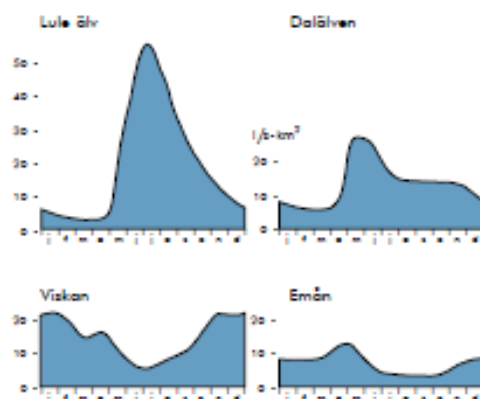


Vattendragens flödesvariation

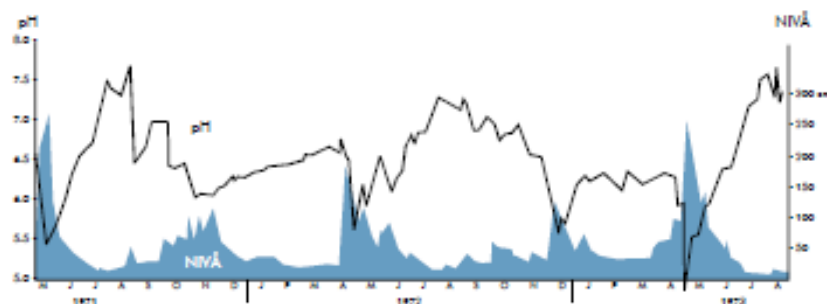
Medelflödet i ett vattendrag beror på avrinningsområdets yta och avrinningen per ytenhet. Den specifika avrinningens variation inom Sverige visas i figur 25. Specifik avrinning är vattenföringen dividerad med avrinningsområdets yta och ges i liter per sekund och kvadratkilometer ($l/s \cdot km^2$). Hur stor vattenföringens variation i ett vattendrag är framgår av figur 27 från Hasselfors i Laxå kommun, där data erhållits ur driftjournalerna från kraftverket.

Flödesmönstrets variationer under året i ett vattendrag beror huvudsakligen på hur långt norrut i landet det ligger och om det är reglerat eller ej. Vårfloden, som är ett resultat av snösmältning och tjälavgång, inträffar ofta i början av mars i södra delen av landet och dröjer ofta ända till mitten av maj i norra delen av landet. Om vattendraget rinner upp i fjällen och är oreglerat, kan en andra vårflod (fjällvårfloden) inträffa i juni/juli. Vissa år med töförhållanden hela vintern kan vårfloden i stort sett utebli i södra Sverige. Då får vi i stället en påtaglig avrinning under vintern, vilket inte är förhållandet under vintrar med ihållande temperaturer under $0^\circ C$. I södra Sverige kan det bli höga flöden efter häftiga regnperioder under höst och vinter.

Lågvattenföring äger rum under högt och sensommaren i södra delen av landet. Detta gäller ofta även i norra delen av lan-



Figur 25. Den specifika avrinningens variation över året i fyra svenska vattendrag. För att få det totala flödet för värdena multipliceras med avrinningsområdets yta. Notera den sena vårflorens stora betydelse i de norrländska fjällälvarna som Lule älv och att västkustälvar som Viskan samtidigt har sitt flödesminimum. Värdena är månadsmedeltal för oreglerade förhållanden och givna i $l/s \cdot km^2$. Källa: "Hydrologi för V2", Undervisningsskrift Nr 1978:06, Institutionen för vattenbyggnad, Chalmers Tekniska Högskola.

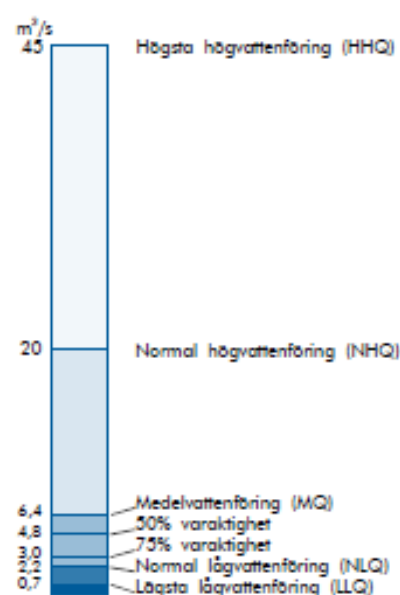


Figur 24. Vid provtagning i ett vattendrag är det av största betydelse när provet tas, då förhållandena snabbt kan ändras. Figuren visar hur pH-värdet förändras med vattenståndet, och därmed med flödet, i Nuorittajoki under en tvåårsperiod. För att med stor sannolikhet pricka in en surstöt vid en provtagning krävs många prov per år.

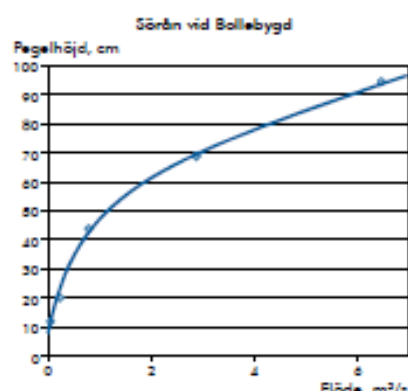
det för vattendrag som rinner upp i kustlandet eller skogsområdena, men ej i fjällen. Som regel har man lågvattenföring vintertid i norra delen av landet, utom i reglerade vattendrag. Även i södra delen av landet kan man vintertid ha en period av lågvattenföring vid ihållande kyla.

Hur får man enklast information om flödesmönster och aktuella flöden vid vissa tidpunkter för ett visst vattendrag? Har man tur finns i vattendraget en eller flera av de drygt 300 flödesmätstationsstationer som SMHI bedriver mätningar vid i landet. Är vattendraget reglerat i någon del, finns i allmänhet avtappningsjournaler som förs vid kraftverken. Industrier och kommuner,

som genom vattendom har rätt att avleda vatten från vattendrag, har ofta viss kunskap om vattenföringen och dess variationer i aktuella vattendrag. Finns det ett näraliggande vattendrag med liknande geografiska förhållanden där flödet är känt, t.ex. från en SMHI-station, kan man göra en relationsberäkning. Det går då att ta viss hänsyn till skillnader i nederbörd och sjöandel.



Figur 27. Vattenflödets variation i Svartån vid Hasselfors. Normal högt och lågvattenföring är ett flöde som i genomsnitt återkommer en gång per år. HHQ och LLQ brukar anges med det antal år som denna vattenföring återkommer en gång under, t.ex. en gång per 50 år (HHQ_{50}). Med varaktighet menas att flödet är minst så stort under den angivna andelen av tiden. Källa: Bydén, S., Nielsen, B. "Vattenöversikt för Laxå kommun". 1982.



Figur 26. Avbördningskurva för en pegel (vattenståndsskala) i Sörån. Flödet har mätts med flygel (se nästa sida) vid fem olika vattenstånd och en avbördningskurva har anpassats till dessa mätningar. Nu kan vattenföringen fås genom en avläsning av vattennivån på pegeln. Sådana kurvor kan göras vid "bestämmande sektioner", där vattnet forsar fritt nedströms. SMHI:s avbördningskurvor brukar bygga på ett fyrtiotal vattenföringsmätningar.

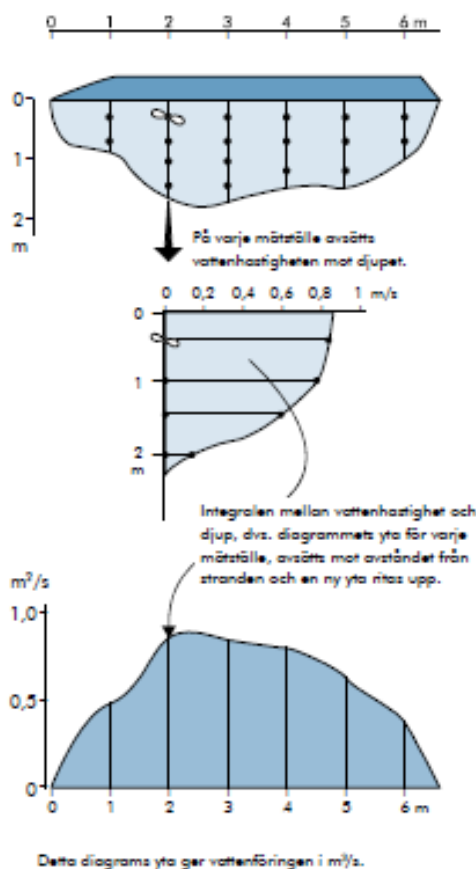
Mäta vattenföring

Det finns ett flertal metoder för att mäta vattenföringar. Följande metoder är de i dessa sammanhang kanske mest lämpliga och kan användas både i sötvatten och hav:

Flygelmätning

Det noggrannaste sättet att mäta vattenföring i naturliga vattendrag är att använda en flygel. Är vattenhastigheten måttlig, 0,2–2 m/s, används en stångflygel (BIN HR 012). Flygeln är en propeller med varvmätare. Med hjälp av en för varje instrument individuell kalibreringsformel omräknas varvtalet till vattenhastighet. Vid en flygelmätning mäts vattenhastigheten vid olika djup och på ett antal olika avstånd från stranden. Samtidigt mäts då vattendragets area upp och vattenflödet fås som en integrerad produkt av hastigheten och tvärsnittsarean.

I en sektion av vattendraget väljs ett antal mätställen, vars avstånd till stranderna mäts in. På varje mätställe mäts vattenhastigheten vid några olika djup. Totalt kan 20–40 mätpunkter vara lämpligt med 4–5 punkter vid det djupaste mätstället.



Figur 28. Flygelmätning av vattenföring medför en omfattande matematisk behandling av mätdata.

"Apelsinmetoden"

Med hjälp av en ytflottör, t.ex. en apelsin eller ett strömkors, mäts ytströmmens hastighet (V_{max}) genom tidtagning på en tio meter lång sträcka. Ett medelvärde av 5–10 mätningar beräknas. Vattendragets area (A) mäts sedan upp och area och hastighet multipliceras. Då vattenflödet (Q) bromsas mot botten måste hänsyn tas till detta, genom att flödet multipliceras med en faktor som beror på bottenbeskaffenheten (k) (BIN HR 013).

$$Q = A \cdot V_{max} \cdot k$$

$k = 0,5$ mycket ojämn botten, sten och/eller vass och gräs
 $k = 0,6$ något ojämn botten, sten
 $k = 0,7$ jämn botten, sand eller grus
 $k = 0,8$ jämn konstgjord sektion av trä, stål eller betong

Överfall

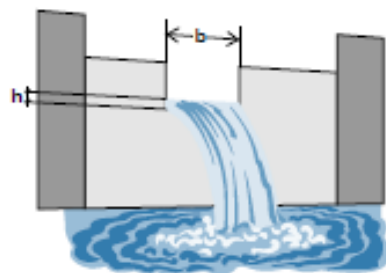
Ett praktiskt sätt att mäta vattenföringen är att ha ett överfall där vattenflödet kan beräknas om man vet vattenståndet ovanför. I gamla dammanläggningar finns ofta en fyrkantig öppning där vattnet rinner ut. Om man har tur så bromsas inte vattnet ovanför öppningen och inte heller nedanför. Råheten hos kanten på utloppet kan minska noggrannheten i beräkningarna. Störst fel med denna typ av utlopp fås vid låga flöden, då snedhet och råhet i utloppskanten stör utflödet.

En konstruktion som ger bättre värden vid låga vattenföringar men som ändå klarar högre flöden är det triangulära överfallet, som när det har rät vinkel kallas Thompsonöverfall. När vinkelspetsen pekar rakt nedåt blir höjdskillnaderna ovanför överfallet mätbara även vid låga flöden. Denna typ av överfall förekommer ofta inom forskningsprojekt.

Om vattenståndet ovanför dammen mäts kontinuerligt med en s.k. registrerande pegel får man en bra bild av flödet och dess variationer.

Andra metoder

Andra metoder för att mäta flödet finns beskrivna i "Vattenföringsbestämning vid vattenundersökningar", SMHI/Naturvårdsverket, Jönköping 1979. De kallas volym/tid-metoden (BIN HR 011) och utspädningsmetoden (BIN HR 014). I den förstnämnda tar man tid på hur fort en hink fylls, och i

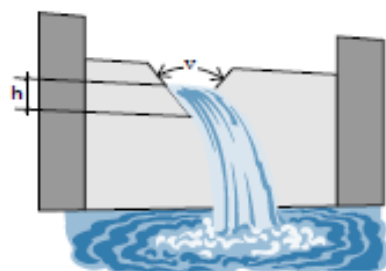


Figur 29. Rektangulärt överfall. Vattenföringen, Q , kan beräknas med formeln:

$$Q = 1,77 \cdot b \cdot h^{1,5}$$

För att få ett bra värde på h , måste vattenståndet mätas någon meter uppströms överfallet.

Felet hos konstanten 1,77 är mindre än 5 %. Fritt in- och utflöde ska gälla, dvs. fallhöjden nedan överfallet ska vara så högt att vattnet inte bromsas och tillflödet ovanför ska vara fritt från bromsande element.



Figur 30. Överfall med triangulär öppning. Vattenföringen, Q , kan beräknas med formeln:

$$Q = 1,38 \cdot \tan(V/2) \cdot h^{2,5}$$

Om vinkeln V hos överfallet är 90° , vilket är vanligt hos dessa överfall, blir formeln:

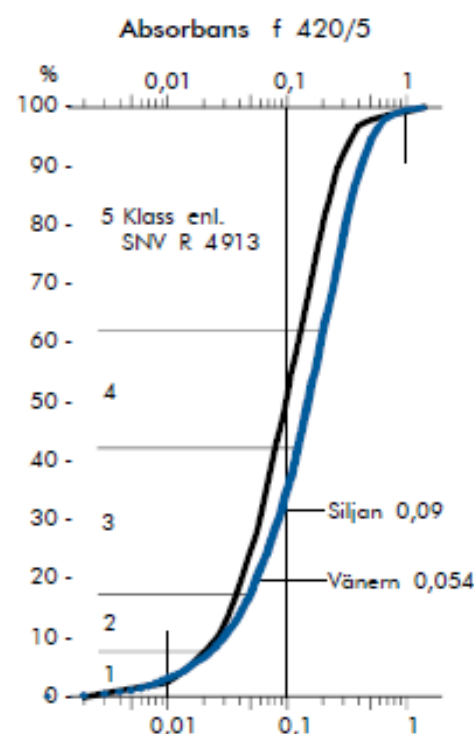
$$Q = 1,38 \cdot h^{2,5}$$

För att få ett bra värde på h , måste vattenståndet mätas någon meter uppströms överfallet.

Felet hos konstanten 1,38 är mindre än 2 %. Fritt in- och utflöde ska gälla, dvs. fallhöjden nedan överfallet ska vara så högt att vattnet inte bromsas och tillflödet ovanför ska vara fritt från bromsande element.

den andra håller man salt eller ett färg- eller spårämne i vattnet och mäter koncentrationen efter en viss sträckas omblandning.

Färg, gulämne, absorptions



Figur 65. Absorptions hos 4017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000-01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000-01. Absorptions är mätt vid 420 nm i en femcentimeterskuvett. Om absorptions multipliceras med 500 fås det ungefärliga färgvärdet i mg Pt/l. Se vidare beskrivning på sidan 25.

Humusämnen, samt järn- och manganföreningar, ger vatten en brun färg. Färgen kan i de starkast färgade sjöarna påminna om svagt te. Färgvärdet kan bestämmas genom okulärbesiktning av vatten i en flaska, genom absorptionsmätning i optiskt instrument eller genom att vattenprovet jämförs med en standardiserad brun färglösning av kloroplatinatjon. Färgvärdet uttrycks som milligram platina per liter, mg Pt/l. Färg kan mätas som sann eller skenbar färg.

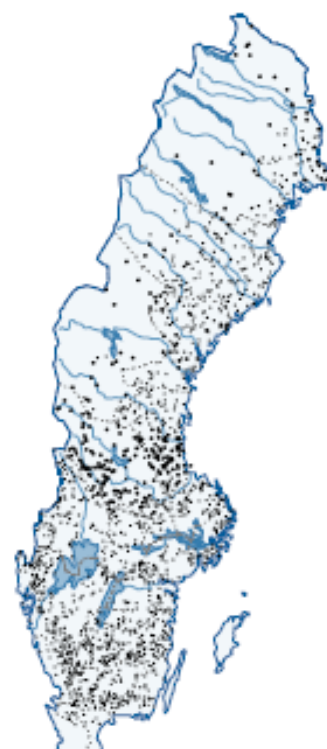
Statens livsmedelsverk har satt gränsvärden för tjärligt med anmärkning till 15 mg Pt/l för utgående dricksvatten och 30 mg Pt/l hos användaren.

Sjöar och vattendrag

I näringsfattiga och sura sjöar används färgvärdet huvudsakligen som ett mått på humuskoncentrationen, även om man vid mer avancerade undersökningar också mäter löst och partikulärt organiskt material. Humuskoncentrationen har stor betydelse för vattenkemin och biologin. Humus är ett samlingsbegrepp för organiska syror vilka uppstår vid nedbrytningen av orga-



Figur 66. Sjöar med lägsta absorptions, under 0,02 420/5, i riksinventeringen 2000.



Figur 67. Sjöar med högsta absorptions, över 0,2 420/5, i riksinventeringen 2000.

niskt material. Speciellt barrskogar producerar en stor andel svärd-brytbara humussyror som därför hinner nå vattendragen och sjöarna. Humus gynnar primärproduktionen genom att tillföra fosfor. Dessutom kan både djurplankton och bakterier använda humus som kol- och energikälla. Vid försurning är humusrika (humösa) sjöar därför bättre på att upprätthålla den biologiska produktionen än de humusfattiga klarvattensjöarna. Humösa sjöar har naturligt haft ett lägre pH än andra sjöar, och man trodde länge att humussjöarna skulle ha en naturlig buffert mot ytterligare för-

surning och därför klara sig bättre. Humusämnens förmåga att komplexbinda giftiga metaller skulle vara en fördel för fiskarna, men vid intensiva och snabba tillskott av försurande ämnen (surstötar) kommer en stor del av dessa metaller i lösning och kan då orsaka stor skada.

Vid försurning ändras färgvärdet genom att humusämnena avfärgas. De kan även fällas ut av aluminium. Siktdjupsökning på upp till 10 m har noterats, men den beror också till viss del på minskad grödalstillväxt.

Tabell 10. Tillståndet utgående från färgtalet enligt "Bedömningsgrunder för miljöklasser - Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Abs $f_{420/5}$	Färgtal mg Pt/l	Klass	Benämning
$\leq 0,02$	≤ 10	1	Ej eller obetydligt färgat vatten
0,02 - 0,05	10 - 25	2	Svagt färgat vatten
0,05 - 0,12	25 - 60	3	Måttligt färgat vatten
0,12 - 0,2	60 - 100	4	Betydligt färgat vatten
$> 0,2$	> 100	5	Starkt färgat vatten

Genom att humusämnen med tiden bryts ned, faller ut och sjunker till botten eller äts upp, finns det ett samband mellan de hydrologiska förhållandena och vattnets färg. De högsta färgkoncentrationerna finns i små källsjöar i skogsområden, medan stora sjöar med lång omsättnings-tid fungerar som klarningsbäcken.

1 mg humusämnen per liter ger ett färgvärde på ca 6–11 mg Pt/l (olika källor). 1 mg järn ger ett färgvärde på 20 mg Pt/l, medan 1 mg mangan ger färgvärdet 150 mg Pt/l.

Normalvärdet för svenska insjöar ligger mellan 10 och 80 mg Pt/l. Brunvattensjöar ligger kring 200–500 mg Pt/l. Sjöar på sydsvenska ostkusten har ofta höga humuskoncentrationer. Den låga avrinningen här gör att de humusämnen som bildas i skogarna inte har så mycket vatten att spädas ut i.

Under året har höglöden på höstarna vanligen högsta färgtalet medan vattnet är klarast vid de låga flödena då bäckvattnet mest består av "gammalt" grundvatten.

Dricksvatten har normalt ett färgvärde på ca 5 mg Pt/l.

Havsvatten

I havsvatten mäts normalt inte färgvärdet. En parallell variabel är "gulämne". Gulämne är ett mått på humusämnen och nedbrytningsprodukter av kolhydrater i havsvatten. Det förekommer rikligast i kustnära områden, särskilt vid flodmynningar. Det finns därför vanligen ett linjärt samband mellan koncentrationen gulämne och saltheten. Gulämnemätning kan användas för att bestämma spridning och blandning av vattenmassor.

Koncentrationen av gulämne anges i enheten "absorbans per meter" (m^{-1}). Typiska värden för ett kustnära havsområde är i ytvatten ca 0,5–1 m^{-1} och i djupvatten ca 0,1–0,5 m^{-1} .

Utförande

Färgvärdet kan bestämmas genom att ett vattenprov jämförs med en standardlösning av kloroplatinatjon, $PtCl_6^{2-}$, eller med standardfärgskivor i en komparator.

Gulämne mäts in situ med en genomskinlighetsmätare som sänks ner i havet eller på lab med spektrofotometer eller fluorometer. Vattnet filtreras, absorbansen mäts vid våglängden 380 nm och gulämniskoncentrationen beräknas.

Mätning med optiskt instrument

För att kunna rationalisera analyser börjar absorbans användas som alternativ till traditionellt färgvärde och finns med i EN-ISO-normen. Absorbansen mäts då i en spektrofotometer vid 436 nm. Vissa industriella avloppsvatten måste även mätas vid våglängderna 525 och 620 nm. I dessa

fall mäts bara sann färg, dvs. efter filtrering.

Resultatet anges som spektral absorptionskoefficient, $\alpha(\lambda)$ (absorbans per längdenhet strålgång).

$$\alpha(\lambda) = \frac{A}{d} \cdot f$$

A = absorbansen hos vattenprovet vid våglängden λ

d = längden hos den optiska strålgången i kyvetten, mm

f = faktor ($f = 1\,000$) som används för att ange den spektrala koefficienten i reciproka meter (m^{-1}).

Resultatet ska anges som absorptionskoefficient vid våglängden λ och bandbredden $\Delta\lambda$ (om inte rent monokromatiskt ljus använts).

För humusundersökningar har även våglängderna 400, 420 och 430 nm använts. HACH bestämmer färgvärdet vid 455 nm. Vid riksinventeringarna mäts absorbansen vid 420 nm i femcentimeterskyvett.

SS-EN ISO 7887 Undersökning och bestämning av färg

Observera

Provvattnets färgvärde påverkas även av suspenderade ämnen, som t.ex. flockar av humusämnen, alger, detritus, sedimentpartiklar etc.

Sann färg

Den färg som orsakas av lösta ämnen i vattnet. Provet filtreras genom ett membranfilter med porvidden 0,45 μm . Sann färg mäts för att avgöra vattenkvaliteten hos råvatten till industrier eller dricksvatten, vilket ska renas före användning.

Skenbar färg

Färgen hos ett ofiltrerat vatten. Den mäts när man vill bestämma kvaliteten i ett naturvatten. Vid okulärbesiktning mäts bara skenbar färg.

Suspenderat material

Suspenderat material är partiklar som kvarhålls på ett filter med porvidden 1 μm . Partiklar av denna storlek sedimenterar relativt snabbt till botten men kan förekomma i rinnande vatten eller i vissa utsläpp, se vidare under turbiditet.

Suspenderat material mäts i mg/l.

Utförande

Ett glasfiberfilter av borosilikatglas tvättas med destillerat vatten, torkas vid 105 °C i minst en timme och vägs. Provet filtreras och filtret torkas och vägs ånyo och mellanskillnaden beräknas. Vågen ska ha noggrannhet om minst 0,1 mg.

Provet bör analyseras inom 4 timmar.

SS-EN 872 Bestämning av suspenderade ämnen – Metod baserad på filtrering genom glasfiberfilter

Siktdjup

Siktdjupet beror av hur långt ned i vattnet som solljuset förmår tränga. Ett litet siktdjup betyder att det nedträngande ljuset absorberas kraftigt eller sprids effektivt. Siktdjupet är ett mått på vattnets innehåll av partiklar. Siktdjupet mäts i meter.

Sjöar och vattendrag

Normalvärden för svenska sjöar är mellan 2 och 10 m. Fjällsjöar kan ha mycket större siktdjup än 10 m. Högproduktiva sjöar kanske bara har ett siktdjup på några decimeter under vegetationsperioden.

I sura sjöar tenderar siktdjupet att öka. Detta har flera orsaker. Humusämnen, som i näringsfattiga sjöar huvudsakligen ger sjövattnet dess färg, minskar i färgintensitet, och siktdjupet ökar därmed. Den minskade biologiska aktiviteten medför också att vattnet blir klarare på grund av att mängden alger m.m. minskar i takt med försurningen. I riktigt sura sjöar kan siktdjupet överstiga 15 m.

I temperaturskiktade sjöar kan siktdjupet ge en ungefärlig uppfattning om syrgasförhållandet i bottenvattnet. Sålunda kan den ursprungliga (~förindustriella) syrgasmättnaden i djupvattnet anges till 90–100 procent i klarvattenssjöar (siktdjup 10 meter eller mer), 60–70 procent i sjöar med ursprungligt siktdjup 6–7 meter och 20–30 procent i sjöar med ursprungligt siktdjup 2–3 meter. (Ur Naturvårdsverkets Allmänna Råd 90:4.)

Havsvatten

I havet kan den biologiska primärproduktionen ske ner till det djup där ca 1 procent av ljuset i ytan återstår (kompensationsdjupet). 1%-djupet kan mätas med en siktskiva eller en fotometer. I öppna oceanerna är den eufotiska zonens djup (kompensationsdjupet) ca 200 m och siktdjupet ca 80 m. I kustnära områden ger siktdjupet ofta en bra uppskattning av biomassan av växtplankton. I områden med hög koncentration av gulämnen (humusämnen), som t.ex. Bottniska Viken, finns dock ingen direkt korrelation mellan siktdjup och växtplanktonbiomassa.

Ute till havs i Östersjön kan siktdjupet vara upp till 25 m. Nära kusterna är det be-

tydligt mindre. På västkusten varierar det vanligen mellan 0,5 och 10 m. I öppna oceaner är siktdjupet större än 50 m.

Mätningar i norra Östersjön har visat att mediansiktdjupet har minskat från 8,8 meter (1914–1939) till 5,9 meter (1969–1985). Det vattendjup ned till vilket ljuset förmår upprätthålla primärproduktionen har alltså minskat med 30–40 procent. På västkusten har utvecklingen varit likartad. Orsaken till det minskade siktdjupet är främst den ökande koncentrationen växtplankton.

Utförande

En vitmålad skiva, s.k. Secchiskiva, med en diameter på 20–25 cm fästad i en icke töjbar lina, sänks först ned tills den inte kan ses längre. Djupet noteras. Därefter höjs den åter tills den blir synlig, och djupet avläses igen. Siktdjupet är medelvärde av de båda avläsningarna.

Observera

Siktdjupet påverkas av väderleksförhållanden, vilket är en nackdel. Arbeta därför i dagsljus. Mät från skuggsidan av båten, så att störande vattenreflexer elimineras, eller (ännu bättre) använd vattenkikare. Ange i provtagningsprotokollet hur siktdjupet avlästs.

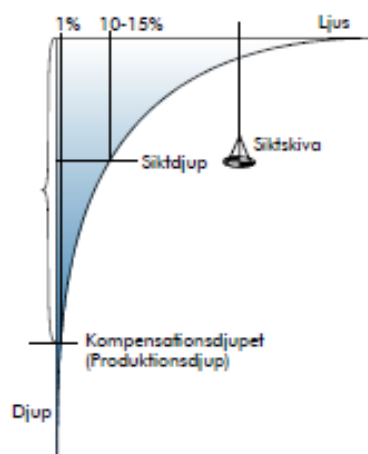
SS-EN 27 027

Omvandlingstabell

1 einstein (E) = 1 mol fotoner

1 W/m² ≈ 4,16 μE/m²·s

En solig dag under sommaren når grovt räknat 1 000–2 000 μE/m²·s



Figur 68. Den eufotiska (fotiska) zonen är det område i havet där biologisk primärproduktion kan pågå. Denna zon sträcker sig ner till kompensationsdjupet där 1 % av ljuset vid ytan återstår. Siktdjupet är det djup där 10–15 procent av ljuset återstår.

För en mycket grov uppskattning av produktionsdjupet i våra kustnära vatten kan följande samband användas:

Produktionsdjup = 2,5–3 · "Secchidjup" (siktdjup mätt med Secchiskiva).

Primärproducenterna kan använda ljus i våglängdsområdet 400–700 nm (synligt ljus).

PAR (fotosyntetiskt aktiv strålning) anger den totala mängden tillgängligt ljus på olika djup. Enhet är antal fotoner i mol/m²·s.

synligt ljus i våglängdsområdet 400–700 nm till ytvattnet. Under vintern minskar ljusinstrålningen till ca 100–500 μE/m²·s.

Tabell 11. Tillståndet utgående från siktdjupet enligt "Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913 och "Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914.

Tabell 12. Handledningar för vattenundersökningar från "Handbok för miljöövervakning", publicerad på Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se.

Undersökningstyp	Programområde
Siktdjup	hav

Kusthav i augusti, m	Sjöar, m	Klass	Benämning
> 5,4	> 8	1	Mycket stort siktdjup
4,0 – 5,4	5 – 8	2	Stort siktdjup
3,4 – 4,0	2,5 – 5	3	Måttligt siktdjup
2,5 – 3,4	1 – 2,5	4	Litet siktdjup
< 2,5	< 1	5	Mycket litet siktdjup

Temperatur

Vattentemperaturen påverkar många andra variabler, dels direkt via atomernas rörelsehastighet som t.ex. ledningsförmågan och vattnets möjlighet att lösa andra ämnen, t.ex. kolsyra eller syrgas, dels indirekt genom att den biologiska aktiviteten är temperaturberoende. Vid mätning av pH och ledningsförmåga korrigeras värdet beroende på temperaturen, medan många kemiska analyser måste utföras vid rumstemperatur (20 °C).

I en sjö och i havet har temperaturskiktningen stor betydelse för omsättningen i vattenmassan (se också text och figur på sidorna 19 och 22).

Uppmätning av temperatursprångskikt

Temperaturmätningar i sjöar och hav görs lämpligen med en termistor (eller annan värmekänslig elektronikkomponent) med lång sladd, kopplad till ett visar-instrument. Denna termistor sänks ned (viktbelastad!) i vattnet och mätvärdet avläses normalt vid jämna metertal. Glesare intervall ovan och under språngskiktet och tätare intervall i språngskiktet är dock lämpligt.

Observera

Termistorinstrument som kalibrerats vid 0 °C och 100 °C har inom dessa mätområden en hygglig relativ noggrannhet, men ofta ett visst systematiskt fel. Det är därför lämpligt att jämföra ett av mätvärdena med en noggrann termometer (t.ex. i kombination med Ruttnerhämtare i provtaget på högst några meters djup) och sedan justera alla mätvärden efter detta "fel". En termistor kan vara mycket långsam och kräva att man väntar flera minuter innan ett stabilt värde kan avläsas.

Kvicksilvertermometrar bör lämnas in till apotek eller annat mottagningsställe och ersättas med sprittermometrar eller med ett modernt noggrant elektroniskt instrument.

Redovisning

Temperaturmätningar åskådliggörs lämpligast i ett diagram med temperatur i °C på X-axeln och djup på Y-axeln. Se t.ex. figurerna 36 och 47.

Turbiditet (grumlighet)

Turbiditet beror på olöst substans. Turbiditet definieras som ett uttryck för den optiska egenskap som gör att ljus sprids och absorberas i stället för att passera (transmitteras) i raka linjer genom provet.

Turbiditeten varierar med storlek, form, sammansättning och brytningsindex hos de suspenderade partiklarna. Dessa kan utgöras av slam, lera, växt- och djurplankton, mikrober, organiskt material och små, olösliga partiklar av varierande ursprung. I rinnande vatten dominerar de oorganiska partiklarna, medan organiska partiklar dominerar i sjöar. I öppna havsområden består partiklarna vanligen av växt- och djurplankton eller dött organiskt material. Närmare kusterna tillkommer lerpartiklar och liknande material från floder och eroderande stränder.

Turbiditeten är relaterad till koncentrationen suspenderade ämnen, men förhållandet kan inte kvantifieras.

Turbiditeten hos en vätska är viktig av många olika orsaker beroende på dess användning. Vid dricksvattenbehandling är det naturligtvis angeläget med ett så klart vatten som möjligt, både av estetiska skäl och för att minska antalet smittbärande partiklar m.m. Turbiditet kan t.ex. orsakas av skadliga organismer, partiklar som föder dem eller partiklar som skyddar organismerna från desinfektionsprocesser. Statens livsmedelsverk har satt gränsvärde för tjänligt med anmärkning till 0,5 (FNU, FTU) för utgående dricksvatten och 1,5 (FNU, FTU) hos användaren.

Turbiditetskontroll är också väsentlig i industriella tillverknings- och behandlingsprocesser, t.ex. i livsmedelsindustrin.

I naturvatten, recipientkontroller etc. är den närliggande variabeln suspenderade ämnen vanligare.

Utförande

Turbiditet kan mätas med grumlighetsrör, med siktdjupsskiva (se figur 68) eller med optiska instrument antingen som spridning, vilket är vanligast, eller som dämpning av ljuset. Den senare metoden används främst vid mycket grumliga prov.

Den apparatur som används kallas turbidometer och mäter mängden spritt ljus i rät vinkel mot den genom provkyvetten infallande ljusstrålen.

Som referens används en formazinlösning. Turbiditeten uttrycks i FNU (Formazine Nephelometric Units). Turbidimetrar kan även vara kalibrerade i Turbidity Units (TU), Formazine Turbidity Units (FTU) eller Nephelometric Turbidity Units (NTU), vilka alla är ekvivalenta med den i Svensk Standard rekommenderade beteckningen FNU.

De värden som erhålls på samma prov, men mäts med olika apparater, kan variera en del beroende på dessa apparaters varierande konstruktion. I Sverige används oftast turbidimetrar av fabrikatet HACH.

Turbiditeten kan också bedömas subjektivt. Livsmedelsverket använder i Dricksvattenkatalogen beteckningarna "svag" och "tydlig" grumlighet vid bedömning av dricksvatten.

SS-EN ISO 7027 Utgåva 1 ICS kod 13.060. Bestämning av turbiditet. Fastställd 2000-06-30

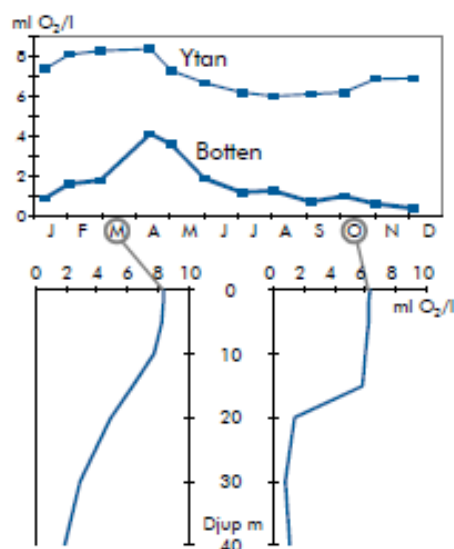
Tabell 14. Tillståndet utgående från turbiditet enligt "Bedömningsgrunder för miljökvallitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

Turbiditet (FNU)	Klass	Benämning
≤ 0,5	1	Ej eller obetydligt grumlat vatten
0,5 – 1,0	2	Svagt grumlat vatten
1,0 – 2,5	3	Måttligt grumlat vatten
2,5 – 7,0	4	Betydligt grumlat vatten
> 7,0	5	Starkt grumlat vatten

Syrgaskoncentration

Syrgas tillförs vattnet från atmosfären och blandas ner i ytvattnet. Syrgas tillförs också från växterna vid deras fotosyntes. Syrgas förbrukas i vatten av kemisk eller biologisk nedbrytning. Det är ofta en effekt av utsläpp av syrgastärande materia, t.ex. kommunala avlopp, men syrgas förbrukas även när döda organismer ska brytas ner. I övergödda sjöar och kustnära havsområden deponeras ofta så stora mängder död materia att syrgasbrist uppstår (= det blir anaeroba förhållanden i bottenvattnet). Även i mindre näringsrika områden kan syrgasbrist uppstå vid dålig omblandning av vattnet, t.ex. vid lång isperiod eller under ett kraftigt och långlivat språngskikt. Vid vilken syrgaskoncentration bristsymptom uppkommer hos olika organismer varierar, t.ex. kräver laxfiskar normalt mer syrgas än karpfiskar. Redan vid 2 ml O₂/l har många arter svårt att överleva.

Vid ytan är vattnet mättat med avseende på hur mycket syrgas som kan lösas vid aktuell temperatur och salthalt (100 %). Övermättnad (dvs. mer syrgas i vattnet än vad som normalt kan lösas) kan uppstå strax under ytan i näringsrika vatten, då växternas fotosyntes avger syrgas. Övermättnad kan även orsakas av vågor som tvingar ner syrgas från atmosfären. Övermättnaden är ca 3 procent.



Figur 84. I haven runt Sverige är vattnet vanligen mättat med syrgas ner till haloklinen. Det välutvecklade språngskiktet hindrar den vertikala omblandningen, framför allt under sommaren. Syrgaskoncentrationen är därför alltid lägre i djupvattnet, där den når sitt lägsta värde närmast botten under senhösten. Data från Koljö fjord 1993. Göteborgs och Bohus läns Vattenvårdsförbund.

Syrgaskoncentrationen mäts i ml O₂/l, mg O₂/l eller μmol O₂/l. Ofta brukar även syremättnadsvärdet anges, dvs. uppmätt syrgaskoncentration i procent av den vid den aktuella temperaturen och salthalten teoretiskt maximala lösligheten.

Vid 0 °C och 101,3 kPa gäller:

$$\begin{aligned} 1,0 \text{ mg O}_2/\text{l} &= 0,7 \text{ ml O}_2/\text{l} \\ 1,0 \mu\text{mol O}_2/\text{l} &= 1,0 \text{ mmol O}_2/\text{m}^3 \\ 1,0 \text{ mmol O}_2/\text{m}^3 &= 44,6 \text{ ml O}_2/\text{l} \\ 1 \text{ ppm O}_2 &= 1 \text{ mg O}_2/\text{kg} \end{aligned}$$

Ett mättat havsvatten med salthalten 20 psu och temperaturen 5 °C löser 7,83 ml syrgas (O₂) per liter. Det har då mättnadsvärdet 100 procent. I Kattegatt och Östersjön är vattnet mättat endast ner till haloklinen. I djupvattnet minskar syrgaskoncentrationerna, speciellt under hösten. Om syrgasen tar slut bildas en giftig gas, svavelväte. Variationer i koncentrationen av syrgas kan berätta en hel del om hur området fungerar och hur det mår.

Utförande

Syrgaskoncentrationen mäts lämpligen genom titrering enligt Winklers metod från 1888. Metoden är

idag endast något modifierad, varför man faktiskt kan jämföra dagens mätvärden med de analyser som gjordes för över hundra år sedan. Syrgaskoncentrationen kan även mätas med en syrgaselektrod kopplad till ett visarinstrument.

SS-EN 25 813 (Winklertitrering)

SS-EN 25 814 (Syrgaselektrod)

Observera

Själva provtagningstekniken är mycket viktig vid bestämning av koncentrationen syrgas i vatten. Det gäller nämligen att inte få med någon syrgas i gasform (bubblor) i provet. När vattnet överförs från vattenhämtdaren till provtagningsflaskan måste den fyllas ganska långsamt genom en slang, som man låter mynna vid botten av flaskan (så att vattnet inte plas-kar). Låt en vattenmängd på 1-2 ggr flaskans volym svämma över. Drag därefter sakta upp slangen allt under det att vattnet får fortsätta att rinna. Tag alltid syrgas som första prov från vattenhämtdaren.

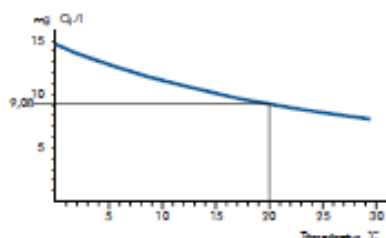
Om syrgaselektrod används, måste denna skötas och kalibreras mycket noggrant.

Betänk också, att eftersom vattnets förmåga att lösa syrgas är temperaturberoende, så kan ett utsläpp med avvikande temperatur jämfört med recipienten påverka mättnadsgraden och eventuellt också syrgaskoncentrationen, enbart pga. temperaturändringen.

Syrgasens löslighet i vatten

Hur mycket syrgas som kan lösas i vatten är beroende av vattentemperaturen, salthalten och atmosfärstrycket. Kallt vatten löser mer syrgas än varmt, salt vatten löser mindre än sött. Därför kan bottenvattnet ha högre syrgaskoncentration än ytvatten, eftersom bottenvattnet är kallare.

Ytvattnet under sommaren har närmare 2 ml/l lägre syrgaskoncentration än det är under vintern enbart beroende av temperaturskillnaden (figur 86).

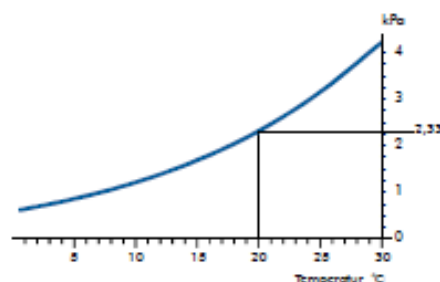


Figur 85. Syrgasens (oxygens) löslighet i mg O₂/l i sötvatten vid jämvikt med luft med 101,3 kPa (1 013 mbar) tryck och 100 procent relativ fuktighet vid olika temperaturer. (Montgomery, Thom och Cockburn, 1964) (SIS).

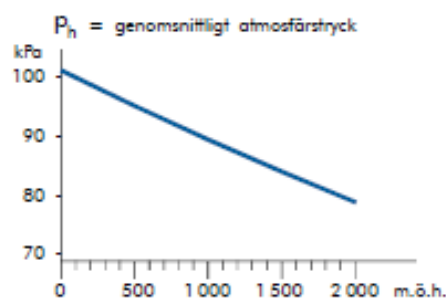
Om atmosfärstrycket, P_a, avviker från 101,3 kPa (figur 87), fås syrgaslösligheten C_s' ur lösligheten C_s vid 101,3 kPa genom ekvationen:

$$C_s' = C_s \frac{P_k - P_w}{101,3 - P_w}$$

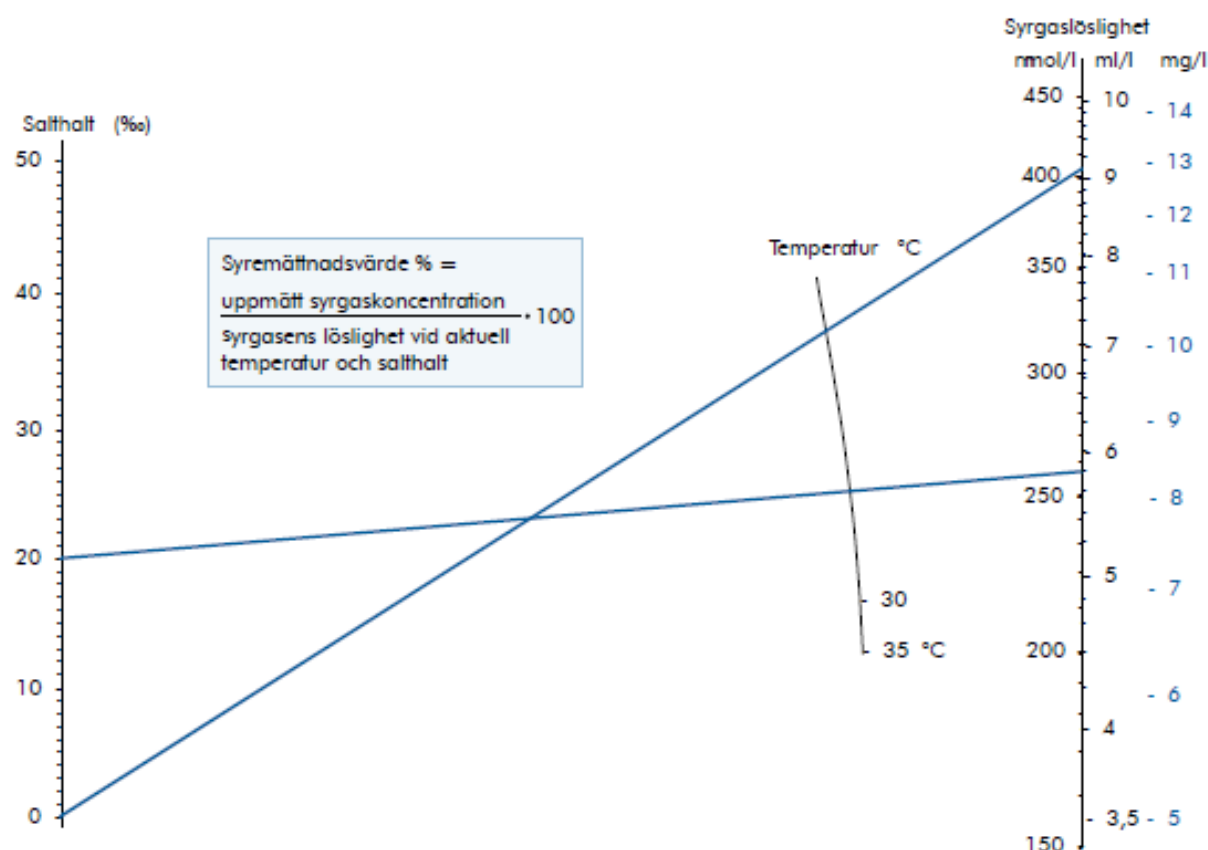
där P_w är vattnets ångtryck i kilopascal, kPa, vid den aktuella temperaturen (figur 86).



Figur 86. Vattnets ångtryck (P_w) i kPa vid olika temperaturer.



Figur 87. Det genomsnittliga atmosfärstrycket (P_h) i kPa vid olika höjder över havet.



Figur 88. Nomogram över syrgasens löslighet i $\mu\text{mol O}_2/\text{l}$ och $\text{ml O}_2/\text{l}$ som funktion av salthalt och temperatur. En rak linje genom två av variablerna ger den tredje variabelns värde. Nomogrammet gäller vid 101,3 kPa, vilket är normalt lufttryck vid havsytan, och normal syrgashalt i luften.

Anoxisk miljö

Syrgas förbrukas i vatten vid oxidation av nedfallande organiskt material. Ju längre tid vattnet varit isolerat från ytan, och ju mer organiskt nedbrytbart material som tillförs, desto lägre syrgaskoncentration får vattnet. Om förbrukningen är större än tillskottet tar syrgasen slut och området blir anoxiskt. Det kan ske både i den fria vattenmassan och i sedimentens porvatten. Nedbrytningen av organiskt material upphör inte trots syrgasbristen, eftersom bakterier kan utnyttja syre från andra kemiska föreningar. Redoxprocessernas jäm-

viktskonstanter ger följande turordning:

- Redan när syrgaskoncentrationen är lägre än 0,2 ml/l sker nedbrytningen med hjälp av denitrifikationsbakterier som frigör syre genom nitratreduktion. Ammonium bildas (för formler, se sidan 60).
- När nitrat-syret tagit slut börjar en annan bakteriell process – sulfatreduktion – att göra sig

gällande. Det bildas en illaluktande giftig gas, svavelväte.

Organismerna dör eller flyr från området, endast anaeroba bakterier överlever. Den kemiska miljön förändras dramatiskt, eftersom de normalt rådande oxiderande förhållandena övergår till att vara reducerande. Sulfatreducerande bakterier använder sulfatjonernas syre för oxidation av organiskt material. Sulfatjonerna redu-

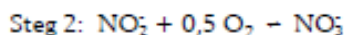
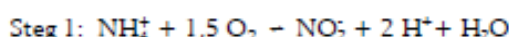
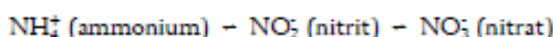
Kväve

Kväve i naturliga vatten förekommer i många olika former. Totalt i hydrosfären finns $23 \cdot 10^{12}$ ton kväve. En stor del av detta utgörs av kvävgas (N_2) som är löst i vatten. Ungefär hälften av det återstående kvävet finns i form av nitrat. Andra hälften utgörs av löst, organiskt bundet kväve tillsammans med ammonium och nitrit.

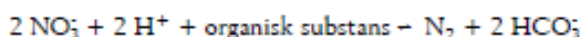
Kväve finns i alla levande organismer, såväl växter som djur, främst i aminosyror/proteiner och nukleinsyror. När organiskt material bryts ner, frigörs det organiskt bundna kvävet till slut som ammonium (NH_4^+). Vid nitrifikation oxideras sedan ammonium stegvis under närvaro av syrgas och de autotrofa bakterierna *Nitrosomonas* (steg 1) och *Nitrobacter* (steg 2). Slutprodukten är nitrat.

Om syrgastillgången är dålig blir i stället nitrit slutprodukt. Nitrit är giftigt för flertalet organismer. Vid syrgasbrist kan nitrat

Nitrifikation

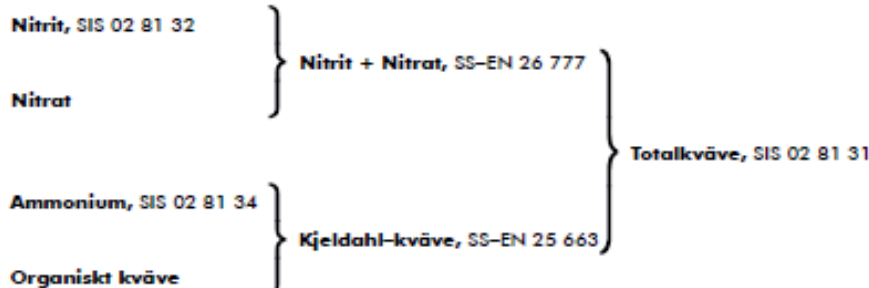


Denitrifikation



med hjälp av bakteriell aktivitet reduceras till nitrit (nitratreduktion). Vid anaeroba förhållanden (fritt från syrgas) kan bakterierna reducera nitrit och nitrat till kvävgas (denitrifikation) och kvävet kan då lämna vattenfasen. Denna process

sker t.ex. i Östersjöns syrgasfria djupvatten men används också i en del reningsverk för att minska kvävekoncentrationen i avloppsvatten. Denitrifikationen kräver således tillgång till nitrat som är elektronacceptor under reaktionen. I egentliga Östersjön återför denitrifikationen en stor del (ca 70 procent) av det tillförda kvävet till atmosfären. I Kattegatt beräknas denitrifikationen föra bort 25–40 procent av tillförd kväve. I syrgasfria bottenvatten med stort avstånd till syresatta skikt kan nitrattet ta slut varvid denitrifikationen avstannar. Observera bildandet av vätekarbonationer, vilket höjer vattnets alkalinitet, dvs. buffertkapaciteten mot försurning förbättras. Jämför denna reaktion med nitrifikationsprocessen, där försurande vätejoner frigörs!



Figur 93. De olika kvävevariablerna och analysmetoder enligt svensk och europeisk standard.

Nitrit

Nitrit är den oorganiska kväveform som utgör mellansteg vid mikrobiella oxidations- och reduktionsprocesser mellan ammonium och nitrat. Nitrit kan bildas på två sätt. Under aeroba förhållanden bildas nitrit genom bakteriell oxidation av ammonium och under anaeroba förhållanden genom reduktion av nitrat med hjälp av andra bakterier. Under normala betingelser sker ingen ansamling av nitrit, utan den oxideras vidare till nitrat. En förhöjning av nitritkoncentrationen visar att en störning av de biologiska processerna i vattnet har skett och att en ackumulering av organiskt material äger rum, t.ex. på grund av avloppsutsläpp eller stor biologisk nedbrytningsaktivitet under dålig syrgastillgång.

Nitrit-kvävekoncentrationen mäts i $\mu g NO_2-N/l$ eller $\mu mol NO_2-N/l$.

Livsmedelsverket anger koncentrationer över 0,10 mg NO_2-N per liter hos användaren som "tjänligt med anmärkning".

Vid NO_2-N -koncentrationer över 0,50 mg/l hos användaren betecknas vattnet som "otjänligt". För att vara tjänligt ska vattnets koncentrationer av $NO_3/50 + NO_2/5$ vara ≤ 1 .

Sjöar

I mycket näringsrika sjöar kan nitritkvävekoncentrationen uppgå till 30 $\mu g NO_2-N/l$ och i näringsfattiga till nära noll. Om den överstiger ca 150 $\mu g NO_2-N/l$ föreligger förgiftningsrisk med åtföljande fiskdöd.

Havsvatten

I syresatta havsvatten är koncentrationen av nitrit-kväve vanligen mycket låg, mindre än 0,1 $\mu mol NO_2-N/l$. I områden där vattnet övergår från att vara oxiderande till reducerande, eller i närheten av ut-

släpp, kan högre koncentrationer (1–5 $\mu mol NO_2-N/l$) förekomma.

Utförande

Nitrit bestäms fotometriskt eller med färgskivekomparation efter tillsats av färgreagens.

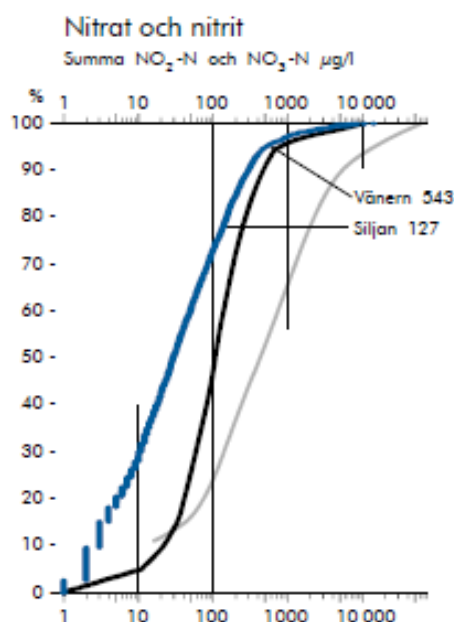
SS-EN 26 777 Bestämning av nitrit – Spektrofotometrisk metod

Observera

Koncentrationen av nitrit brukar anges som nitrit-kväve (nitrit-nitrogen), dvs. massan eller mängden av det i nitrit ingående kvävet per liter prov. Kvävet atomvikt är 14.

$$1,0 \text{ mg } NO_2-N = 3,3 \text{ mg } NO_2^- = 71,4 \mu mol NO_2-N$$

Nitrat



Figur 94. Koncentrationen av nitrat och nitrit i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten och vintern 2000-01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000-01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

Nitrat är den oorganiska kväveform som förutom ammonium och urea används av primärproducenterna som kvävekälla. En hög nitratkoncentration kan orsaka en kraftig algtillväxt och kan vara en indikation på utsläpp av avloppsvatten. Nitrat kan förbrukas helt och NO_3^- -koncentrationen gå ner till $0 \mu\text{g/l}$.

För hög nitratkoncentration i dricksvatten kan ge upphov till methemoglobinemi hos barn, en sjukdom där blodets syrgastransporterande förmåga minskar, något som kan leda till kvävningstillstånd. Livsmedelsverket bedömer koncentrationer hos användaren över 50 mg/l som "otjänligt" och över 20 mg/l som "tjänligt med anmärkning".

Koncentrationen nitrat-kväve mäts i mg eller $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ eller i $\mu\text{mol NO}_3\text{-N/l}$.

Sjöar och vattendrag

Nitrat-kväve kan vara begränsande för primärproduktionen i mycket näringsrika sjöar, där fosfortillgången är mycket god. Koncentrationer av nitratkväve överstigande $5 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ indikerar avloppsutsläpp. I jordbruksområden är nitratkoncentrationen ofta förhöjd på grund av avrinning från gödslade ytor. Skåneåar kan ofta ha koncentrationer runt $5 \text{ mg NO}_3\text{-N}$ per liter.



Figur 95. Sjöar med lägsta koncentrationen av nitrat och nitrit, under $3 \mu\text{g/l}$, i riksinventeringen 2000.



Figur 96. Sjöar med högsta koncentrationen av nitrat och nitrit, över $293 \mu\text{g/l}$, i riksinventeringen 2000.

Havsvatten

I många havsområden anses nitrat vara det näringsämne som kontrollerar primärproduktionens storlek. Koncentrationen av nitrat i den eufotiska zonen bestäms därför i första hand av den biologiska aktiviteten. Tillskott genom uppvällning av djupvatten (figur 51) och tillförsel från kuster har också betydelse. Normalt är koncentrationen nitrat i ytvatten låg ($0-1 \mu\text{mol NO}_3\text{-N/l}$) under produktionsperioden (mars-september). Under vintern, när blandning med djupvatten sker, ökar ytvattnets nitratkoncentration till $10-20 \mu\text{mol NO}_3\text{-N/l}$. Djupvattnet under haloklinen har höga koncentrationer hela året (figur 108). I djupvatten med mycket låga syrgaskoncentrationer eller med svavelväte är dock nitratkoncentrationen låg eller nära noll till följd av denitrifikation.

Utförande

Om nitratkoncentrationen bestäms fotometriskt eller med färgskiva, reduceras nitrat till nitrit med hjälp av förkopplat eller amalgamerat kadmium, varefter nitrit bestäms med hjälp av färgreagens. Kadmium är en extremt giftig metall

och hanterandet bör ske med största försiktighet. Analys- och tvättvatten kontaminerat med kadmium ska tas om hand och lämnas till SAKAB eller av SAKAB godkänt företag.

Det har nu kommit kadmiumfria metoder för att analysera nitrat. Vid bestämning med UV-ljus tillsätts endast saltsyra. Det finns även andra metoder för synligt ljus, men då är känsligheten lägre, ungefär $0,2 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$. Nitrat kan även bestämmas med en jonselektiv elektrod eller med jonkromatografi.

SS 02 81 33-2 Bestämning av summan av halten nitrit- och nitrat-nitrogen i vatten

SS-EN 26 777 Bestämning av nitrit - Spektrofotometrisk metod

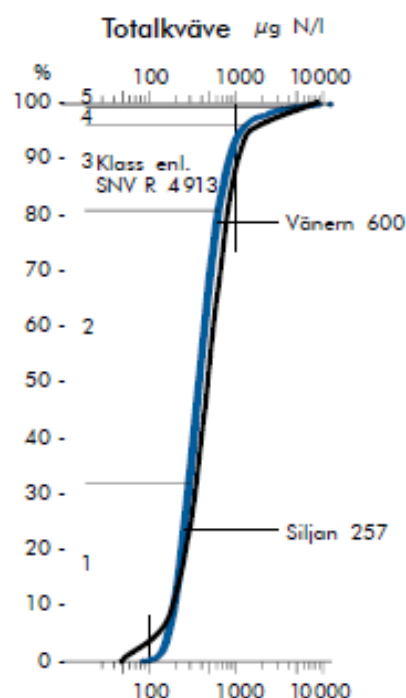
Observera

Koncentrationen av nitrat brukar anges som nitrat-kväve (nitrat-nitrogen), dvs. massan eller mängden av det i nitrat ingående kvävet per liter prov.

$$1,0 \text{ mg NO}_3\text{-N} = 4,4 \text{ mg NO}_3 = 71,4 \mu\text{mol NO}_3\text{-N}$$

$$1,0 \mu\text{mol NO}_3\text{-N} = 14 \mu\text{g NO}_3\text{-N} = 62 \mu\text{g NO}_3$$

Totalkväve



Figur 100. Koncentrationen av totalkväve i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten och vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.

Den största mängden kväve i vattnet, kvävgas, används knappast alls i biologiska/kemiska processer. Det är en s.k. inert variabel då endast en mycket liten del fixeras i organiskt material med hjälp av bakterier. Om ett medelocseanvatten innehåller totalt 11,5 mg kväve per liter, utgör kvävgasen 11 mg kväve per liter. Variabeln totalkväve, Tot-N, innefattar inte kvävgas utan avser allt det kväve som finns både löst (organiskt och oorganiskt) och uppbundet i partiklar och biomassa. Totalkoncentrationen av kväve varierar endast lite under året och kan därför vara ett bra mått på t.ex. eutrofieringspåverkan.

En vanlig analysmetod (eg. kombination av metoder) för att bestämma totalkoncentrationen kväve är peroxodisulfatmetoden, där kväveföreningar omvandlas till nitrat. Organiska, heterocykliska kväveföreningar är dock svåra eller omöjliga att bryta ner. Dessa förekommer vanligen i försumbara mängder i förhållande till totalkoncentrationen kväve. Undantag utgör dock vissa processavloppsvatten från kemisk industri.

En alternativ metod för att kunna bestämma koncentrationen av organiska kväveföreningar är att omvandla dessa till am-



Figur 101. Sjöar med lägsta koncentrationen av totalkväve, under 300 µg/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 102. Sjöar med högsta koncentrationen av totalkväve, över 5 000 µg/l, i riksinventeringen 2000.

TON	Total Organic Nitrogen
TIN	Total Inorganic Nitrogen
PON	Particulate Organic Nitrogen
DON	Dissolved Organic Nitrogen

moniumjoner. Detta utförs genom s.k. uppslutning med konc. svavelsyra och selen som katalysator. Koncentrationen av på detta sätt analyserat kväve kallas Kjeldahl-kväve. Kjeldahl-kväve utgör följaktligen summan av eventuell ursprunglig koncentration av ammoniumkväve och organiskt kväve. Totalkoncentrationen kväve (totalkväve) utgör summan av Kjeldahl-kväve samt nitrat- och nitritkväve. Kjeldahl-kväve var en vanlig variabel på 1940- och 50-talen som åter blivit aktuell i samband med kväverening i avloppsverk.

Med Kjeldahl-metoden kan endast organiska kväveföreningar där kvävet ingår i trevärd, negativ form analyseras. Inte heller med denna metod kommer man till rätta med de heterocykliska kväveföreningarna. Vid jämförelse med peroxodisulfatmetoden erhålls med denna metod något högre värden för orga-

niskt kväve. För att få totalkvävekoncentrationen måste nitrit och nitrat analyseras separat.

Totalkoncentrationen löst organiskt kväve (DON) kan även bestämmas med "högtemperaturkatalytisk oxidation" (HTCO), vilket dock kräver dyrbar utrustning.

Utförande

SS-EN 25 663 Bestämning av Kjeldahl-nitrogen – uppslutning med selen (ISO 5663:1984)

Oorganiska och organiska kväveföreningar oxideras i alkalisk miljö med kaliumperoxodisulfat till nitrat. Oxidationen sker under tryck i autoklav vid 120 °C. Se vidare bestämning av nitrat.

Metoden kan användas för kvävekoncentrationer mellan 10 och 1 200 µg/l (0,7–85 µmol/l) i sötvatten. I havsvatten (salthalt över 9 ‰) stör kloridjonerna, om kvävekoncentrationen överstiger 370 µg/l (26 µmol/l).

Tot-N anges som µg N/l eller µmol N/l.

1 µmol = 14 µg

Tabell 19. Tillstånd utifrån lösta närsalter i havsvatten under vintern enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914. Koncentrationen avser ytvatten, 0–10 m.

Ammonium-kväve, $\mu\text{mol/l}$	Nitrat + nitrit-kväve, $\mu\text{mol/l}$	Fosfatfosfor, $\mu\text{mol/l}$	Klass	Benämning
$\leq 0,71$	$\leq 5,5$	$\leq 0,31$	1	Mycket låga koncentrationer
0,71 – 1,2	5,5 – 7,3	0,31 – 0,54	2	Låga koncentrationer
1,2 – 2,1	7,3 – 10	0,54 – 0,77	3	Medelhöga koncentrationer
2,1 – 4,3	10 – 26	0,77 – 1,0	4	Höga koncentrationer
> 4,3	> 26	> 1,0	5	Mycket höga koncentrationer

Tabell 20. Tillstånd utifrån totalfosforkoncentration och totalkvävekoncentration i havsvatten enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914. Koncentrationen avser ytvatten, 0–10 m.

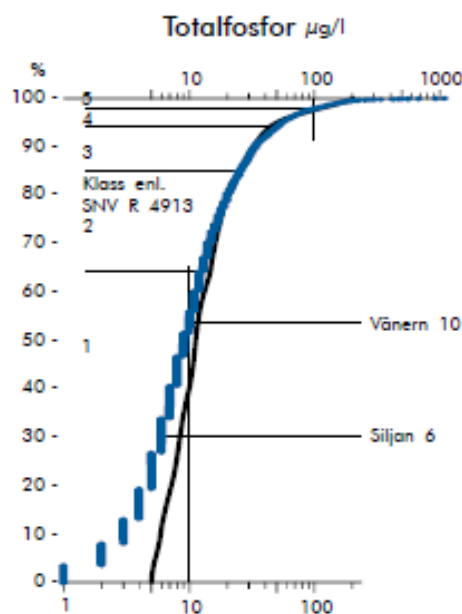
Totalfosforkoncentration, $\mu\text{mol/l}$		Totalkvävekoncentration, $\mu\text{mol/l}$		Klass	Benämning
Vinter	Sommar	Vinter	Sommar		
$\leq 0,73$	$\leq 0,48$	≤ 19	≤ 18	1	Mycket låga koncentrationer
0,73 – 0,90	0,48 – 0,60	19 – 25	18 – 22	2	Låga koncentrationer
0,90 – 1,1	0,60 – 0,77	25 – 35	22 – 26	3	Medelhöga koncentrationer
1,1 – 1,3	0,77 – 1,0	35 – 54	26 – 32	4	Höga koncentrationer
> 1,3	> 1,0	> 54	> 32	5	Mycket höga koncentrationer

Tabell 21. Tillstånd utifrån totalfosforkoncentration och totalkvävekoncentration i sötvatten enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913.

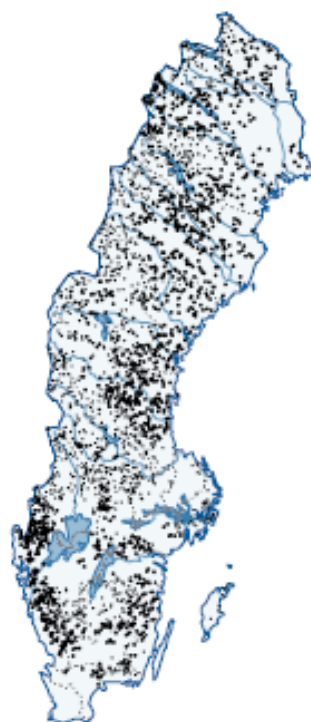
Totalfosforkoncentration, $\mu\text{g/l}$		Totalkvävekoncentration, $\mu\text{g/l}$	Klass	Benämning
Maj–oktober	augusti			
$\leq 12,5$	$\leq 12,5$	≤ 300	1	Låga koncentrationer
12,5 – 25	12,5 – 23	300 – 625	2	Måttligt höga koncentrationer
25 – 50	23 – 45	625 – 1 250	3	Höga koncentrationer
50 – 100	45 – 96	1 250 – 5 000	4	Mycket höga koncentrationer
> 100	ej def.	> 5 000	5	Extremt höga koncentrationer

Tabell 22. Avvikelseklassning av totalfosfor och totalkväve enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913 och "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914. Nuvärdet dividerat med ett jämförvärde. För sjöar kan jämförvärdet (TP_{fr}) beräknas ur $TP_{\text{fr}} (\mu\text{g P/l}) = 5 + 48 \cdot \text{abs } f_{420/5}$

Totalfosfor		Totalkväve	Klass	Benämning (sjö / hav)
Sjöar	Hav			
$\leq 1,5$	$\leq 1,0$	$\leq 1,0$	1	Ingen eller obetydlig avvikelse
1,5 – 2,0	1,0 – 2,3	1,0 – 1,6	2	Tydlig avvikelse / Liten avvikelse
2,0 – 3,0	2,3 – 3,6	1,6 – 2,1	3	Stor avvikelse / Tydlig avvikelse
3,0 – 6,0	3,6 – 4,9	2,1 – 2,7	4	Mycket stor avvikelse / Stor avvikelse
> 6,0	> 4,9	> 2,7	5	Extrem avvikelse / Mycket stor avvikelse



Figur 103. Koncentrationen av totalfosfor i 4 017 sjöar undersökta vintern 1990 och 4 190 sjöar undersökta hösten-vintern 2000–01. Inlagda finns värden för Vänern och Siljan 2000–01. Se vidare beskrivning på sidan 25.



Figur 104. Sjöar med lägsta koncentrationen av totalfosfor, under 12,5 µg/l, i riksinventeringen 2000.



Figur 105. Sjöar med högsta koncentrationen av totalfosfor, över 100 µg/l, i riksinventeringen 2000.

Fosfor är nödvändigt för alla organismers energiomsättningar. I naturvattnen förekommer fosfor som löst oorganisk fosfor, löst organiskt bunden fosfor samt partikulärt bunden, oorganisk eller organisk, fosfor. I de flesta vattenområden är mängden partikulärt bunden fosfor större än mängden löst organisk fosfor, vilken i

sin tur är större än mängden löst oorganisk fosfor.

Ett ytvatten tillförs fosfor via vittering och avrinning från land, inklusive eventuella utsläpp. Dessutom tillförs fosfor vid nedbrytning av organiskt material och genom uppvällning av fosforrikt djupvatten.

DOP	Dissolved Organic Phosphorus
POP	Particulate Organic Phosphorus
DIP	Dissolved Inorganic Phosphorus

Ytvattnets fosforsänkor är förluster via fiske och sedimentation. Fosfor förekommer inte i atmosfären.

Totalfosfor

Med totalfosfor menas summan av löst oorganisk fosfor (= ortofosfat), polyfosfater (förekommer t.ex. i tvättmedel), löst organisk fosfor samt partikulärt bunden organisk och oorganisk fosfor.

Totalfosfor, Tot-P, mäts i µg P/l eller µmol P/l.

Totalfosfor är en potentiell näringskälla, eftersom den fosfor som ej direkt kan tas upp av växtligheten kan omvandlas till tillgängligt fosfat.

Förhållandet mellan koncentrationerna av fosfat-fosfor och totalfosfor är svårt att ange. Skillnaderna är stora beroende på årstiden, typen av vattenområde och påverkan från omgivningen. Vid riksinventeringen 1995 var medianandelen fosfat ca en fjärdedel. Minst andel var några pro-

cent och som mest var andelen 95 procent.

I ekosystem utan mänsklig påverkan och med en luftdeposition som i Norrland är de naturliga bakgrundskoncentrationerna av totalfosfor mellan 5 och 25 µg/l. Typisk totalfosforkoncentrationen i våra kustnära vatten är 1–10 µmol Tot-P/l.

Utförande

De organiska och oorganiska fosforföreningarna omvandlas till fosfat genom kokning med kaliumperoxodisulfat i sur miljö. Se vidare fosfat.

På grund av de naturligt låga koncentrationerna av fosfat är det vid

provtagning och analys mycket viktigt med väl rengjorda flaskor och analysutrustning. Fosfatfritt diskmedel måste användas.

Löst totalfosfor erhålls efter filtrering genom ett 0,45 µm membranfilter. Partikulärt fosfor beräknas som skillnaden mellan totalfosfor och löst totalfosfor.

SS-EN 1189 Bestämning av totalfosforhalt i vatten – Uppslutning med peroxodisulfat – Spektrometrisk metod med ammoniummolybdat

SS-EN ISO 10 695 Bestämning av några utvalda organiska kväve- och fosforföreningar – Gas-kromatografiska metoder (ISO 10695: 2000)

Fosfors atomvikt är 31.
1 µmol P = 31 µg P

Fosfat

I aeroba vatten finns löst oorganisk fosfor i form av ortofosfater, H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} och PO_4^{3-} . Dessa tre former kallas gemensamt för fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) och är de enda former av fosfor som växterna kan tillgodogöra sig. Fosfatkoncentrationen mäts i $\mu\text{g/l}$ eller i $\mu\text{mol/l}$.

Sjöar och vattendrag

Den naturliga fosfatkoncentrationen i sötvattenmiljön är vanligtvis lägre än vad växter och plankton kan tillgodogöra sig – dvs. fosfatkoncentrationen är i alla normala sötvattenssystem begränsande för alg- tillväxten, speciellt på sommaren.

Fosfatkoncentrationen utgör ett mått på den för växterna omedelbart tillgängliga fosfor i vattnet. En hög fosfatkoncentration i en sjö är därför normalt en indikation på en eutrofiering. I ytvattnet kan dock en eutrof sjö ha låga fosfatkoncentrationer, om växterna vid sin assimilation tagit upp det tillgängliga fosfatet. Detta är vanligtvis fallet i samband med dålig omblandning med djupare vattenmassor p.g.a. temperaturskiktningar.

Om fosfater tillförs, t.ex. genom enskilda avlopp, från jordbruksmarker eller genom inblandning av närsalter, djupare vattenskiikt, reagerar sjöns vegetation snabbt på den ökade fosfatkoncentrationen med en tillväxt. Exempelvis kan en ökning av fosfatmängden med 1 g i laboratorieexperiment ge upphov till 1 700 g alger, motsvarande ca 140 g algsubstans (om övriga näringsämnen finns i tillräcklig mängd). När döda celler, både från växter och djur, sedan bryts ned, frigörs fosfat igen. Bottenvattnet och botten-sedimenten kommer därför att bli rika på fosfor. Om syrgas då finns närvarande, kommer det frigjorda fosfatet att bindas i sedimenten med hjälp av järn(III)joner och undan-dras kretsloppet. Om bottenvattnet däremot är syrgasfattigt, reduceras järn(III)-jonerna och fosfor frigörs som fosfatjoner i bottenvattnet. Bottenvattnets syrgas-koncentration har alltså stor betydelse för en sjös tillgång till närsalter och dess igen-växning.

I vattendragen är vanligtvis koncentrationen fosfor högre uppströms en sjö än nedströms, beroende på att sjön fungerar som "fosforfälla". 30–50 procent av fosfor kan antas kvarhållas i en sjö, då omsättningstiden är ca ett år. I sjöar med omsättningstider på flera år kan 70–80 procent eller mer av fosfor kvarhållas.

I näringsfattiga sjöar kan koncentrationen av fosfat-fosfor uppgå till 5 $\mu\text{g/l}$, i näringsrika till ca 200 $\mu\text{g/l}$. I slättlands-sjöar kan koncentrationerna som mest uppgå till 300–400 $\mu\text{g/l}$.

I grundvatten indikerar koncentrationer överstigande 200 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ möjlig påverkan från avlopp, gödsel eller liknande.

Sjöar i försurade områden har ofta fosforbrist. P.g.a. försurning löses aluminium ut till mark- och sjövattnet, reagerar med fosfat och bildar svårslösligt aluminiumfosfat. I samband med kalkning och fiskut-plantering diskuteras därför ofta gödsling av sjön med fosfat för att indirekt ge mera näring åt fisken.

Havsvatten

I havsvatten är HPO_4^{2-} den dominerande formen av ortofosfat. Fosfat tas upp av primärproducenter i den eufotiska zonen (se figur 68). Under produktionsperioden är därför koncentrationen av fosfat låg i ytvattnet – ibland ner mot detektionsgränsen. Trots detta kan många marina alger uppnå en hög tillväxthastighet vid mycket låga koncentrationer (0,03 $\mu\text{mol/l}$). En fosfatkoncentration i denna storleksordning är alltså inget bevis för att produktionen är fosforbegränsad.

Fosfor omsätts snabbt i det biologiska systemet. Fosfat utsöndras antingen direkt av levande organismer eller frigörs när det döda organiska materialet oxideras av syrgas. Detta sker delvis i djupvattnet där koncentrationerna av fosfat blir höga.

Vid oxiska förhållanden i sedimenten adsorberas fosfat på t.ex. lerpartiklar och järn(III)oxyhydroxider. På så sätt försvinner årligen i genomsnitt 10 procent av djupvattnets fosfor till sedimenten. Vid låga syrgaskoncentrationer reduceras järnet till Fe(II). Det bundna fosfatet frigörs då och fosfatkoncentrationen i djupvattnet ökar.

Koncentrationen av fosfat i marina ytvatten är 0–1 $\mu\text{mol PO}_4\text{-P/l}$. I djupvatten kan den bli upp till 1–3 $\mu\text{mol PO}_4\text{-P/l}$. I Östersjöns anaeroba djupvatten överstiger koncentrationen 5 $\mu\text{mol/l}$.

Utförande

Fosfat analyseras med hjälp av fotometer, normalt på ofiltrerat prov. Löst fosfat fås om provet filtreras genom ett filter med porvidden 0,45 μm . Analysera snarast möjligt eller konservera provet med 1 ml 4 M H_2SO_4 per 100 ml prov.

Enklare metoder, t.ex. komparatorcyvetter, har oacceptabelt låg analyskänslighet för mätning på naturvatten.

SS-EN 1189 Bestämning av fosfor – Spektrometrisk metod med ammoniummolybdat.

Fosfatkoncentrationen bör anges som fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), dvs. massan eller antalet mol av den i fosfat ingående fosfor per liter prov.

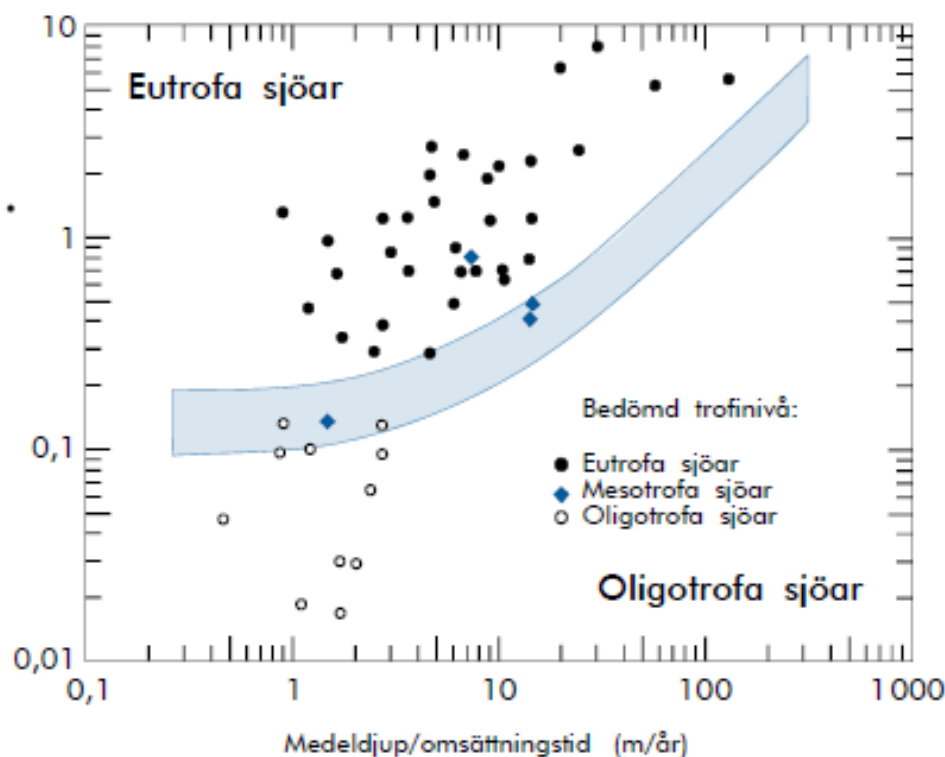
1 mg $\text{PO}_4\text{-P}$ = 3,1 mg PO_4^{3-} = 32,3 $\mu\text{mol PO}_4\text{-P}$

1 $\mu\text{mol PO}_4\text{-P}$ = 31 $\mu\text{g PO}_4\text{-P}$ = 95 $\mu\text{g PO}_4^{3-}$

Tabell 23. Jämförvärden för totalfosfor, totalkväve och lösta närsalter i havsområden runt Sverige enligt "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav", Naturvårdsverket Rapport 4914. Koncentrationer i $\mu\text{mol/l}$. Värdena för Bottenviken och Bottenhavet bygger på medianvärden för opåverkade lokaler 1987–1991. Egentliga Östersjöns värden bygger på historiska data motsvarande värden kring 1950. Västerhavets värden bygger på medelvärden från 1979–1993 som justerats nedåt.

Samtliga beräkningar är gjorda för ytvattnet 0–10 m. För totalkväve och totalfosfor finns både vintervärden före vårbloomingen och sommarvärden i slutet av juli angivna. För de oorganiska näringsämnena (ammoniumkväve, nitrat-nitritkväve och fosfatfosfor) gäller koncentrationerna under vintern före vårbloomingen.

Typområde	Totalfosfor		Totalkväve		Ammonium-kväve	Nitrat + nitrit-kväve	Fosfat-fosfor
	vinter	sommar	vinter	sommar			
Bottenviken	0,18	0,26	20	17	0,12	7,9	0,05
Bottenhavet	0,52	0,25	16	16	0,24	5,7	0,27
Egentliga Östersjön	0,35	0,20	12	12	0,10	2,0	0,20
Västerhavet (Kattegatt, Skagerrak)	1,0	0,70	15	12	0,50	5,0	0,70



Figur 106. Ett Vollenweiderdiagram beskriver risken för övergödning av sjöar. Fosforbelastningen anges som gram fosfor som tillförs sjön från hela dess avrinningsområde delat med sjöns yta. Fosfortillförseln kan man få genom haltmätningar i tillrinnande vattendrag eller genom beräkning av ytförluster från olika marktyper och bidrag från punktkällor.

Förhållandet mellan kväve och fosfor

I allt organiskt material är förhållandet mellan oorganiskt kväve (nitrat, nitrit och ammonium) och oorganisk fosfor (fosfat) i det närmaste konstant. Grovt sett krävs det 16 kväveatomer för varje fosforatom vid bildning av organiskt material. Anges samma förhållande i vikt, blir det 7 g kväve för varje gram fosfor. N/P-kvoten i havens djupvatten är just 16. Om kvoten avviker från 16 (eller 7) begränsas tillväxten av planktonalger, därför att det saknas kväve eller fosfor. Om N/P-kvoten är större än 16 anses fosfor vara den begränsande faktorn. I vatten med N/P-kvot mindre än 16 anses kväve vara begränsande.

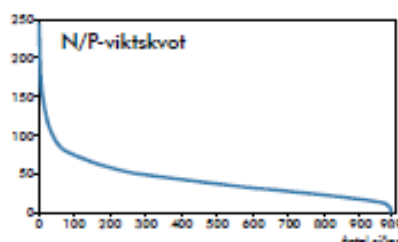
Vid nedbrytning av organiskt material innehållande 106 kolatomer åtgår 138 molekyler syrgas (276 syreatomer). Vid fullständig nedbrytning frigörs samtidigt de oorganiska näringsämnena i det molförhållande som de har i det organiska materialet, dvs. $C:O_2:Si:N:P = 106:138:15:16:1$ (molförhållande). Redan 1934 började Redfield undersöka förhållandet mellan syre, kol, kväve och fosfor i vatten och i plankton. Efter 30 års arbete föreslog han ovanstående molförhållanden, vilka därför kallas för "Redfields kvoter".

Sjöar och vattendrag

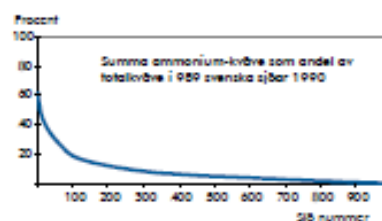
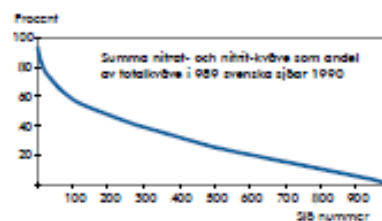
I sötvatten är vanligen fosfor begränsande faktor för algernas tillväxt.

Hav

Normalt är kväve begränsande ämne i öppna havsvatten, medan fosfor är begränsande i kustnära vatten. I Bottenviken är N/P-kvoten hög (ca 50–100) samtidigt som fosfatkoncentrationerna är låga, eftersom fosfat binds till järn som tillförs via älvar från omgivande skogs- och myrmar-



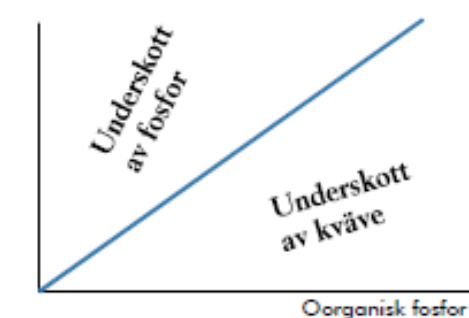
Figur 109. Frekvensdiagram över totalkväve/totalfosforkvoten i 989 sjöar från riksinventeringen 1990. Viktskvoten 7/1 av oorganiskt kväve/fosfor ger optimal tillväxt i sötvatten. Eftersom viktskvoten kväve/fosfor i organiskt material är 7/1, är också den optimala kvoten för totalkväve/totalfosfor 7/1. Fosfor är därför begränsande i nästan alla svenska sjöar.



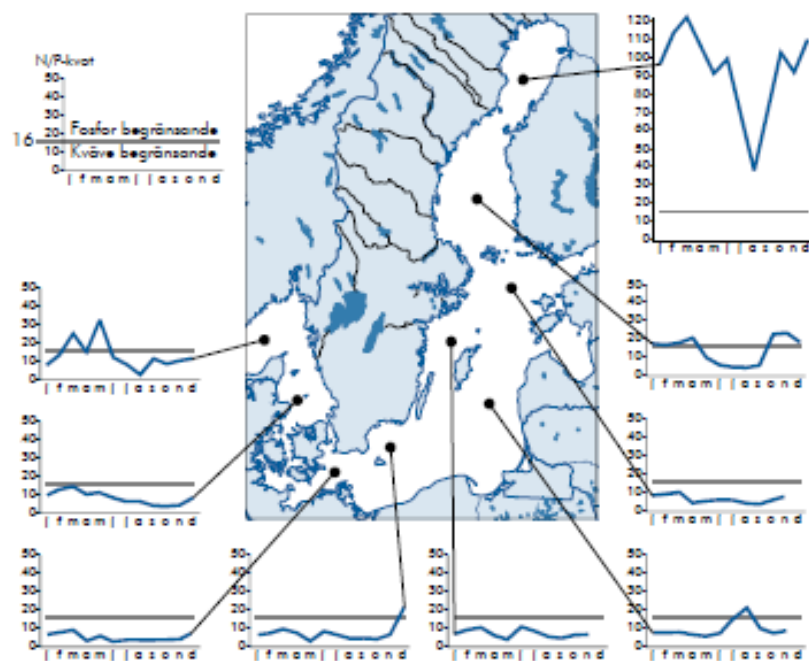
Figur 110. I vissa sjöar kan någon av de oorganiska kväveformerna dominera. Det är vanligare med stor andel nitrat-nitrit, men det finns gott om exempel där ammonium har stor andel av totalkvävehalten. Data från riksinventeringen 1990.

ker. Här anses fosfor vara begränsande. I egentliga Östersjön, i Kattegatt och i Skagerrak är N/P-kvoten ca 10 (atomförhållande) och fosfatkoncentrationerna betydligt högre. I dessa områden anses kväve vara begränsande. I Östersjön kan cyanobakterier (blågröna alger)

blomma trots kväveunderskottet, eftersom dessa kan utnyttja atmosfärens kvävgas (N_2) som kvävekälla.



Figur 111. Förhållandet mellan oorganiskt kväve och oorganisk fosfor i ett vattensystem. Den heldragna linjen anger molförhållandet $N:P = 16:1$ eller viktskvoten 7:1. Värderna som ligger till vänster om linjen indikerar underskott av fosfor, medan mät punkter till höger om linjen indikerar underskott av kväve.



Figur 112. N/P-kvoten (molförhållande) i haven runt Sverige. I diagrammen är kvoten 16 där tillväxten hos växplankton övergår från att vara begränsad av kväve till att vara begränsad av fosfor. Efter "Miljötillståndet i svenska kust- och havsområden", Statistiska centralbyrån, 2001.