



Förslag till bedömningsgrunder för näringsämnen i sjöar och vattendrag

Underlagsrapport

Jens Fölster, Hampus Markensten, Sara Sandström, Elin Widén-Nilsson.

SLU, Vatten och miljö: Rapport 2021:15 (Version 1.1)

Referera gärna till rapporten på följande sätt:

Fölster, J., H. Markensten, S. Sandström and E. Widén-Nilsson (2021). Förslag till bedömningsgrunder för näringsämnen i sjöar och vattendrag. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2021:15.

Omslagsfoto: Fyrisån, strax nedströms reningsverket, inklämd mellan Lilla Ultunas bördiga leråkrar och den näringsfattiga Uppsalaåsen. (Foto: Jens Fölster)

Tryck: Endast digitalt

Tryckår: 2021

Versionshantering:

Version 1.1 (januari 2022)

Ett bortfallet kommatecken i ekvation 12 har lagts till

Ekvation 13 uppdaterad för att gälla för sankmark i %.

Kontakt

Jens.folster@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Innehåll

Förord.....	1
Sammanfattning	2
Summary	5
1 Introduktion.....	5
1.1 Referenstillstånd.....	9
1.2 Klassgränser för god status	11
1.3 Typspecifika eller objektspecifika referensvärden?.....	12
1.4 Nuvarande bedömningsgrunder för TotP och behov av utveckling...	12
1.5 Syfte och upplägg.....	14
2 Material och metoder	16
2.1 Dataunderlag	16
2.2 Statistiska metoder	18
2.3 Uppskattning av retention av fosfor i sjöar	19
2.4 Jämförelse mellan typspecifika och objektspecifika referensvärden	22
3 Alternativa metoder för att beräkna referensvärden för fosfor.....	24
3.1 Bakgrundshalter från PLC 6.5.....	24
3.2 Arealviktning av bakgrundsvärde från jordbruksmark och referensvärde från övrig mark.	25
3.3 Statistisk modellering	26
3.4 Jämförelse mellan de olika förslagen till referensvärden för TotP	33
3.5 Avgränsningar i underlagsmaterialet.....	37
4 Beräkning av referensvärden för totalkväve	38
4.1 Vattendrag	38
4.2 Sjöar	40
5 Klassgränser för statusklassning av TotP i sjöar.....	41
5.1 Klassgränser baserat på klorofyll a (Chl.a).....	42
5.2 Klassgränser baserat på totalbiomassa av växtplankton.....	44
5.3 Sambandet mellan TotP och växtplanktonindex PTI.....	46
5.4 Klassgränser baserat på det kombinerade normaliserade indexet baserat på klorofyll, biomassa och PTI.	46
5.5 Jämförelse av G/M gränsen för olika alternativ att sätta klassgränser för TotP	48
6 Slutdiskussion och förslag	50
6.1 Referensvärde för TotP	50
6.2 Referensvärde för TotN.....	52
6.3 Betydelsen av förbruning	52

Institutionen för vatten och miljö

6.4	Klassningsskala för ekologisk status.....	52
6.5	Konsekvensanalys av förslaget	54
6.6	Behov av fortsatt arbete.....	56
6.7	Förslag till nya bedömningsgrunder för TotP	58
6.8	Förslag till bedömningsgrunder för TotN	60
7	Referenser	61

Förord

Denna rapport utgör redovisning av delar av projekt enligt överenskommelserna 1727-18, 2152-19 och 2152-20 mellan SLU och Havs- och vattenmyndigheten. Projektet är en del av ett större projekt för vidareutveckling av bedömningsgrunder för de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna. I samband med arbetet inom projektet har ett antal workshops anordnats med deltagare från statliga myndigheter och vattenförvaltningen med syfte att fånga upp vattenförvaltningens behov och handläggarnas erfarenheter av den praktiska tillämpningen av de nuvarande bedömningsgrunderna. Handläggare inom vattenförvaltningen har även bidragit med värdefulla synpunkter på de förslag som tagits fram under arbetets gång. Richard Johnson på SLU, Jonas Svensson på HaV, Jonas Hagström på Stockholms länsstyrelse samt Vibeke Lirås och Lars Collvin på Skånes länsstyrelse har gett värdefulla synpunkter på rapporten i olika stadier. Förslaget till bedömningsgrunder för kväve kom till i ett senare skede i arbetet och har inte granskats av handläggare i vattenförvaltningen. Johanna Tengdelius Brunell på SMHI levererade avrinningsdata.

Sammanfattning

Bedömningsgrunder för klassning av ekologisk status har en central betydelse för vattenförvaltningen. Målet är att alla vatten ska uppnå minst god status som definieras som en maximal tillåten avvikelse från ett referensvärde. Klassningen ska i första hand göras med de biologiska kvalitetsfaktorerna, medan de fysikalisk/kemiska ska ha en stödjande funktion till de biologiska. I praktiken har dock de fysikalisk/kemiska större betydelse än så. Dels för att det för många vattenförekomster bara finns vattenkemiska data och dels för att de fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorerna är mer direkt kopplade till påverkan för flera påverkanstyper och därför lättare kan ge underlag för åtgärdsbehov.

Tillämpningen av den nuvarande klassningen av ekologisk status för näringsämnen har påvisat brister i hur de är konstruerade. I de nuvarande bedömningsgrunderna för sjöar användes skogssjöar (< 10 % jordbruk i avrinningsområdet) för att definiera referenstillståndet för näringsämnen vilket troligen ger för lågt referensvärde och därmed för stor påverkan eftersom skogsmark generellt är naturligt näringsfattigare än jordbruksmark. För jordbrukslandskapets vattendrag (> 10% jordbruksmark i avrinningsområdet) används det halva modellerade rotzonsläckaget från obrukad jord (ogödslad och oskördad vall) som referenstillstånd. Halveringsfaktorn är godtyckligt vald för att ta hänsyn till retentionen mellan rotzonen och vattendraget. Det har heller inte gjorts någon harmonisering mellan bedömningen av näringspåverkan från biologiska respektive kemiska kvalitetsfaktorer.

Syftet med detta projekt har varit att förbättra beräkningen av referensvärden för totalfosfor så att de särskilda förhållandena i jordbrukslandskapets sjöar och vattendrag bättre beaktas, samt att harmonisera klassgränserna för ekologisk status med de biologiska kvalitetsfaktorerna. Förutom att utveckla bedömningsgrunderna för TotP, kommer även motsvarande bedömningsgrunder för totalkväve (TotN) tas fram som stöd för vattenförvaltningen och för att kunna jämföra med motsvarande klassning i andra EU-länder. Förslag på nya klassgränser för ekologisk status gjordes med utgångspunkt från de biologiska kvalitetsfaktorerna med stöd av koncept som tagits fram inom ECOSTAT.

Dataunderlaget för studien utgjordes av provplatser i 210 vattendrag och 146 sjöar. Provplatserna valdes ut för att de hade tillräckligt med data och att de låg i utloppet av vattenförekomstområden för att möjliggöra en jämförelse med PLC-beräkningar. För utvärdering av modellerna för sjöar användes även data från 5080 sjöar i Omdrevsprogrammet.

Det förslag vi tagit fram bygger på regressionsmodeller baserad på vattenkemi och landskapsparametrar. I regressionsmodellen för totalfosfor i vattendrag ingick följande förklarande variabler: Färg (absorbans), sulfat, summan av kalcium och magnesium, genomsnittlig lerhalt i avrinningsområdet, altitud, andel sankmark i avrinningsområdet och andel vatten i avrinningsområdet, i ordning efter hur mycket de bidrar till modellen. Eftersom kartunderlag för lerhalten bara finns för södra och

mellersta Sverige, är underlaget till modellen begränsad till den delen av landet. För att kunna tillämpa modellen i norra Sverige behöver man uppskatta lerhalten. För sjöar togs en motsvarande regressionsmodell fram med följande variabler: Medeldjup, färg (absorbans), sulfat, magnesium och andel sankmark i avrinningsområdet ordning efter hur mycket de bidrar till modellen. Eftersom lerhalten inte blev signifikant för sjöar kunde data från hela landet användas. Alternativa modeller togs fram för de fall då en del av de ingående mätvariablerna saknas. Dessa har dock större fel än de föreslagna.

Motsvarande modeller togs fram för referensvärden för totalkväve. För vattendrag omfattade modellen följande variabler: Färg (absorbans), kalcium, nordsydkoordinat, andel vatten samt andel skog i avrinningsområdet, altitud, östvästkoordinat och avrinningsområdets area i ordning efter hur mycket de bidrar till modellen. Motsvarande modell för sjöar innehöll följande variabler: Färg (absorbans) kalcium, medeldjup, altitud och östvästkoordinat i ordning efter hur mycket de bidrar till modellen.

Eftersom färgen (absorbans) ingår i modellerna för både fosfor och kväve och det påvisats långsiktiga trender i både färg och näringsämnen i vatten opåverkade av övergödning, behöver modellerna löpande uppdateras med senaste mätdata. Detta gör det samtidigt möjligt att basera underlaget på den senaste versionen av PLC-beräkningarna inför varje vattencykel.

Klassgränser för totalfosfor togs fram med det loglinjära sambandet mellan totalfosfor och klorofyll. I bedömningsgrunder för växtplankton är det olika klassgränser för olika typer av sjöar. Skillnaden mellan typerna kan delvis bero på slumpvisa skillnader i dataunderlaget eller för södra Sverige att andelen jordbruksmark i referensdataunderlaget är större än övriga regioner. Eftersom klassningen för totalfosfor är objektsspecifik valde vi därför att använda samma klassgränser för alla vattentyper. Medelvärde för gränsen mellan god och måttlig status låg nära den nuvarande gränsen, 0,5. Vi valde därför att behålla de nuvarande klassgränserna för påverkansklassning för totalfosfor.

Ett försök att tillämpa motsvarande metodik på vattendrag genom att relatera TotP till diatoméindexet IPS visade på svaga samband och gav inget underlag för att sätta klassgränser. Det beror troligen på att IPS inte är ett rent näringsindex utan ett bredare renvattensindex. Vi föreslår därför samma klassgränser för påverkan av TotP i vattendrag som för sjöar och på sikt utveckla ett rent näringsindex för diatoméer.

För totalkväve föreslås samma klassgränser som för totalfosfor efter som det saknas underlag för samband mellan totalkväve och biologiska kvalitetsfaktorer i de fosforbegränsade sjöarna och vattendragen i Sverige.

För vattendragen ger det nya förslaget något striktare bedömning jämfört med nuvarande föreskrift med större andel med måttlig status eller sämre. För sjöar

däremot fick en mindre andel av sjöarna måttlig status eller sämre när andelen jordbruksmark var större än 10 %. För sjöar med mindre jordbrukspåverkan var det ingen skillnad mellan förslagen. För vattendragen gav en klassning med totalkväve en mindre andel med måttlig status eller sämre jämfört med TotP, medan för sjöarna var skillnaden liten.

I det presenterade förslaget till bedömningsgrunder för näringsämnen görs beräkningarna helt med uppmätt vattenkemi och geografiska data och är därmed inte direkt beroende av modelldata för en statusklassning. Detta är bättre i enlighet med vattendirektivets krav på hur en statusklassning ska göras jämfört med det nuvarande, där det modellerade läckaget från ogödslad vall ingår i bedömningen av jordbruksdominerade vattendrag. Samtidigt är regressionsmodellerna kalibrerade mot den processbaserade modelleringen av bakgrundshalter som görs inom PLC. Detta gör att klassningen av ekologisk status för näringsämnen harmoniserar med Sveriges rapportering till HELCOM och OSPAR. För sjöar är det framför allt de med stor jordbrukspåverkan som får en mer relevant bedömning jämfört med tidigare. För vattendragen är hela dataunderlaget förbättrat. Det nya förslaget tar bättre hänsyn till att den mark man bedriver jordbruk på är naturligt mer näringsrik och erosionsbenägen jämfört med annan mark. Samtidigt efterfrågar vi en bredare diskussion om det är rimligt att låta en helt obrukad jord utgöra referenstillståndet för näringsläckage när marken har brukats århundraden och ibland längre.

Summary

Assessment criteria for classification of ecological status are of central importance to water management. The goal is for all water bodies to achieve at least good status, defined as the maximum acceptable deviation from a reference value. Classification is primarily assessed using biological quality elements, with physicochemical variables primarily used to support and interpret biological classifications. In practice, however, physicochemical variables are often used for classifying water bodies. This is because for many water bodies only physicochemical data are available and also because physicochemical variables are directly linked to several types of impacts, and therefore provide a basis for designing and implementing best management measures.

Current classifications of ecological status using nutrients has revealed a few shortcomings. The use of forest lakes (<10% agriculture in the catchment area) resulted in low estimates of reference conditions and consequently unrealistic assessments of impact as forest soils are generally poorer in nutrients than agricultural soils. For agricultural landscapes (> 10% agricultural land in the catchment area), modelled root zone leakage from unfertilized and unharvested grassland multiplied by 0.5 has been used to estimate reference conditions. The factor 0.5 was arbitrarily chosen to account for retention between the root zone and the watercourse. There has also been no harmonization of assessments based on chemical (elevated nutrients) on biological responses.

The aim of this project was to improve estimates of reference values for total phosphorus (TotP) in lakes and watercourses by taking into account the variability of physicochemical and land use/cover in the agricultural landscapes, as well as to harmonize class boundaries of ecological status between TotP and biological quality elements. In addition to developing the assessment criteria for TotP, assessment criteria for total nitrogen (TotN) were also developed to support management decisions and for comparisons made with other EU countries. Proposals for new class boundaries for ecological status were based on biological quality elements and using the concepts developed by ECOSTAT.

The study comprised data for 210 watercourses and 146 lakes. The sites were located at subcatchment outlets to enable a comparison with source apportionment calculations from the Pollution Load Compilation program (PLC) and deemed to have sufficient data for model calibrations. Data from the national lake survey (n = 5080) were used for assessing performance of the lake models.

The proposed approaches were developed using regression models calibrated with water chemistry and landscape parameters. The best predictors of TotP in watercourses were (ranked by explanatory power): water colour (absorbance), sulphate, sum of calcium and magnesium, average clay content in the catchment area, altitude, proportion of mire in the catchment area and proportion of surface water in the catchment area. Information on soil clay content was only available for

watercourses in southern and central Sweden, therefore in order to be able to apply the model in northern regions clay content will need to be estimated. For lakes, the best regression model comprised mean depth, colour (absorbance), sulphate, magnesium and proportion of mire in the catchment area. As the clay content did not contribute significantly, these models can be used for all regions. Alternative models were developed for cases where some of the included measurement variables are not available; however, caution is advised as these models have larger errors compared to the proposed model.

Corresponding models were developed for estimating reference values for TotN. For watercourses, the model comprised water colour (absorbance), calcium, north-south coordinate, proportion of water and proportion of forest in the catchment area, altitude, east-west coordinate and catchment area (ranked according to how much they contribute to the model). The corresponding model for lakes comprised water colour (absorbance) calcium, mean depth, altitude and east-west coordinate.

Since the water colour (absorbance) was included in models for both TotN and TotP, and as long-term trends of water colour and nutrients in waterbodies unaffected by eutrophication have been shown, the models will need to be continuously updated with the latest measurement data. This also makes it possible to base the assessments on the latest version of the PLC calculations.

Class boundaries for total phosphorus were developed using a log-linear relationship between TotP and chlorophyll. In the assessment criteria for phytoplankton class boundaries differ among lake types. These differences may partly be due to random differences in selection of the sites or, for lakes in southern Sweden, that the proportion of agricultural land in the reference data base is greater than in other regions. Because the classification for TotP is site-specific, we propose to use the same class boundaries for all waterbody types. The mean value for the boundary between good and moderate status was close to the current limit, 0.5. Therefore, we propose to retain the current class boundaries for status classification for total phosphorus.

Applying a corresponding methodology to watercourses by relating TotP to the IPS diatom index revealed weak correlations, providing no support for setting class boundaries. The weak association is probably because IPS was calibrated as a broader clean-water index and not solely for detecting nutrient impacts. We therefore propose using the same class boundaries for assessing impacts of TotP in watercourses and lakes and recommend that efforts be made to develop a nutrient-based benthic diatom index.

For TotN, as studies have shown no significant relationships between TotN and biological quality elements in the P-limited lakes and watercourses in Sweden, the same class boundaries are proposed as for TotP.

For watercourses, the proposed approach resulted in stricter assessments compared with the current regulations, with a larger proportion of sites classified as moderate or worse status. For lakes, on the other hand, a smaller proportion of the lakes had a moderate status or worse when the proportion of agricultural land was greater than 10%, while for lakes with less agricultural impact there was no difference between the two approaches. For watercourses, classification using TotN gave a smaller proportion of sites with moderate status or worse compared with TotP, while for the lakes, differences were trivial.

In developing the proposed assessment criteria for nutrients, calculations were made solely using measured water chemistry and geographical data and therefore this approach is not directly dependent on model data for a status classification. This method is more aligned with the Water Framework Directive's requirements on how a status classification should be done; compared to the current approach where modelled leakage from unfertilized grassland is included in the assessment of agriculturally dominated watercourses. At the same time, the regression models were calibrated against the process-based modelling of background concentrations performed within PLC. This means that classifications of ecological status for nutrients are harmonised with Sweden's reporting to HELCOM and OSPAR. For lakes, the proposed approach resulted in more accurate assessments of sites heavily impacted by agricultural land use. For watercourses, the proposed approach resulted in more accurate assessments of all sites. The new approaches account for that agriculture soils are naturally nutrient rich and prone to erosion compared to other soils. However, we invite a broader discussion of whether it is reasonable to use unmanaged soils as the reference condition for nutrient leakage when the landscape has been cultivated for centuries or more.

1 Introduktion

Bedömningsgrunder för klassning av ekologisk status har en central roll i vattenförvaltningen. Enligt EU:s ramdirektiv för vatten ska alla vattenförekomster klassas med avseende på ekologisk status som definieras som en avvikelse från ett referensvärde EC (2000). Klassningen görs i fem nivåer: hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig status. Målet är att alla vattenförekomster på sikt ska uppnå god status eller bättre. Klassningen med biologiska kvalitetsfaktorer har störst betydelse eftersom det är den ekologiska integriteten som ska skyddas. De fysikalisk/kemiska ska ha en stödjande funktion till de biologiska. I praktiken har dock de fysikalisk/kemiska större betydelse än så. Dels för att det för många vattenförekomster bara finns vattenkemiska data och dels för att de fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorerna är mer direkt kopplade till påverkan för flera påverkanstyper och därför lättare kan ge underlag för åtgärdsbehov.

Övergödning är kopplat till belastning av näringsämnen, främst fosfor och kväve. I Sverige anses fosfor vara det begränsade näringsämnet i de flesta sötvatten med övergödningssproblem och bedömningsgrunderna för sötvatten omfattar bara fosfor. I de flesta övriga medlemsländerna har man även tagit fram bedömningsgrunder för kväve, även om vattenförekomsterna är fosforbegränsade (Phillips m.fl. 2015). Syftet är då att ge verktyg för vattenförvaltningen för att kunna begränsa kvävebelastningen som kan ha ekologisk relevans för nedströms liggande kust och hav, även om det inte direkt påverkar sjöarna och vattendragen. Ett undantag från fosforbegränsningen har påvisats i näringsfattiga sjöar i norra Sverige (Bergström 2010). Ett förslag på bedömning av sådana sjöar har tagits fram i en tidigare rapport (Fölster m.fl. 2015). En del övergödda vatten kan även temporärt kvävebegränsade temporärt, vilket kan motivera att kvävebelastningen minskar även i fosforbegränsade vatten.

När bedömningsgrunderna för sötvatten tillämpats inom vattenförvaltningen har ett flertal brister identifierats vilket föranlett Naturvårdsverket och Havs och vattenmyndigheten att initiera ett antal utvecklingsprojekt. Bedömningsgrunderna för biologiska kvalitetsfaktorer har utvecklats inom ramen för Waters-projektet som pågick under fem år och omfattade samtliga biologiska kvalitetsfaktorer i sjöar, vattendrag och kustvatten (Lindgarth m.fl. 2016). En viss utveckling av bedömningsgrunderna för näringsämnen har skett i ett antal mindre projekt, (Fölster 2014, Fölster m.fl. 2018). Det kvarstår många brister som vi försöker åtgärda i detta projekt. Det gäller främst beräkningen av referensvärden för totalfosfor i jordbrukslandskapets sjöar och vattendrag samt att harmonisera klassgränserna för ekologisk status med de biologiska kvalitetsfaktorerna.

1.1 Referenstillstånd

Ända sedan 1960-talet har man försökt klassa påverkan på vattenförekomster genom att jämföra dagens uppmätta tillstånd med någon form av jämförvärde. Dessa jämförvärden har tagits fram och definierats på olika sätt vilket lett till en viss förvirring. John Stoddard m. fl. försökte i en artikel skapa ordning i hur man resonerar kring jämförvärden genom att göra följande definitioner (Stoddard m.fl. 2006):

1. **Referensförhållanden.** Av människan helt opåverkat ”naturligt” tillstånd. Detta tillstånd är idag nästan omöjligt att återfinna. Referensförhållandet är inget statiskt utan omfattar en viss naturlig variation både i tid och mellan olika likartade vattenförekomster.
2. **Minimalt påverkat tillstånd.** Vattenförekomster som är så lite påverkade av människan att de påminner mycket om referenstillståndet. Av praktiska skäl är det detta som kan användas som jämförvärde. Även detta tillstånd omfattar en naturlig variation i tid och rum
3. **Historiskt tillstånd.** Det tillstånd som rådde vid en viss tidpunkt i historien där vi accepterar den graden av påverkan som då rådde. Inom försurningen brukar man t ex ange år 1860 som tidpunkten innan försurande utsläpp storskaligt började påverka vattnet.
4. **Minst påverkade tillstånd.** I regioner där alla vattenförekomster är kraftigt påverkade av människan kan man välja ut de minst påverkade vattenförekomsterna (”best of what’s left”). Deras tillstånd får sedan representera det som miljövårdsarbetet ska stäva efter.
5. **Bästa uppnåbara tillstånd.** Det tillstånd som skulle uppnås efter en tid om man genomförde alla tillgängliga miljöförbättrande åtgärder. Detta tillstånd tar hänsyn till att det kan ha förekommit irreversibla skador på ekosystemen och att målet inte kan sättas högre än vad som teoretiskt kan uppnås.

I vattendirektivet definieras Hög ekologisk status som ett tillstånd som är obetydligt påverkat av människan, d.v.s. minimalt påverkat tillstånd enligt Stoddards definition. I implementeringsdokument REFCOND utvecklades detta genom att låta referenstillståndet motsvara ett ”*tillstånd opåverkat av omfattande industrialisering, urbanisering och intensifieringen av jordbruket*” (författarens översättning) (kapitel 3.4.1 (EC 2003). I rapporten påpekas att detta innebär ett avsteg från direktivets definition, men gör det för att det är mer realistiskt och bättre motsvarar direktivets intention. Man accepterar därmed den påverkan som människan orsakade före industrialiseringen och begreppet referensvärde och Hög status motsvarar därmed ett historiskt tillstånd enligt Stoddards definition. Man skriver vidare att definitionen av referenstillstånd ska vara flexibelt och kunna avspegla olika tidpunkter för olika grader av påverkan för att kunna ge en adekvat beskrivning av referenstillståndet.

Referenstillståndet för en vattenförekomst kan beskrivas genom:

- Fördelningen av tillståndet i ett urval av referenser som representerar en viss typ enligt en fastställd typologi.
- Prediktiv modellering
- Historiskt tillstånd genom historiska mätningar eller paleolimnologi.

För att harmonisera klassningarna har man genomfört ett omfattande interkalibreringsarbete för de biologiska kvalitetsfaktorererna. Interkalibreringen har gjorts regionsvis där Sverige ingick i den nordiska gruppen. Interkalibreringen begränsades till ett antal typer av vattenförekomster som var vanliga i flera länder. Referenstillstånden för dessa typer definierades av tillståndet i ett antal referenser inom varje typ som valts ut genom ett påverkansfilter. För sjöar t ex. omfattade filtret < 10 % jordbruksmark, < 10 innevånare /km² och avsaknad av större punktkällor (Poikane 2009).

De svenska bedömningsgrunderna för biologiska kvalitetsfaktorer är framtagna på ett liknande sätt: referensförhållanden definieras av variationen av tillståndet inom ett antal referenser som passerat ett liknande referensfilter. För växtplankton t. ex. tog man fram typspecifika referensvärden för de åtta vanligaste typerna som det fanns tillräckligt mycket data för (Lindgarth m.fl. 2016, HaV 2017) För övriga typer finns referensvärden enligt en förenklad typologi.

Referensvärden för de fysikalisk kemiska parametrar för försurning och övergödning beräknas genomgående med prediktiv modellering i de svenska bedömningsgrunderna. För försurning beräknas referenstillståndet med den dynamiska modellen MAGIC (Moldan m.fl. 2013). För TotP utanför jordbrukslandskapet beräknas referensvärdet med en regressionsmodell baserad på ett referensmaterial av sjöar och vattendrag som valts ut med motsvarande referensfilter som för de biologiska bedömningsgrunderna. För vattendrag gjorde man tillägget att referensvärdet i jordbrukslandskapet ska beräknas som halva modellerade rotzonsläckaget från ogödslad oskördad vall (Naturvårdsverket 2007). Ogödslad oskördad vall valdes som markanvändning för att det används för att beräkna bakgrundshalter till näringsämnen i Sverige rapportering till HELCOM och OSPAR enligt PLC-rapporteringen (Brandt m.fl. 2008, Johnsson m.fl. 2008). Härigenom tar man hänsyn till variationen i läckage av näringsämnen från olika jordarter, men det är otydligt vilket tillstånd detta verkligen representerar. Ogödslad oskördadvall läcker troligen mindre än vad brukad mark gjorde före intensifieringen av jordbruket som REFCOND definierar som referenstillstånd för ekologisk status. Halveringen av detta läckage får ses som en preliminär faktor för att ta hänsyn till retentionen från rotzonen ut till vattendraget. För sjöar kvarstår vidare att alla sjöar i Sverige bedöms med sjöar med < 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet som referens. Även detta innebär att referenstillståndet inte omfattar någon form av jordbruk.

Utöver diskrepansen över vilket tillstånd som anses vara referenstillståndet mellan jordbrukslandskapets sjöar och vattendrag, tillkommer en osäkerhet i hur de senaste 150 årens omfattande förändringar i hydrografen ska tolkas inom

vattenförvaltningen. De flesta sjöarna har sänkts, många våtmarker har dikats ut för att utvinna ny jordbruksmark och stora arealer jordbruksmark har täckdikats. Det finns inga riktlinjer för om referenstillståndet för en sänkt sjö ska vara ett förmodat tillstånd före eller efter sänkningen, eller om det ska motsvara tillståndet innan våtmarker uppströms i avrinningsområdet dikades ut.

I Norge har man tagit referenstillståndet utifrån ett liknande material som i Sverige dvs sjöar och vattendrag som passerat ett referensfilter (Miljødirektoratet 2013). Det norska systemet är däremot baserat på typer där referensvärdena utgörs av medelvärden för referensstationerna för varje typ. I genomsnitt ger det norska systemet referensvärden i samma storleksordning som det svenska för sjöar och vattendrag utan påverkan från lerjordar. I Norge har man valt att göra en separat typ för lervattendrag som dränerar avrinningsområden dominerade av marina erosionsbenägna leror. Referensvärdet är definierat av ett antal sådana vattendrag med liten jordbrukspåverkan. I en jämförelse visade det sig att de norska referensvärdena för lervattendrag var betydligt högre än de jordbruksvattendrag i områden med lera (Skarbøvik m.fl. 2020). Det noterades då att det svenska systemet inte tar hänsyn till erosion som både kan vara naturlig men också påverkas av mänskliga aktiviteter.

Ett förtydligande av vilken typ av markanvändning i jordbrukslandskapet som ska gälla som referens och hur man ska se på den historiska förändringen i hydrografi, skulle underlätta framtagandet av harmoniserade och konsekventa bedömningsgrunder för övergödning i Sverige. Det skulle även underlätta en jämförelse med andra länders bedömningar. Tills vidare utgår vi i detta arbete från den rådande definitionen att referenstillståndet i jordbrukslandskapet motsvaras av att all jordbruksmark utgörs av ogödslad vall, utan hänsyn taget till en naturlig erosion och att dagens hydrografi betraktas som referensförhållandet.

1.2 Klassgränser för god status

De nuvarande gränserna för ekologisk status i sjöar baserar sig på tidigare versioner av bedömningsgrunder för växtplankton (Wilander 2004). Man använde kvoterna för klassningen av klorofyll och tillämpade det på de objektsspecifika referensvärden för totalfosfor. För vattendragen hittade man inget bra samband mellan någon biologisk kvalitetsfaktor och totalfosforhalt så man använde istället samma klassgränser som för sjöar med motiveringen att en förhöjd fosforhalt riskerar eutrofiering i nedströms liggande sjöar.

Inom EU varierar metoderna för att ta fram klassgränser för klassning av näringsämnen kraftigt vilket gör att statusklassningarna är långt ifrån jämförbara (Phillips m.fl. 2015). Man har därför tagit fram en metod med tillhörande verktyg för statistiska beräkningar för att göra det på ett mer enhetligt sätt (Phillips m.fl. 2018). Metoden utgår från att klassgränserna för att totalfosfor ska harmonisera med de biologiska kvalitetsfaktorerna där klassningarna har interkalibrerats mellan länder.

1.3 Typspecifika eller objektspecifika referensvärden?

Enligt Vattendirektivet ska alla vattenförekomster delas in i typer utifrån exempelvis ekoregion, storlek och typ av geologi i avrinningsområdet. Den nuvarande svenska typologin omfattar fyra ekoregioner. För sjöar ingår även tre djupklasser, två färgklasser och två alkalinitetsklasser. För vattendrag tre storleksklasser och två lutningsklasser (HaV 2017). Syftet är att man ska jämföra likvärdiga vattenförekomster med varandra och mellan länder. Typerna kan också användas för att definiera referensvärden. Referensvärdet för en parameter sätts då till exempel som medianen för en indikator för referensstationerna inom en typ. Klassgränser för ekologisk status kan även definieras som percentiler av fördelningen av referenserna eller utifrån tröskelvärden för påverkan för ett dataset som även omfattar påverkade vattenförekomster av samma typ. Konceptet bygger på att de olika typerna motsvarar olika ekosystem som är väl avgränsade från varandra. Ofta förändras istället ekosystemen kontinuerligt längs gradienter av de parametrar som används för typningen. I sådana fall kan man visa att en prediktiv modellering med en regressionsmodell baserat på dessa parametrar alltid ger ett mindre fel i uppskattningen av referensvärdet jämfört med typspecifika referensvärden (Johnson m.fl. 2018). I Sverige använder vi typspecifika referensvärden för t ex växtplankton. För bottenfauna testade man skillnaden mellan de olika typerna och drog slutsatsen att det inte var någon skillnad utan satte samma klassgränser för alla typer (Lindgarth m.fl. 2016). För de fysikalisk kemiska parametrarna används i Sverige objektspecifika modeller för referensvärden. För att kunna göra jämförelser med andra länder beräknas då medelvärden för varje typ av de objektspecifika modellerade värdena.

1.4 Nuvarande bedömningsgrunder för TotP och behov av utveckling

I de nuvarande bedömningsgrunderna för totalfosfor (TotP) beräknas objektspecifika referensvärden med regressionsmodeller som inkluderar filtrerad absorbans (AbsF), turbiditet (Turb) och höjd över havet (Alt) (Ekv. 1)

$$\log_{10}\text{TotP}_{\text{ref}} = 1,425 + 0,162 \cdot \log_{10}\text{AbsF} + 0,482 \cdot \log_{10}\text{Turb} - 0,128 \cdot \log_{10}\text{Alt} \quad (\text{Ekv. 1})$$

AbsF är den viktigaste parametern för sambandet och är ett mått på vattnets färg. Det avspeglar att i opåverkade vatten är fosfor främst kopplat till bruna humusjärnkomplex. Ett intercept i ekvationen avspeglar ett genomsnittligt bakgrundsläckage från markens vittring. Även altituden ingår i ekvationerna för både sjöar och vattendrag vilket avspeglar en ökad fosfortillgång ju längre ner man kommer i landskapet. Turbiditeten är ett mått på grumligheten och tillkom som parameter för sjöar i den senaste revideringen av bedömningsgrunderna (HaV 2018). Bakgrunden var att de tidigare bedömningsgrunderna klassade många opåverkade sjöar, framför allt i Norrlands inland, som övergödda. Dessa var ofta grunda sjöar. Grunda sjöar som inte är skiktade har naturligt högre halter av fosfor på grund av att partikulärt

material resuspenderas upp från botten. Det gäller t ex grunda sjöar i myrar. Genom att inkludera turbiditeten i modellen minskade risken för sådana felklassningar (Huser m.fl. 2013). Den nya modellen baserades på 2 361 sjöar ur Omdrevssjöarna 2011-2016 som passerat ett referensfilter (Fölster m.fl. 2018). Dessa valdes för att de var representativa för alla Sveriges sjöar till skillnad från det begränsade urvalet av mellanstora skogssjöar som utgjorde underlaget från den tidigare modellen (Fölster m.fl. 2011). Detta skedde dock till priset av att sjödjupet inte kunde tas med som förklarande parameter eftersom denna saknas för de flesta sjöarna. Detta ledde till en försämring av förklaringsgraden.

Turbiditeten påverkas av olika typer av mänsklig påverkan som ökar erosionen av jordpartiklar som t ex jordbruk. I dessa fall rekommenderas en alternativ modell utan turbiditet (Ekv. 2). Denna modell kan också användas då data för turbiditet saknas.

$$\log_{10} \text{TotP}_{\text{ref}} = 1,76 + 0,338 * \log_{10} \text{AbsF} - 0,213 * \log_{10} \text{Alt} \quad (\text{Ekv. 2})$$

Vi tillämpningen av bedömningsgrunderna i den senaste statusklassningen visade det sig att det ofta var svårt för den enskilde handläggaren att avgöra vilken modell som skulle användas. De senaste åren har arbetet inom vattenförvaltningen givit en större vikt åt påverkansbedömningen och statusklassningen används i första hand för de vattenförekomster som bedöms ha risk för stor påverkan. Det innebär att införandet av turbiditeten som parameter har spelat ut sin roll eftersom det inte längre är lika viktigt att göra en korrekt statusklassning av små grunda myrsjöar i Norrlands inland utan att större fokus behöver läggas på att ta fram tillförlitliga referensstillstånd för sjöar som riskerar att inte uppnå god status. Det gäller framför allt sjöarna i jordbrukslandskapet som hittills klassats om de vore skogssjöar.

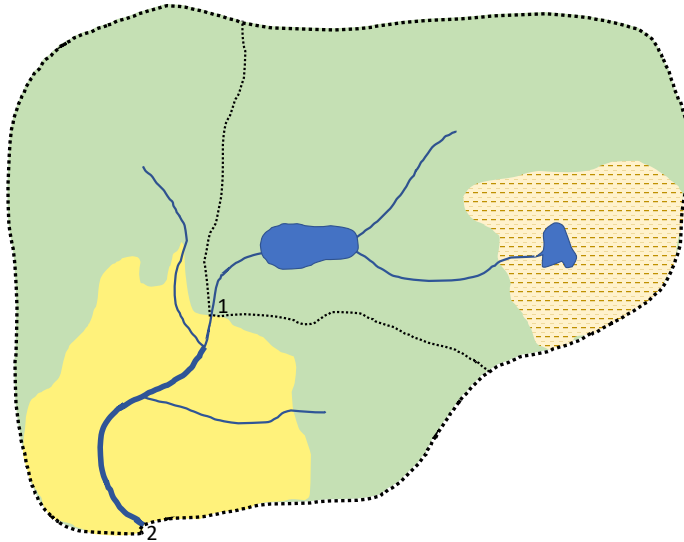
För vattendrag ingår förutom AbsF och Alt även summan av icke-marint kalcium och magnesium ($\text{Ca}^* + \text{Mg}^*$) i modellen (Ekv. 3). Regressionsmodellen baserar sig på nationella och regionala referensvattendrag med < 10% jordbruksmark i avrinningsområdet och $\text{TotP} < 25 \mu\text{g/l}$ (Wilander 2004).

$$\log_{10} \text{TotP}_{\text{ref}} = 1,533 + 0,240 * \log_{10}(\text{Ca}^* + \text{Mg}^*) + 0,301 * \log_{10} \text{AbsF} - 0,012 * \text{Alt}^{0,5} \quad (\text{Ekv. 3})$$

För vattendrag med mer än 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet beräknas referensvärdet för TotP som ett arealviktat medelvärde för referensvärdet från Ekv. 3 och halva modellerade bakgrundläckaget från PLC-beräkningarna (Ekv. 4, Figur 1).

$$\text{TotP}_{\text{ref,jo}} = (P_{\text{jo}} * A_{\text{jo}} * 0,5 + \text{TotP}_{\text{ref}} * (100 - A_{\text{jo}})) / 100 \quad (\text{Ekv. 4})$$

där P_{jo} är bakgrundsläckaget och A_{jo} är andelen jordbruksmark i avrinningsområdet i %.



Figur 1. Vattendrag i ett avrinningsområde med betydande jordbrukspåverkan. Referensvärdet i punkt 1 beräknas enligt en regressionsformel baserat på ett referensmaterial med liten jordbrukspåverkan. Provpunkt 2 bedöms med ett viktat medelvärde av ett värde som beräknats på samma sätt som punkt 1 och halva modellerade rotzonsläckaget från gödselad vall i jordbruksmarken enligt beräkningarna inom PLC

De nuvarande bedömningarna har stora brister framför allt när det gäller att bedöma sjöar och vattendrag inom jordbrukslandskapet. Ekvation 4 skulle kunna tillämpas på sjöar om man kunde uppskatta retentionen under referensförhållanden i sjön. Samtidigt är faktorn 0,5 för bakgrundsläckaget godtyckligt satt. Kopplingen mellan rotzonsläckaget och halten i vattenförekomsten behöver ett bättre underlag. Det vore också önskvärt om referensvärdet för TotP har en koppling till beräkningen av bakgrundsbelastningen inom PLC för alla vattenförekomster för att få så stor konsistens inom vattenförvaltningen som möjligt. Vidare bör de reviderade bedömningsgrunderna avspeglade den förskjutning i fokus som skett inom vattenförvaltningen med större tyngd på påverkansanalysen och att det därmed är viktigare att bedömningsgrunderna ger bättre bedömningar av påverkade vatten än tydligt opåverkade vatten. Det innebär t ex att turbiditeten inte bör ingå i modellen för referensvärdet och att underlagsmaterialet för sjöar bör omfatta sjödjup för att få bättre precision i modellen. Slutligen behövs även påverkansskalorna revideras så att gränsen mellan de olika påverkansklasserna motsvarar de för relevanta biologiska kvalitetsfaktorer enligt den senaste revideringen.

1.5 Syfte och upplägg

Syftet med denna rapport är att ta fram förslag på nya bedömningsgrunder för näringsämnen i sjöar och vattendrag där referenstillståndet är harmoniserat med bakgrundshalterna inom Sveriges rapportering till HELCOM och OSPAR genom PLC, samt att påverkansskalan är harmoniserad med statusklassningen av biologiska kvalitetsfaktorer, främst växtplankton. Beräkningen av referenstillståndet kommer

därigenom till viss del bli harmoniserat med bedömningsgrunderna för kustområdet eftersom man där delvis använder referensvärden beräknade med en liknande modell. Däremot kommer det inte ske någon harmonisering av påverkansskalan mellan sötvatten och kusten. Påverkansklasserna för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer ska sättas efter de biologiska klasserna så det förutsätter först de biologiska kvalitetsfaktorerna harmoniserats mellan sötvatten och saltvatten.

De bedömningsgrunder som föreslås i rapporten ska kunna användas för alla vattenförekomster, men fokus för denna rapport är att förbättra bedömningarna av jordbrukspåverkade vatten.

Huvuddelen av arbetet utgörs av att förbättra bedömningsgrunderna för TotP, men baserat på resultaten från det arbetet kommer även motsvarande bedömningsgrunder för totalkväve (TotN) tas fram. Följande koncept för att beräkna referensvärden för TotP kommer utvecklas och jämföras.

1. HVMFS. Nuvarande bedömningsgrunder

Nuvarande bedömningsgrunder enligt gällande föreskrifter (HaV 2018). För sjöar används ekvation 2 utan turbiditet eftersom den parametern kan vara påverkad av markanvändning i jordbrukslandskapet.

2. PLC-beräknad bakgrundhalt enligt PLC6.5

Bakgrundshalten som beräknats för PLC6 efter omräkningen med nya vattenförekomstindelningen (PLC6.5) (Ejhed m.fl. 2018)

3. Retention (sjöar)

Samma beräkning som HVMFS, men där referensvärdet i sjöar med mer än 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet beräknats på samma sätt som vattendrag men med hänsyn tagen till sjöns retention. För detta tas en modell fram för att uppskatta retentionen under referensförhållanden.

4. Regressionsmodeller för alla sjöar och vattendrag

Regressionsmodeller för att med geografiska parametrar och vattenkemiska parametrar som inte påverkas nämnvärt av övergödning, beräkna ett referensvärde som motsvarar bakgrundshalten i PLC-beräkningarna.

Alternativ 1 och 2 utgör befintliga metoder medan alternativen 3 och 4 utvecklas i detta arbete. Eftersom det inte finns något egentligt sant svar på vad referensvärdet ska vara, åtminstone inte för vattenförekomster med jordbrukspåverkan, kommer utvärdering av de alternativa referensvärdena och statusklassningarna istället rimlighetsbedömmas sinsemellan. I dessa jämförelser mellan alternativen kommer de nuvarande klassgränserna för statusklassning användas.

Förslag på nya klassgränser för ekologisk status kommer göras med utgångspunkt från de biologiska kvalitetsfaktorerna och koncept som tagits fram inom ECOSTAT.

2 Material och metoder

2.1 Dataunderlag

2.1.1 Stationsurval

En stor del av analysen inkluderade resultat från modelleringen inom PLC, antingen direkt eller genom jämförelser med uppmätt kemi. Den modellerade TotP-halten representerar halten i utloppet av varje vattenförekomstområde enligt 2016 års indelning. För att kunna relatera uppmätt och modellerad vattenkemi användes ett urval av mätstationer som representerar utloppet av ett vattenförekomstområde. Utgångspunkten för det stationsurvalet av vattendrag utgjordes av det som använts för kalibrering av modellen SMED-Hype som används för PLC (Hansson m.fl. 2019). Ytterligare restriktioner i urvalet gjordes genom att kräva minst 34 observationer av vattenkemi. För sjöar valdes på motsvarande sätt ut data från sjöar som ligger i utloppen av ett vattenförekomstområde och med minst 5 observationer i för perioden 2009-2014. Sjö kemi ingick dock inte i kalibreringen av S-HYPE. För både sjöar och vattendrag skulle vattenkemidata omfatta minst följande parametrar:

TotP (Totalfosfor), absorbans vid 420nm på filtrerat prov (AbsF), pH, konduktivitet (Kond), alkalinitet (Alk), kalcium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na), och kalium (K).

För sjöar ställdes krav på uppmätt data för medeldjup. Dessutom avgränsades datasettet i första analysen till söder om Dalälven där det finns data på den genomsnittliga lerhalten i jordbruksmark. Denna avgränsning resulterade i 210 vattendrag och 146 sjöar. När det senare visade sig att lerhalten i avrinningsområdet inte var signifikant för sjöar utökades datasettet till hela Sverige, totalt 162 sjöar. På samma sätt utvidgades datasettet för TotN i vattendrag till 283 vattendrag från hela Sverige.

I utvärderingen av alternativa metoder för att beräkna referensvärden för sjöar användes data från 5080 sjöar i Omdrevsprogrammet provtagna 2011-2016 (Fölster m.fl. 2014).

För framtagandet av gränser för statusklassning utifrån klassningen av fytoplankton användes data från 335 sjöar i databasen Miljödata-MVM och med data TotP- och växtplankton för juli eller augusti 2013-2015. Treårsmedelvärden för data beräknades för analysen.

2.1.2 Uppmätt vattenkemi

Vattenkemi för vattendrag och sjöar från perioden 2009-2014 hämtades från datavärden SLU Miljödata-MVM. För sjöar valdes ytprover ut enligt kriteriet ytligaste provet < 3m djup. Sjödata rensades även så att endast ett prov per årstid valdes ut i de fall flera prover förekom. I första hand valdes då data ut från den månad som var vanligast för provtagning den årstiden och regionen. Syftet med

säsongsrensningen var att få ett mer enhetligt dataset. Förutom de vattenkemiska variabler som användes i urvalskriteriet ovan användes även sulfat (SO₄), och klorid (Cl) i modelleringen, i den mån det fanns tillgängligt. Variabler som inte användes för att de bedömdes påverkas av jordbruk var turbiditet, järn (Fe), mangan (Mn), aluminium (Al), nitrat- och nitritkväve ammoniumkväve fosfatfosfor kisel (Si) samt totalt organiskt kol. Turbiditeten ökar av partiklar som frigörs när jorden brukas. Dessa partiklar har höga halter av Fe, Mn och Al vilket visades genom starka korrelationer i tiden av dessa metaller mot turbiditet i de flesta vattendragen. Kväve och fosforfraktionerna påverkas genom gödsling. Si uteslöts eftersom det tas upp av kiselalger och därmed påverkas av en ökad algbloomning vid övergödning. TOC ökar i samband med ökad planktonproduktion. Totalkväve (TotN) användes inte för modellering av TotP och vice versa.

För varje station bildades medelvärden av vattenkemin som sedan användes i den fortsatta analysen. Medelvärden valdes istället för medianer efter en preliminär analys som visade på bättre samband mellan referensvärde och vattenkemi för de förra.

2.1.3 Modellerad vattenkemi

Modellerad vattenkemi hämtades från den version av PLC6-beräkningarna (Ejhed m.fl. 2016) som omräknats till 2016 års vattenförekomstområden, även kallad PLC6.5 (Ejhed m.fl. 2018). Detta är samma dataunderlag som används i den pågående vattenförvaltningscykeln (2017-2021). I samband med PLC6.5 beräknades för första gången även den ”kumulativa lokala belastningen” för alla olika källor. Det motsvarar belastningen från varje källa i kg från hela uppströmsområdet i utloppet av varje vattenförekomstområde, efter att hänsyn tagits till retention i såväl det aktuella vattenförekomstområdet som uppströms. Den kumulativa lokala belastningen är förutom uppdelning på källa även uppdelad på antropogen belastning och bakgrundsbelastning.

Modellerade värden av förväntade halter, bakgrundshalter och antropogent tillskott av TotP och TotN beräknades genom att dividera den källfördelade kumulativa lokala belastningen av näringsämnen med vattenföringen. Vattenföringen fanns inte direkt tillgänglig från PLC6 eller PLC6.5 utan hämtades från underlagsdata till en beräkning av läkemedelsrester (Ejhed m.fl. 2018). Vattenföringen är beräknad med S-HYPE 2016a. Vattenföringen motsvarar inte exakt PLC6 utan är dels beräknad för en något senare tidsperiod (1997-2016 istället för 1994-2013) och dels stationskorrigerad. Stationskorrigeringen innebär att den modellerade vattenföringen har ersatts med uppmätt i de punkter där uppmätt vattenföring finns, vilket påverkar vattenföringen nedströms mätpunkten (SMHI 2017).

Anpassningen av PLC6 till 2016 års vattenförekomstområden i PLC6.5 är förklarad och innebär osäkerheter främst för retentionen, och då särskilt när det gäller viktningen av punktkällornas retention (Ejhed m.fl. 2018). Beräkningarna av den kumulativa lokala belastningen tillför också en osäkerhet såtillvida att det är en helt ny beräkning och att den bygger på den viktade retentionen. Även om

retentionskalibreringens fokus i PLC6 var att erhålla en modellerad årstidsvariation i halten som liknar den uppmätta, snarare än att nå de uppmätta nivåerna i varje område, användes ändå medelhalterna för att sätta de generella parametervärdena (Tengdelius Brunell m.fl. 2016)

2.1.4 Målvariablerna för regressionsmodellerna

Referensvärdet för fosfor, P_{ref} , beräknades enligt:

$$P_{ref} = TotP_{obs} * TotP_{bak}/TotP_{PLC} \quad (Ekv. 5)$$

Där $TotP_{obs}$ är medelvärdet av de uppmätta halterna, $TotP_{bak}$ är det modellerade bakgrundsvärdet av fosforhalten från PLC-beräkningarna och $TotP_{PLC}$ är den modellerade fosforhalten enligt PLC. $TotP_{ref}$ användes istället för $TotP_{bak}$ för att det bedömdes mer korrekt att använda en justerad uppmätt halt med uppmätta halter av andra variabler istället för en modellerad halt. På motsvarande sätt beräknades målvariabler för TotN fram (N_{ref}).

2.1.5 Markanvändning

Markanvändningen för avrinningsområdet till varje mätstation togs från PLC6-kartan (Widén-Nilsson m.fl. 2016). PLC6-kartan har åtta markanvändningsklasser: skog, sankmark (myr), fjäll, jordbruksmark, hygge, tätort, vatten, övrig öppen mark. Mätstationernas avrinningsområde togs fram baserat på SVAR 2012-områden, och därefter beräknades markanvändningen. Skillnaden i totalareal för dessa jämfört med SVAR 2016 som användes i modelleringen av näringsämnen antas vara försumbara.

2.1.6 Lerhalt

Den genomsnittliga lerhalten för jordbruksmarken i varje avrinningsområde beräknades utifrån den lerhaltskarta som baseras på gammastrålningsmätningar (Söderström m.fl. 2016). Dessutom beräknades den genomsnittliga lerhalten i avrinningsområdet genom att anta att lerhalten var noll i övrig mark där det saknas data för lerhalt. Det ger visserligen en viss underskattning av lerhalten, men genom att fördela lerhalten för jordbruksmarken på hela avrinningsområdet fick vi en parameter som var bättre relaterad till lerpåverkan på vattnet än enbart lerhalt på jordbruksmark.

2.1.7 Gyttjelera

Förekomst av gyttjelera hämtades från SGU:s Jordartskarta 1:25k – 1:100k från 2015.

2.2 Statistiska metoder

Referensvärdet för totalfosfor ($TotP_{ref}$) och totalkväve ($TotN_{ref}$) modellerades med samtliga variabler i en PLS modell för att ge en överblick över sambanden mellan variablerna. Beräkningarna med PLS gjordes i SIMCA (Version 14.0, UMETRICS 2015). Variabler som enligt programmets kriterier bedömdes som snedfördelade

logtransformerades. Markanvändning och lerhalt som logaritmerades, adderades först med 1% i de fall nollvärden förekom, eftersom dessa inte kan logaritmeras. Enstaka avvikande observationer uteslöts.

Den fortsatta analysen gjordes med multipel linjär regression i programmet JMP Pro 13.2.0. Samma transformation användes då som i PLS-analysen. Först kördes stegvis multipel regression med Bayesian Information Criterion (Bicknell m.fl.) som kriterium för att inkludera variabler i modellen. Därefter granskades betydelsen av de enskilda variablerna med så kallade leverage plots. Dessa avslöjar om enstaka mätvärden har oproportionerligt stor betydelse för en viss variabel. När sådana samband hittades, kördes modellen om utan dessa extremvärden. Om variabeln då inte längre var signifikant, ströks den ur modellen.

För sambandet mellan TotP och växtplanktonrelaterade variabler för att sätta klassgränser för status användes enkel linjär regression.

För att undersöka om sambanden i regressionen var olika för olika grupper av data, infördes dummyvariabler (värdet 0 eller 1) för dessa grupper i modellen tillsammans med alla korsfaktorer mellan dummyvariabeln och de övriga variablerna.

2.3 Uppskattning av retention av fosfor i sjöar

För jordbrukslandskapets vattendrag beräknas referensvärdet för fosfor utifrån det modellerade markläckaget (P_{jo}). För att denna metod ska kunna tillämpas på sjöar i jordbrukslandskapet och på vattendrag med sjöar i huvudfåran, behöver man kunna uppskatta retentionen av fosfor i sjöarna. Eftersom retentionen i påverkade sjöar ofta har förändrats av nuvarande och tidigare påverkan räcker det inte med att uppskatta den nuvarande retentionen utan vad den skulle varit om fosforbelastningen skulle varit på referensnivå under en längre tid. I detta avsnitt utvärderar vi olika angreppssätt för att uppskatta retentionen, väljer den mest lämpliga metoden, tillämpar den på ett antal sjöar för att sedan jämföra med andra sätt att beräkna referensvärdet för fosfor i sjöar.

2.3.1 Alternativ för att beräkna sjöretention av TotP i sjöar i jordbruksdominerade områden

Retentionen i en sjö varierar med belastningen på sjön. Oavsett utgångstillståndet i sjön så varierar retentionen över tiden med belastning sjön. Över en säsong kommer därför retentionen att variera med tillrinning och fosfortransport till sjön. För att hantera retention vid kalibrering av modeller inriktar man sig därför ofta på att finna värden på de parametrar som styr retentionen snarare än att fastställa en fix retention. Därefter kan exempelvis en medelretention beräknas för en viss avgränsad period. Erfarenheter av modellverktyg för beräkning av fosfortransport från avrinningsområde till sjö med svenska tillämpningar sammanställdes i Johnsson m.fl. (2006). Fördelar och nackdelar med de olika modellverktygen (systemen) listades. I en senare studie jämfördes modellverktyg för beräkning av bland annat

fosforbelastning och retention i sjöar och vattendrag, där kriteriet var att modellerna skulle hantera internbelastning (Ekstrand m.fl. 2010). Studien konstaterade att det krävdes dynamiska modeller för att kunna hantera internbelastning, varpå modeller av Vollenweidertyp utslöts. Flera av modellerna i de båda studierna har utvecklats vidare sedan jämförelsen och bland annat har SMED-HYPE tillkommit där kompetens kring jordbruksfrågor (SLU) har kombinerats med hydrologisk kompetens (SMHI) vid utvecklingen av modellsystemet (Tengdelius Brunell m.fl. 2016). Även (Bryhn m.fl. 2007) gjorde jämförelser mellan olika modeller där de fokuserade på fosformodeller som beskriver belastning och dess effekt på sjökoncentration. Jämförelsen spände från modeller av Vollenweidertyp till dynamiska modeller där olika vattenskikt och sediment ingår som egna tillståndsvariabler. De fann att dynamiska modeller predikterade fosforkoncentrationer med högre säkerhet än statistiska modeller, men att dynamiska modeller ofta kräver fler ingångsvariabler, och att fler parametrar behöver kalibreras.

Fokus i detta avsnitt ligger på att försöka uppskatta bakgrundsretentionen i sjöar som befinner sig i jordbruksdominerade områden (>10% jordbruk). Med en känd bakgrundsretention kan därefter ett referensvärde för sjön beräknas utifrån kända värden på läckage från ögödsblad vall på liknande sätt som för vattendrag, och slutligen kan en statusklassificering av sjön göras.

2.3.2 Dynamisk modellering av retention

Retention i dynamiska avrinningsområdesmodeller

Ett tillvägagångssätt för att uppskatta retention i en sjö är att använda en dynamisk avrinningsområdesmodell där det går att följa hur variationen i fosforhalt och retention varierar med tiden. Med tillgång till tidsserier på fosforkoncentrationer och vattenflöden i inflöden, utflöden och i sjön kan retentionen indirekt beräknas ur en sådan modell. Exempel på dynamiska avrinningsområdesmodeller är FyrisNP och SMED-HYPE. Dynamiska avrinningsområdesmodeller kräver mer mätningar än motsvarande beräkningar med empiriska modeller av Vollenweidertyp, och kommer därmed att bli mer kostsamma. Det kräver också expertstöd för att sätta upp, köra och utvärdera resultaten. Oftast handlar det om en iterativ process där resultaten förfinas mer och mer efter att lokala anpassningar i indata successivt införs.

Retention i dynamiska sjömodeller

Är syftet att i mer detalj studera en sjö och dess processer, för att till exempel bilda sig en uppfattning om hur sjön svarar på åtgärder, så kan en dynamisk sjömodell användas. Fördelen är att en djupare förståelse kring processer och samband i sjön kan inhämtas. Exempel på modeller är LEEDS/LakeMab (Håkanson m.fl. 2008), BIOLA och PROBE (Svensson 1998, Pers 2002), HSPF (Bicknell m.fl. 1997), Lake2K (Chapra m.fl. 2012). Dynamiska sjömodeller är dock mycket tidskrävande att sätta upp och kräver stora mängder detaljerade data för att köras och valideras (Brett m.fl. 2008). Kostnaden för detta kan därför bli hög. Dessa modeller

avhandlas inte närmare här, men de kan vara motiverade att använda i samband med stora åtgärdsinsatser för en specifik sjö då den stora kostnaden är motiverad.

Statisk modellering av retention i sjöar

För att beräkna fosforretention i sjöar krävs att en massbalans för fosfor i sjön upprättas. Massbalansen kan bestå av mätningar eller beräkningar av fosforbelastning via tillrinnande vattendrag och en eventuell intern belastning från sjösediment. Till detta krävs information om mängden fosfor som lämnar sjön via sedimentation respektive i sjöns utlopp. Retentionen av totalfosfor (TPret) kan beräknas utifrån formeln:

$$TPret = (TPin - TPut) / TPin \quad (\text{Ekv. 6})$$

där TPret är fraktionen av totalfosfor som inte lämnar sjön i utloppet, TPin är mängden fosfor som rinner in i sjön via vattendrag och TPut är mängden fosfor som lämnar sjön i utloppet (Brett m.fl. 2008). Fosforretentionen kan också indirekt beräknas utifrån empiriska massbalansmodeller som bygger på korrelationer mellan uppmätta variabler och en fosforkoncentration (Dillon m.fl. 1974, Chapra 1975, Vollenweider 1975). De bygger på antagande om att sjön har nått en balans i tillförsel och utförsel av fosfor ("steady state"), och de kommer därför att beskriva ett genomsnittstillstånd i den studerade sjön. Dessa massbalansmodeller bygger alla på ekvationen:

$$dV * [TP] / dt = TPin - TPut - TPsed \quad (\text{Ekv. 7})$$

där d är en förändring, V är sjövolymen, t är tiden och [TP] är koncentrationen totalfosfor. Ovan modeller använder sig av olika varianter av samband där omsättningstiden i sjön och fosforbelastningen ingår. Modellerna är enkla att använda eftersom de inte kräver någon kalibrering utöver redan publicerade samband. De är kalibrerade mot ett stort antal sjöar vilket ger robusta resultat för olika sjötyper och näringsnivåer. Det räcker således att ta reda på sjövolym, vattnets omsättningstid och belastning av fosfor för att genom modellen ta reda på fosforretentionen. En nackdel med dessa modeller är att det stora antal sjöar modellerna är kalibrerade mot skiljer sig mycket med avseende på tidigare belastningshistoria, geografisk plats etc. vilket gör att retentionen för en enskild sjö kan variera mycket. För att öka precisionen i predikteringarna har olika modellformuleringar applicerats på sjöar uppdelade efter djup och omsättningstid (Prairie 1989) samt för stora sjöar (>25km²) (Köiv m.fl. 2011). I dataset från OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) med sjöar som ofta använts vid kalibrering av denna typ av modeller hade mer än 70% en TP-halt på 30-70 µg/l och det saknas oftast information om nivån på internbelastning från sedimenten (Nürnberg 2009). Då bland annat internbelastning i dessa sjöar redan vid kalibreringen har inkluderats utan uppgifter om nivåerna, gör att det är svårt att i efterhand använda dessa modeller för att prediktera bakgrundsnivåer av retention före internbelastning. Brett m.fl. (2008) fann i en metastudie av 305 sjöar att förklaringsgraden hos olika fysiska variabler och fosforretentionen i sjöar kan vara ända upp till 84% på en log-log skala. I två uppföljningsstudier användes en trädregressionsmetod som visade att de 305 sjöarna kunde delas in i distinkta grupper med avseende på olika sjödjup,

ytstorlek på sjö, samt hydraulisk retention, och att dessa grupper lämpligen kunde modelleras oberoende av varandra (Cheng m.fl. 2010, Shimoda m.fl. 2015).

2.3.3 Val av metod för att beräkna bakgrundsretention av fosfor i sjöar i jordbrukslandskapet.

I nuläget finns det mycket få svenska sjöar med långa tidsserier som kan användas för att ta fram och testa empiriska samband för att prediktera bakgrundsretentionen av fosfor i sjöar. Vi valde därför istället att utgå ifrån teoretiska och empiriska samband (Chapra 1975) med data från sex kanadensiska sjöar från Dorsetområdet (Dillon m.fl. 1996). Fördelen med de kanadensiska sjöarna är att påverkan från näringsbelastning och förekomsten av internbelastning är obefintlig. Detta gör att de kan antas representera referensförhållanden.

Chapra (1975) föreslog att räkna ut retention av totalfosfor genom ekvationen:

$$R_p = v(v + \rho) \quad (\text{Ekv. 8})$$

där v = synbar ("apparent") sedimentationshastighet för totalfosfor (m/år), och där sjöns omsättningstid (år) kan beskrivas genom:

$$\rho = Q/V \quad (\text{Ekv. 9})$$

där Q är årligt vatteninflöde (m^3) och V är sjövolymen (m^3).

Sedimentens yta antas här vara lika med sjöns yta och det är denna yta som påverkar bortförel av totalfosfor snarare än volymen. Fördelen med denna formulering av retentionen är att den till skillnad från andra snarlika formuleringar kan kopplas och förstås intuitivt utifrån fysiska processer som styr retention av totalfosfor, här representerade av en sedimentationshastighet och en omsättningstid.

Dillon m.fl. (1996) fastställde en genomsnittlig synbar sedimentationshastighet (v) till 7,9 m/år för de kanadensiska sjöarna, och den används i vårt försök att beräkna bakgrundsretention i jordbruksdominerade områden.

2.4 Jämförelse mellan typspecifika och objektsspecifika referensvärden

Risken för felklassning kan illustreras med hur stor andel av ett antal referensvatten som felaktigt klassas som påverkade. Här valde vi ut 2315 sjöar av 5008 Omdrevs-sjöar provtagna 2011-2016 som passerat genom ett referensfilter baserat på kartdata ($< 10\%$ jordbruksmark, $< 10\%$ kalhygge och $< 1\%$ urban mark i avrinningsområdet). En viss andel felklassningar kan man förvänta sig. Dels för de sjöar där det finns annan typ av påverkan än markanvändning och dels för att modellen för beräkning har ett slumpmässigt fel.

Klassningarna gjordes dels med objektsspecifika referensvärden beräknade enligt ekvation 1 och dels enligt medianvärdena av sjöarnas TotP för varje typ.

Jämförelsen visar att typspecifika referensvärden ger dubbelt så många felklassningar, 12 %, jämfört med objektspecifika, 6 % för alla sjöar i typer med mer än 20 sjöar i varje typ (Tabell 1). Detsamma gäller för elva av de tolv enskilda typerna som förekom i dataunderlaget.

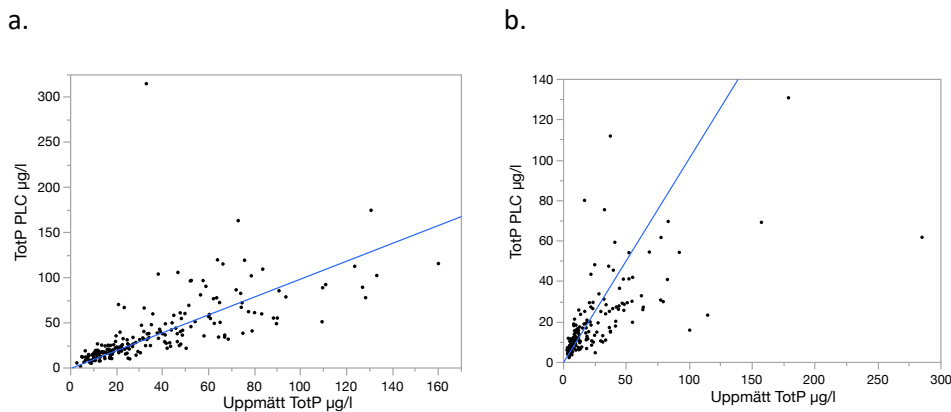
Tabell 1. Andel referenssjöar som felaktigt klassats som måttlig status eller sämre (M/O/D) enligt klassningar med objektspecifika referensvärden enligt HVMFS 2018:17 (HaV 2018) samt typspecifika referensvärden enligt typologin i HVMFS 2017:20 (HaV 2017) beräknade som medianvärdena av de objektspecifika referensvärden för varje typ.

Typ	Antal sjöar i Omdrev	Andel referenser klassade som M/O/D (%)	
		HVMFS ()	Typvisa medianer
1-G-H-B	23	13	4
1-G-L-B	378	8	10
1-M-L-B	232	2	9
1-M-L-K	54	4	11
2-G-L-B	108	3	9
2-M-L-B	63	6	17
3-G-L-B	490	3	10
3-G-L-K	216	10	16
3-M-L-B	276	5	14
3-M-L-K	325	4	14
4-G-L-K	54	11	19
4-M-L-K	96	16	24
Totalt	2315	6	12

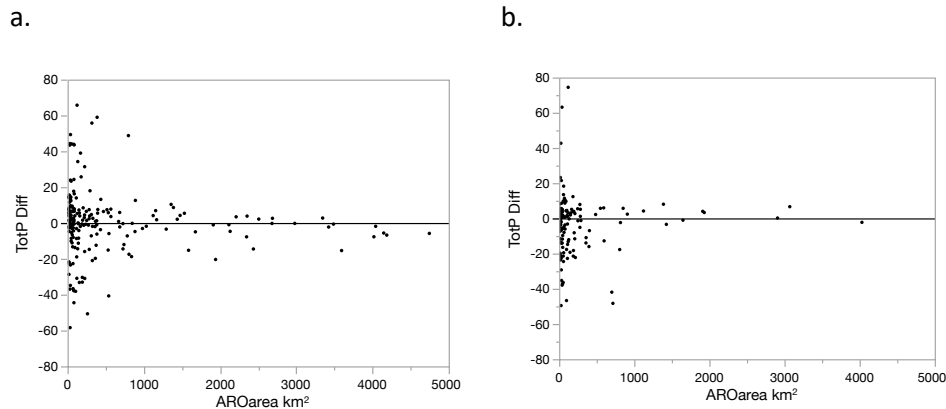
3 Alternativa metoder för att beräkna referensvärden för fosfor.

3.1 Bakgrundshalter från PLC 6.5

Syftet med beräkningarna inom PLC är i första hand att göra korrekta belastningsberäkningar och källfördelningar för belastningen på havet, men eftersom beräkningarna görs på vattenförekomstnivå går det att ta ut både förväntad nutida halt och bakgrundshalt för samtliga vattenförekomster. Osäkerheten för mindre vattendrag är dock stor (Ejhed m.fl. 2016, Tengdelius Brunell m.fl. 2016). Modelleringen inom PLC baserar sig bland annat på kartunderlag, odlingsstatistik och uppgifter om punktkällor. Skalan på dessa data varierar och när man kommer ner i den lilla skala som ofta är relevant för vattenförvaltningen kan felet i de modellerade halterna bli stor (Figur 2 och 3). Kalibreringen görs på vattenkemin i vattendrag. För sjöarna, som inte ingår i kalibreringen, är felet större. Inom vattenförvaltningen används kvoten mellan beräknad nutida belastning och bakgrundsbelastning till påverkansanalysen för att identifiera vatten med betydande påverkan och risk för att inte uppnå god status. Det är rimligt att anta att felet i förhållandet mellan nutida halt och bakgrundshalt är mindre än det absoluta felet för de enskilda värdena. De modellerade bakgrundshalterna från PLC användes som ett av alternativen för att sätta referensvärden för TotP. Vi använde även kvoten mellan modellerade nutida halt och bakgrundshalt i arbetet med att ta fram regressionsformler för referensvärdet (se kapitel 4.3)



Figur 2. Jämförelse av modellerade halter av TotP från PLC 6.5 och uppmätta halter för 210 vattendrag (a) och 162 sjöar (b). De blå linjerna anger 1:1-förhållandet. Samtliga vattendrag i figur 2a ingick i kalibreringen av modellen.



Figur 3. Jämförelse av skillnaden mellan modellerade och uppmätta halter av TotP ($\mu\text{g/l}$) från och avrinningsområdets storlek för 210 vattendrag (a) och 162 sjöar (b). Enstaka extremvärden ligger utanför diagrammen. Samtliga vattendrag i figur 3a ingick i kalibreringen av modellen.

3.2 Arealviktning av bakgrundsvärde från jordbruksmark och referensvärde från övrig mark.

För sjöarna i jordbrukslandskapet har vi tagit fram ett alternativ som motsvarar beräkningen av vattendrag i HVMFS 2018:17. Den innebär en sammanvägning av ett referensvärde för vatten utanför jordbrukslandskapet enligt en regressionsmodell och det referensvärde för jordbruksmark som beräknas inom PLC. För att kunna tillämpa denna metod på sjöar har vi kompletterat den med en uppskattning av retentionen i sjön enligt Chapras metod (se kapitel 2.4.3) vilket resulterar i följande ekvation (Ekvation 10):

$$Pref = Pjo * Ajo * 0.5 * (1-Rp) + Pref * (1-Ajo) \quad \text{Ekvation 10}$$

där:

Pjo = bakgrundshalten (TotP $\mu\text{g/l}$) för jordbruksmark, motsvarar rotzonsläckaget från en ogödslad, oskördad permanent gräsvall i respektive läckage-region.

Ajo = andel jordbruksmark i området (uppströms förekomster).

Rp = retentionen enligt ekvation 8.

$Pref$ = bakgrundshalten för övrig mark enligt ekvation 2.

Resultaten från denna metod utvärderas i kapitel 4.4.

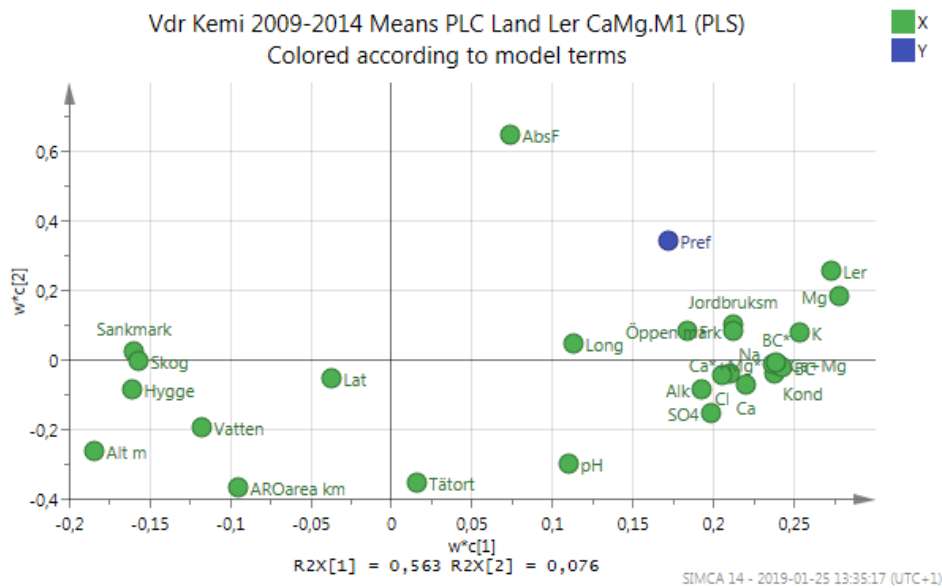
3.3 Statistisk modellering

I denna ansats är målet att ta fram regressionsmodeller för TotP_{ref} motsvarande dem i de nuvarande bedömningsgrunderna (Ekv. 2 och 3). Istället för att basera modellen på data från opåverkade referenser används beräknade referensvärden för både påverkade och opåverkade vatten. Referensvärden beräknades genom att multiplicera den uppmätta halten av TotP med kvoten mellan bakgrundshalt och beräknad halt i PLC 6.5 (Ekv. 5). Vi antar då att modellfelet för denna kvot är mindre än de absoluta felen i de beräknade halterna. För helt opåverkade vatten kommer referensvärdet då vara samma som det uppmätta vilket är det sanna värdet. Ju större grad av påverkan, desto större blir inverkan av ett eventuellt modellfel i kvoten. Om vi definierar det sanna referensvärdet som tillståndet utan punktkällor och med ogödslad vall på all åkermark kommer referensvärdena beräknade på detta sätt att i genomsnitt motsvara det sanna värdet och felet bli slumpmässigt. Detta referensvärde används sedan som målvariabel för regressionsmodeller för att beräkna referensvärdet från vattenkemiska parametrar som inte påverkas av övergödning samt egenskaper hos vattenförekomsten och dess avrinningsområde. Utgångspunkten för denna ansats är antagandet att den vattenkemiska parametrar som inte påverkas nämnvärt av den mänskliga påverkan ger bättre underlag, eller åtminstone kompletterande underlag, för att beräkna ett referensvärde, än de kartdata och regionsvisa medelvärden med varierande rumslig upplösning som ligger till grund för bakgrundshalten i PLC.

Beräkningarna utgår från en PLS-analys av samtliga möjliga förklarande parametrar i modellen som omfattar både vattenkemiska som geografiska parametrar. Den fortsatte analysen och framtagandet av modellen gjordes sedan med multipel regression.

3.3.1 Vattendrag

PLS-analysen gav en modell med 5 faktorer ($R^2 = 0,76$ och $Q^2 = 0,64$) (Figur 4). Den första faktorn representerade främst oorganiska vittringsprodukter och partiklar medan den andra faktorn främst motsvarade den absorptions på filtrerat prov (AbsF). Den viktigaste faktorn var filtrerad absorptions (AbsF).



Figur 4. Loading scatterplot för de två första faktorerna i en PLS av $TotP_{ref}$ (Pref) som en funktion av vattenkemi och avrinningsområdesegenskaper för 210 vattendrag.

Den stegvisa linjära regressionen för $\log TotP_{ref}$ gav en modell med 9 förklarande variabler. Samtliga dessa logaritmerades i enlighet med kriterierna i PLS-programmet. Både Ca och Ca+Mg ingick i modellen. Eftersom dessa variabler är starkt korrelerade med varandra uteslöts Ca som hade något lägre kvadratsumma och därmed bidrog minst till modellen. En fortsatt analys av leverage-plottar visade på två avvikande observationer som ensamma bidrog till att andelen skog blev signifikant. När dessa två observationer togs bort blev inte längre andelen skog signifikant som därför uteslöts ur modellen.

Den återstående modellen hade 7 oberoende variabler, ett r^2_{adj} på 0,73 och ett medelfel på 0,126. Variablerna var AbsF, SO₄, Ca+Mg, Lerhalt i avrinningsområdet, altitud, andel sankmark i avrinningsområdet och andel vatten i avrinningsområdet, i ordning efter hur mycket de bidrar till modellen (Tabell 2).

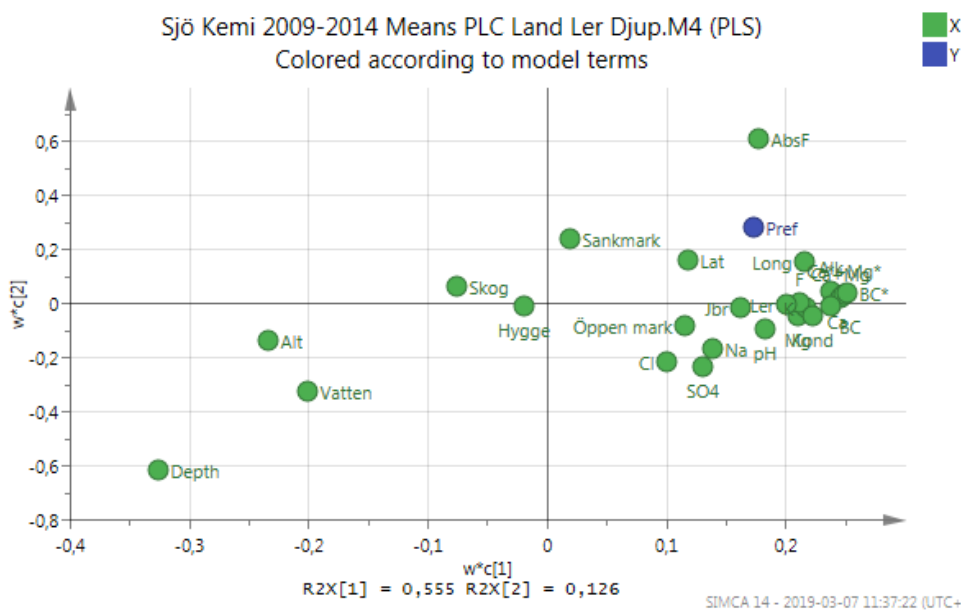
Tabell 2. Stegvis multipel regression av $\log TotP_{ref}$ för vattendrag. Kvadratsumman relaterar till hur mycket en variabel bidrar till modellen

Parameter	Kvadratsummor	P
Intercept	1,393	<0,0001
logAbsF	0,574	3,064
Log%LerAro+1	0,451	1,407
logSO ₄	-0,249	0,363
logCa+Mg	0,264	0,295
logAlt	-0,0629	0,217
Log%Sank+1	-0,129	0,153
Log%Vatten	0,0425	0,110

Ser man till de två variablerna som bidrar mest till modellen, AbsF och Lerhalt, är det logiskt med positiva parametrar. Ju högre halter av humus och lerpartiklar, desto högre P-halt. Även det positiva tecknet för parametern för Ca+Mg och den negativa parametern för altitud är logisk. Höga halter Ca och Mg hänger samman med lättvittrade jordar där man även kan förvänta sig högre P-halter och man kan förvänta sig näringsfattigare förhållanden med ökande höjd över havet. Det negativa tecknet för andelen sankmark kan avspegla att de sankmarker som idag återstår främst är näringsfattiga myrar. Det positiva tecknet för andel vatten i avrinningsområdet är förvånande. Man förväntar sig att det sker en retention i sjöarna i avrinningsområdet. Det sker även en retention av humus i sjöar, men tidigare resultat visar på högre retention av fosfor än för organiskt material (Dillon m.fl. 2005, Fölster m.fl. 2011). Även det negativa tecknet för SO₄ är svårt att förklara vilket kommer diskuteras utförligare nedan.

3.3.2 Sjöar

För sjöarna gav PLS-analysen en modell med 3 faktorer ($R^2 = 0,64$, $Q^2 = 0,56$). När två avvikande värden togs bort blev det istället en modell med 4 faktorer ($R^2 = 0,73$, $Q^2 = 0,62$) (Figur 5). De första faktorerna kan anses representera liknande egenskaper som för vattendragen, men lerhalten hade mindre betydelse och sjömedel djupet hade stor betydelse både för första och andra komponenten. Därutöver hade även andel vatten och sankmark i avrinningsområdet och SO₄ stor betydelse



Figur 5. Loading scatterplot för de två första faktorerna i en PLS av Pref som en funktion av vattenkemi och avrinningsområdesegenskaper för 146 sjöar.

Den stegvisa linjära regressionen för logPref gav en modell med sex variabler, $R^2_{adj} = 0,67$, medelfel = 0,183. Medeldjupet var den variabel som förklarade mest av variationen följt av AbsF. Till skillnad mot för vattendragen var inte lerhalten

signifikant. Istället för Ca+Mg blev Mg och K de signifikanta vittringsrelaterade variablerna.

Eftersom lerhalten inte var signifikant för sjöarna kunde datasettet utökas till att även omfatta sjöar i Norra Sverige där sådana data saknas. I en första ansats till modell blev morfoedafiskt index, altitud och K signifikant. För morfoedafiskt index berodde det på två extremvärden. När dessa tagits bort blev morfoedafiskt index och altitud inte längre signifikanta och uteslöts därför ur modellen. K bidrog mycket lite till modellen och eftersom det finns en risk att K-halten kan påverkas av gödselmedel i jordbruksområden uteslöt vi även denna parameter. Det återstående dataunderlaget omfattade 162 sjöar och efter avgränsningen av parametrarna erhöles en modell med $R^2_{adj} = 0,68$ och medelfelet = 0,179 (Tabell 3).

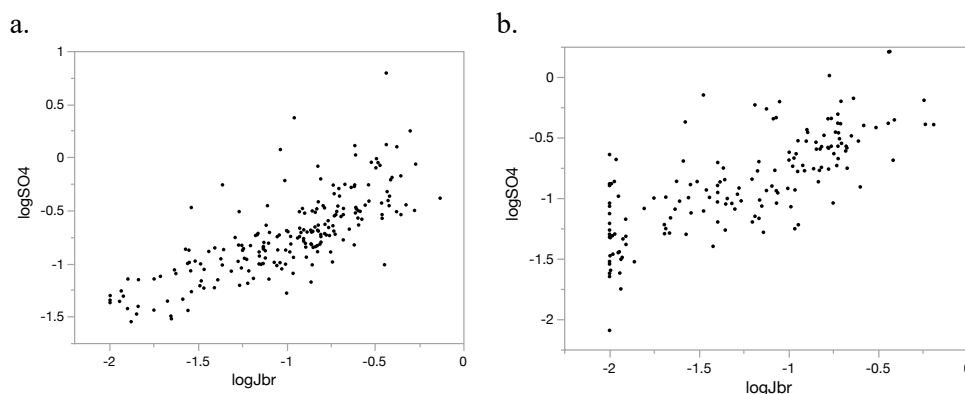
Medeldjupet hade negativt tecken på parametern vilket var förväntat liksom att det var ett positivt tecken på absorbansen.

Tabell 3 Stegvis multipel regression av $TotP_{ref}$ för sjöar i hela Sverige med färre parametrar. Kvadratsumman relaterar till hur mycket en variabel bidrar till modellen. $N=162$

	Parameter	Kvadratsummor	P
Intercept	2,058		<0,0001
logMedeldjup	-0,395	1,633	<0,0001
logAbsF	0,335	1,042	<0,0001
logSO4	-0,399	0,867	<0,0001
logMg	0,782	2,393	<0,0001
Log%Sank+1	-0,152	0,194	0,0149

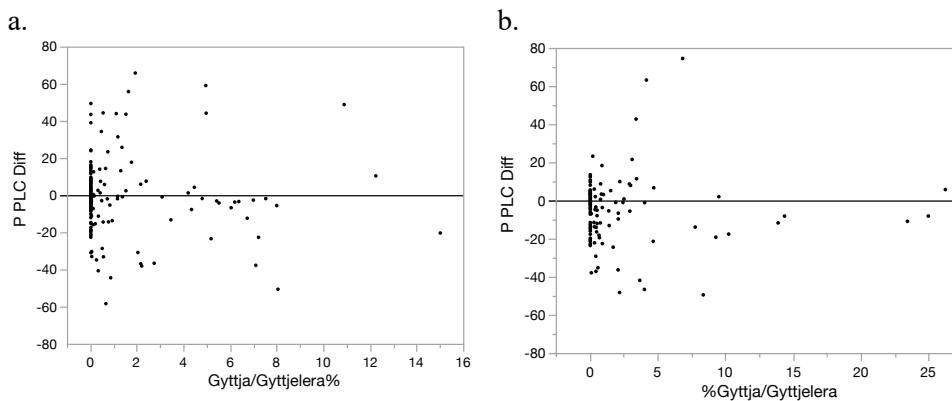
3.3.3 Påverkan från SO4 på referensvärdet för fosfor

För både vattendrag och sjöar blev SO4 signifikant med negativa parametrar. Den rumsliga utbredningen av vattenförekomsterna i dataunderlaget med höga sulfathalter tyder inte på något samband med sur deposition. Istället är sulfathalten korrelerad till jordbruksmark i avrinningsområdet (Figur 6).



Figur 6. Logaritmiska samband mellan SO4 och andel jordbruksmark i avrinningsområdet i 210 vattendrag (a) och 162 sjöar (b).

SO₄ i jordbruksmark hänger samman med gyttna och gyttnjeleror som består av gammal sjö eller havsbotten (Berglund m.fl. 1989). Sulfathalten är särskilt kopplat till de sulfidjordar som bildades i Littorinahavet. När sådana jordar dräneras oxideras sulfiden och bildar svavelsyra vilket gör att marken försuras. Vid låga pH binds fosfor till aluminium och blir inte växttillgängligt. Försurningen motverkas av naturligt förekommande kalk i marken eller genom kalkning. Dessa processer skulle kunna förklara det negativa sambandet mellan TotP_{ref} och SO₄ samt det positiva sambandet med Ca+Mg i vattendrag. Sambanden skulle dock kunna bero på en artefakt. Gyttnjelijordar har i regel bra markstruktur och är därför mindre erosionsbenägna. I PLC-beräkningarna ingår bara lerhalten i modellen och ingen hänsyn tas till om lerjordarna är av gyttnjetyp. Det är alltså möjligt att PLC-beräkningarna överskattar den nutida halten av TotP eftersom man inte tar hänsyn till den lägre erosionen när man brukar dessa jordar. Det finns då risk att kvoten som används för att beräkna TotP_{ref} enligt ekvation 5 blir underskattad vilket skulle ge ett för lågt TotP_{ref} för vattenförekomster med höga sulfathalter. För att testa detta tog vi fram andelen gyttna och gyttnjalera i avrinningsområdena och plottade skillnaden mellan modellerad TotP och uppmätt halt. Plottarna gav dock inga sådana förväntade samband av större fel i det modellerade värdet (P PLC Diff) och andel gyttnjelijord i avrinningsområdet (Figur 7).



Figur 7. Jämförelse av skillnaden mellan modellerade och uppmätta halter av TotP från och andelen gyttna eller gyttnjalera i avrinningsområdet för 210 vattendrag (a) och 162 sjöar (b). Enstaka extremvärden ligger utanför diagrammen.

3.3.4 Modeller utan SO₄

De modeller vi tagit fram för TotP_{ref} innehåller SO₄ som förklarande variabel med ett negativt samband. Som vi visat är det oklart om ett sådant samband avspeglar det verkliga förhållandet mellan TotP_{ref} och SO₄ eller om det är en artefakt. Det är därför inte självklart om variabeln ska ingå i modellerna. Dessutom saknas SO₄ i mätprogrammen för många vattenförekomster. Det finns därför anledning att ta fram alternativa ekvationer utan SO₄.

Vattendrag

När SO₄ uteslöts ur modellen visade det sig att Ca+Mg inte längre blev signifikant, vilket avspeglar att variablerna har en viss interkorrelation. Andelen vatten blev fortsatt signifikant, men den bidrog bara med 0,005 till r^2_{adj} och tillsammans med att det positiva tecknet på parametern inte kunde ges en rimlig förklaring, valde vi att utesluta den variabeln. Den alternativa modellen har ett r^2_{adj} på 0,70 och ett medelfel på 0,135 och omfattar bara 4 variabler varav endast en är vattenkemisk (Tabell 4). Man kan notera att kvadratsumman för lerhalt i avrinningsområdet är avsevärt större i den alternativa modellen samtidigt som r^2_{adj} bara minskar med 0,03.

Tabell 4. Stegvis multipel regression av $\log TotP_{ref}$ för vattendrag utan kat- och anjoner samt andel vatten i avrinningsområdet. Kvadratsumman relaterar till hur mycket en variabel bidrar till modellen.

Term	Parameter	Kvadratsummor	P
Intercept	1,483		<0,0001
logAbsF	0,519	3,377	<0,0001
Log%LerAro+1	0,472	2,590	<0,0001
logAlt	-0,0616	0,210	0,0008
Log%Sank+1	-0,0986	0,098	0,0209

Sjöar

När SO₄ togs bort ur modellen för TotP_{ref} i sjöar blev inte längre andelen sankmark i avrinningsområdet signifikant. r^2_{adj} minskade från 0,67 till 0,63 och medelfelet blir 0,194 (Tabell 5).

Tabell 5. Stegvis multipel regression av Pref för sjöar i hela Sverige med färre parametrar. Kvadratsumman relaterar till hur mycket en variabel bidrar till modellen. N=162.

Term	Parameter	Kvadratsummor	P
Intercept	1,934		<0,0001*
logMedeldjup	-0,381	1,530	<0,0001*
LogAbsF	0,287	1,066	<0,0001*
logMg	0,444	2,874	<0,0001*

3.3.5 Förenklade modeller för sjöar

Den föreslagna modellen för sjöar kräver data för både medeldjup och Mg, vilket ofta saknas. Vi presenterar därför några alternativa modeller.

En alternativ modell utan både Mg och SO₄ men istället med alkalinitet och altitud får ett r^2_{adj} på 0,61 och medelfel på 0,198 (Tabell 6). En sådan modell kan användas som alternativ då man saknar data för Mg men istället har data för alkalinitet. Alkaliniteten i mekv/l ska adderas med 0,1 för att undvika negativ värden som inte kan logaritmeras.

Tabell 6. Stegvis multipel regression av Pref för sjöar i hela Sverige med färre parametrar. Kvadratsumman relaterar till hur mycket en variabel bidrar till modellen. N=162

	Parameter	Kvadratsummor	P
Intercept	1,760		<,0001
logMedeldjup	-0,353	1,212	<,0001
LogAbsF	0,242	0,812	<,0001
LogAlk+0,1	0,232	0,625	0,0001
logAlt	-0,117	0,310	0,0056

Om man saknar data på både Mg och alkalinitet kan man använda en modell med andel skog och sankmark istället som har samma r^2_{adj} , 0,61 och medelfel på 0,197 (Tabell 7).

Tabell 7. Stegvis multipel regression av Pref för sjöar i hela Sverige med färre parametrar. Kvadratsumman relaterar till hur mycket en variabel bidrar till modellen. N=162

	Parameter	Kvadratsummor	P
Intercept	3,099		<,0001*
logMedeldjup	-0,388	1,534	<,0001*
LogAbsF	0,387	1,195	<,0001*
logAlt	-0,184	1,108	<,0001*
Log%Skog	-0,535	0,480	0,0006*
Log%Sank+1	-0,204	0,373	0,0023*

Tar man istället bort medeldjupet men behåller övrig kemi förutom SO₄, tillkommer alkalinitet, andel skog och altituden som signifikant variabel (Tabell 8). Modellen blir då ytterligare något sämre, vilket visar på vikten av att ha data på medeldjupet. R^2_{adj} blir 0,56 och RMSE 0,213.

Tabell 8. Stegvis multipel regression av Pref för sjöar i hela Sverige med färre parametrar. Kvadrat-summan relaterar till hur mycket en variabel bidrar till modellen. N=162

Term	Parameter	Kvadratsummor	P
Intercept	2,582		<0,0001*
LogAbsF	0,445	3,646	<0,0001*
LogAlk+0,1	0,271	0,814	<0,0001*
Log%Skog	-0,411	0,263	0,0172*
logAlt	-0,172	0,650	0,0002*

För många vattenförekomster saknas data både medeldjup och annan kemi förutom absorbans. Den modell som då erhöles har R^2_{adj} på 0,52 och medelfel på 0,220 (Tabell 9.) Man kan starkt ifrågasätta värdet av en modell med så svag förklaringsgrad.

Tabell 9. Stegvis multipel regression av Pref för sjöar i hela Sverige med färre parametrar. Kvadratsumman relaterar till hur mycket en variabel bidrar till modellen. N=162

	Parameter	Kvadratsummor	P
Intercept	3,565		<,0001
logAbsF	0,579	3,323	<,0001
logAlt	-0,273	2,940	<,0001
Log%Skog	-0,740	0,963	<,0001
Log%Sank+1	-0,199	0,354	0,0075

3.4 Jämförelse mellan de olika förslagen till referensvärden för TotP

Vi har tagit fram olika förslag till metoder för att beräkna referensvärden för TotP. De baserar sig antingen på regressions samband mellan TotP och andra abiotiska faktorer i referensvatten eller på modellerade referensvärden från PLC6 eller också på en kombination av dessa (Tabell 10). Nedan följer en utvärdering av dessa förslag. Någon enkel validering av de olika beräkningssätten gå inte att göra, åtminstone inte för jordbrukspåverkade vatten, eftersom dessa alla är mer eller mindre påverkade och de naturgivna förutsättningarna i form av jordarter och annat skiljer sig från de rena referensvattnen. Istället gör vi olika former av rimlighetsbedömning av de olika förslagen.

Tabell 10. Förteckning över alternativa metoder för att beräkna referensvärden för TotP i sjöar och vattendrag

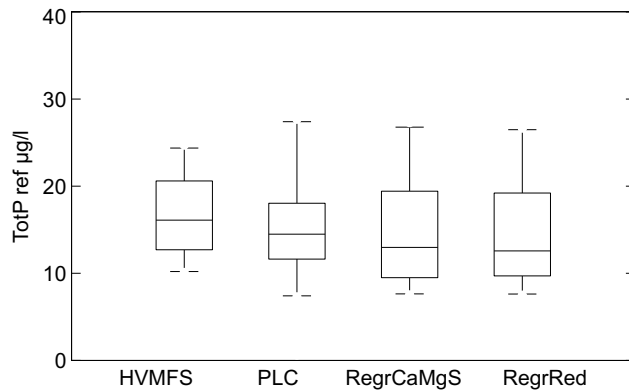
Metod	Vattendrag	Sjöar
HVMFS	Regressionsmodell baserad på referensvattendrag och Pjo för jordbruksvattendrag	Regressionsmodell baserad på referenssjöar. Ekvation 2 utan turbiditet användes
Retention		Regressionsmodell baserad på referensvattendrag och Pjo med sjöretention för jordbrukssjöar
Ref	Referensvärdet från PLC för vattenförekomsten delat med uppmätt värde	Referensvärdet från PLC för vattenförekomsten delat med uppmätt värde
Regr	Referensvärde från regressionsmodell baserat på PLC:s referensvärden delat med uppmätt värde. Två alternativa regressionsmodeller presenteras.	Referensvärde från regressionsmodell baserat på PLC:s referensvärden delat med uppmätt värde. Tre alternativa regressionsmodeller presenteras.

3.4.1 Fördelning av referensvärdena för de olika förslagen

Skillnaden mellan de olika förslagen kan illustreras med fördelningen av de beräknade referensvärdena. Fördelningen presenteras här som box-plottar där boxen anger 25 och 75 percentilerna, mittenstrecket är medianen och spröten anger 1 och 99 percentilerna. Utvärderingen gjordes dels på de stationer som ingår i underlagsmaterialet, men även för 1101 sjöar från Omdrevsprogrammet med data på uppmätt sjödjup.

Vattendrag

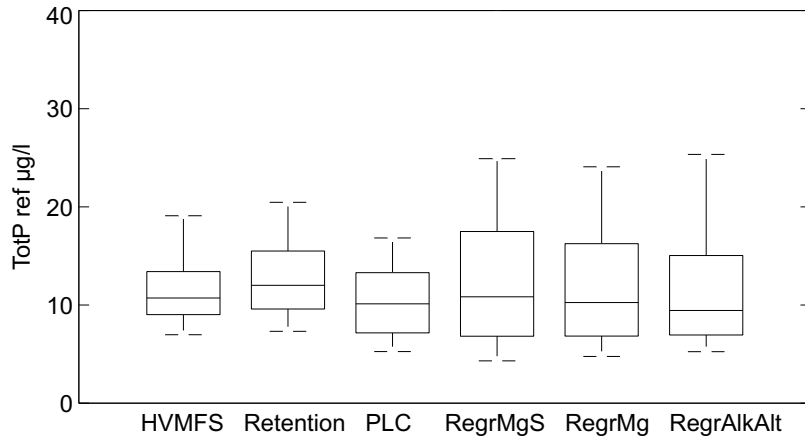
Alla alternativa metoder har lägre medianvärden och större spridning än den nuvarande metoden i nuvarande bedömningsgrunder (HVMFS). Bakgrundshalterna beräknat i PLC har snävare intervall för 25- och 75-percentilen jämfört med regressionsmodellerna, medan 1 och 99 percentilerna har något större intervall (Figur 8). Skillnaden mellan de två nya regressionsmodellerna är liten.



Figur 8. Fördelning av referensvärde för TotP med 3 olika metoder i 212 vattendrag. Strecken anger medianen, boxen anger 25 och 75 percentiler och spröten anger 1 och 99 percentilerna.

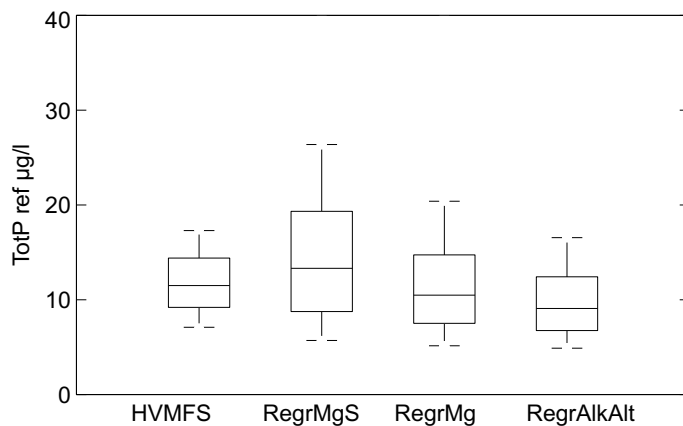
Sjöar

Spridningen av referensvärdena blir som väntat större för alla alternativa metoder jämfört med de nuvarande bedömningsgrunderna (HVMFS) eftersom man i alternativen tagit hänsyn till bakgrundsläckage från jordbruksmark. Regressionsmodellen i bedömningsgrunderna är baserad på sjöar med < 10 % jordbruksmark (Figur 9). Retentionsmetoden ger något högre medianvärde jämfört med HVMFS medan bakgrundshalterna i PLC ger något lägre värden. Regressionsmodellerna ger störst spridning av referensvärdena. Regressionsmodellen som inkluderar sulfat (RegrMgS) har ett medianvärde i samma nivå som HVMFS men de förenklade modellerna har något lägre medianvärden och 75-percentiler.



Figur 9. Fördelning av referensvärde för TotP med 4 olika metoder i 162 sjöar. Strecken anger medianen, boxen anger 25 och 75 percentiler och spröten anger 1 och 99 percentilerna.

Liknande tendenser ser man om man tillämpar de regressionsbaserade metoderna på 1101 Omdrevssjöarna med data på uppmätt sjödjup (Figur 10). De nya regressionsmodellerna som inkluderar sulfat (RegrMgS) ger betydligt större spridning jämfört med HVMFS. De lägre medianerna och spridningarna för de förenklade modellerna blir också tydligare.



Figur 10. Fördelning av referensvärde för TotP med 4 olika metoder i 1101 omdrevssjöar som har uppmätt sjödjup (b). Strecken anger medianen, boxen anger 25 och 75 percentiler och spröten anger 1 och 99 percentilerna.

3.4.2 Andel stationer med referensvärdet högre än det uppmätta värdet.

Det sanna referensvärdet bör i teorin alltid vara lägre än det uppmätta värdet för vatten som har någon form av mänsklig belastning av fosfor. För helt opåverkade vatten ska modellerade referensvärden ligga normalfördelade kring det uppmätta

värdet. I en population med olika grader av påverkan bör de flesta referensvärdena ligga under de uppmätta värdena och för de fall där motsatsen råder bör avvikelserna vara så liten som möjligt om både slumpmässiga och systematiska fel inte är för stora. Här testar vi hur bra de olika förslagen svarar upp till detta genom att beräkna andelen vatten i underlagsmaterialet där referensvärdet är mer än 20 % högre än det uppmätta värdet.

För vattendragen hade de nya förslagen till regressionsmodeller bara en tredjedel så stor andel stationer med höga referensvärden jämfört med uppmätta (Tabell 11). Stationerna med höga referensvärden enligt HVMFS hade till största delen mindre än 10 % jordbruksmark och uppmätta halter av TotP under 10 µg/l. Det avspeglar troligen att regressionsmodellen i nuvarande bedömningsgrunder baserar sig på ett underlagsmaterial som definierades som referenser trots att de hade en viss påverkan. Den stora andelen vatten med höga referensvärden enligt PLC beror troligen på den stora osäkerheten i PLC-beräkningarna i uppskattningen av läckaget från skog, vilka bygger på regionala schabloner och inte tar hänsyn till de lokala förhållandena, framför allt humushalten i vattnet.

Tabell 11. Andel vattendrag med referensvärde mer än 20 % högre än det uppmätta värdet för olika metoder att beräkna referensvärdet för 210 vattendrag.

	% vattendrag med för högt referensvärde
HVMFS	13
PLC	12
RegrCaMgS	4
RegrRed	4

Sjöar

Även för sjöarna gav de nya regressionsmodellerna betydligt mindre andel vatten med högt referensvärde (Tabell 12). Regressionsmodellen utan sulfat (RegrMg) hade bara en femtedel så stor andel vatten med höga referensvärden jämfört med de nuvarande bedömningsgrunderna. Det nya förslaget som baserar sig på beräknat jordbruksläckage och sjöretention (Retention) ger ungefär lika stor andel sjöar med höga referensvärden. Liksom för vattendragen beror detta troligen på att referensfiltret som användes för att välja ut underlagsmaterialet till regressionsmodellen för de nuvarande bedömningsgrunderna, släppte igenom en del påverkade vatten och därmed har för höga referensvärden i genomsnitt.

Tabell 12. Andel sjöar med referensvärde mer än 20 % högre än det uppmätta värdet för olika metoder att beräkna referensvärdet för 162 sjöar.

Metod	% sjöar med för högt referensvärde
HVMFS	25
Retention	27
PLC	16
RegrMgS	8
RegrMg	5
RegrAlkAlt	9

3.5 Avgränsningar i underlagsmaterialet

Regressionsmodellerna omfattar ett stort urval av sjöar och vattendrag som täcker breda gradienter av de ingående variablerna, men för vattenförekomster utanför dessa intervall bör regressionsmodellerna användas med stor försiktighet (Tabellerna 13 och 14). De största begränsningarna är att det saknas stationer över 582 m över havet för sjöar och 303 m över havet för vattendrag. Det gör att regressionsmodellernas användbarhet i fjällregionen är begränsad.

Tabell 13. Intervall på de ingående variablerna i dataunderlaget till den nya regressionsmodellen. Sjöar.

Variabel	Min	Max
AbsF	0,009	0,656
% Lerhalt i ARO	0	14
SO4 mekv/l	0,029	6,286
Ca+Mg mekv/l	0,087	7,679
Altitud m	0,16	582
%Sankmark	0	45
%Vatten	0	35

Tabell 14. Intervall på de ingående variablerna i dataunderlaget till den nya regressionsmodellen. Vattendrag.

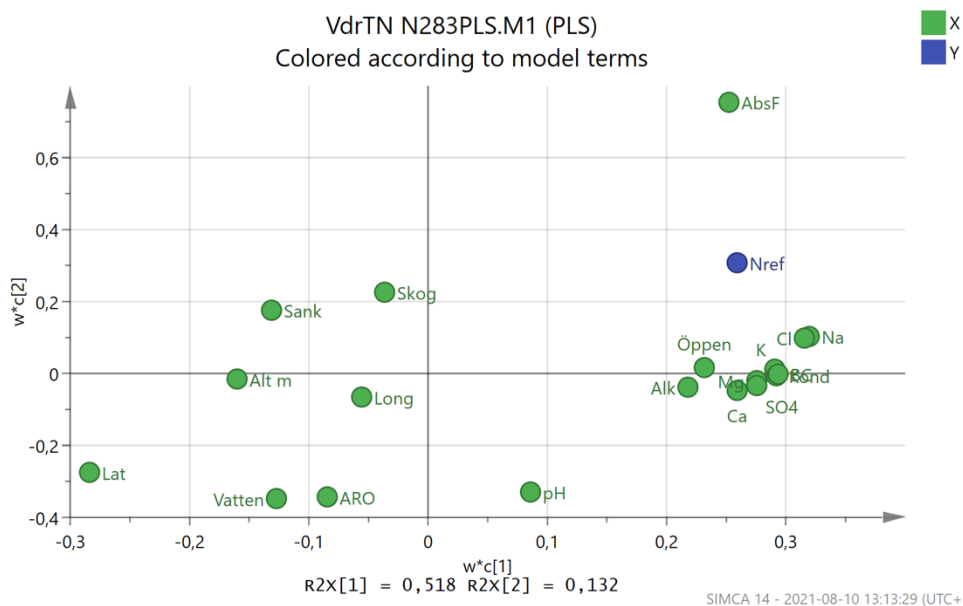
Variabel	Min	Max
Medeldjup	0,6	27
AbsF	0,009	0,599
SO4 mekv/l	0,008	1,637
Mg mekv/l	0,018	0,931
Sankmark %	0	39
Alkalinitet mekv/l	-0,039	3,91
Altitud m	0,5	303

4 Beräkning av referensvärden för totalkväve

Regressionsmodeller för referensvärdet för totalkväve ($TotN_{ref}$) beräknades på ett motsvarande sätt som för TotP. Målvariabeln för regressionen beräknades för varje vattenförekomst genom att den uppmätta halten multiplicerades med kvoten mellan modellerade värden för bakgrundshalt och förväntad halt från PLC enligt motsvarande ekvation för TotP (Ekvation 5). Eftersom kväveläckage inte är kopplat till erosion av lerpartiklar på samma sätt som för TotP, togs data med från hela landet inklusive norra Sverige där data med lerhalten i jordbruksmark saknas. I en inledande analys bekräftades att lerhalten hade liten betydelse för $TotN_{ref}$ för både sjöar och vattendrag så den variabeln utslöts i den fortsatta analysen.

4.1 Vattendrag

PLS-analysen gav en modell med 4 faktorer ($R^2 = 0,88$ och $Q^2 = 0,86$) (Figur 11). Den första faktorn representerade främst oorganiska vittringsprodukter medan den andra representerade hydrologiska faktorer. Filtreerad absorbans (AbsF) var den variabel som hade störst betydelse för modellen och den påverkade båda två faktorerna.



Figur 11. Loading scatterplot för de två första faktorerna i en PLS av $TotN_{ref}$ (Nref) som en funktion av vattenkemi och avrinningsområdesegenskaper för 283 vattendrag.

Den stegvisa linjära regressionen för $\log \text{TotN}_{\text{ref}}$ gav, efter att starkt interkorrelerade variabler uteslutits, en modell med 8 förklarande variabler, ett r^2_{adj} på 0,88 och ett medelfel på 0,090 (Tabell 15). Variablerna var AbsF, Ca, Nord/Syd koordinat, andel vatten samt andel skog i avrinningsområdet, altitud, öst/Väst koordinat och avrinningsområdets area i ordning efter hur mycket de bidrar till modellen och logaritmerade i de fall som PLS-analysen rekommenderade det.

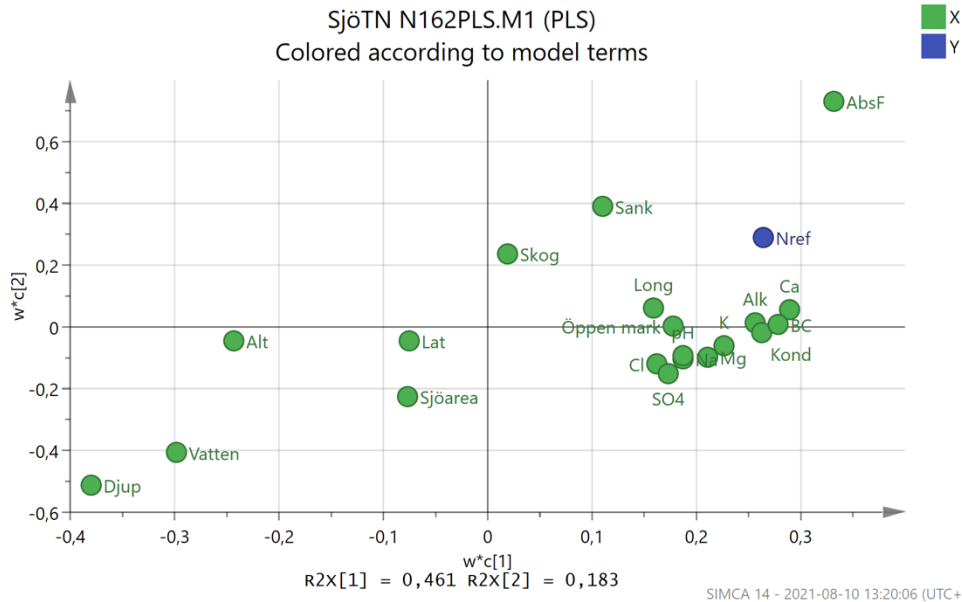
Tabell 15. Stegvis multipel regression av $\log \text{TotN}_{\text{ref}}$ för vattendrag. Kvadratsumman relaterar till hur mycket variabeln bidrar till modellen.

	Parameter	Kvadratsummor	P
Intercept	5,356		<0,0001
LogAbsF	0,390	1,923	<0,0001
logCa	0,217	1,126	<0,0001
NS Koord	-3,23E-07	0,688	<0,0001
log%Vatten+1	-0,113	0,260	0,0002
%Skog	-0,00235	0,215	<0,0001
logAlt	-0,044	0,170	0,0002
Ö/V Koord	2,93E-07	0,118	<0,0001
log ARO	-0,029	0,116	<0,0001

Parametrarna avspeglar att kväve naturligt främst förekommer bundet till naturligt organiskt material. Därav det starka positiva sambandet med AbsF och vidare de negativa sambanden med latitud och altitud samt positiva sambandet med longitud. Även depositionsgradienter kan spela roll för de geografiska parametrarna. Vattnet är generellt klarare längre norrut och på högre altituder och brunare ju längre österut man kommer. Det negativa sambandet med andel vatten i avrinningsområdet avspeglar kväveretentionen i sjöar. Det positiva sambandet med Ca och det negativa sambandet med andel skog i avrinningsområdet kan avspegla att kalciumrika jordar ofta är naturligt näringsrika och att skogsmark ofta är naturligt mer näringsfattiga jämfört med annan mark.

4.2 Sjöar

För sjöarna gav PLS-analysen en modell som i mycket liknade den för vattendrag med 4 faktorer där den första faktorn avspeglade oorganiska vittringskomponenter ($R^2 = 0,84$ och $Q^2 = 0,80$) (Figur 12). AbsF och de hydrologiska faktorerna påverkade båda två faktorerna.



Figur 12. Loading scatterplot för de två första faktorerna i en PLS av $TotN_{ref}$ (N_{ref}) som en funktion av vattenkemi och avrinningsområdesegenskaper för 162 sjöar.

Den stegvisa linjära regressionen gav en modell med 5 variabler, ett r^2_{adj} på 0,82 och ett medelfel på 0,094 (Tabell 16). Variablerna var för sjömodellen och logaritmerade i de fall som PLS-analysen rekommenderade det.

Tabell 16 Stegvis multipel regression av $\log TotN_{ref}$ för vattendrag. Kvadratsumman relaterar till hur mycket variabeln bidrar till modellen.

	Parameter	Kvadratsummor	P
Intercept	3,825		<0,0001
LogAbsF	0,344	1,692	<0,0001
logCa	0,166	0,458	<0,0001
logMedeldjup	-0,182	0,327	<0,0001
logAlt	-0,0670	0,106	0,0007
N/S Koord	-1,02E-07	0,082	0,0028

Variablerna och deras parametrar liknar i stort dem för vattendragen. Att variabler med markanvändning blev signifikanta avspeglar troligen att skillnad i kvävetillförsel från olika markslag troligen suddas ut av processer i sjön.

5 Klassgränser för statusklassning av TotP i sjöar.

Den svenska klassificeringen av näringspåverkan på växtplankton omfattar variablerna klorofyll a (Chl.a), biomassa av växtplankton och det standardiserade fytoplankton trofiskt index (PTI)(HaV 2019). PTI-indexet utvecklades med TotP-koncentrationer som en enda begränsande variabeln (Phillips m.fl. 2013). Om det finns data för alla tre variablerna ska klassningen göras på ett kombinerat, normaliserat index. Referensvärdena och klassgränserna definieras av percentiler av referenssjöarna inom varje typ, eftersom det inte finns något tröskelvärde i sambandet mellan växtplankton och TotP. Sjöarna som ingick i referensmaterialet valdes ut med ett referensfilter med kriterierna: <10% jordbruksmark, <1% urban mark, <10% kalhygge och ingen signifikant effekt från punktkällor i avrinningsområde (Lindgarth m.fl. 2016).

Den svenska typologin för sjöar baseras på region, djup, alkalinitet och vattenfärg. Klassgränser följer de breda typerna som används inom EU (Tabell 17). Typologi inkluderar 48 olika teoretiska typer. Klassifikationssystemet för växtplankton innehåller endast 8 av dessa typer på grund av brist på data för de andra typerna. En alternativ, förenklad typologi infördes därför med endast region och färg. För sex av dessa förenklade typer fanns tillräckligt med data för att sätta klassgränser (Tabell 18).

Tabell 17. Typologi för sjöar i Sverige.

Region	Medeldjup (m)	Alkalinitet (mekv/l)	Färg (mgPt)
Södra Sverige (1)	≤ 3	≤1	≤30
Norra Sverige ≤ 200 m (2)	3 - 15	>1	>30
Norra Sverige 200-800 m (3)	≥15		
Norra Sverige ≥ 800 m (4)			

Tabell 18. Fördelning av de studerade sjöarna på de förenklade typerna.

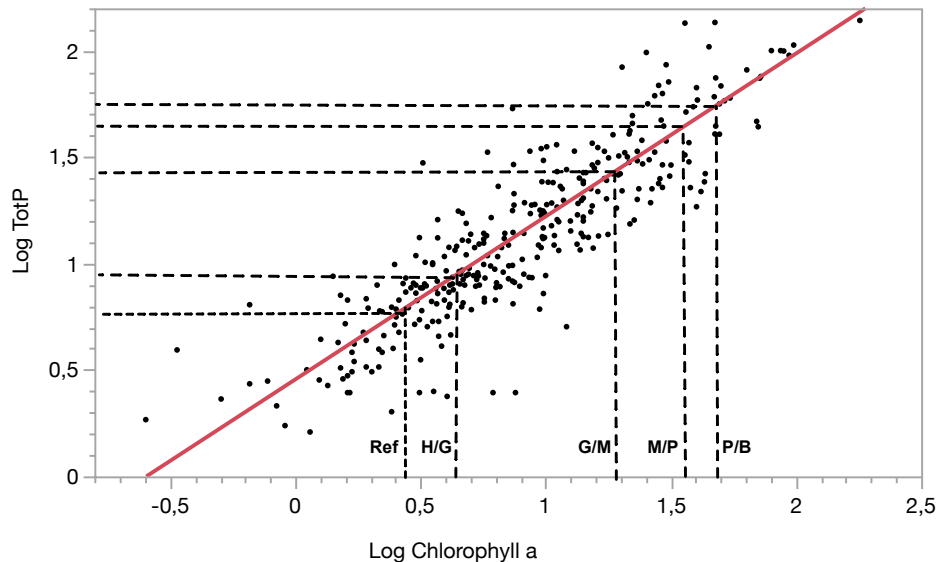
Förenklad typ	N lakes
Södra Sverige, Klar	79
Södra Sverige, Brun	197
Norra Sverige ≤ 200 m, Brun	18
Norra Sverige 200-800 m, Klar	15
Norra Sverige 200-800 m, Brun	23
Norra Sverige ≥ 800 m, Klar	3

Klassgränser för TotP baserades dels på de tre variablerna klorofyll, växtplanktonbiomassa och PTI-index separat samt för en kombinerad normaliserad ekologisk kvot baserat på alla tre variablerna.

5.1 Klassgränser baserat på klorofyll a (Chl.a)

Det var ett tydligt linjärt samband mellan $\log(\text{TotP})$ och $\log(\text{Chl.a})$ (Figur 13) med ett r^2 -värde på 0,78 (Ekvation 7). Det var ingen signifikant skillnad i detta samband, varken i lutning eller intercept, mellan de sex typerna enligt test med dummyvariabler i modellen för typerna och deras korsfaktorer, varav ingen var statistiskt signifikant. Detta stöder användning av den övergripande regressionsfunktionen för att sätta klassgränser för alla typer. Referensvärdena och klassgränserna för alla typer beräknades genom att infoga klorofyllvärden för typerna i regressionsfunktionen (Figur 14 och Tabell 19). EQR för TotP för alla typer beräknades sedan utifrån klassgränserna och referensvärdena för varje typ. Dessa EQR-värden kan sedan användas för klassificering av TotP med hjälp av de uppmätta värdena och de objektspecifika referensvärdena beräknade med vald modell.

$$\log\text{TotP} = 0,456 + 0,765 * \log\text{Chla} \quad (\text{Ekvation 7})$$



Figur 13. Totalfosfor mot Klorofyll a (logaritmerade värden). Den röda linjen anger regressions sambandet. De streckade linjerna visar på klassgränser för klorofyll och TotP för typen Södra Sverige, Brun. N = 337.

Institutionen för vatten och miljö

Tabell 19. Referensvärden och klassgränser för ekologisk status för klorofyll och TotP för olika typer. För TotP är värdena beräknade från klorofyll ur regressions sambandet mellan variablerna och klassgränserna för klorofyll för varje typ.

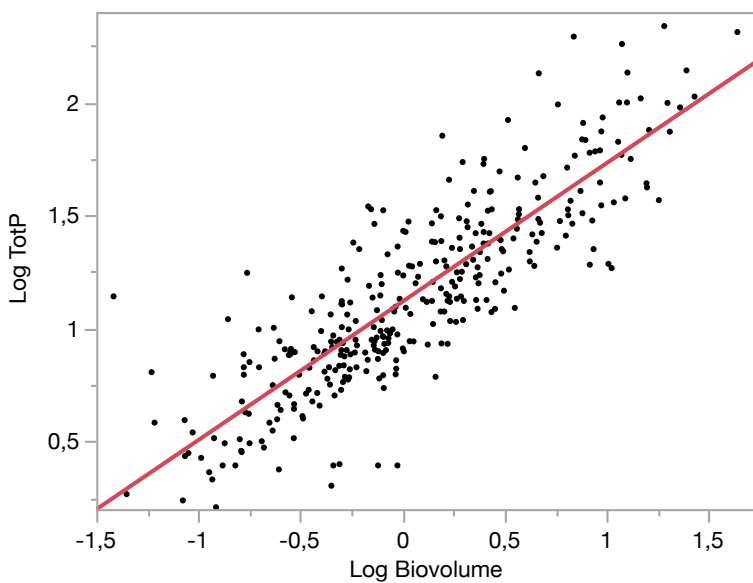
Region och fätg	Klassgränser	Chl.a	LogChl.a	logTotP	TotP	EQR
Södra Sverige Klar	Ref	2,7	0,431	0,786	6,1	
	H/G	4,3	0,633	0,941	8,7	0,70
	G/M	8,6	0,934	1,171	15	0,41
	M/O	17	1,230	1,397	25	0,24
	O/D	34	1,531	1,628	42	0,14
Södra Sverige Brun	Ref	10	1,000	1,221	17	
	H/G	18	1,255	1,416	26	0,64
	G/M	27	1,431	1,551	36	0,47
	M/O	41	1,613	1,690	49	0,34
	O/D	61	1,785	1,822	66	0,25
Norra Sverige Under 200 m Brun	Ref	8	0,903	1,147	14	
	H/G	12	1,079	1,282	19	0,73
	G/M	18	1,255	1,416	26	0,54
	M/O	27	1,431	1,551	36	0,39
	O/D	41	1,613	1,690	49	0,29
Norra Sverige 200 - 800 m Klar	Ref	1,6	0,204	0,612	4,1	
	H/G	2,4	0,380	0,747	5,6	0,73
	G/M	4,8	0,681	0,977	9	0,43
	M/O	10	1,000	1,221	17	0,25
	O/D	19	1,279	1,434	27	0,15
Norra Sverige 200 - 800 m Brun	Ref	3,1	0,491	0,832	6,8	
	H/G	4,9	0,690	0,984	9,6	0,70
	G/M	7,4	0,869	1,121	13	0,51
	M/O	11	1,041	1,253	18	0,38
	O/D	17	1,230	1,397	25	0,27
Norra Sverige Över 800 m Klar	Ref	0,74	-0,131	0,356	2,3	
	H/G	1	0,000	0,456	2,9	0,79
	G/M	2	0,301	0,686	5	0,47
	M/O	4	0,602	0,917	8	0,27
	O/D	8	0,903	1,147	14	0,16

5.2 Klassgränser baserat på totalbiomassa av växtplankton

Det log-linjära förhållandet mellan TotP och den totala växtplanktonbiomassan (här kallad biomassa) var stark, men något svagare än för klorofyll (Ekvation 8 och Figur 14 med ett r^2 -värde på 0,73. Liksom för klorofyll var ingen av dummyvariablerna för typer eller deras korsfaktorer signifikanta. Regressionsfunktionen användes för att sätta in klassgränser för TotP med samma procedur som för klorofyll (Tabell 20).

$$\text{Log}_{10}(\text{TotP}) = 1,12 + 0,613 * \text{log}_{10}(\text{Biomassa (mg/l)})$$

Ekvation 8



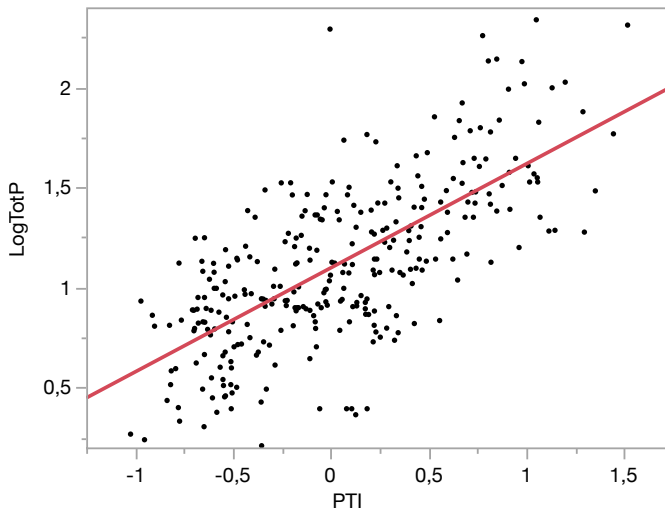
Figur 14. Totalfosfor mot totalbiomassa av växtplankton (logaritmerade värden). Den röda linjen anger regressions sambandet. N = 337.

Tabell 20. Referensvärden och klassgränser för ekologisk status för TotP för olika typer be-
räknade från totalbiomassa av växtplankton med regressions sambandet mellan variab-
lerna samt klassgränserna för totalbiomassa för varje typ.

Region + humus	Status	Ekologisk kvot (EQR)
Södra Sverige Klar	Referensvärde TotP (ug/L): 8,16	
	H/G	0,78
	G/M	0,51
	M/O	0,33
	O/D	0,22
Södra Sverige Brun	Reference value TotP (ug/L): 18,2	
	H/G	0,65
	G/M	0,43
	M/O	0,27
	O/D	0,18
Norra Sverige Under 200m Brun	Referensvärde TotP (ug/L): 11,1	
	H/G	0,51
	G/M	0,33
	M/O	0,22
	O/D	0,14
Norra Sverige 200-800 m Klar	Referensvärde TotP (ug/L): 3,8	
	H/G	0,69
	G/M	0,45
	M/O	0,29
	O/D	0,19
Norra Sverige 200-800 m Brun	Referensvärde TotP (ug/L): 6,28	
	H/G	0,49
	G/M	0,32
	M/O	0,21
	O/D	0,14
Norra Sverige Över 800 m Klar	Referensvärde (ug/L): 3,0	
	H/G	0,80
	G/M	0,52
	M/O	0,34
	O /D	0,23

5.3 Sambandet mellan TotP och växtplanktonindex PTI

Sambandet mellan TotP (logaritmerat) och PTI beräknades för 304 sjöar med fullständiga växtplanktondata. Sambandet var mycket svagare jämfört med de för klorofyll och totalbiomassa, med ett r^2 -värde på 0,48 (Figur 15). På grund av det svaga förhållandet gjordes inga beräkningar av klassgränser från regressionslinjen.



Figur 15. TotP (logaritmerat) mot PTI. Den röda linjen anger regressionssambandet. N=304.

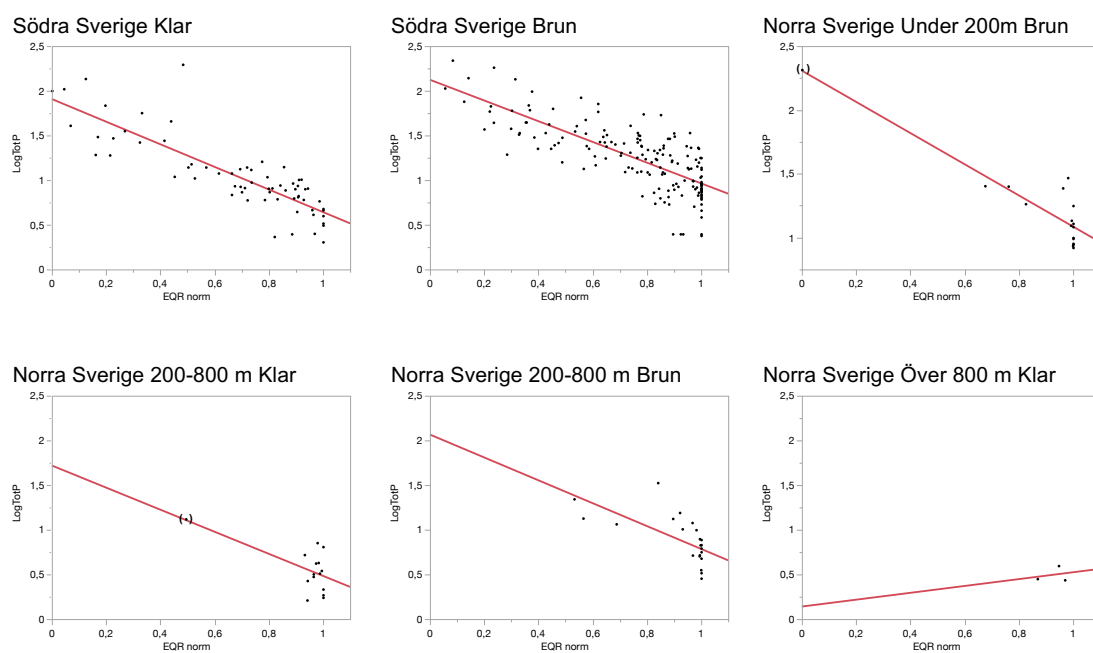
5.4 Klassgränser baserat på det kombinerade normaliserade indexet baserat på klorofyll, biomassa och PTI.

Enligt bedömningsgrunderna för växtplankton ska klassningen av ekologisk status i om möjligt göras med det kombinerade normaliserade indexet för klorofyll, biomassa och PTI. Sambandet mellan TotP(logaritmerat) och detta index var svagt med r^2 på 0,54. Det dåliga sambandet berodde delvis på normaliseringen där indexvärdet ändras för de olika typerna. När regressionen istället beräknades separat för de olika sjötyperna, blev sambanden starkare för de två typerna i södra Sverige, med god datatillgänglighet (Tabell 21). För sjöar i norra Sverige var sambanden icke-signifikanta eller i ett fall svagt signifikant (Tabell 21 och Figur 16). De svaga sambanden i norra Sverige berodde på svårigheten att hitta sjöar som är antropogent eutrofierade i denna region, särskilt över 200 meters höjd.

Klassgränser för TotP beräknades med hjälp av regressionslinjerna för de två typerna i södra Sverige på samma sätt som för klorofyll och biomassa (Tabell 22).

Tabell 21. Lineär regression av LogTotP och ett normaliserat EQR för växtplankton uppdelat på region och färgtyp. För två typer i norra Sverige uteslöts två avvikande värden. "n.s." anger icke signifikanta samband.

Region - Färg	n	r ²	Intercept	Lutning
Södra Sverige Klar	67	0,72	1,907	-1,265
Södra Sverige Brun	177	0,59	2,123	-1,159
Norra Sverige Under 200 m Brun	17 (-1)	0,39		
Norra Sverige 200-800 m Klar	15 (-1)	n.s.		
Norra Sverige 200-800 m Brun	23	0,41	2,065	-1,280
Norra Sverige Över 800 m Klar	3	n.s.		



Figur 16. Log TotP plottat mot det kombinerade EQR-värdet för plankton indexet PTI, klorofyll a och växtplanktonbiomassa. Data är uppdelade efter region och färgtyp. Två exkluderade avvikande värden visas inom parentes.

Tabell 22. Klassgränser för ekologisk statusstatus för TotP baserat på samband med normaliserade EQR-värden för växtplankton för två sjötyper i södra Sverige. Referensvärden för TotP för varje typ är medelvärden av referensvärdena beräknade ur färg och altitud enligt nuvarande bedömningsgrunder för TotP.

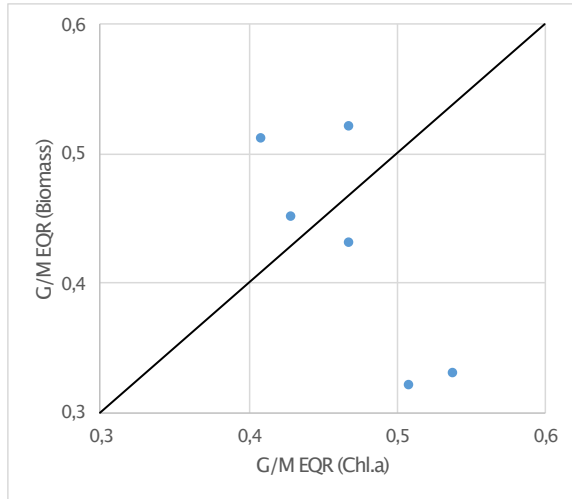
	EQR norm (fytopl.)	logTotP	TotP	EQR
Södra Sverige Klar				
Pref			8,8	
H/G	0,8	0,895	7,9	1,12
G/M	0,6	1,148	14,1	0,62
M/O	0,4	1,401	25,2	0,35
O/D	0,2	1,654	45,1	0,19
Södra Sverige Brun				
Pref			12,5	
H/G	0,8	1,196	15,7	0,79
G/M	0,6	1,428	26,8	0,47
M/O	0,4	1,659	45,7	0,27
O/D	0,2	1,891	77,9	0,16

5.5 Jämförelse av G/M gränsen för olika alternativ att sätta klassgränser för TotP

Den viktigaste klassgränsen är den mellan god och måttlig status (G/M). Om en vattenförekomst inte uppnår åtminstone god status måste förbättrande åtgärder genomföras. Utfallet av de olika alternativa klassningarna utvärderades därför genom att jämföra gränserna mellan god och måttlig status (Tabell 23). Generellt var det ingen systematisk skillnad mellan alternativen så att något gav genomgående högre eller lägre gränser. Det är särskilt tydligt när man jämför klassificeringen baserad på biomassa med den baserad på växtplankton (Figur 17). Medelvärdet för alla G/M-gränser är 0,46 med standardfelet 0,02. Det innebär att gränsvärdet i de nuvarande bedömningsgrunderna för TotP, 0,5, ligger inom konfidensintervallet för medelvärdet av de olika typerna i Tabell 30.

Tabell 23. Gränsen mellan god och måttlig status för TotP för sex typer och med tre olika metoder för att sätta gränser.

Region och Färgklass	G/M EQR gräns		
	Chl.a	Biomass	EQR Fytopl.
Södra Sverige Klar	0,41	0,51	0,62
Södra Sverige Brun	0,47	0,43	0,47
Norra Sverige Under 200m Brun	0,54	0,33	
Norra Sverige 200-800 m Klar	0,43	0,45	
Norra Sverige 200-800 m Brun	0,51	0,32	
Norra Sverige Över 800 m Klar	0,47	0,52	



Figur 17. Jämförelse mellan G/M gränser för TotP baserat på samband med biomassa (y-axeln) respektive klorofyll (x-axeln).

Slutligen jämfördes de tre alternativa klassningarna för TotP med en klassificering baserad på växtplanktondata för var och en av 242 sjöar i södra Sverige. Den södra regionen valdes eftersom tillräckligt med data för alla tre alternativen fanns där och eftersom där finns en större gradient av näringspåverkan jämfört med norra Sverige. För varje sjö bestämdes om åtminstone god status (hög eller god, HG) uppnåddes eller inte (måttlig, otillfredsställande och dålig, MOB) med de olika alternativen. Klassningen baserad på förhållandet med klorofyll hade den överlägset bästa överensstämmelse med växtplankton (Tabell 24). Bara 13% av sjöarna matchade inte jämfört med 27% för klassningen baserad på biomassa och 29% för alternativet baserat på det normaliserade EQR-värdet för växtplankton. Vidare fanns det en tydlig tendens till att ge en sämre klassning med TotP jämfört med växtplankton med de två senare metoderna. Sjöar med avvikande klassning tenderade att klassas som HG med växtplankton och som MOD med TotP. Klassningen med TotP baserad på klorofyll hade ingen sådan systematisk felklassning.

Tabell 24. Jämförelse av statusklassning med växtplankton och TotP, med tre alternativa metoder för att sätta klassgränser för TotP i 242 sjöar i södra Sverige. Siffrorna i tabellen anger antalet sjöar. Klasserna är grupperade i hög eller god (HG) samt måttlig, otillfredsställande eller dålig status (Shimoda m.fl.). I varje tabell indikerar värdena i övre vänstra och nedre högra hörnet att klassningen överensstämmer med de två jämförda alternativen. Värdena i de övre högra hörnen indikerar att den antropogena påverkan överskattas av TotP för dessa sjöar, och värdena i de nedre vänstra hörnen indikerar antalet sjöar där påverkan underskattas

	TotP (Chl.a)		TotP (Biomassa)		TotP (norm EQR)			
	HG	MOD	HG	MOD	HG	MOD		
Fytopl.			Fytopl.		Fytopl.			
HG	170	15	HG	129	56	HG	124	61
MPB	16	41	MPB	9	48	MPB	8	49

6 Slutdiskussion och förslag

6.1 Referensvärde för TotP

Vi anser att regressionsmodellerna som inkluderar sulfat är att föredra av de alternativa metoderna för att beräkna referensvärden för TotP vi tagit fram. Den modellen ger störst förklaringsgrad av målvariabeln och det går att ge en rimlig motivering till de förklarande variablerna utifrån känd kunskap. Då det inte går att utesluta om det negativa sambandet mellan TotP_{ref} och SO_4 är en artefakt eller avspeglar ett verkligt samband, och för att det ofta saknas data för SO_4 , ingår även alternativa modeller utan sulfat i förslaget.

Bakgrundshalterna från PLC kan vara lämpliga att använda direkt i avrinningsområden större än 100 km^2 . För mindre vattendrag blir osäkerheten i modelleringen för stor för en jämförelse med de uppmätta halterna (Figur 3). Det gäller särskilt för vatten med lite jordbruksmark i avrinningsområdet som domineras av skog och myr, där bakgrundshalterna utgörs av regionala schablonvärden. Det är då en klar fördel att beräkna referensvärdet från den uppmätta kemin i det enskilda vattendraget, där särskilt absorbansen (färgen) är en viktig faktor för bakgrundshalten av fosfor. Däremot kan PLC-värdena vara lämpliga för beräkning av referensvärden i flodmyrningar och även för kustområden.

Regressionsmodellerna i de nuvarande bedömningsgrunderna baserar sig på data för referensstationer som valts ut med referensfilter. Förutom att de därmed inte kan representera jordbruksdominerade vatten, kommer en viss del av påverkan vara accepterat för att antalet stationer i underlaget inte ska bli för litet. Det finns då alltid en risk att referensvärdet för vatten i skogslandskapet överskattas, samtidigt som referensvärdet för vatten i jordbrukslandskapet underskattas. De nya regressionsmodellerna baserades alla typer av vatten i underlaget. Påverkade vatten justerades med påverkanskvoten från PLC beräkningarna. På det sättet fick vi möjlighet att prediktera även typer av vatten där det saknas opåverkade vatten där man kan mäta tillståndet. Samtidigt justerades halten även ner för de vatten som hade passerat ett referensfilter, men ändå har en viss påverkan. Nödlösningen för jordbruksvattendrag från 2007 med att använda halva beräknade bakgrundsläckaget från PLC för jordbruksmarken är en sämre lösning eftersom det som händer på vägen från rotzonen fram till mätpunkten inte beaktas annat än med en godtycklig faktor 0,5. Förslaget med en motsvarande metod för sjöar där man beräknar retentionen i sjön vid referensbelastning har samma problem plus osäkerheten i retentionsberäkningen.

PLC-beräkningarna är gjorda för alla vattenförekomster i Sverige. Många provplatser ligger dock inte i vattenförekomstområdenas utloppspunkter. En del ligger längre uppströms i huvudfåran eller utgörs av mindre biflöden. Referensvärdena från PLC kan därför inte tillämpas på alla stationer. De regressionsmodeller som

förordas har inga sådana begränsningar eftersom de beräknas från uppmätt kemi och avrinningsområdets egenskaper för vilken provplats som helst.

En svaghet vid beräkningen av bakgrundshalten i PLC är att retentionen beräknas delvis genom kalibrering mot uppmätta halter (Tengdelius Brunell m.fl. 2016). För bakgrundshalterna justeras den beräkningen för den lägre belastningen, men inte heller denna justering kan valideras för jordbruksvatten där alla vatten är påverkade. Det går alltså inte att utesluta systematiska fel i den beräknade retentionen under referensförhållanden som även kommer påverka regressionsmodellerna.

Den föreslagna metoden antar att det sanna referensvärdet kan beskrivas med övrig vattenkemi som inte påverkas av övergödning samt omgivningsfaktorer. Detta referensvärde är i genomsnitt detsamma som beräknas inom PLC. För både regressionsmodellen och PLC-beräkningarna antas felen vara endast slumpmässiga och inte systematiska. Vidare antas att de slumpmässiga felen i regressionsmodellen är mindre än felen i PLC-beräkningen. Inga av dessa antaganden går att verifiera, men åtminstone det senare antagandet får visst stöd i jämförelsen mellan modellerad och uppmätt halt (Figur 3) och i förekomsten av vatten där referensvärdet var högre än den uppmätta halten (Figur 18 och 19).

Förslaget utgår från samma definition av bakgrundshalten för fosfor som används i PLC-beräkningarna. Dessa ligger både till grund för Sveriges internationella rapportering till HELCOM och OSPAR och används även inom för påverkansanalysen inom vattenförvaltningen. Den definitionen innebär att vid referenstillståndet saknas punktkällor, det bedrivs inget skogsbruk och all jordbruksmark är bevuxen med ogödslad vall som inte skördas. Samtidigt är hydrografen densamma som idag efter alla sjösänkningar och utdikningar. Den definitionen skiljer sig från närliggande länder (Skarbøvik m.fl. 2020) och även från resonemangen i vägledningsdokumentet om referensvärden från EU (EC 2003). I det senare begränsar man vad som menas med påverkan från jordbruk till ”intensifierat” jordbruk. Det jordbruks som bedrevs före intensifieringen ingår i definitionen av referenstillståndet. Eftersom ett sådant jordbruk omfattade att marken plöjdes, och plöjning av marken har stor betydelse för markens förmåga att kvarhålla näring, får man betrakta ogödslad, oskördad vall som en alltför strikt definition av referenstillståndet om man ska följa EU:s vägledningsdokument. Att definiera ett förintensivt jordbruk är en stor utmaning och att modellera det tillståndet ännu svårare. Det gäller särskilt hur man ska hantera det stora antalet sjöar som sänkts och våtmarker som dikats ut för att utvinna ny jordbruksmark. En praktisk lösning på det problemet är att enas om en mer teknisk definition av referenstillståndet. Modellerat läckage från ogödslad vall är ett bra exempel på en sådan definition, även om det kan vara väl strikt i förhållande till EU:s vägledningsdokument. Alltför strikta svenska krav riskerar leda till att det svenska jordbruket konkurreras ut av andra länder med lägre krav vilket totalt sett leder till större miljöpåverkan när livsmedel måste produceras i andra länder med lägre miljökrav. Det behövs därför en bredare diskussion mellan länder på politisk nivå om hur referenstillståndet ska definieras och beräknas. Inom ramen för de modellsystem som ligger bakom PLC-beräkningarna är det möjligt att

beräkna alternativa referenshalter som underlag till sådana diskussioner och i slutändan även ge underlag för nya regressionsmodeller anpassade till en ny definition av referensförhållanden.

6.2 Referensvärde för TotN

Det har länge saknats bedömningsgrunder för kväve i Sverige till skillnad från många andra länder som lyder under vattendirektivet. Det förslag vi här lägger fram på beräkningsmodeller för TotN_{ref} gör det möjligt att bedöma antropogent tillskott av kväve i de fall man misstänker att kväve kan vara begränsande näringsämne under vissa delar av året. Det kan också utgöra stöd för åtgärdsarbetet med att minska belastningen på havet genom att identifiera vatten med förhöjda kvävehalter.

6.3 Betydelsen av förbruningen

En viktig faktor i regressionsmodellerna för både fosfor och kväve är absorbans (färg). Det innebär att de näringsämnen som tillförs med färgat organiskt material betraktas som en del av bakgrunden. Fördelen med det är att referensvärdet då följer den naturliga klimatdrivna mellanårsvariationen i humushalt så att statusklassningen inte påverkas eftersom den görs på avvikelser från referensvärdet. Den mer långsiktiga förbruning som påvisats i många ytvatten utgör dock ett större problem. Förbruningen beror främst på den minskande svavledepositionen, under tidigare decennier, men i vissa delar kan även på återskogningen det senaste århundradet ha betydelse (Monteith m.fl. 2007, Kritzberg m.fl. 2019). Nya data visar dock att förbruningen avstannat i Sverige det senaste decenniet (Eklöf m.fl. 2021). På sikt förväntas klimatförändringen kunna leda till ökade humushalter igen (Kritzberg m.fl. 2019). Samtidigt som vi har sett en förbruning av ytvatten har det även påvisats minskande fosforhalter i näringsfattiga sjöar (Huser m.fl. 2018). De långsiktiga trenderna av både humus och fosfor visar att regressionsformlerna inte kan förväntas vara konstanta över tiden. Samtidigt sker en ständig utveckling av beräkningarna av källfördelningen inom PLC. Vi rekommenderar därför att ekvationerna för beräkning av referensvärden för TotP uppdateras inför varje vattencykel så att den baseras på mätdata från den senaste tidsperioden och med de senaste PLC-beräkningarna.

6.4 Klassningsskala för ekologisk status

I vattendirektivet är de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna stödfaktorer till de biologiska, på vilka klassningen av ekologisk status görs. Den viktigaste aspekten av en klassning baserad på TotP i sjöar är därför att minimera skillnaden i klassning mellan TotP och växtplankton, vilket är den biologiska kvalitetsfaktor som är mest känsligt för eutrofiering i sjöar. Det är då uppenbart att metoden för att sätta klassgränser baserad på den loglinjära regressionen mellan TotP och klorofyll är att

föredra. Det hade både ett lägre antal avvikande klassningar jämfört med de andra alternativen och ingen tendens till överskattning av påverkan, vilket var fallet i de andra två alternativen.

I tabell 24 redovisar vi förslag på klassgränser för TotP för olika sjötyper. Dataunderlaget räckte dock inte till för att ta fram en påverkansskala för alla sjötyper. Det är också tveksamt om det behövs olika påverkansskalor för olika typer. Vi kunde inte se några signifikanta skillnader i sambanden mellan TotP och klorofyll för olika typer. Skillnaderna i klassning återspeglar i stället skillnaderna i referensdataseten som används för att fastställa referensvärden och klassgränser för växtplankton, eftersom det baserades på percentiler i ett referensdataset, snarare än tröskelvärden för effekten. Skillnader i referensdatasetten mellan typerna kan dels bero på slumpmässiga skillnader i urvalet och dels på att påverkan från jordbruksmark är större i referenssjöarna i södra Sverige. Ett alternativ skulle då kunna vara att ta medelvärdena av klassgränserna för alla typer. Medelvärdet för H/G-gränserna var 0,46, vilket är något lägre än den nuvarande gränsen på 0,5. Det skulle innebära mindre strikta krav än de nuvarande vare sig man använder olika skalor för olika typer enligt tabell 24, eller en genomsnittlig skala. Vi förordar därför att man behåller den nuvarande skalan i väntan på att man undersöker om det är motiverat att ha olika klassningar av växtplankton för olika typer.

Ett försök att tillämpa motsvarande metodik på vattendrag genom att relatera TotP till diatomindexet IPS visade på svaga samband och gav inget underlag för att sätta klassgränser. Det beror troligen på att IPS inte är ett rent näringsindex utan ett bredare renvattensindex. Om man tog fram ett renodlat näringsindex för diatoméer, skulle förutsättningarna att relatera klassningen av TotP till näringspåverkan i vattendrag öka. Tills vidare föreslår vi att man som tidigare använder samma skala för vattendrag som för sjöar, eftersom förhöjda halter av TotP påverkar nedströms sjöar.

Eftersom sötvatten till största delen är fosforbegränsade har inget försök gjorts för att ta fram klassningsgränser för TotN med motsvarande metodik som för TotP. I stället föreslår vi att samma skala används som för TotP. Därmed anknyter vi till hur man gjort i t.ex. Norge där de typspecifika klassgränserna för TotN är satta utifrån de för TotP och kvoten mellan TotN och TotP i opåverkade vatten (Miljødirektoratet 2013).

6.5 Konsekvensanalys av förslaget

6.5.1 Utökat databehov

Förslaget till nya bedömningsgrunder för TotP och TotN innebär delvis ökat behov av data jämfört med de nuvarande föreskrifterna. För både sjöar och vattendrag tillkommer sulfathalten och för sjöar även magnesium. För sjöar ställs krav på uppgifter på medeldjup. För vattendrag behövs uppgifter om lerhalt i jordbruksmarken, vilket än så länge bara finns för södra Sverige. För kväve tillkommer inga kemiska parametrar utöver de som krävs för TotP. För samtliga bedömningsgrunder behövs avrinningsområdesstatistik. Alternativa formler har tagits fram i de fall delar av underlagsdatan saknas, men dessa ger större osäkerhet.

6.5.2 Utfall av förslaget

Utfallet av det nya förslaget till bedömningsgrunder presenteras här för de vattendrag och sjöar som utgjorde dataunderlaget till rapporten. För TotP jämförs det med bedömningar enligt de nuvarande bedömningsgrunderna.

TotP

Vattendrag

För TotP i vattendragen skulle en större andel klassas som måttlig status eller sämre med det nya förslaget, både för sjöar med liten och stor andel jordbruksmark (Tabell 25). I bägge fallen får det nya förslaget anses mer pålitligt. Referensfiltret för urvalet av referensstationer som ligger till grund för de nuvarande bedömningsgrunderna var < 10 % jordbruksmark och TotP < 25 µg/l. Det kan därför innehållit en del påverkade vatten som lett till att referensvärdena blivit för höga. För vattendrag med stor påverkan från jordbruksmark får den nuvarande modellen som predikterar den modellerade bakgrundshalten i PLC anses mer pålitligt än det modellerade rotzonsläckaget multiplicerat med den godtyckligt valda faktorn 0,5. Samtidigt tyder klassningen av 45 näringsfattiga minimalt påverkade vattendragen att det nya förslaget ger en viss överskattning av påverkan i dessa vatten då något fler klassas som måttlig status eller sämre med det nya förslaget (Tabell 26). Detta får dock ses som ett mindre problem efter som dessa troligen klassas som god eller hög status med biologiska kvalitetsfaktorena. Bedömningen med TotP behöver då inte tillämpas.

Tabell 25. Statusklassning TotP för av 210 vattendrag i södra Sverige fördelade efter andel jordbruksmark i avrinningsområdet. HVMFS avser de nuvarande bedömningsgrunderna enligt gällande föreskrift. "Regr" avser det nya förslaget baserat på en regressionsformel.

Klass (%)	< 10% Jordbruksmark (N=99)		> 10% Jordbruksmark (N=111)	
	HVMFS	Regr	HVMFS	Regr
Hög	73	43	14	5
God	21	44	22	23
Måttlig	5	7	44	45
Otillfredsställande	1	3	17	24
Dålig	0	2	4	3

Tabell 26. Statusklassning av TotP för 45 oligotrofa minimalt påverkade vattendrag ($TotP_{ref} < 10 \mu\text{g/l}$, < 1% jordbruksmark inom avrinningsområdet och < 5% antropogen påverkan enligt PLC). HVMFS avser de nuvarande bedömningsgrunderna enligt gällande föreskrift. "Regr" avser det nya förslaget baserat på en regressionsformel.

Klass (%)	N=45	
	HVMFS	Regr
Hög	87	76
God	11	13
Måttlig	2	11
Otillfredsställande	0	0
Dålig	0	0

Sjöar

För sjöar var det ingen skillnad i andelen måttlig status eller sämre för sjöar med < 10% jordbruksmark i avrinningsområdet (Tabell 27). Däremot blev betydligt färre sjöar med mer än 10 % jordbruksmark klassade till måttlig status eller sämre med det nya förslaget. Detta är att förvänta eftersom det tar hänsyn till en högre naturlig bakgrundshalt i jordbrukssjöar.

Tabell 27. Statusklassning av TotP för 162 sjöar i Sverige fördelade efter andel jordbruksmark i avrinningsområdet. HVMFS avser de nuvarande bedömningsgrunderna enligt gällande föreskrift. "Regr" avser det nya förslaget baserat på en regressionsformel.

Klass (%)	< 10% Jordbruksmark (N=107)		> 10% Jordbruksmark (N=55)	
	HVMFS	Regr	HVMFS	Regr
Hög	79	70	13	15
God	11	20	11	27
Måttlig	7	7	35	33
Otillfredsställande	2	2	20	16
Dålig	1	1	22	9

TotN

Vattendrag

Det var något mindre andel av vattendragen som fick måttlig status eller sämre för TotN (Tabell 28) jämfört med TotP (Tabell 25) oavsett andel jordbruksmark.

Tabell 28. Statusklassning TotN för av 283 vattendrag i Sverige fördelade efter andel jordbruksmark i avrinningsområdet.

Klass (%)	< 10% Jordbruksmark (N=172)		> 10% Jordbruksmark (N=111)	
	HVMFS	Regr	HVMFS	Regr
Hög	64	9		
God	28	34		
Måttlig	7	42		
Otillfredsställande	0	12		
Dålig	1	3		

Sjöar

Andelen sjöar med måttlig status eller sämre utifrån klassning med TotN var något högre jämfört med TotP för sjöar med liten andel jordbruksmark (Tabeller 27 och 29). För sjöar med större andel jordbruksmark rådde det omvända. Skillnaden var dock liten i bägge fallen.

Tabell 29. Statusklassning av TotN för 162 sjöar i Sverige fördelade efter andel jordbruksmark i avrinningsområdet.

Klass (%)	< 10% Jordbruksmark (N=107)	> 10% Jordbruksmark (N=55)
Hög	42	11
God	45	33
Måttlig	12	49
Otillfredsställande	1	5
Dålig	0	2

6.5.3 Jämförelse mellan TN och TP

Genom att slå ihop klasserna hög och god (HG) och klasserna måttlig, otillfredsställande och dålig (Shimoda m.fl.) kan man jämföra hur stor andel av vattenförekomsterna som skulle uppnå god status eller bättre utifrån TotP respektive TotN (Tabell 30). För vattendrag skulle 80 % få samma klassning och det är ingen systematisk skillnad för de som får olika klassningar. För sjöar däremot får över dubbelt så många sämre status med TotP jämfört med TotN. Det är alltså bara en liten andel av vattenförekomsterna som skulle klassas som måttlig status eller sämre utifrån TotN som inte redan klassas på samma sätt med TotP enligt förslaget.

Tabell 30 Jämförelse av statusklassning för TotP och TotN med förslag till nya bedömningsgrunder för vattendrag (a) och sjöar (b). Tabellen anger fördelningen mellan hög eller god status (HG) samt måttlig, otillfredsställande eller dålig status (MOD). Siffrorna anger % av 268 vattendrag och 162 sjöar.

a)

TP	TN	
	HG	MOD
HG	63	10
MOD	9	17

b)

TP	TN	
	HG	MOD
HG	56	7
MOD	16	21

6.6 Behov av fortsatt arbete

Dataunderlaget i detta arbete har en tydlig övervikt åt landets södra del. Det gäller särskilt vattendragen där dataunderlaget begränsades helt till delen av landet som det finns dataunderlag för lerhalt i jordbruksmarken. För detta arbete var det ingen nackdel eftersom fokus var att ta fram mer trovärdiga bedömningsgrunder för TotP i jordbrukslandskapet. Det vore dock önskvärt att utöka dataunderlaget med fler vatten, framför allt i fjällen, för att säkerställa att även oligotrofa vatten får en relevant bedömning av näringspåverkan. Det gäller då

även att kunna bedöma effekterna av den pågående oligotrofiering i dessa vatten (Huser m.fl. 2018) och kvävetvets betydelse för övergödningen.

Ett beräkningsverktyg för att utföra beräkningarna skulle avsevärt underlätta tillämpningen av bedömningsgrunderna. Ett sådant kan automatiskt välja den bästa ekvationen utifrån vilka data som är tillgängliga. Den kan också varna för om indata ligger utanför underlagsmaterialets intervall. Vidare behövs ett underlag för lerhalten i avrinningsområdet tas fram. För norra Sverige där lerhaltsdata saknas, behöver en metod för att uppskatta lerhalten i jordbruksmarken tas fram.

En bredare diskussion om hur referenstillståndet i jordbrukslandskapet ska definieras och beräknas skulle ha nytta av paleolimnologiska undersökningar för att klargöra hur näringstillståndet har förändrats historiskt i takt med den förändrade markanvändningen. Sådana undersökning måste ta hänsyn inte bara till jordbrukets intensifiering utan även förändringen av hydrografen och landhöjningen i urvalet av sjöar för en undersökning och i tolkningen av resultaten. Vi föreslår därför en litteraturgenomgång för att klargöra kunskapsläget och undersöka möjligheterna och behoven av nya paleolimnologiska undersökningar.

Det vore även värdefullt att utveckla ett rent näringsindex för diatoméer i vattendrag och undersöka om det finns förutsättningar att relatera bedömningen av TotP direkt till biologiska kvalitetsfaktorer i vattendrag och inte som nu, i relation till risken för påverkan i nedströms sjöar.

I det presenterade förslaget till bedömningsgrunder för näringsämnen görs beräkningarna helt med uppmätt vattenkemi och geografiska data och är därmed inte direkt beroende av modelldata för en statusklassning. Detta är bättre i enlighet med vattendirektivets krav på hur en statusklassning ska göras jämfört med det nuvarande som där det modellerade läckaget från ogödslad vall ingår. Samtidigt är regressionsmodellerna kalibrerade mot den processbaserade modelleringen av bakgrundshalter som görs inom PLC vilket gör att klassningen av ekologisk status för näringsämnen harmoniserar med Sveriges rapportering till HELCOM och OSPAR. För sjöar är det framför allt de med stor jordbrukspåverkan som får en mer relevant bedömning jämfört med tidigare. För vattendragen är hela dataunderlaget förbättrat. Trots att det nya förslaget bättre tar hänsyn till att den mark man bedriver jordbruk på är naturligt mer näringsrik och erosionsbenägen jämfört med annan mark, efterfrågar vi en bredare diskussion om det är rimligt att låta en helt obrukad jord utgöra referenstillståndet för näringsläckage när marken har brukats i århundraden och ibland längre. Bedömningsgrunderna för TotP har stor påverkan på vilka beslut som tas för att minska övergödningen, beslut som kan få stora ekonomiska konsekvenser, både för samhället och för enskilda företag och personer. Det är därför viktigt att de sker en fortlöpande diskussion om definitionen av hur referenstillståndet definieras följt av en ökad harmonisering, både mellan länder och mellan sjöar och vattendrag samt kust och hav. Bedömningarna och uppsatta mål får då större möjligheter att upplevas som rättvisa och meningsfulla.

6.7 Förslag till nya bedömningsgrunder för TotP

Referensvärden i vattendrag

För vattendrag beräknas referensvärdet enligt följande Ekvation 11:

$$\begin{aligned} \log TotP_{ref} = & 1,393 + 0,574 \times \log AbsF + 0,451 \times \log Ler - 0,249 \times \log SO4 + 0,264 \times \log(Ca + Mg) \\ & - 0,0629 \times \log Alt - 0,129 \times \log Sankmark + 0,0425 \times \log Vatten \end{aligned}$$

Om data för SO4 saknas, eller om höga SO4-halter misstänks bero på andra faktorer än gyttejordar i avrinningsområdet används den alternativa Ekvationen 12.

$$\log TotP_{ref} = 1,484 + 0,519 \times \log AbsF + 0,472 \times \log Ler - 0,0616 \times \log Alt - 0,0986 \times \log Sankmark$$

där:

TotP_{ref} beräknas i µg/l

AbsF = den absorbansen vid 420 nm på filtrerat prov med 5cm kyvett

Ler = lerhalten i hela avrinningsområdet i procent som beräknas genom arealviktning av lerhalten i jordbruksmarken. Till procentsiffran adderades 1 för att undvika 0-värden.

SO4 = sulfathalten i mekv/l

Ca+Mg = summan av halterna av kalcium och magnesium i mekv/l

Alt = altituden i m

Sankmark = andel sankmark i avrinningsområdet i% + 1

Vatten = andelen vattenyta i avrinningsområdet i %

Logaritmer avser basen 10 och till lerhalt och andel sankmark adderas värdet 1 för att kunna beräkna logaritmer för alla vatten även när andelen är 0.

Referensvärden i sjöar:

För sjöar beräknas referensvärdet enligt Ekvation 13:

$$\log \text{TotP}_{ref} = 2,058 - 0,395 \times \log \text{Medeldjup} + 0,335 \times \log \text{AbsF} - 0,399 \times \log \text{SO4} + 0,782 \times \log \text{Mg} - 0,152 \times \log \text{Sankmark}$$

Om data för SO4 saknas, eller om höga SO4-halter misstänks bero på andra faktorer än gyttejordar i avrinningsområdet används den alternativa Ekvationen 14:

$$\log \text{TotP}_{ref} = 1,934 - 0,381 \times \log \text{Medeldjup} + 0,287 \times \log \text{AbsF} + 0,444 \times \log \text{Mg}$$

Där:

TotP_{ref} beräknas i µg/l

Medeldjup i meter (värden under 1m ersätts med värdet 1)

AbsF = absorbansen vid 420 nm på filtrerat prov med 5cm kyvett

SO4 = sulfathalten i mekv/l

Mg = magnesiumhalten i mekv/l

Sankmark = andelen sankmark i avrinningsområdet i% + 1

Logaritmer avser basen 10 och till andel sankmark adderas värdet 1 för att kunna beräkna logaritmer för alla vatten även när andelen är 0.

Klassgränser

Den ekologiska kvoten, EK, beräknas som referensvärdet delat med det uppmätta värdet. Klassningen av ekologisk status för både vattendrag och sjöar görs enligt Tabell 38.

Tabell 38. Klassgränser för statusklassning av TotP i sjöar och vattendrag.

Klassgräns	EK
H/G	0,7
G/M	0,5
M/O	0,3
O/D	0,2

6.8 Förslag till bedömningsgrunder för TotN

Referensvärden i vattendrag

För vattendrag beräknas referensvärdet för TotN enligt följande ekvation 13:

$$\log TotN_{ref} = 5,356 + 0,390 \times \log AbsF - 3,23 \times 10^{-7} \times NSkoord + 0,217 \times \log Ca - 0,113 \times \log Vatten \\ - 0,0286 \times \log ARO - 0,0440 \times \log Alt + 2,93 \times 10^{-7} \times ÖVkoord - 0,00235 \times Skog$$

där:

TotN_{ref} beräknas i µg/l

AbsF = den absorbansen vid 420 nm på filtrerat prov med 5cm kyvett

NSkoord och ÖVkoord = nord-sydlig respektive öst-västlig koordinat enligt SWEREF99

Ca = kalciumhalten i mekv/l

Vatten = andelen vattenyta i avrinningsområdet i %.

ARO = avrinningsområdets area i km².

Alt = altituden i m

Skog = andel skog i avrinningsområdet i%

Logaritmer (log) avser basen 10. Observera att koordinater och andel skog inte ska logaritmeras.

Referensvärden i sjöar:

För sjöar beräknas referensvärdet enligt ekvation 14:

$$\log TotN_{ref} = 3,825 + 0,344 \times \log AbsF - 0,182 \times \log Medeldjup + 0,166 \times \log Ca - 0,0670 \times \log Alt \\ - 1,02 \times 10^{-7} \times NSkoord$$

där:

TotN_{ref} beräknas i µg/l

AbsF = den absorbansen vid 420 nm på filtrerat prov med 5cm kyvett

Medeldjup = sjöns medeldjup i meter.

Ca = kalciumhalten i mekv/l

Alt = altituden i m

NSkoord = nord-sydlig koordinat enligt SWEREF99

Logaritmer (log) avser basen 10. Observera att koordinater inte ska logaritmeras

Klassgränser

Den ekologiska kvoten, EK, beräknas som referensvärdet delat med det uppmätta värdet. Klassningen av ekologisk status för både vattendrag och sjöar görs enligt tabell 37.

7 Referenser

- Berglund, K., U. Miller och J. Persson (1989). Gyttejordar, deras sammansättning och egenskaper. Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för markens hydroteknik, Rapport 160. ISSN0348-1816. ISBN 91-576-3777-6.
- Bergström, A.-K. (2010). "The use of TN: TP and DIN: TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition." *Aquatic Sciences* **72**(3): 277-281.
- Bicknell, B. R., J. C. Imhoff, J. L. Kittle, A. C. Donigan Jr och R. C. Johansson (1997). Bicknell, B. R., Imhoff, J. C., Kittle, J. L., Donigan Jr, A. C., & Johansson, R. C. (1997). Hydrological Simulation Program--Fortran, User's manual for version 11 (EPA/600/R-97/080). Retrieved from Athens, Ga: .
- Brandt, M., H. Ejhed och L. Rapp (2008). Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2006. Sveriges underlag till HELCOMs femte Pollution Load Compilation. Naturvårdsverket Rapport 5815.
- Brett, M. T. och M. M. Benjamin (2008). "A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept." *Freshwater Biology* **53**(1): 194-211.
- Bryhn, A. C. och L. Håkanson (2007). "A Comparison of Predictive Phosphorus Load-Concentration Models for Lakes." *Ecosystems* **10**(7): 1084-1099.
- Chapra, S. C. (1975). "Comment on 'An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes' by W. B. Kirchner and P. J. Dillon." *Water Resources Research* **11**(6): 1033-1034.
- Chapra, S. C. och J. L. Martin (2012). Chapra, S. C., & Martin, J. L. (2012). LAKE2K: A Modeling Framework for Simulating Lake Water Quality (Version 1.4): Documentation and Users Manual. .
- Cheng, V., G. B. Arhonditsis och M. T. Brett (2010). "A revaluation of lake-phosphorus loading models using a Bayesian hierarchical framework." *Ecological Research* **25**(1): 59-76.
- Dillon, P. J. och L. A. Molot (1996). "Long-term phosphorus budgets and an examination of a steady-state mass balance model for central Ontario lakes." *Water Research* **30**(10): 2273-2280.
- Dillon, P. J. och L. A. Molot (2005). "Long-term trends in catchment export and lake retention of dissolved organic carbon, dissolved organic nitrogen, total iron, and total phosphorus: The Dorset, Ontario, study, 1978–1998." *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* **110**(G1).
- Dillon, P. J. och F. H. Rigler (1974). "The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes 1,2." *Limnology and Oceanography* **19**(5): 767-773.
- EC (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and on the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal L, 327 .
- EC (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 10, Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.3 – REFCOND. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Ejhed, H., K. Hansson, E. Lind, T. Rosenblom och J. Tengdelius Brunell (2018). "Beräkning av utsläpp av läkemedelsrester från kommunala avloppsreningsverk och potentiell koncentration i recipientvatten. SMED Rapport Nr 7 2018. ."
- Ejhed, H., J. Tengdelius Brunell, E. Widén Nilsson, J. Hytteborn, H. Johnsson och K. Blombäck (2018). PM metodbeskrivning av omräkning av PLC6-belastning på ny vattenförekomstindelning 2016- Version PLC6.5. SMED PM.
- Ejhed, H., E. Widén-Nilsson, J. T. Brunell och J. K. Hytteborn (2016). Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014 - Sveriges underlag till Helcoms sjätte Pollution Load Compilation, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:12.
- Eklöf, K., C. von Brömssen, N. Amvrosiadi, J. Fölster, M. B. Wallin och K. Bishop (2021). "Brownification on hold: What traditional analyses miss in extended surface water records." *Water Research* **203**: 117544.
- Ekstrand, S., T. Persson och P. Wallenberg (2010). Tillgängliga modellverktyg för beräkning av belastning, åtgärdseffekt och retention - kväve och fosfor. Slutrapport (B1915).
- Fölster, J. (2014). Bedömningsgrunder för näringsämnen i sjöar och vattendrag. En sammanfattning av kunskapsläget med rekommendationer för statusklassningar. Rapport 2014:9. Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- Fölster, J. och F. Djodjic (2015). Underlag till bedömningsgrunder för kväve i sjöar och vattendrag. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2015:12.

- Fölster, J., F. Djodjic, B. Huser, B. Moldan och L. Sonesten (2018). Bedömningsgrunder för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer i sjöar och vattendrag. Förslag till revidering av föreskrift HVMFS 2013:19. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2018:10.
- Fölster, J. och M. N. Futter (2011). Bedömning av andelen övergödda sjöar i Sverige. En utvärdering av Bedömningsgrunder för totalfosfor. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2011:7.
- Fölster, J., R. K. Johnson, M. N. Futter och A. Wilander (2014). "The Swedish monitoring of surface waters: 50 Years of adaptive monitoring." *Ambio* **43**: 3-18.
- Hansson, K., H. Ejhed, E. Widén-Nilsson, H. Johnsson, J. Tengdelius Brunell, H. Gustavsson, J. Hytteborn och S. Åkerblom (2019). Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017 : Sveriges underlag till HELCOM:s sjunde Pollution Load Compilation. Havs- och vattenmyndighetens rapport. Göteborg, Havs- och vattenmyndigheten: 134.
- HaV (2017). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. HVMFS 2017:20.
- HaV (2018). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten; HVMFS 2018:17.
- HaV (2019). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25.
- Huser, B. J., M. N. Futter, R. Wang och J. Fölster (2018). "Persistent and widespread long-term phosphorus declines in Boreal lakes in Sweden." *Science of The Total Environment* **613-614**(Supplement C): 240-249.
- Huser, B. J. och J. Fölster (2013). "Prediction of Reference Phosphorus Concentrations in Swedish Lakes." *Environmental Science & Technology* **47**(4): 1809-1815.
- Håkanson, L. och A. C. Bryhn (2008). "A Dynamic Mass-balance Model for Phosphorus in Lakes with a Focus on Criteria for Applicability and Boundary Conditions." *Water, Air, and Soil Pollution* **187**(1): 119-147.
- Johnson, R. K. och S. Hallstan (2018). "Modelling outperforms typologies for establishing reference conditions of boreal lake and stream invertebrate assemblages." *Ecological Indicators* **93**: 864-873.
- Johnsson, H., M. Larsson, M. Brandt, L. Pers och J. Rosberg (2006). "Framtagning av nytt fosforberäkningssätt för beräkningssystem för diffus belastning, retention och tillförsel till havet för PLC5 rapporteringen 2007. Retrieved from Norrköping:."
- Johnsson, H., M. Larsson, A. Lindsjö, K. Mårtensson, K. Persson och G. Torstensson (2008). "Läckage av näringsämnen från svensk åkermark Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005. Naturvårdsverket rapport 5823."
- Köiv, T., T. Nöges och A. Laas (2011). "Phosphorus retention as a function of external loading, hydraulic turnover time, area and relative depth in 54 lakes and reservoirs." *Hydrobiologia* **660**(1): 105-115.
- Kritzberg, E. S., E. M. Hasselquist, M. Škerlep, S. Löfgren, O. Olsson, J. Stadmark, S. Valinia, L.-A. Hansson och H. Laudon (2019). "Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures." *Ambio*.
- Lindegarth, M., J. Carstensen, S. Drakare, R. Johnson, A. Sandman, S. A och S. Wikström (2016). Ecological Assessment of Swedish Water Bodies: development, harmonisation and integration of biological indicators. Final report of the research programme WATERS. Deliverable 1.1-4, WATERS report no 2016:10. Havsmiljöinstitutet, Sweden.
- Miljødirektoratet (2013). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiserings- system for vann i henhold til vannforskriften. Veileder 02:2013. www.vannportalen.no: 254.
- Moldan, F., B. J. Cosby och R. F. Wright (2013). "Modeling past and future acidification of Swedish lakes." *Ambio* **42**(5): 577-586.
- Monteith, D. T., J. L. Stoddard, C. D. Evans, H. A. de Wit, M. Forsius, T. Hogasen, A. Wilander, B. L. Skjelkvale, D. S. Jeffries, J. Vuorenmaa, B. Keller, J. Kopacek och J. Vesely (2007). "Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry." *Nature* **450**(7169): 537-U539.
- Naturvårdsverket (2007). Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4.

- Nürnberg, G. K. (2009). "Assessing internal phosphorus load – Problems to be solved." Lake and Reservoir Management **25**(4): 419-432.
- Pers, B. C. (2002). Model description of Biola – a biogeochemical lake model (including literature review of processes). .
- Phillips, G., M. Kelly, H. Teixeira, F. Salas, G. Free, W. Leujak, A. L. Solheim, G. Varbiro och S. Poikane (2018). Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status.
- Phillips, G., A. Lyche-Solheim, B. Skjelbred, U. Mischke, S. Drakare, G. Free, M. Järvinen, C. de Hoyos, G. Morabito, S. Poikane och L. Carvalho (2013). "A phytoplankton trophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive." Hydrobiologia **704**(1): 75-95.
- Phillips, G. och J.-A. Pitt (2015). A comparison of European freshwater nutrient boundaries used for the Water Framework Directive: A report to ECOSTAT, May 2015, Environmental Change Research Centre. UCL: 188.
- Poikane, S. (2009). Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 2: Lakes. EUR 23838 EN/2-2009.
- Prairie, Y. T. (1989). "Prairie, Y. T. (1989). Statistical models for the estimation of net phosphorus sedimentation in lakes. ." Aquatic Sciences **51**(3): 192-210.
- Shimoda, Y. och G. B. Arhonditsis (2015). "Integrating hierarchical Bayes with phosphorus loading modelling." Ecological Informatics **29**: 77-91.
- Skarbøvik, E., J. Aroviita, J. Fölster, A. L. Solheim, K. Kyllmar, K. Rankinen och B. Kronvang (2020). "Comparing nutrient reference concentrations in Nordic countries with focus on lowland rivers." Ambio **49**(11): 1771-1783.
- SMHI (2017). Modellberäkning vattenföring och vattenkvalitet <https://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/2.1544/modellberaknad-vattenforing-och-vattenkvalitet-1.19274> Senast läst 2018-11-20.
- Stoddard, J. L., D. P. Larsen, C. P. Hawkins, R. K. Johnson och R. H. Norris (2006). "Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition." Ecological Applications **16**(4): 1267-1276.
- Svensson, U. (1998). PROBE Program for Boundary Layers in the Environment. System description and Manual (24). .
- Söderström, M. och K. Piikki (2016). Digitala åkermarkskartan – detaljerad kartering av textur i åkermarkens matjord. Institutionen för mark och miljö, SLU. Teknisk Rapport nr 37. ISSN 1652-2826.
- Tengdelius Brunell, J., H. Gustavsson, J. Dahné och G. Alavi (2016). Retention beräkning med SMED- HYPE. Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 6. SMED Rapport Nr 190 2016.
- Vollenweider, R. A. (1975). "Input-Output Models With Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology." Schweizerische Zeitschrift fuer Hydrologie **37**(1): 53-84.
- Widén-Nilsson, E., F. Djodjic, D. Englund, S. Hellgren, M. Liljeberg, M. Olshammar, H. Olsson, C. Orback och J. Tengdelius Brunell (2016). Kartdata till PLC6 – Underlagsrapport till Pollution Load Compilation 6 rörande markanvändning, vattenförekomstområden, regionsindelning, jordbruksmarkens jordart, lutning och fosforhalt samt medelvärdesberäkningar. SMED Rapport Nr 186 2016. .
- Wilander, A. (2004). Förslag till bedömningsgrunder för eutroferande ämnen. Institutionen för Miljöanalys, SLU. Rapport 2004:19.