid cirkulationsperiodens slut

När sjöns vatten cirkulerar sker en återluftning och syrgaskoncentrationen ökar. Vanligen anses att syrgaskoncentrationen vid cirkulationsperiodens slut motsvarar 100% mättnad. Så tycks sällan vara fallet.

Syrgas vid höstcirkulation (före isläggning)

Under hösten faller vattentemperaturen ganska snabbt. Därmed ökar syrgasens löslighet och återluftningen kan vara för långsam för att mättnad skall uppnås före isläggnings. Det finns således uppgifter att mättnad inte alltid uppnås (Dillon m.fl. 1992, Molot m.fl. 1992). Vid

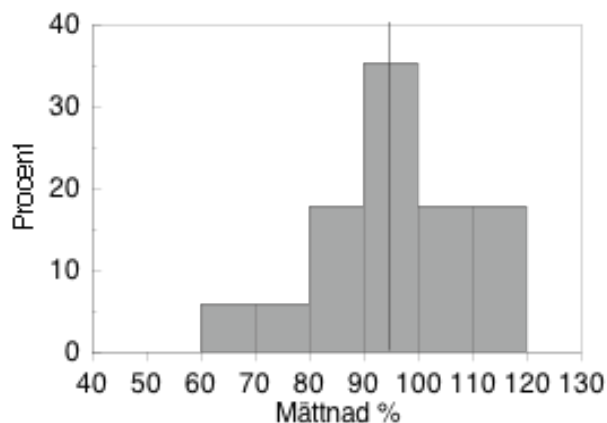
isläggningen var syrgasmättnaden i snitt 69% (lägst 51 %) i 12 sjöar i Alberta (Kanada) (Babin & Prepas, 1985). Men andra undersökningar i Manitoba redovisade 80-100% mättnad. Egna undersökningar av tidsseriesjöar visar att vid höstcirkulation (homotermi) i oktober var syrgasmättnaden i 9 sjöar och sammanlagt 44 tillfällen som medianvärde 92 % (figur 4). Vissa sjöar (t.ex. Grissjön) har aldrig mer än 80 % mättnad i oktober, medan andra (Stora Envättern) hade ett medianvärde på 92 %.



Figur 4. Syrgasmättnad vid höstcirkulation i oktober i 9 tidsseriesjöar vid 44 tillfällen. Linjen anger medianvärdet 92%.

Syrgas vid vårcirkulation (före sommarstagnation)

Under vårcirkulationen stiger vattentemperaturen samtidigt med återluftningen. Det finns färre provtagningstillfällen då sjöarna varit homoterma under våren. Vid dessa 14 tillfällen fördelade sig mättnaden enligt figur 5. I några fall kan övermättnad bero på temperaturstegringen, i andra fall kan vårbloommande växtplankton bidra till övermättnad.



Figur 5. Syrgasmättnad vid vårcirkulation i april-maj i 8 tidsseriesjöar vid 14 tillfällen. Linjen anger medianvärdet 95%.

Sedimentets syretäring

Syretäringen i sjöarnas sediment styrs till stor del av tillgången på nedbrytbart organiskt material, sedimentets fysikaliska egenskaper och temperaturen. Egenskaperna styr transporten av syrgas ned i sedimentprofilen och av löst organiskt material (och reducerat oorganiskt

material) upp mot sedimentytan. Dessa ämnestransporter beror dels på sedimentets struktur men i hög grad på förekomsten av bioturbation. Granéli (1976) värderar effekten av dessa faktorer på sedimentens syretäring enligt följande:

Tillgång på lättnedbrytbar organisk substans	++
Syrgashalt i vattnet	+
Temperatur	+++
Bottenfauna	0?

Tyvär är alla dessa faktorer sällan kvantifierade, men deras betydelse visar på orsaker till den stora variationen i sedimentens syretäring. En sammanställning av syretäring i sjösediment används som underlag för en beräkning av referensvärden (tabell 10).

Tabell 10. Sammanställning av litteratordata för syretäring i sediment.

Sjö	Djup	Temp	Syretäring	Referens
	m	°C	O ₂ mg/m ² , dygn	
Päijänne (Finland)	5	14,8-18,8	141	Granberg, 1976
"	15	7,5-10,1	112	"
Ramsen		10	210-1080	lab, Edberg & v. Hofsten, 1973
"		17	450	Edberg, 1976
Botjärn		10	210-320	Edberg, 1976
Hinnasjön		Helårs-beräknad	367	Granéli, 1978
Trummen		"	742	"
Växjösjön		"	214	"
Vombsjön		"	586	"
S. Bergundasjön		"	832	"
Skärsjön		8,5	377	Andersson m.fl., 1978
Tjärnesjön	4-6	8,5	432	"
Stora Neden		8,5	284	"
Dickey Lake (Kanada)	10	4	190	Lasenby, 1975
"	15	4	170	"
"	20	4	140	"
"	45	4	170	"
"	medelv.	4	180	"
Red Chalk (Kanada)		16	330	Walker & Snodgrass, 1986
Blue Chalk (Kanada)		16	340	"
Chub (Kanada)		16	660	"
Lake Superior (USA)	> 100	ca 4	70	McManus m.fl., 2003

Granéli (1978) redovisar årsvisa värden baserade på mätningar i sedimentproppar vid minst sju tillfällen under året. Inkuberingen skedde vid samma vattentemperatur som i sjön. Endast Hinnasjön betecknas som opåverkad eller mindre påverkad av de fyra sjöarna. Granéli (1978) redovisar grafiskt data för alla mättillfällena. För Hinnasjön varierade syretäringen mellan 100 och 810 g/m², dygn.

Det fria vattnets syretäring

Lasenby (1975) beräknade syrgastäringen i det fria vattnet i Dickey Lake (mesotrof) till 0,027 mgO₂/l, dygn. McManus m.fl. (2003) anger syrgastäringen i Lake Superior's vatten till 0,0044 – 0,0070 mg/l, dygn. Det är mycket svårt att göra mätningar av så låga syrgastäringshastigheter. Den vanligaste vägen är att använda ett mätt eller skattat värde på BOD (biokemisk syreförbrukning) och ansätta en oxidationshastighet. Eftersom BOD sällan mäts i svenska vatten och dessutom kan påverkas av antropogent tillfört material har vi valt att använda vattenfärg som ett mer oberoende mått på det organiska materialet. Vattenfärgen påverkas föga av kommunalt avloppsvatten och inte heller av påverkan från jordbruket. Det finns, så vitt vi vet, inga publicerade relationer mellan syretäring och vattenfärg.

Temperaturens betydelse

Alla kemiska och biologiska processer regleras av temperaturen. Många uppskattningar av temperaturens effekt på syretäringen i vatten finns publicerade.

För sedimentet i Hinnasjön beskrev Granéli (1978) temperaturens effekt på syretäring som

$$\text{Syretäring} = 2,9 * \text{temp}^{0,64}$$

Det motsvarar en ökning av syretäringshastigheten, beskriven som $Q_{10} = 2,12$ för temperaturintervallet 2 till 12 °C. Edberg & von Hofsten (1973) redovisar temperaturkoefficienter för olika temperaturintervall:

Temperaturintervall °C	Temperaturkoefficient
5–15	1,13
10–20	1,08
15–25	1,040

Det underlag som finns för modellberäkningarna är litet. Därför föreslås att temperaturkoefficienten, både för vattnets och sedimentets syretäring sätts till 1,047 enligt tabell 9. För vinterförhållanden väljs en högre temperaturkonstant (1,1) i linje med data från Edberg & von Hofsten (1973).

Syretäringens syrgasberoende

Den mikrobiella oxidationen av organiskt material beror bland annat på syrgaskoncentrationen. Flera författare (cf Burns 1995, Babin & Prepas 1985) visar att täringshastigheten avtar vid koncentrationer <2-3 mg/l, alltså på något sätt proportionell mot syrgaskoncentrationen (Medling & Jackson, 2001). Trots detta är beräkningar av en hastighet som är oberoende av syrgaskoncentrationen (alltså linjär med tiden) vad som här är praktiskt genomförbart med det mycket begränsade materialet.

5 Modeller för beräkning av syretäring

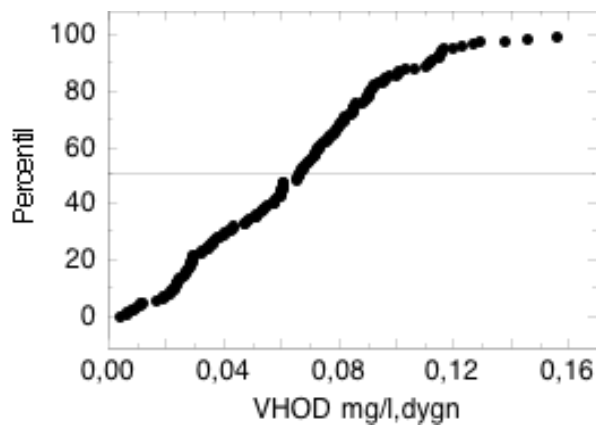
5.1 Beräkning av naturlig syretäringshastighet

Beräkningar av naturlig syretäring görs utgående från data för de referenssjöar som har syrgasvärden.

Syrgastäring under sommarstagnation (i hypolimnion)

Den linjära syretäringshastigheten i hypolimnions vattenmassa (VHOD, Volumetric Hypolimnion Oxygen Demand) har beräknats med årsvis linjär regression från april-maj (beroende på när cirkulation inträffade) till augusti-oktober (beroende om syrgashalten var 0) eller innan

om höstcirkulation inträffade. Provtagningsdjupets temperatur jämfördes med ytprovets. Skiktning ansågs föreligga om skillnaden var större än 2 grader. Beräkningarna gav ett medianvärde för alla åren i de 15 tidsseriesjöarna på 0,069 mg/l, dygn (figur 6).



Figur 6. Uppmätt syretäringshastighet under sommaren i hypolimnion för 15 tidsseriesjöar ($n = 137$). Medianvärde 0,069 mg/l, dygn.

Utgående från de uppmätta syretäringshastigheterna modelleras sedan konstanter för ekvation 2. Ekvationernas konstanter är framtagna för sjöar med medeldjup ca 2–12 m eller maxdjup ca 5–15 m. Flera olika vägar testades för att få en acceptabel modell. Sedimentets syretäringshastighet (SOD; Sediment Oxygen Demand) antogs vara 300 mg/m^2 , dygn vid $20 \text{ }^\circ\text{C}$, som ett medelvärde enligt sammanställningen tabell 10 och med en viss korrektion för mättemperaturen. Det är i det närmaste omöjligt att bestämma ett BOD värde för opåverkade sjöar. Ofta är i sådana sjöar en stor del av det organiska materialet bruna humusämnen som kan uppskattas från vattenfärg eller absorbansmätningar. En fördel med ett sådant val är att utsläpp av BOD inte mäts. En nackdel är att sjöns naturliga växtplanktonproduktion av organiskt material inte inbegrips. Crisman m.fl. (1998) visar på en signifikant korrelation mellan syremättnad och vattenfärg i 66 Floridasjöar. Det fria vattnets syretäring skattades således utgående från vattenfärgen (här mätt som absorbans) som ett mått på naturligt organiskt material. Värdet på halten räknades om till motsvarande BOD enligt Gjessing (1976), som uppskattar att en vattenfärg på 40 mg Pt/l eller en TOC koncentration på $6,3 \text{ mg/l}$ motsvarar ett BOD på 1 mg/l . Oxidationshastighetens betydelse testades manuellt. Viktigast för resultatet är måttet på skikt-tjockleken; i första hand hypolimnions tjocklek. Detta har också påpekats av flera författare. Dels kan maxdjup användas, men ofta tycks man ha använt sig av sjöns medeldjup. Sedan skall språngskiktet bestämmas. Fullständiga temperaturprofiler finns sällan. Istället har vi valt att använda siktdjupet som ett mått på övre gränsen för hypolimnion. Dock förekommer det att sjöar har ett större siktdjup än medeldjupet. Vid försöksvisa beräkningar med medeldjup valde vi då att sätta hypolimnion till minst 2 m. För att finna användbara konstanter utgick vi från sådana som presenteras av Fang & Stefan (1997) och gjorde försöksvisa anpassningar av värdena för sedimentets syretäringshastighet och för humusämnenas syretäringshastighet och den totala syretäringskapaciteten.

Olika alternativ provades och en bästa anpassning till uppmätt syretäring gav följande ekvation:

$$\text{Syretäringshastighet} = \frac{300}{\text{Maxdjup} - \text{siktdjup}} \cdot 1,047^{(\text{Temp}-20)} + 0,01 \cdot 1,047^{(\text{Temp}-20)} \cdot \left(\frac{\text{Abs}_{420}}{6,3} \cdot 500 \right) \quad (3)$$

där

Syretäringshastighet, mg/l, dygn

Maxdjup = sjöns maxdjup, m

Siktdjup = siktdjup under sommaren, m

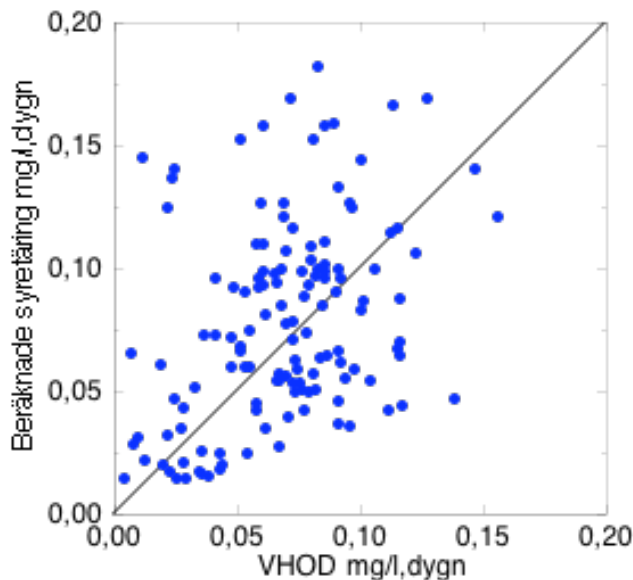
Temp = vattentemperatur i hypolimnion (medelvärde)

Abs₄₂₀ = absorbans mätt vid 420 nm på filtrerat prov (5 cm kyvett)

Uttrycket inom parentes skattar halten av nedbrytbart organiskt material (BOD) utgående från absorbansmätning. Om vattenfärg har bestämts kan uttrycket inom parentes ersättas med:

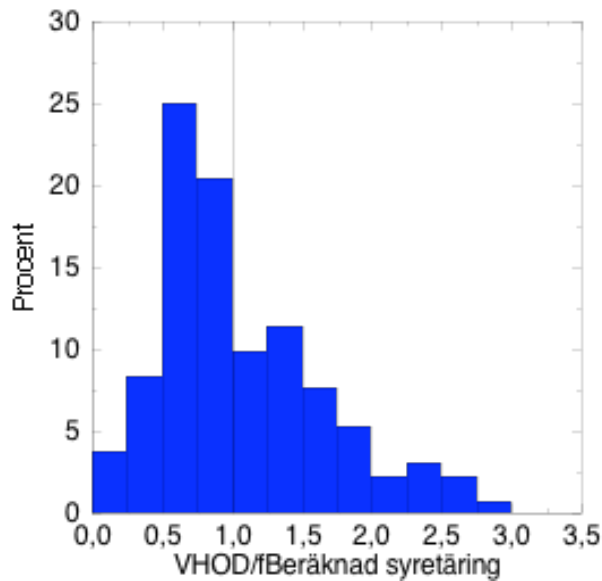
(vattenfärg/6,3)

En jämförelse av detta försöks resultat och uppmätta värden visas i figur 7. Då har tre sjöar (Jutsajaure, Älgsjön och Övre Skärsjön) uteslutits eftersom skiktningförhållandena är oklara.

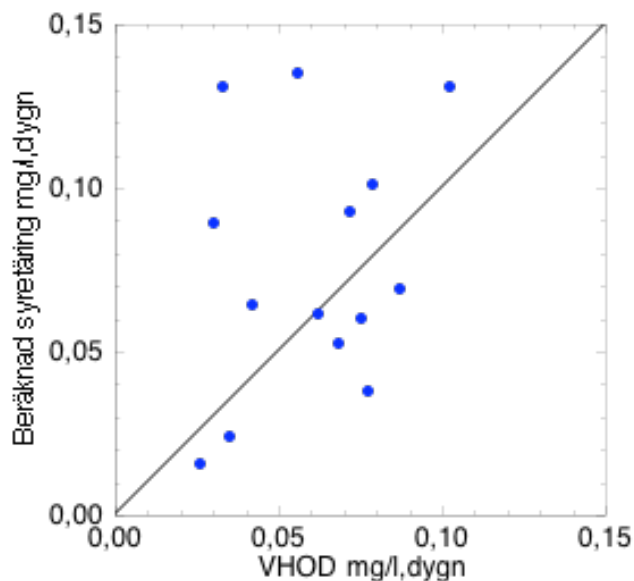


Figur 7. Jämförelse mellan uppmätt syretäring i hypolimnion (VHOD) och modellerad syretäring enligt ekvation 3. Linjen visar 1:1 förhållandet. 12 sjöar (n=137).

Kvoten mellan uppmätt syretäringshastighet och modellberäkningen visar att såväl överskattningar som underskattningar förekommer (figur 8). Kvotens medianvärde är 0,86, dvs. modellberäkningen ger en viss underskattning. Därmed kan den antropogena påverkan komma att bedömas som något för stor. Spridningen är relativt stor, men sammanställs medelvärden för varje sjö framträder utfallet bättre än för de enskilda åren (figur 9). Det finns flera orsaker till att spridningen är stor. Flera faktorer i ekvation 3 är skattade för den enskilda sjön. Särskilt betydelsefulla är hypolimnions tjocklek och tiden för skiktningens början. Kvaliteten på beräkningen blir alltså bättre om hypolimnions tjocklek bestäms både med temperaturmätningar och med en fullständig lodkarta.

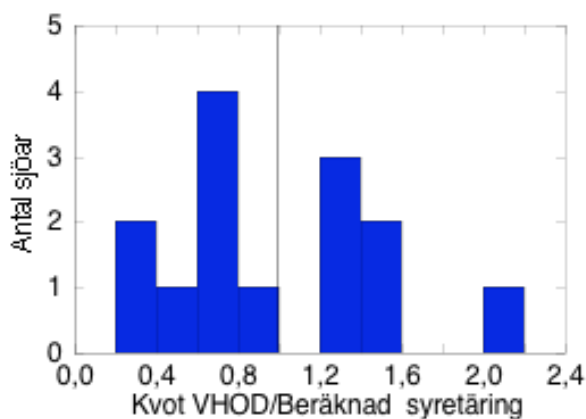


Figur 8. Kvoten mellan uppmätt syretäring i hypolimnion (VHOD) och modellerad syretäring enligt ekvation 3. Linjen visar 1:1 förhållandet. 12 sjöar (n=137).



Figur 9. Jämförelse mellan sjövis uppmätt syretäring i hypolimnion (VHOD) och beräknad syretäring enligt ekvation 3. Linjen visar 1:1 förhållandet. 12 sjöar.

Den förväntade kvoten VHOD/uppmätt syretäringshastighet är naturligtvis 1. Medianvärdet för de 12 sjöarnas kvoter är 0,89 och hälften av alla kvoter ligger i intervallet 0,63 och 1,4 (figur 10). En underskattning av den ”naturliga” syretäringen i en påverkad sjö (sjön bedöms som påverkad) bör alltså vara lika vanlig som ett överskattande (då sjön inte bedöms som påverkad).



Figur 10. Kvoten mellan sjövis uppmätt syretäring i hypolimnion (VHOD) och beräknad syretäring enligt ekvation 3. Den lodräta linjen anger förhållandet 1:1.

Syrgastäring under vintern

Syretäringen under vinterns isläggning ger en ytterligare möjlighet att bedöma tillstånd och påverkan. I modellen fördelas sedimentets syretäring över hela vattendjupet eftersom vattenmassan antas vara homogen tack vare turbulent diffusion (ekvation 1). Oftast finns bara ett mätvärde under isläggningsperioden, så en beräkning av syretäringshastigheten måste dels skatta syrgaskoncentrationen vid isläggningens början och tidpunkten för isläggningen. Samma beräkning som den för sommaren (hypolimnions syretäring) har använts men med två modifikationer; dels antas att hela vattenvolymen är blandad och kan representeras av sjöns medeldjup, dels att temperaturkonstanten är högre. Temperaturen betydelse är mycket större vid låga temperaturer än vid högre (Granéli, 1976). Det innebär att syretäringen är än långsammare vid riktigt låga temperaturer, som under vintern. Efter dessa anpassningar beskrivs syretäringshastigheten under vinter med följande ekvation:

$$\text{Syretäringshastighet} = \frac{300}{\text{medeldjup} \cdot 1000} \cdot 1,11^{(\text{temp}-20)} + 0,01 \cdot 1,11^{(\text{temp}-20)} \cdot \left(\frac{\text{abs}_{420}}{6,3} \cdot 500 \right) \quad (4)$$

där

Syretäringshastighet, mg/l, dygn

Medeldjup = sjöns medeldjup, m

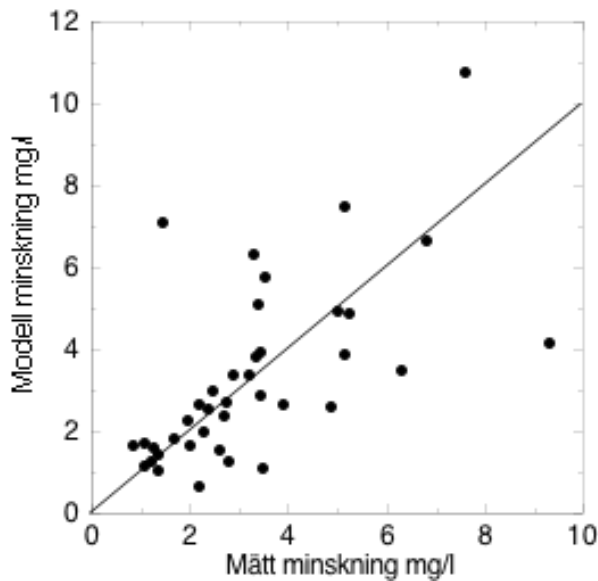
Temp = medelvärde av sjöns vattentemperatur under vintern

Abs₄₂₀ = absorbans mätt vid 420 nm på filtrerat prov (per 5 cm)

Uttrycket inom parenteserna skattar halten av nedbrytbart organiskt material (BOD) utgående från absorbansmätning. Om vattenfärg har bestämts kan uttrycket inom parenteserna ersättas med:

(vattenfärg (Pt mg/l)/6,3)

Eftersom hastigheten egentligen inte kunnat beräknas, jämförs minskningen i sjön från mättnad till uppmätt koncentration med en modellerad minskning baserad på ekvation 4 och antalet dagar efter nyår till provtagningen (figur 11).



Figur 11. Jämförelse mellan sjövis uppmätt syretäring under vintern (isläggning) och modellerad syretäring enligt ekvation 4. Linjen visar 1:1 förhållandet. 39 sjöar.

Eftersom tidpunkter för isläggning inte är kända kan den modellerade minskningen inte bestämmas med större noggrannhet. Man kan dock konstatera att förhållandet mellan uppmätta värden och modellerade är förhållandevis gott.

5.2 Avvikelse från referensvärde för syrgas

Om mätresultat från tiden före påverkan (som regel eutrofiering) finns bör dessa naturligtvis användas. En avvikelse från referensvärdet kan annars baseras på beräkningar av syretäringshastigheten gjorda enligt ekvation 3 eller 4 genom att använda ekvation 5. Man förutsätter att syrgastärningen sker med samma hastighet under hela perioden (isläggning eller sommarskiktning) kan en syrgaskoncentration beräknas för en vald tidpunkt.

$$C_t = C_0 - \partial C / \partial t \times t \quad (5)$$

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 enligt ekvation 3 eller 4, mg/l, dygn

t = tiden mellan isläggning resp. sommarskiktningens början och provtagningen, dygn

En möjlighet till klassning av avvikelse från referensvärden eller status är att använda fasta kvoter eller skillnader. Sådana sätt är dock föga grundade ekologisk effekt. Däremot förefaller de ekvationer som ges i US EPA (1972) vara ekologiskt grundade eftersom de tillåter en större avvikelse från naturlig syrgashalt vid höga koncentrationer än vid låga då effekter på biota är kraftigare. Den för tidpunkten skattade, naturliga syrgaskoncentrationen (C_t) kan till exempel jämföras för klassning med den uppmätta koncentrationen och värderas på samma sätt som i US EPA:s WQC (1972) enligt ekvationerna i texten (se sid. 5), vilka ger resultat som framgår av figur 3.

5.3 Osäkerheter

Syrgasförhållandena kan variera mycket i olika delar av en sjö. Det innebär att dödligt låga halter kan förekomma på några ställen medan halterna samtidigt är acceptabla i andra delar av sjön. Ett exempel på detta är förhållandena under isläggning. I centrala delar av sjön kan vattnet vara syrgasfritt samtidigt som det i närheten av tillflöden kan finnas syrgasrikt vatten. Ett annat exempel är tillståndet under sommarskiktningen. Det underlag, som använts för modellering, ger ingen god bild av skiktningförhållandena; alltså hypolimnions mäktighet. Vidare har varken tiden för sommarskiktningens eller isläggningens början varit kända, vilket också medför osäkerheter i beräkningarna.

Referenser

- ALABASTER, J.S. & LLOYD, R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworth.
- ALMER, B. 1972. Ivösjön – en kulturpåverkad insjö. *Vatten* 28:102–114
- ANDERSSON, G., FLEISCHER, S. & GRANÉLI, W. 1978. Influence of acidification on decomposition processes in lake sediment. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20, 802–807
- BABIN, J. & PREPAS, E.E. 1985. Modelling winter oxygen depletion rates in ice-covered temperate zone lakes in Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:239–249
- BAIRD, D.J., GATES, T.E. & DAVIES, R.W. 1987. Oxygen conditions in two prairie pothole lakes during winter ice cover. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44:1092–1095
- BURNS, N.M. 1995. Using hypolimnetic dissolved oxygen depletion rates for monitoring lakes. *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 29:1–11
- CANADIAN WATER QUALITY GUIDELINES. Canadian Council of Resource and Environment Ministers
- COMMITTEE ON WATER QUALITY CRITERIA, 1972. Water quality criteria 1972. EPA R3 73 033. March 1973
- CRISMAN, T.L., CHAPMAN, L.J. & CHAPMAN, C.A. 1998. Predictors of seasonal oxygen levels in small Florida lakes: The importance of color. *Hydrobiol.* 368:149–155
- DAVIS, J.C. 1975. Waterborne dissolved oxygen requirements and criteria with particular emphasis on the Canadian environment. National Research Council Canada. NRCC No 14100
- DOUDOROFF, P. & SHUMWAY, D.L. 1970. Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. FAO Technical Paper No 68. FIRI/T86 Water Pollution
- EDBERG, N. & v. HOFSTEN, B. 1973. Oxygen uptake of bottom sediments studied in situ and in the laboratory. *Wat. Res.* 7, 1285–1294
- FANG, Z. & STEFAN, H.G. 1997. Simulated climate change effects on dissolved characteristics in ice-covered lakes. *Ecol. Modell.* 103: 209-229
- FISKVATTENDIREKTIVET 1978. Rådets direktiv av den 18 juli 1978 om kvaliteten på sådana sötvatten som behöver skyddas eller förbättras för att upprätthålla fiskbestånden (78/659/EEG)
- GJESSING, E. 1976. Physical and chemical characteristics of aquatic humus. *Ann Arbor Science.*
- GRANBERG, K 1976. On the oxygen uptake capacity of the sediment in Ristiselkä, northern Päijänne. I Biologisk omsättning i sediment. Fjärde sedimentsymposiet. Red. Edberg & Wilander. SNV PM 694. sid103–118
- GRANÉLI, W. 1976. Sedimentens syretäring – Inv erkan av olika miljöfaktorer. I Biologisk omsättning i sediment. Fjärde sedimentsymposiet. Red. Edberg & Wilander. SNV PM 694. sid 89–101
- GRANÉLI, W. 1978. Sediment oxygen uptake in South Swedish lakes. *Oikos*, 30, 7-16

- SVERIGES NATIONALATLAS. 1995. Klimat, sjöar och vattendrag. Red. B. Raab & H. Vedin. ISBN 91-87760-31-2
- LASENBY, D.C. 1975. Development of oxygen deficits in 14 southern Ontario lakes. *Limnol. Oceanogr.* 20: 993–999
- LIVINGSTONE, D.M. 1993. Lake oxygenation: Application of a one-box model with ice cover. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 78: 465–480
- HAMILTON, D.P. & SCHLADOW, S.G., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I – Model description. *Ecol. Model.* 96: 91–110
- MCMANUS, J., HEINEN, E.A. & BAEHR, M.. 2003. Hypolimnetic oxidation rates in Lake Superior: Role of dissolved organic matter on the lake's budget. *Limnol. Oceanogr.* 48:1624–1632
- MEDLING, M.E. & JACKSON, L.J. 2001. Biological implications of empirical models of winter oxygen depletion. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1727–1736
- MEDLING, M.E. & JACKSON, L.J. 2003. Biotic, chemical and morphometric factors contributing to winter anoxia in prairie lakes. *Limnol. Oceanogr.* 48: 1633–1642
- MONTGOMERY, H.A.C., THOM, N.S. & COCKBURN, A. 1964. Determination of dissolved oxygen by the Winkler method and the solubility of oxygen in pure water and seawater. *J. Appl. Chem.* 14: 280–296
- MOLOT, L.A. DILLON, , P.J, CLARK, B.J. & NEARY, B.P. 1992. Predicting end-of-summer oxygen profiles in stratified lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 2363–2372
- NATURVÅRDSVERKET 1969. Bedömningsgrunder för svenska ytvatten. Naturvårdsverket Publikationer 1969:1
- NATURVÅRDSVERKET 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och Vattendrag. Rapport 4913
- PERSSON, G. 1996. 26 svenska referenssjöar 1989–1993 en kemisk-biologisk statusbeskrivning. Naturvårdsverket Rapport 4552
- SS-EN-25813. Vattenundersökningar – Bestämning av halten löst syre – Jodometrisk metod
- SS-EN-25814. Vattenundersökningar – Bestämning av halten löst syre – Elektrokemisk metod
- SCHINDLER, D.W. & COMITA, G.W. 1972. The dependence of primary production upon physical and chemical factors in a small, senescing lake, including the effects of complete winter oxygen depletion. *Arch. Hydrobiol.* 69: 413-451
- SONESTEN, L. 1989. Sammanställning och utvärdering av syrgasdata från ett hundratal sjöar i Uppsala län. Upplandsstiftelsen, Uppsala.
- US EPA 1986. Quality criteria for water 1986. EPA 440/5-86-001
- WALKER, R.R. & SNODGRASS, W.J. 1986. Model for sediment oxygen demand in lakes. *J. Environ. Engineer.* 112:25–43
- WILANDER, A. 1985. Vattenkemi. I Recipientkontroll Vatten. Metodunderlag. Naturvårdsverket Rapport 3075.

Bilaga 1 Förslag till reviderade bedömningsgrunder

Provtagningsfrekvenser och provtagningsdjup

Provtagning bör ske minst fyra gånger per år i sjöar så att förhållandena under senvinter, vårcirkulation, sommarstagnation och höstcirkulation kan beskrivas. Om klassgränsen för god syrgashalt enligt tabell 7 underskrids bör provtagningsfrekvensen ökas under skiktningperioderna (vinter eller sommar) för att fastställa varaktigheten av låga syrgashalter. Vid stagnation bör prover tas på djup enligt Handbok för miljöövervakning. Mätningar bör göras på djup som är representativa för större vattenvolymer/sedimenttytor och inte enbart i sjöns absolut djupaste del/delar, då dessa ofta endast omfattar en begränsad del av sjön. För beräkningar av referensvärden krävs att sjöns medeldjup och maxdjup är kända. Förutom bestämningar av syrgaskoncentrationer bör temperaturen mätas på varje meter mellan yta och botten för att klarlägga var språngskiktet ligger så att hypolimnions tjocklek kan beräknas. Vattenfärg (absorbans av filtrerat prov vid 420 nm) bör bestämmas på prover tagna på samma djup som för syrgas.

Beräkningsperioder

Beräkning av avvikelser från referensvärde skall baseras på minst ett prov i slutet av stagnationsperioderna, dvs. senvinter (vid is) och sensommaren.

Val bestämningsmetod

Två metoder används för bestämning av syrgas; dels Winklermetoden med konservering i fält och bestämning med titrering (SS-EN 5813) dels den elektrometriska metoden med elektrod in situ (SS-EN 5814). Görs bestämningarna korrekt bör värden bestämda med bägge metoderna vara likvärdiga.

Beräkning av status

Beräkna status utgående från minimumvärdet för årets provtagning enligt tabell 1.

Tabell 1. Klassning av status för syrgaskoncentration för sjöar med olika typer av fisk.

Ekologisk status	Temp (°C)	Varmvattensbiota (mg/l)	Huvudsakligen salmonider (mg/l)
Hög	-	>8	>9
God	0	7	8
"	5	6	7
"	10	5	6
"	15	5	6
"	20	4	6
"	25	4	6
Måttlig	-	4	5
Otillfredställande	-	3,5	4
Dålig	-	<3	<3

Beräkning av referensvärden

Klassas sjöns status som måttlig eller sämre bör orsaken till om detta beror på naturliga eller antropogena förhållanden undersökas genom jämförelser med referensvärden. Referensvärden

skall i första hand baseras på mätvärden för sjön från perioden före påverkan. Eljest beräknas referensvärden med hjälp av en ekvation för syretäringshastighet och syrgashalten vid isläggnings- eller sommarstagnationens början. Ekvationerna skall betraktas som indikativa och användas som hjälp vid en expertbedömning av påverkan.

För sommarstagnation (hypolimnion) beräknas referensvärden för syretäringshastigheten enligt ekvation 1:

$$\text{Syretäringshastighet} = \frac{300}{\text{Maxdjup} - \text{siktdjup}} \cdot 1,047^{(\text{Temp}-20)} + 0,01 \cdot 1,047^{(\text{Temp}-20)} \cdot \left(\frac{\text{Abs}_{420}}{6,3} \cdot 500 \right) \quad (1)$$

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)

Om vattenfärg har bestämts kan uttrycket inom parentes ersättas med:

(vattenfärg/6,3)

Kan hypolimnions tjocklek bestämmas genom temperaturmätningar bör det användas istället för maxdjup – siktdjup.

För islägningsperiod beräknas referensvärden för syretäringshastigheten enligt ekvation 2:

$$\text{Syretäringshastighet} = \frac{300}{\text{medeldjup} \cdot 1000} \cdot 1,11^{(\text{temp}-20)} + 0,01 \cdot 1,11^{(\text{temp}-20)} \cdot \left(\frac{\text{abs}_{420}}{6,3} \cdot 500 \right) \quad (2)$$

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 kyvett)

Om vattenfärg har bestämts ersätts uttrycket inom parentes med:

(vattenfärg (Pt mg/l)/6,3)

Syrgaskoncentrationen vid stagnationens/isläggnings början (C₀) bestäms i första hand genom mätningar vid cirkulationens slut; alltså före termisk skiktning vid våren eller vid isläggnings början. För mätprogram som endast mäter syrgashalten under vintern och i augusti kan en skattning av syrgaskoncentrationen vid isläggnings respektive sommarstagnationens början göras. Alternativt kan man förutsätta mättnad vid detta tillfälle. Mättnadskoncentrationen för löst syrgas (mg/l) kan skattas utgående från vattentemperaturen vid homotermi (samma vattentemperatur i hela vattenprofilen) enligt Montgomery m.fl. (1964):

$$\text{Mättnadskoncentration} = 14,603 - 0,4021 \cdot (\text{Temp}) + \frac{7,68703 \cdot (\text{Temp})^2}{1000} - \frac{69,2575 \cdot (\text{Temp})^3}{1000000} \quad (3)$$

Där

Temp = vattentemperatur vid mättillfället, °C

Hänsyn bör tas till att mättnad sällan hinner uppstå. Därför bör beräkningens värde reduceras till ca 90% av beräknad mättnadskoncentration.

Beräkningen enligt ekvationerna 1 eller 2 ger en syrgastäringshastighet. Utgående från syrgaskoncentrationen när stagnationen/isläggningen börjar och tiden därefter till provtagningen kan ett referensvärde för syrgaskoncentrationen vid en vald tidpunkt beräknas enligt ekvation 4:

$$C_t = C_0 - O \cdot t \quad (4)$$

Där

C_t = beräknat referensvärde för syrgaskoncentration vid provtagningstillfället, mg/l

C_0 = syrgaskoncentrationen vid stagnationens/isläggningens början, mg/l

O = syretäringshastighet enligt ekvation 1 eller 2, mg/l, dygn

t = tid efter stagnationens/isläggningens början, dygn

Om tiden för skiktningen inte är känd eller kan uppskattas kan uppskattningar göras med hjälp av de kartor för isläggning och islossning som finns i Nationalatlas – Klimat, sjöar och vattendrag.

6.6 Påverkansbedömning

Sjöns status beräknas utgående från en kvot mellan uppmätta värden och referensvärden beräknade enligt ekvation 9 och med hjälp av tabell 2.

Tabell 2. Kriterier för beräkning av ekologisk status baserade på jämförelse mellan uppmätt koncentration och C_t = referensvärde beräknat enligt ekvation 4.

Ekologisk status	Nedre klassgräns
Hög	Kriterium = $1,19C_t - 0,0242 C_t^2 - 0,418$
God	Kriterium = $1,41 C_t - 0,0476 C_t^2 - 1,11$
Måttlig	Kriterium = $1,08 C_t - 0,0415 C_t^2 - 0,202$
Otillfredställande	Kriterium = $0,674 C_t - 0,0264 C_t^2 - 0,577$
Dålig	