



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för Vatten och Miljö

# Revidering av bedömningsgrunder för fosfor i näringsfattiga sjöar

*Elin Eriksson*

Institutionen för Vatten och Miljö  
Examensarbete 15 hp  
Biologi och miljövetenskap  
Uppsala 2016

# Revidering av bedömningsgrunder för fosfor i näringsfattiga sjöar

*Elin Eriksson*

**Handledare:** Jens Fölster, Sveriges Lantbruksuniversitet,  
Vatten och Miljö  
**Btr handledare:** Stina Drakare, Sveriges Lantbruksuniversitet,  
Vatten och Miljö  
**Examinator:** Maria Kahlert, Sveriges Lantbruksuniversitet,  
Vatten och Miljö

**Omfattning:** 15 hp

**Nivå och fördjupning:** Grundnivå, G2E

**Kurstitel:** Självständigt arbete i miljövetenskap - kandidatarbete

**Kurskod:** EX0688

**Program/utbildning:** Biologi och miljövetenskap, 180 hp

**Utgivningsort:** Uppsala

**Utgivningsår:** 2016

**Elektronisk publicering:** <http://stud.epsilon.slu.se>

**Nyckelord:** Oligotrofi, fosfor, näringsämnen, växtplankton, bedömningsgrunder, miljöövervakning.

**Sveriges lantbruksuniversitet**  
**Swedish University of Agricultural Sciences**

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap  
Institutionen för Vatten och Miljö

## Sammanfattning

Inom dagens miljöövervakning för sjöar jämförs ett beräknat referensvärde med det observerade värdet för att bedöma vattenförekomstens status. Man utför klassificeringen på flera olika kvalitetsfaktorer, i första hand biologiska faktorer men även kemiska och fysikaliska. I slutet genomförs en sammanvägd bedömning och man kan fastslå om sjön är utsatt för miljöpåverkan och om det krävs en reparerande åtgärd. Föreskrifter om hur och på vilka faktorer man utför ytvattenklassificering sammanfattas i bedömningsgrunderna som Havs- och Vattenmyndigheten tagit fram. Idag är dessa främst baserade på näringsrika sjöar då de togs fram för att hantera övergödningens problem i bebyggelse- och jordbrukstäta områden. Denna studie ska kunna användas som underlag för att bredda bedömningsgrunderna för kvalitetsfaktorn fosfor genom att analysera data från näringsfattiga sjöar.

Detta undersöktes genom att utföra statistiska analyser på fosfor och biomassa, andel cyanobakterier och trofiskt planktonindex (TPI). Sjöarna i studien har delades upp i norra och södra Sverige samt i oligotrofa och mesotrofa sjöar för att påvisa eventuella ytterligare justeringar som krävs. Enkla och multipla regressioner utfördes med hjälp av dummy- och korsvariabler för de olika indelningarna.

Enligt erhållna resultat kan man inte använda andel cyanobakterier som kvalitetsfaktor i näringsfattiga sjöar, man kan tänka sig att cyanobakterier inte trivs i väldigt fosforfattiga sjöar. Totalbiomassa och TPI som är de andra ingående biologiska kvalitetsfaktorerna i studien kan enligt resultaten användas. Dock måste man skilja på bedömningsgrunderna för norra och södra Sverige eftersom de nordligare sjöarna är känsligare för tillförd fosfor med avseende på biomassa. TPI är baserat på en utarbetad lista av indikatorarter, där både oligotrofi- och eutrofiindikatorer förekommer. Denna studie påvisar dock att de oligotrofa sjöarna i norra Sverige är mindre känsliga mot tillförd fosfor med avseende på TPI. Man kan tänka sig att det beror på att de indikatorarter som ingår i indexet antagligen förekommer till större grad i näringsrika sjöar. En justering av denna kvalitetsfaktor bör genomföras genom att tillföra fler indikatorarter för oligotrofa sjöar, dessutom bör man skilja på bedömningsgrunderna i norra och södra Sverige.

För att denna studie ska vara av nytta bör liknande studier i näringsrika sjöar jämföras med denna för att avgöra huruvida man ska gå vidare med revideringen av bedömningsgrunderna för näringsfattiga sjöar. Fördjupande analyser av hur totalbiomassa och TPI samverkar med fosfor i näringsfattiga sjöar bör genomföras. Eftersom framtagna resultat indikerar att det krävs förändringar i bedömningsgrunderna bör det även vara av intresse att vidareutveckla denna studie och genomföra samma analys på andra kvalitetsfaktorer i näringsfattiga sjöar.

*Nyckelord:* Oligotrofi, fosfor, näringsämnen, växtplankton, bedömningsgrunder, miljöövervakning.

## Abstract

In today's Swedish environmental monitoring program for lakes, a calculated reference value is compared to the observed value to determine its ecological status. The classification is executed on several different quality factors. Mainly on biological data but also on chemical and physical factors when the previous is missing. Finally, a summarized classification is done which indicates whether the lake is exposed to human environmental impact and need repairing measures. Regulations on how and which quality factors to be used in the evaluations of the lakes are summarized in a framework produced by the Swedish Agency of Sea and Water Management. Today these regulations are founded mainly on eutrophic lakes in agricultural dense areas. This study aims to be used as a foundation to broaden the regulations with respect to phosphorus by analyzing data in oligotrophic lakes.

This was done by performing statistical analyzes on phosphorus, biomass, amount of cyanobacteria and a trophic plankton index (TPI). Including lakes have been separated into regions of north and south Sweden as well as in oligotrophic and mesotrophic lakes. The division was done to further demonstrate any potential adjustments of the framework. Single and multiple regression analyzes was made using specific dummy and cross variables for the different regions and trophic status.

According to the results, you can not use amount of cyanobacteria as a quality factor in oligotrophic lakes. This could be due to cyanobacteria not thriving in waters with low levels of phosphorus. The results indicate that biomass and TPI can be used as quality factors, although the criteria have to be separated for north and south of Sweden since the northern lakes are more sensitive to added phosphorus with respect to biomass. TPI is based on a developed list of species of indication, where both oligotrophic and eutrophic indicating species are included. This study shows that the northern lakes are less sensitive towards added phosphorus with respect to TPI. A probable explanation to this could be that the included species occur more frequently in eutrophic lakes. This quality factor is therefore in need of an adjustment by adding more species indicating on oligotrophic lakes. Furthermore, a separation of the criteria for northern and southern Sweden should be done.

For this study to be of use, similar studies in eutrophic lakes should be compared to this one to establish how to progress with the adjustment of the framework in oligotrophic lakes. Immersive analyzes of how biomass and TPI cooperate with phosphorus in oligotrophic lakes should be done. Since the obtained results indicate a change is needed in the framework, it is also of interest to further develop this study and make the same analyzes on other quality factors in oligotrophic lakes.

*Keywords:* Oligotrophic, phosphorus, nutrients, phytoplankton, framework, environmental monitoring.

# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>1</b>
1.1	Syfte	2
1.2	Frågeställning	2
1.3	Hypoteser	3
<b>2</b>	<b>Bakgrund</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>Material och metod</b>	<b>8</b>
3.1	Urval av sjöar	8
3.2	Vattenkemi	8
3.2.1	Klassning näringsämnen	9
3.3	Biologiska data	10
3.3.1	Klassning växtplankton	10
3.4	Geografiska data	11
3.4.1	Klassning ekoregioner	11
3.5	Statistisk analys	12
<b>4</b>	<b>Resultat</b>	<b>14</b>
4.1	Norra och södra Sverige	14
4.1.1	Tillämpbarhet av referensvärdesberäkningsformeln för totalfosfor i näringsfattiga sjöar i norra och södra Sverige	14
4.1.2	Biologiska kvalitetsfaktorer mot totalfosfor	15
4.2	Oligotrofa och mesotrofa sjöar	17
4.2.1	Tillämpbarhet av referensvärdesberäkningsformeln för totalfosfor i oligotrofa och mesotrofa sjöar	17
4.2.2	Biologiska kvalitetsfaktorer mot totalfosfor	18
4.3	Jämförelse av statusklassificering	20
4.3.1	Totalfosfor mot biologiska parametrar	20
4.3.2	Biologiska parametrar mot varandra	22
<b>5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>23</b>
5.1	Krävs en revidering av referensvärdet för totalfosfor för att kunna användas i näringsfattiga sjöar?	23
5.2	Kan man tillämpa de biologiska kvalitetsfaktorerna i näringsfattiga sjöar, i olika regioner och typer av sjöar?	24
5.3	Måste man justera bedömningsgrunderna för de biologiska kvalitetsfaktorerna för att kunna tillämpas i näringsfattiga sjöar?	26
5.3.1	Förslag på vidare studier	27
5.3.2	Slutsatser	28



# 1 Inledning

Miljöövervakning av sjöar och vattendrag är en viktig del i att upptäcka och förebygga miljöpåverkan så som försurning eller övergödning på grund av mänsklig aktivitet. Det ger också en översiktlig bild av tillståndet i Sveriges vattenförekomster. I arbetet med detta har bedömningsgrunder tagits fram som baseras på EU:s direktiv och konventioner samt den svenska miljölagstiftningen. Där står hur man går tillväga för att övervaka miljön. Tillståndet i en sjö kan klassificeras med hjälp av dess biologiska egenskaper så som växtplankton, eller dess kemiska egenskaper, till exempel halten fosfor.

En anledning till varför denna studie genomförs är för att man enligt de tidigare bedömningsgrunderna erhåller olika klassning när man tittar på biologiska kvalitetsfaktorer och vattenkemi (Fölster, 2014). Parametrarna måste interkalibreras för att ge samma klassning, något som denna rapport ska undersöka. Vidare ska den undersöka om bedömningsgrunderna kan tillämpas på näringsfattiga sjöar då det idag inte finns någon ordentlig studie gjord på detta. Dagens bedömningsgrunder är främst framtagna för att hantera övergödningens problem i områden med mycket bebyggelse och jordbruk. Därav kan de vara sämre på att indikera miljöpåverkan i näringsfattiga vatten. Detta har gjorts genom att analysera sambandet mellan de ingående referensvärdesparametrarna filtrerad absorbans, stationshöjd samt sjöns medeldjup och totalfosfor (Havs- och vattenmyndigheten, 2013a). I denna studie görs en fördjupande undersökning av hur totalfosfor och de biologiska kvalitetsfaktorerna totalbiomassa, andel cyanobakterier och TPI samverkar. En uppdelning av de studerade sjöarna i norra och södra Sverige samt i oligotrofa och mesotrofa sjöar genomförs för att kunna jämföra och urskilja skillnader. Detta ska även tas fram i syftet att fungera som underlag för vidare jämförelse med näringsrika sjöar.

När man klassar en sjös status med avseende på fosfor enligt bedömningsgrunderna använder man ett referenstillstånd som representerar sjöns naturliga tillstånd. Detta

värde använder man att jämföra med sjöns uppmätta värde av totalfosfor och man kan på så vis bestämma om näringstillståndet har förändrats. Man kan se till vilken grad förändring har skett och om man behöver utföra en återställande åtgärd. Dock har sjöar olika naturliga näringstillstånd (Naturvårdsverket, 2007). Vissa är naturligt eutrofa, dvs näringsrika, medan andra är oligotrofa dvs näringsfattiga. Det finns även flera andra faktorer som spelar in för att en sjö ska få den specifika artsammansättningen den har. Självklart finns det svårigheter i att ta fram en formel för referensvärdet som tar hänsyn till alla sjöars specifika förutsättningar, vilket är varför klassningen kan bli olika missvisande beroende på om sjöns naturliga tillstånd ligger nära det tillstånd som tas i beaktande i referensformeln.

## 1.1 Syfte

Den här studien ska behandla näringsfattiga (oligotrofa och mesotrofa) sjöar i Sverige. Dessa har sorterats ut från de eutrofa sjöarna genom ett gränsvärde på  $25\mu\text{g}$  fosfor/l. Regionala skillnader i samband mellan fosfor och absorptionshöjd över havet och sjödjup mellan norra och södra Sverige ska undersökas med norra Sverige som utgångsläge. Detsamma ska göras för sambandet mellan fosfor och biovolym, andel cyanobakterier och TPI. En ytterligare jämförelse ska göras mellan oligotrofa och mesotrofa sjöar, där gränsvärdet dem emellan är satt till  $10\mu\text{g}/\text{l}$ . Slutligen ska en klassning utifrån totalfosfor mot biovolym, andel cyanobakterier samt TPI utföras och jämföras med varandra för att se om de behöver inbördes viktning.

## 1.2 Frågeställning

- Hur varierar fosforhalten i näringsfattiga sjöar med avseende på absorptionshöjd över havet och sjödjup? Finns det specifika regionala samband med avseende på dessa parametrar för norra och södra Sverige samt oligotrofa och mesotrofa sjöar?
- Kan dagens bedömningsgrunder användas på näringsfattiga sjöar?
- Hur ser sambandet mellan biovolym, andel cyanobakterier, TPI och total fosforhalt i näringsfattiga sjöar ut? Finns det specifika regionala samband för norra och södra Sverige samt oligotrofa och mesotrofa sjöar?
- Erhålls samma klassning då man ställer totalfosfor mot totalbiomassa, andel cyanobakterier samt TPI? Hur skiljer det sig? Krävs interkalibrering dem emellan?
- Erhålls samma klassning vid jämförelse av de biologiska kvalitetsfaktorerna? Krävs interkalibrering dem emellan?



### 1.3 Hypoteser

Man måste skilja på bedömningsgrunderna för fosfor i näringsfattiga och näringsrika sjöar.

Det finns en skillnad i samband för totalfosfor och de biologiska parametrarna mellan näringsfattiga och näringsrika sjöar.

Det finns en skillnad i samband för totalfosfor och de biologiska parametrarna mellan olika regioner och trofnivåer i näringsfattiga vatten. I denna studie analyseras norra och södra Sverige samt oligotrofa och mesotrofa sjöar.

## 2 Bakgrund

Den svenska miljöövervakningen kartlägger förändringar i mark, vatten och luft och verkar för att hålla uppsikt över miljötillståndet i Sverige. Den styrs av EUs direktiv och konventioner samt den svenska miljölagstiftningen och miljökvalitetsmålen (Havs- och vattenmyndigheten, 2013b). Man har delat in miljöövervakningen i olika program. Ett av dessa är Sötvattensprogrammet som används för att ge en nationell bedömning av landets sjöar och vattendrag. Det ger en översiktlig bild över sjöarnas tillstånd och verkar för att upptäcka eventuell miljöpåverkan. Sötvattenprogrammet i sig är uppdelat i olika delprogram, bland annat Nationell Miljöövervakning (NMÖ) och Regional Miljöövervakning (RMÖ). Det finns även andra program för att följa upp miljöpåverkan i våra vatten, så som den samfinansierade övervakningen Samordnad recipientkontroll (SRK) och Kalkeffektuppföljning (KEU). Miljöövervakningen är en viktig del i att följa upp de nationella miljökvalitetsmålen ”Levande sjöar och vattendrag”, ”Ingen övergödning”, ”Bara naturlig försurning”, ”Grundvatten av god kvalitet” och ”Giftpri miljö”. Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten (HaV) är de två ansvariga myndigheterna där den senare har det större ansvaret (Havs- och vattenmyndigheten, 2014b).

Då EUs ramvattendirektiv genomfördes kom kravet att alla vattenförekomster ska klassas med avseende på ekologisk status. Ekologisk status definieras som avvikelser från ett referenstillstånd och görs för att kunna jämföra resultaten mellan EUs medlemsländer. Det beräknas främst genom att analysera biologiska kvalitetsfaktorer såsom växtplankton, makrofyter eller bottenfauna (Naturvårdsverket, 2007). I denna studie granskas tre av parametrarna för växtplankton; totalbiomassa, andel cyanobakterier och trofiskt planktonindex (TPI). Dock saknas data i många fall för de biologiska kvalitetsfaktorerna vilket gör att man till viss del använder sig av fysikaliska och kemiska kvalitetsfaktorer för att klassa vattenförekomsten. Detta har blivit vanligt i övergödningssammanhang och för att kvantifiera behovet av åtgärder då de biologiska parametrarna inte uppvisar god status (Fölster & von Brömssen, 2012). Den kemiska kvalitetsfaktor som använts i denna studie är näringsämnen med parametern totalfosfor. Det finns även andra faktorer inom de kemiska vattenanalyserna, bland annat siktdjup och syrgashalt. Inom extensiva program så som NMÖ används ytprov som tas på 0,5 m djup. Analyser på totalfosfor ska genomföras med metoden SS-EN ISO 6878 eller SS-EN ISO 15681 för att man ska kunna tillämpa bedömningsgrunderna (Havs- och vattenmyndigheten, 2013a).

Växtplankton används främst för att klassa en sjös ekologiska status eftersom förändring av en sjös näringsstatus i hög grad påverkar växtplanktons biomassa. Olika växtplankton reagerar olika snabbt på plötslig påverkan eller återhämtning vilket

gör att man kan använda dem som indikatorer på om en sjö blivit försurad eller växande näringsbelastning. Man kan även följa en sjös återhämtning efter en negativ förändring i sjöns näringsammansättning. Växtplankton reagerar till skillnad från andra biologiska faktorer (till exempel bottenfauna eller fisk) snabbt på miljöförändringar och kan därför användas för att upptäcka dessa i ett tidigt skede. En osäkerhet för parametern ligger i att populationsdynamiken för växtplankton är relativt känsligt och påverkas lätt av väder och vind. Cyanobakterier kan med fördel användas för att upptäcka ökande näringsnivåer i en sjö, då de är kvävefixerande och trivs bra i sjöar med hög andel fosfor (men lite kväve) (Naturvårdsverket, 2007). Dock är detta samband inte lika påtagligt i sjöar med mycket *Gonyostomum semen* (Gubbslem). Detta är en nålflagellat och finns främst i södra Sverige Gubbslem är även ett stort problem för totalbiomassan då värdena för denna parameter kan anta extremvärden utan att sjön är övergödd. Hänsyn måste därför tas till sjöar med stor andel av denna art för att inte felaktigt klassificera sjöns status som dålig (Willén, 2005).

Andelen cyanobakterier (blågrönalger) beräknas med hjälp av mängden cyanobakterier och den totala biomassan. Då mycket fosfor tillförs en sjö gynnas vissa arter/släkten av cyanobakterier då dessa trivs under näringsrika förhållanden och är kvävefixerande. Detta betyder att de kan tillgodose sig organiskt kväve genom fixering från luften och alltså har en konkurrensfördel gentemot andra växtplankton som då är begränsade av mängden kväve som finns i vattnet. För parametern trofiskt planktonindex (TPI) finns en lista i bedömningsgrunderna på de näringsindikerande arter som finns med tillhörande indikatorvärde. För att räkna ut indexet krävs biovolymen för dessa arter samt deras indikatorvärde. De bästa indikatorerna för oligotrofi har värdet -3 och de bästa indikatorerna för eutrofi har +3. TPI-värde kan alltså variera mellan -3 och +3. Ju högre biomassa för arterna, desto högre TPI-värde och ju mer näringsrik är sjön (Svensson & Lundberg, 2014).

För att klassa vattenförekomstens ekologiska status måste jämförelse med ett naturligt referenstillstånd genomföras. Dessa referensvärden måste i sin tur beräknas. Med detta kommer en del komplikationer i och med att sjöar har olika naturliga tillstånd. Till exempel måste man ta hänsyn till om sjön är naturligt näringsrik eller näringsfattig, är kvävebegränsad eller inte eller har förhöjda halter av något annat ämne i sitt naturliga tillstånd (Huser & Fölster, 2013). Referensberäkningar för samtliga typer av sjöar är svårt att ta fram vilket gör att klassningarna kan bli missvisande.

För totalfosfor kräver referensvärdesberäkningarna uppgifter på medeldjup, absorbans samt mätstationens höjd över havet. Motsvarande värde för de biologiska

kvalitetsfaktorer totalbiomassa, andel cyanobakterier samt TPI erhålls från bedömningsgrunderna och baseras på vilken typ av sjö det rör sig om (klara eller humösa sjöar i Norrland, klara eller humösa sjöar i södra Sverige eller fjällsjöar). För att statusklassificera vattenförekomsten räknar man ut den ekologiska kvalitetskvoten (EK) med hjälp av referensvärdet och det observerade värdet för att sedan jämföra med klassgränserna för Hög, God, Måttlig, Otillfredsställande och Dålig status (Havs- och vattenmyndigheten, 2013a).

Det finns andra osäkerheter i klassningen av vattenförekomster än vid referensvärdesberäkningarna. Om det uppmätta värdet ligger nära ett gränsvärde är det lätt att felaktigt klassa sjön. Särskild betydelse har det vid gränsen mellan God och Måttlig status då en felklassning skulle innebära att nödvändiga åtgärder inte genomförs, eller att åtgärder genomförs i onödan. Vidare finns det osäkerheter i dataunderlaget då det ofta inte finns tillräckligt med data. Enligt bedömningsgrunderna behövs säsongsvisa prov i minst en treårsperiod för sjöar för att ge ett representativt resultat. Utöver detta finns även en säsongsvariation och förändring över tid mellan fosfor och absorbans i opåverkade vatten vilket kan komplicera bedömningen (Fölster, 2014).

Totalfosfor är det näringsämne som oftast är begränsande för fytoplankton och kan påverka eller orsaka övergödning. På grund av detta ska man i första hand använda totalfosfor för klassificering av näringsämnen. Biomassan fytoplankton är den primära responsfaktorn på näringsämnen i sjöar (Naturvårdsverket, 2007). Om sjön är naturligt humusrik innehåller den dock mycket totalfosfor som inte är tillgängligt för fytoplankton. När man bestämmer referensvärden måste man därför ta hänsyn till sjöns naturliga brunhet för att den inte felaktigt ska klassas som eutrof. Genom att titta på vattenfärgen (absorbansen) kan man uppskatta humushalten i sjön (Havs- och vattenmyndigheten, 2014a).

Förutom totalfosfor har totalkväve, nitrat och ammonium i relation till totalfosforhalten stor betydelse för produktionen i en sjö. Vid en låg kväve-fosforkvot gynnas cyanobakterier i och med att de kan tillgodogöra sig kväve genom fixering av kvävgas från luften. Både den totala halten fosfor respektive kväve samt balansen mellan dem påverkar fytoplanktons förekomst och tillväxt (Elser *et al.*, 1990). Sjöns trofiska status bestäms dock endast av dess totala halt kväve respektive fosfor. Till exempel kan en näringsfattig och en övergödd sjö båda vara kvävebegränsade enligt kväve-fosforkvoten. På grund av detta blir sjöns klassning från hög till dålig status olika, beroende på vilka faktorer man tittar på. En sjö kan få Hög status om man ser till biologiska faktorer medan den vid vattenkemiska studier får måttlig status (Bergström, 2010).



## 3 Material och metod

Denna studie har utförts på befintlig miljöövervakningsdata. Som underlagsarbete har vetenskaplig litteratur och underlagsrapporter till bedömningsgrunder lästs. Under arbetets gång närvarade jag vid en provtagning på Ekoln för att få förståelse för hur proverna samlas in. Detta prov hann dock inte bli analyserat i tid för att ingå i studien.

### 3.1 Urval av sjöar

Majoriteten av data som använts i denna studie är hämtad från databasen för miljödata på Institutionen för Mark Vatten och Miljö (MVM). I detta projekt har medelvärdesdata från 2005-2015 i 114 sjöar använts. Sjöarna är spridda över hela landet och har en låg näringsnivå ( $<25 \mu\text{g TP/l}$ ). De är antingen oligotrofa ( $<10 \mu\text{g TP/l}$ ) eller mesotrofa ( $10-25 \mu\text{g TP/l}$ ).

Endast sjöarna med treårsmedelvärden eller mer behölls för att ge ett trovärdigt resultat. Detta styrks även av bedömningsgrunderna där det står att alla sjöar som tas med vid klassificeringen ska ha mätvärden från minst en treårsperiod. Vidare användes endast provtagningar som var tagna i augusti månad. Vid endast en provtagning per år rekommenderar Handboken (bedömningsgrunderna enligt HaV) att det tas i augusti då algbloomning bäst studeras då.

En avgränsning till sjöar med mindre än 10 % jordbruksmark i avrinningsområdet har genomförts. Detta för att odlingsmark har naturligt högre läckage av fosfor än andra jordar och på så vis är sjöar i dessa områden påverkade i större grad än andra. Detta gör att det blir fel vid beräkning av referensvärdet med den ekvation som normalt sett används. Idag tar man hänsyn till detta vid beräkning av referensvärdet för vattendrag, dock inte sjöar. Trots detta är det lika relevant att ta denna aspekt i beaktande för sjöar vilket är varför denna avgränsning har gjorts (Naturvårdsverket, 2007).

### 3.2 Vattenkemi

De vattenkemiska data som studerats har kommit från olika laboratorier i Sverige. Då den kommit från MVMs laboratorier har man använt den standardiserade kvalitetssäkringsmetoden (Sverige Lantbruksuniversitet, 2015), i andra fall är metoden osäker. De vattenkemiska parametrar som använts i studien är totalfosfor och filtrerad absorbans. 778 av de totalt 781 provtagningarna som använts i studien kommer från Nationella Miljöövervakningen (NMÖ), en provtagning kommer från

Samordnad Recipientkontroll (SRK) och två från Stora Sjöarna som alla är delprogram inom Sötvattenprogrammet. Enligt Naturvårdsverkets bilaga till bedömningsgrunderna ska ytvattenprover tagna på 0,5 m djup användas vid analyser av vattenkemin, varpå denna rensning har gjorts. Sjöar med en totalfosforhalt >25 µg/l togs bort.

En indelning av sjöarna på trofinivåer utfördes där alla sjöar med en totalfosforhalt under 10 µg/l jämfördes med sjöar mellan 10 och 25 µg/l. Sjöarna med lägre halt benämns oligotrofa och de med högre halt mesotrofa.

### 3.2.1 Klassning näringsämnen

En klassning på näringsämnen utfördes enligt Havs- och vattenmyndighetens bedömningsgrunder, totalfosfor användes som parameter.

**Steg 1.** Beräkningen av referensvärdet gjordes med hjälp av formel ur bedömningsgrunderna, där absorptionskoefficienten är mätt vid 420 nm med en 5 cm kuvett:

$$\log_{10}(\text{refP}) = 1,627 + 0,246 * \log_{10}\text{AbsF} - 0,139 * \log_{10}\text{Höjd} - 0,197 * \log_{10}\text{Medeldjup}$$

**Steg 2.** Klassificering av status utfördes genom att dela referensvärdet med det uppmätta värdet. Från detta erhöles den ekologiska kvoten (EK) som sedan jämfördes med klassgränserna för totalfosfor i sjöar för att bestämma om sjön var av Hög, God, Måttlig, Otillfredsställande eller Dålig status (se Tabell 1).

Tabell 1. Klassgränser för statusklassificering av totalfosfor.

Status	EK-värde
Hög	≥ 0,7
God	≥ 0,5 och < 0,7
Måttlig	≥ 0,3 och < 0,5
Otillfredsställande	≥ 0,2 och < 0,3
Dålig	< 0,2

För att klassificera en sjö till Hög status måste totalfosforhalten vara lägre än 12,5 µg/l. Den ekologiska kvoten beräknades enligt följande formel:

$$EK = \frac{\text{beräknat referensvärde}}{\text{observerad totP (medelvärde)}}$$

### 3.3 Biologiska data

De biologiska parametrar som använts i studien är totalbiomassa (biovolym), andel cyanobakterier samt trofiskt planktonindex (TPI). Det senare är baserat på indikatorarter och en skala på -3 till 3 används. En rensning på sjöar med en halt av nålflagellaten *Gonyostomum semen* över 5 % av den totala biovolymen utfördes, vilket är gränsen då arten anses prägla en sjös egenskaper. *Gonyostomum* är en art som med lätthet massutvecklas och ger missvisande värden för framförallt totalbiomassan i en sjö. Detta värde kommer då vara väldigt högt och ge en falsk indikation på övergödning (Willén, 2005).

Växtplankton samlas in genom kvantitativa och kvalitativa prov. Det kvantitativa provet tas med hjälp av en rörhämtare i mitten av sjön, där det är öppet vatten. Rörhämtaren kan vara av olika längd men är oftast två meter. Vattenprov tas genom att föra ned rörhämtaren ett flertal gånger till olika djup beroende på vilka specifika instruktioner som finns för sjön. Efter varje hämtning tappas vattnet av i en hink, viktigt här är att man får med samma mängd vatten från varje skikt. Därefter blandas vattnet i hinken ordentligt och ett delprov tas i medhavd 200-300 ml glasflaska. Växtplanktonen konserveras därefter genom att droppa i jodjodkalium.

Det kvalitativa provet tas även det centralt i sjön, med hjälp av en håv. Den sänks ned till samma nivå som för det kvalitativa provet och dras sedan sakta uppåt med en hastighet av en meter var tionde sekund. Provtagningsdjupet anges i specifika instruktioner för varje sjö. Innehållet i håven tappas av i en glasflaska på 100 ml och växtplanktonen konserveras därefter med formalin. Utöver detta tas vattentemperatur och siktdjup samt kommentarer om eventuella speciella vädersituationer och massutvecklingar av plankton noteras (Sveriges Lantbruksuniversitet, 2009).

#### 3.3.1 Klassning växtplankton

En klassning utfördes enligt Handboken på tre parametrar; totalbiomassa, andel cyanobakterier samt trofiskt planktonindex. Ett referensvärde för respektive index beräknades med hjälp av formler i bedömningsgrunderna som sedan användes vid beräkning av den ekologiska kvoten.

Referensvärdena för samtliga bioindex delades in i fem klasser: fjällen ovan trädgränsen, Norrland klara sjöar, Norrland humösa sjöar, södra Sveriges klara sjöar och södra Sveriges humösa sjöar. De klara sjöarna hade ett gränsvärde för den filtrerade absorbansen på  $\leq 0,06$  och humösa sjöar  $> 0,06$ . Denna indelning gjordes varpå referensvärden för biomassa, andel cyanobakterier samt TPI erhöles ur tabell i bedömningsgrunderna. Därefter beräknades den ekologiska kvoten enligt separata formler;



### **Totalbiomassa**

$$EK = \frac{\text{referensvärde}}{\text{observerad totalbiomassa (medelvärde)}}$$

### **Andel cyanobakterier**

$$EK = \frac{100 - \text{observerad \% andel cyanobakterier}}{100 - \text{referensvärde}}$$

### **TPI**

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

Där  $r_{75}$  är TPI-värdet för hög statusklassen,  $r_{50}$  är TPI-värdet för referensförhållanden och  $x$  är TPI-värdet för objektet.

Respektive EK-värde jämfördes med tabeller i bedömningsgrunderna där sjön klassades till Hög, God, Måttlig, Otillfredsställande eller Dålig status för varje index.

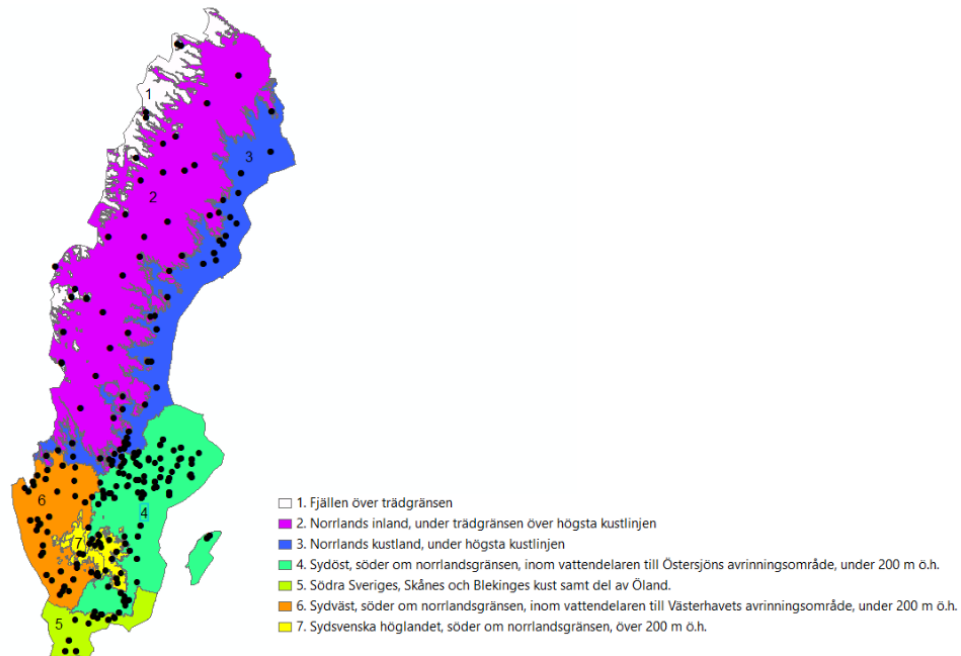
## **3.4 Geografiska data**

De geografiska data som använts i denna studie var sjölimniska regioner, sjödjup, stationshöjd samt andel jordbruksmark i avrinningsområdet. Den senare hämtades från Svensk Marktäckedata. Stationernas höjd över havet hämtades från Lantmäteriet i Umeå och sjöarnas medeldjupdata samt sjölimniska regioner hämtades från svenskt vattenarkiv (SVAR) på SMHI respektive Naturvårdsverkets författningssamling (Naturvårdsverket, 2006). Specifik sjölimnisk regionsdata och stationshöjd för aktuella sjöar erhöles genom programmet ArcGis. Den generella data på stationshöjd och sjölimnisk region fördes in i programmet varpå stationskoordinaterna för alla sjöar lades in och aktuell data kunde extraheras ur programmet. Omvandling till samma koordinatsystem för den sjölimniska regions- och stationshöjddatan samt egen stationsdata utfördes, där koordinatsystemet RT90 användes. Sjödjup och markanvändningsdata kunde matchas in i data i JMP med hjälp av SMHID respektive aID som är specifika för varje sjö.

### **3.4.1 Klassning ekoregioner**

När data analyserades delades den in två regioner; norra och södra Sverige. Indelningen gjordes efter bedömningsgrundernas sjölimniska regioner. Region norra

Sverige innefattade ekoregion 1-3 och södra Sverige 4-7. I kartan nedan kan regionerna och de studerade sjöarnas fördelning utläsas (se Figur 1).



Figur 1. Sjöar i studien indelade efter sju sjölimniska regioner.

### 3.5 Statistisk analys

I den statistiska analysen har multipel och enkel regression utförts i JMP. Förklaringsgraden  $R^2$  och  $R^2_{adj}$  har använts i analyserna för att urskilja hur mycket av den aktuella datan som förklaras av modellen. Det senare används då man tittar på flera  $x$ -variabler samtidigt, dvs i de multipla regressionerna. I analysen har variablernas signifikans studerats, oftast bara genom att notera om de är signifikanta eller ej. Att de är signifikanta betyder att de skiljer sig från ett mönster som skulle uppkomma enbart av slumpen. De skiljer sig från noll och påverkar alltså den beroende variabeln.

En dummyvariabel för regionindelningen norra och södra Sverige samt sjötypindelningen oligotrofa och mesotrofa sjöar har tagits fram. Den ena gruppen har då fått dummyvariabeln 1 och den andra 0. Vid de multipla analyserna har korsvariabler sedan utformats med hjälp av dessa som de oberoende variablerna för att urskilja skillnader i samband mellan regionerna eller sjötyperna. Som exempel vid

analys av huruvida totalbiomassa varierar med totalfosfor, korsades dummyvariabeln för regionerna (norra Sverige hade 1 och södra 0) med totalfosfor vilket påvisade om det fanns en skillnad i detta samband mellan regionerna. Samma sak gjordes med dummyvariabeln för sjötyperna samt i alla multipla regressioner. Om dummyvariabeln enskilt uppvisar ett signifikant samband med den beroende variabeln innebär detta att de två regionerna/sjötyperna ligger på olika nivåer. Om korsfaktorerna är signifikanta innebär det att regionerna/sjötyperna uppvisar olika lutning i sambanden.

Vid analyserna studerades värdet på VIF (Variance Inflation Factor). Det är en metod för att se om de undersökta X-variablerna är korrelerade. Ett större värde innebär större sannolikhet att variablerna är korrelerade vilket gör dem irrelevanta för analysen och bör tas bort (Grandin, 2013). För att en parameter ska tas bort måste VIF ligga över 10.

Residualer för de tre biologiska faktorerna som erhålls från respektive multipel regressionsmodell för de regionsindelade samt de sjötypsindelade sjöarna plottades mot antal provtagningar. Detta för att urskilja en rimlig nivå för antal provtagningar. Vid låga residualvärden lämpar sig modellen för den aktuella datan och osäkerheten är mindre. Antal provtagningar för sjöarna låg mellan 3-11 och samtliga residualmodeller uppvisade en jämn variation vilket gjorde att ingen kategori av antal provtagningar uteslöts. Eventuella extremvärden uteslöts genom att utforma fördelningsdiagram för samtliga parametrar och identifiera de värden som genomgående stack ut i de olika diagrammen.

Innan den statistiska analysen utfördes logaritmerades medelvärdena för att normalisera sannolikhetsfördelningen och få dem att beskriva en linjär funktion som ger ett tydligare samband. TPI logaritmerades inte i och med att denna parameter kan uppvisa negativa värden vilket vid logaritmering inte ger något värde alls.

Då de multipla regressionsanalyserna utförts plottades de modellerade värdena på den beroende variabeln mot de uppmätta. Denna analys gjordes för både ologaritmerade och logaritmerade värden på den beroende variabeln för att påvisa vilka värden som bör användas i analysen. Generellt användes logaritmerade värden och analysen utfördes endast då det framkom i fördelningen att detta krävdes. De ologaritmerade värdena användes bara för att påvisa hur stor osäkerheten blir då riktiga värden används. En godkänd modell utmärker sig genom att datan ligger nära regressionslinjen och en dålig modell upptäcks då datan ofta uppvisar en strutformation. I det senare fallet bör modellen förkastas.

## 4 Resultat

### 4.1 Norra och södra Sverige

Nedan redovisas regressionsanalyser för sjöarna indelade i norra och södra Sverige efter de sjölimniska regionerna i bedömningsgrunderna. Regressioner har utförts på samtliga biologiska kvalitetsfaktorer och totalfosfor samt på totalfosfor och de geografiska parametrarna stationshöjd, sjödjup samt filtrerad absorbans. De senare analyseras för att avgöra om referensvärdesberäkningsformeln för totalfosfor kan användas i näringsfattiga sjöar i hela landet. En multipel regression har gjorts i första hand, där en enkel regressionsanalys sedan gjorts om modellerna för regionerna skiljer sig. Modellerade och verkliga värden av de oberoende variablerna har sedan plottats mot varandra för att bestämma modellernas riktighet.

Vid jämförelse av norra och södra Sveriges sjöar erhöles en skillnad i brunhet. Södra Sveriges sjöar hade en generellt högre halt av totalt organiskt kol vilket indikerar brunare vatten. Även den filtrerade absorbansen visade ett högre medelvärde för de sydliga sjöarna vilket styrker påståendet ytterligare (Huser & Fölster, 2013).

#### 4.1.1 Tillämpbarhet av referensvärdesberäkningsformeln för totalfosfor i näringsfattiga sjöar i norra och södra Sverige

Tabell 2. *Multipel regressionsanalys för totalfosfor mot sjödjup, stationshöjd och filtrerad absorbans för sjöar i norra och södra Sverige.*

Parameter	Signifikant
Sjödjup	Ja
Stationshöjd	Ja
Filtrerad absorbans	Ja
Region	Nej
Region * sjödjup	Nej
Region * stationshöjd	Nej
Region * filtrerad absorbans	Nej

Då man tittar på de geografiska parametrarna sjödjup, stationshöjd samt filtrerad absorbans mot totalfosfor ser man att samtliga parametrar uppvisar ett signifikant samband (se Tabell 2). Sjödjup och absorbans skiljer sig mest från noll vilket innebär att de förklarar totalfosfor bäst då man ser till hela landet. Varken dummyvariabeln för sig eller korsvariablerna för samtliga parametrar uppvisar ett signifikant samband med totalfosfor. Modellen har en förklaringsgrad på 64 % vilket kan anses

vara högt. Lutningen för sjödjup, stationshöjd och korsvariabeln mellan regionsparametern och filtrerad absorbans mot totalfosfor är negativ, övriga har en positiv lutning.

#### 4.1.2 Biologiska kvalitetsfaktorer mot totalfosfor

Tabell 3. *Multipel regressionsanalys för totalbiomassa, andel cyanobakterier och TPI för sjöar i norra och södra Sverige.*

	Totalfosfor	Region	Region* totalfosfor	Förklaringsgrad, R <sup>2</sup> -värde (%)
Totalbiomassa	*	*	**	56
Andel cyanobakterier	n.s.	n.s.	n.s.	5
TPI	*	***	**	43

\* = signifikant under 0,001

\*\* = signifikant över 0,001

\*\*\* = signifikant men nära signifikansgräns 0,05

n.s. = ej signifikant

#### *Biomassa*

Vid en jämförelse av norra och södra Sverige genom multipel regressionsanalys på totalfosfor mot biomassa (se Tabell 3) så ser man att samtliga parametrar är signifikanta. Totalfosfor uppvisar det starkaste sambandet med avseende på biomassa. Att regionsvariabeln är signifikant vilket tyder på att det finns en skillnad mellan biomassa i genomsnitt i norra och södra Sverige. Korsfaktorn påvisar att sambandet mellan totalfosfor och biomassa skiljer sig från varandra mellan regionerna. Alltså kan det vara intressant att titta på regionerna var för sig för att vidare undersöka vilka olikheter som finns. Förklaringsgraden för modellen är 56 %.

Då man plottar det modellerade värdena för biomassa mot det verkliga kan man se att regressionen har en relativt hög förklaringsgrad på 58 % då man använder logaritmerade värden (se Bilaga 1 Figur 1). För de ologaritmerade värdena antar värdena en strutform (se Bilaga 1 Figur 2). Båda modellerna uppvisar dock signifikanta resultat, men slutsatsen kan dras att man bör använda logaritmerade värden för att regressionen ska vara giltig.

Tabell 4. *Enkel regressionsanalys för totalbiomassa mot totalfosfor för sjöar i norra och södra Sverige.*

	Norra Sverige	Södra Sverige
Förklaringsgrad, R <sup>2</sup> -värde (%)	64	22
Antal observationer	55	57
Lutning	1,26	0,64

Då den multipla analysen visade på en signifikant skillnad mellan regionerna norra och södra Sverige utfördes en enkel regressionsanalys på varje region för att urskilja vari skillnaden ligger (se Tabell 4). Man kan utläsa att modellen för norra Sverige har en förklaringsgrad på 64 % medan den för södra Sverige ligger på 22 %. Antal observationer med i analysen är 55 respektive 57 vilket utesluter modellernas skillnad i förklaringsgrad av den anledningen (att det är färre observationer i södra Sverige). Totalfosfor är mer styrande med avseende på biomassa i norra Sverige, dock är sambandet signifikant i båda fallen. En förklaring till att det är skillnad i modellerna mellan de olika regionerna kan vara att medelhalten avviker. För norra Sverige ligger medelhalten totalbiomassa på 0,33 mm<sup>3</sup>/l och i södra på 0,63 mm<sup>3</sup>/l.

#### *Andel cyanobakterier*

Då man tittar på sambandet mellan totalfosfor och cyanobakterier och gör en jämförelse mellan norra och södra Sverige erhålls inga signifikanta resultat för någon av parametrarna (se Tabell 3). Förklaringsgraden för denna modell ligger på 5 % vilket är mycket lågt. Dessa resultat indikerar att modellen bör förkastas.

#### *TPI*

Den multipla regressionsanalysen mellan totalfosfor och TPI i norra och södra Sverige har en förklaringsgrad på 43 % (se Tabell 3). Samtliga parametrar är signifikanta, dock ligger sambandet mellan TPI och regionsvariabeln nära signifikansnivån på 5 %. Detta innebär att det finns en liten skillnad mellan TPI i norra och södra Sverige, dock är den osäker. Totalfosfor är den styrande parametern. Resultatet visar också på en skillnad mellan regionerna. Det är alltså relevant att titta på norra och södra Sverige var för sig för att vidare undersöka skillnaden.

Då man plottar det modellerade värdet för TPI mot det verkliga för norra och södra Sverige anar man en liten strutformation (se Bilaga 1 Figur 3), dock är förklaringsgraden 44 % och sambandet är signifikant. Detta resultat indikerar att man kan använda modellen.

Tabell 5. Enkel regressionsanalys för TPI mot totalfosfor för sjöar i norra och södra Sverige.

	Norra Sverige	Södra Sverige
Förklaringsgrad, R <sup>2</sup> -värde (%)	28	38
Antal observationer	55	56
Lutning	1,14	2,86

Skillnaden mellan norra och södra Sverige för totalfosfor och TPI ligger främst i lutningen (se Tabell 5). Det är signifikant i båda fallen, men det förekommer en

skillnad där norra Sverige har det lägre värdet. Ur tabellen kan man inte avgöra om det föreligger någon skillnad i vilken region som styrs mest av totalfosfor med avseende på TPI. Dock ligger förklaringsgraden på 38 % i södra Sverige och 28 % i norra . För norra Sverige ligger medelvärdet för TPI på -1,22 och för södra Sverige på -0.61.

## 4.2 Oligotrofa och mesotrofa sjöar

Nedan redovisas regressionsanalyser för sjöarna indelade i oligotrofa och mesotrofa sjöar med en totalfosforhalt på  $\leq 10 \mu\text{g/l}$  respektive 10-25  $\mu\text{g/l}$ . Regressionsanalyser har utförts på samtliga biologiska faktorer och totalfosfor samt på totalfosfor och de geografiska parametrarna stationshöjd, sjödjup samt filtrerad absorbans. De senare analyseras för att avgöra om referensvärdets beräkningsformel för totalfosfor kan användas i näringsfattiga sjöar i hela landet. En enkel regression för samtliga sjöar har gjorts i första hand för att avgöra om sambanden skiljer sig mellan sjötyperna varpå en multipel regression har gjort för att kvantifiera skillnaden i lutning mellan dem. Slutligen har enkel regressionsanalys utförts i de fall modellerna skiljer sig mellan sjötyperna. Uppmätta och verkliga värden av de oberoende variablerna har sedan plottats mot varandra för att bestämma modellernas riktighet.

### 4.2.1 Tillämpbarhet av referensvärdesberäkningsformeln för totalfosfor i oligotrofa och mesotrofa sjöar

Tabell 6. *Multipel regressionsanalys för totalfosfor mot sjödjup, stationshöjd och filtrerad absorbans för oligotrofa och mesotrofa sjöar.*

Parameter	Signifikant
Sjödjup	Ja
Stationshöjd	Ja
Filtrerad absorbans	Ja
Sjötyp	Ja
Sjötyp * sjödjup	Nej
Sjötyp * stationshöjd	Nej
Sjötyp * filtrerad absorbans	Nej

Att det föreligger en skillnad mellan oligotrofa och mesotrofa sjöar endast med tanke på totalfosfor är inte konstigt då uppdelning av sjöarna är gjorda på just totalfosfor. Ingen av korsvariablerna med totalfosfor och sjödjup, höjd över havet eller absorbans uppvisar ett signifikant samband (se Tabell 6). Den styrande parametern

när man ser till totalfosfor visar sig vara filtrerad absorbans. Modellens förklaringsgrad är hög och ligger på 78 %. Sjödjup och stationshöjd uppvisar ett negativt samband med totalfosfor medan absorbans visar ett positivt samband.

#### 4.2.2 Biologiska kvalitetsfaktorer mot totalfosfor

Tabell 7. *Multipel regressionsanalys för totalbiomassa, andel cyanobakterier och TPI i oligotrofa och mesotrofa sjöar.*

	Totalfosfor	Sjötyp	Sjötyp * totalfosfor	Förklaringsgrad, R <sup>2</sup> -värde (%)
Totalbiomassa	*	n.s.	n.s.	49
Andel cyanobakterier	n.s.	n.s.	n.s.	4
TPI	*	***	*	42

Där \* = signifikant under 0,001

\*\* = signifikant över 0,001

\*\*\* = signifikant men nära signifikansgräns 0,05

Och n.s. = ej signifikant

#### *Biomassa*

Vid analys av totalbiomassa som biologisk kvalitetsfaktor i näringsfattiga sjöar plottades först samtliga sjöar mot varandra; totalfosfor som oberoende och biomassa som beroende variabel (se Bilaga 2 Figur 1). För att avgöra om sambandet skiljer sig mellan sjötyperna analyserades sedan de oberoende parametrarnas residualer (se Bilaga 2 Figur 2). Man fann att då ett kurvformat samband och en multipel regression utfördes för att kvantifiera skillnaden i lutning mellan de två sjötyperna.

Vid den multipla regressionen erhöles ett signifikant resultat endast för parametern totalfosfor (se Tabell 7). Detta betyder att totalfosforhalten är den styrande faktorn. Att sjötypsvariabeln och korsfaktorn mellan de oberoende parametrarna inte uppvisar något signifikant samband tyder på att det inte finns någon större skillnad rörande biomassa respektive sambandet mellan biomassa och totalfosfor för sjötyperna. Alltså kan en generell modell användas. Modellen har en förklaringsgrad på 49 %.

Då man analyserar de modellerade värdena för biomassa i oligotrofa och mesotrofa sjöar ser man att man måste använda logaritmerade värden för att modellen ska bli giltig (se Bilaga 2 Figur 3). Då man använder ologgade värden uppvisar datan ett strutformat mönster och en eventuell analys med dessa värden blir ogiltig (se Bilaga 2 Figur 4). Förklaringsgraden för de logaritmerade värdena är 50 % vilket kan antas



vara högt. Slutsatsen kan dras att logaritmerade värden borde användas för att modellen för totalfosfor och biomassa i oligotrofa och mesotrofa sjöar ska uppvisa så trovärdiga resultat som möjligt.

### *Cyanobakterier*

Inga parametrar är signifikanta för sambandet mellan andel cyanobakterier och totalfosfor då man jämför oligotrofa och mesotrofa sjöar (se Tabell 7). Detta skulle kunna tyda på att en modell för samtliga sjöar bör användas eftersom det inte finns någon skillnad mellan dem. Dock påvisar resultatet att det inte finns något samband mellan totalfosfor och andel cyanobakterier. Modellen bör förkastas.

### *TPI*

Den första analysen mellan sjötyperna görs med hjälp av enkel regressionsanalys där man plottar totalfosfor mot TPI (se Bilaga 2 Figur 5). En residualanalys genomförs för att avgöra om sambandet skiljer sig mellan sjötyperna. Ett kurvigt samband innebär en skillnad och tvärtom då det är linjärt. Analysen uppvisar ett kurvigt samband (se Bilaga 2 Figur 6). I och med detta resultat går analysen vidare med multipel regression för att kvantifiera skillnaden i lutning mellan de olika modellerna.

Samtliga parametrar är signifikanta då man studerar totalfosfor och TPI i oligotrofa och mesotrofa sjöar genom multipel regression (se Tabell 7). Dock ligger sannolikhetsvärdet för att TPI skiljer sig mellan de olika sjötyperna nära signifikansnivån på 5 %. Detta innebär att det finns en skillnad mellan modellerna för respektive sjötyp, om än liten. Om man tittar på VIF-värdet för den parametern ligger det på 6,3 vilket är relativt högt och tyder på en svag korrelation med en annan parameter. Den styrande parametern i denna modell är totalfosfor varpå korsvariabeln kommer. Att korsvariabeln är signifikant indikerar att det finns en skillnad mellan hur TPI varierar med ökande fosforhalt. Dessa bör därför undersökas närmare för att se vari skillnaden ligger. 42 % av datan förklaras av modellen.

Då man studerar sambandet mellan det modellerade värdet för TPI mot det verkliga värdet för TPI i oligotrofa och mesotrofa sjöar uppvisas en svagt strutliknande form (se Bilaga 2 Figur 7). Detta indikerar att modellen kanske inte bör användas.

Tabell 8. Enkel regressionsanalys för TPI mot totalfosfor i oligotrofa och mesotrofa sjöar.

	Oligotrofa sjöar	Mesotrofa sjöar
Förklaringsgrad, $R^2$ -värde (%)	14	26
Antal observationer	81	30
Lutning	1,25	5,27

Då man undersöker vari skillnaden ligger mellan oligotrofa och mesotrofa sjöar med avseende på totalfosfor och TPI, ser man att förklaringsgraden är relativt låg för båda modellerna (se Tabell 8). Lutningen skiljer sig mycket då den är 1,2 för oligotrofa och 5,3 för mesotrofa sjöar. Man kan även utläsa att fosfor är mer styrande för TPI i de mesotrofa sjöarna då sannolikhetsvärdet för den ligger något lägre, dock är båda signifikanta. Detta resultat påvisar att det finns ett starkare samband mellan fosfor och TPI i de mesotrofa sjöarna. Dock baserar sig det resultatet på färre observationer vilket gör att osäkerheten i modellen blir större. Det skiljer sig mellan medelvärdet för TPI mellan sjötyperna. I oligotrofa sjöar ligger det på -1,18 och i de mesotrofa på -0,18. Detta är väntat i och med att arter som indikerar näringsfattighet har lägre TPI-värden.

### 4.3 Jämförelse av statusklassificering

Nedan redovisas en sammanställning av statusklassificeringarna för totalfosfor och de tre biologiska kvalitetsfaktorerna totalbiomassa, andel cyanobakterier och TPI. I den första tabellen har totalfosfor jämförts med respektive index. I den andra tabellen har kvalitetsfaktorerna jämförts med varandra. Analysen har gjorts genom att titta på om parametrarna ger en sjö samma status; God eller Ej god status.

#### 4.3.1 Totalfosfor mot biologiska parametrar

Klassificeringen enligt bedömningsgrunderna görs i en femgradig skala; Hög, God, Måttlig, Otillfredsställande och Dålig (se Tabell 1). God status i tabellerna nedan motsvaras av statusklassningarna Hög och God status. Ej god status motsvaras av statusklassningarna Måttlig, Otillfredsställande och Dålig status. Detta är gjort enligt bedömningsgrunderna för sjöar. Vissa sjöar saknar klassning för något av indexen beror på att någon av de ingående beräkningsparametrarna för referensvärdet har saknats. Detta innebär följaktligen att det saknas en klassning även i detta avseende.

Tabell 9. Jämförelse av totalfosforklassning mot de biologiska kvalitetsfaktorernas klassningar.

	Biomassa god	Biomassa Ej god	Andel cya- nobakterier God	Andel cya- nobakterier Ej god	TPI God	TPI Ej god
Totalfosfor God	105	3	99	4	87	20
Totalfosfor Ej god	0	0	0	0	0	0

De tre sjöarna som har hög totalbiomassa (se Tabell 9) utmärker sig genom att samtliga ligger i norra Sverige och är oligotrofa. Sjöarna har förhöjda värden för följande artgrupper, sorterade i högst till lägst totalbiomassa:

Tabell 10. *Sjöar med förhöjda halter av totalbiomassa samt de artgrupper som utmärker sig.*

Sjö	Artgrupper
Långsjön	Dinophyceae, Chlorophyta*
V. Rännöbodsjön	Synurophyceae, Dinophyceae, Cyanobacteria, Cryptophyta
Pahajärvi	Dinophyceae, Cyanobacteria

\*Tydligt förhöjd halt

De fyra sjöarna som har hög andel cyanobakterier (se Tabell 9) utmärker sig genom att samtliga ligger i södra Sverige. De har förhöjda värden inom följande artgrupper (sorterade från högst andel cyanobakterier till lägst):

Tabell 11. *Sjöar med förhöjda halter av andel cyanobakterier samt de artgrupper som utmärker sig.*

Sjö	Artgrupper
Horsan	Charophyta, Cyanobacteria
Alsjön	Cyanobacteria, Chlorophyta, Chrysophyceae
Bästräsk	Bacillariophyta
Lilla Öresjön	Cyanobacteria

Av de tjugo sjöar som har förhöjda TPI-värden (se Tabell 9) ligger nio stycken i norra Sverige och elva stycken i södra Sverige.

Vid klassning av sjöarna på endast totalfosfor så hade 100 av totalt 114 sjöar Hög status, åtta stycken hade God och sex stycken saknade klassning. Detta på grund av att referensvärdet inte kunde räknas ut då någon av parametrarna sjödjup, stationshöjd och absorbans saknades.

Då man klassade på totalbiomassa hade 76 stycken Hög status, 32 hade God, två hade Måttlig, en var Otillfredsställande och en hade Dålig status. Två stycken hade ingen klassning. Vid andel cyanobakterier erhöles 93 stycken sjöar av Hög status, nio av God, fyra av Måttlig och en av Dålig status. Sju stycken sjöar hade ingen klassning alls. Slutligen erhöles man 59 stycken av Hög status, 29 av God, nio av Måttlig, fyra av Otillfredsställande och tio av Dålig status då man klassade på TPI. Tre av sjöarna erhöles ingen TPI-klassning.

Enligt Tabell 9 kan man också utläsa att vid jämförelse av totalfosforklassningen mot bioindexen klassas sjöarna i 76,3 % (biomassa), 86,8 % (andel cyanobakterier) och 92,1 % (TPI) av fallen till God status både i fosfor- och bioindexklassningen. I 2,6 %, 3,5 % samt 17,5 % av fallen klassas sjöarna till God status enligt fosforklassningen medan den biologiska kvalitetsfaktorn klassar sjön som Ej God. Övriga procentandelar gäller sjöar som saknar klassning för det ena, andra eller både fosfor och bioindex.

#### 4.3.2 Biologiska parametrar mot varandra

Tabell 12. Jämförelse av de biologiska parametrarnas statusklassificering mot varandra.

	Andel cyanobakterier God	Andel cyanobakterier Ej god	TPI God	TPI Ej god
Biomassa God	98	5	87	20
Biomassa Ej god	4	0	1	3
Andel cyanobakterier God	-	-	83	19
Andel cyanobakterier Ej god	-	-	1	3

I tre sjöar vid jämförelse av biomassa och TPI samt andel cyanobakterier och TPI har Ej God status uppmätts i båda fall, alltså att statusen för sjön antingen är klassad som Måttlig, Otillfredsställande eller Dålig enligt den ekologiska kvoten för båda parametrarna. Då TPI är inblandad i jämförelsen ser man att det finns en större andel sjöar som är klassade olika enligt parametrarna. Man kan även utläsa att TPI är det index som klassar flest sjöar som Ej God status. Vid jämförelsen av biomassa och andel cyanobakterier saknades värden för sju stycken sjöar, för biomassa och TPI saknades tre och för andel cyanobakterier och TPI saknades åtta värden.

## 5 Diskussion

### 5.1 Krävs en revidering av referensvärdet för totalfosfor för att kunna användas i näringsfattiga sjöar?

Det finns en skillnad mellan brunhet i norra och södra Sverige där södra Sverige uppvisar högre halt av organiskt kol och filtrerad absorbans. Man kan alltså tänka sig att man måste ta mer hänsyn till att det finns en naturlig brunhet (mycket organiskt material) i de sydligare sjöarna från början, dvs i deras naturliga tillstånd. Att det förekommer en skillnad i brunhet tas i beaktande i beräkningen för referensvärdet idag, dock antas sambanden vara lika i hela landet. I den multipla regressionen för referensparametrarna (se Tabell 2) kan man utläsa att korsfaktorn mellan dummyvariabeln och den filtrerade absorbansen inte är signifikant. Detta innebär att det inte finns någon korrelation mellan parametrarna i någon av regionerna, lutningen mellan totalfosfor och absorbansen är lika i norra och södra Sverige. Alltså behöver man inte justera beräkningsformeln för referensvärdet med avseende på sambandet mellan absorbans och fosfor och alltså sjöarnas skillnad i brunhet.

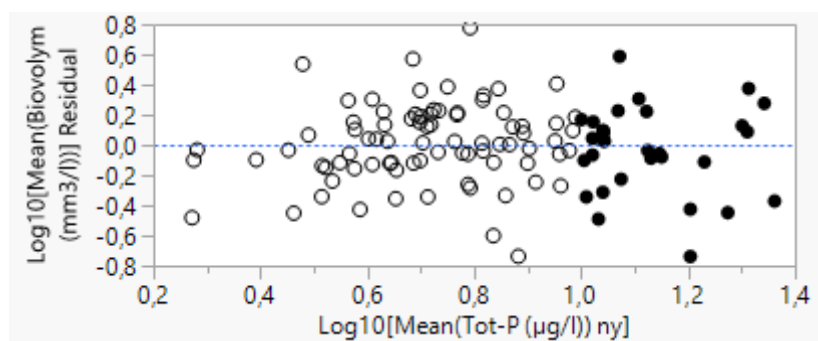
Fosforhalten varierar för parametrarna absorbans, stationshöjd och sjödjup. Dock påvisar inte resultatet någon skillnad mellan regionerna. Om man ser till sambandet mellan sjödjup och totalfosfor kan man se i Tabell 2 att det är signifikant då man tittar på samtliga sjöar. Det är en negativ korrelation, dvs totalfosfor minskar med djupet. Det finns ingen skillnad mellan regionerna, oavsett var man är i landet ser sambandet lika ut. Man kan tycka att sambandet mellan stationshöjd och totalfosfor bör skilja sig mellan regionerna, dock behöver detta inte vara konstigt. Det betyder bara att sambandet mellan parametrarna är samma i de olika regionerna även om medelhöjden är högre i norra Sverige. Detta samband är negativt, dvs att totalfosforhalten minskar med ökande stationshöjd. Även den filtrerade absorbansen korrelerar med totalfosfor, men är positiv. Absorbansen uppvisar även starkast korrelation med fosfor i samtliga sjöar. Fosfor binds via järnkomplex i humusen vilket ger absorbans och kan också vara bundet till det organiska materialet i sjön (Fölster, 2014). Man ser samma resultat då sjöarna är uppdelade i norra och södra Sverige som i oligotrofa och mesotrofa sjöar.

Att förklaringsgraden är hög samt att parametrarna är signifikanta tyder på att det är samma kvalitet av organiskt material i näringsrika och näringsfattiga sjöar. Detta innebär att dagens bedömningsgrunder för fosfor kan användas i näringsfattiga likväl som i näringsrika sjöar. Dessutom indikerar detta resultat att man inte behöver

justera beräkningsformeln för totalfosforreferensvärdena för olika regioner och trofinivåer, i detta fall norra och södra Sverige samt för oligotrofa och mesotrofa sjöar.

## 5.2 Kan man tillämpa de biologiska kvalitetsfaktorerna i näringsfattiga sjöar, i olika regioner och typer av sjöar?

Då man ser till totalbiomassa och totalfosfor uppvisas för det första ett starkt samband i näringsfattiga sjöar. Vid tillförsel av fosfor kommer totalbiomassan att öka. Det indikerar även ett skilt samband för norra och södra Sverige (se Tabell 3), dock inte för oligotrofa och mesotrofa sjöar (se Tabell 7). Att det förra uppvisar en skillnad i korrelation mellan parametrarna, där norra Sverige uppvisar en högre känslighet för tillförd fosfor än södra, kan innebära flera saker. Dels indikerar det att biomassa i större grad styrs av andra faktorer än fosfor, till exempel väder vind eller temperatur, i södra Sverige. Kanske kan detta bero på att sjöarna i södra Sverige är brunare vilket innebär att en större del av fosfor är otillgänglig för växtplankton. Det borde också betyda att man bör ha olika gränser mellan god och måttlig status i dessa två delar av landet. Man bör ha en högre ekologisk kvot för totalfosfor i norra Sverige. Detta skulle innebära att färre av de näringsfattiga sjöarna i norra Sverige klassas som hög status, vilket kan vara en rimlig tanke då lutningen indikerar att dessa sjöar är känsligare mot tillförd fosfor (med avseende på totalbiomassa) och på så vis "lättare" blir övergödda i denna mening. Att det inte föreligger någon skillnad mellan oligotrofa och mesotrofa sjöar med avseende på biomassa och totalfosfor indikerar att det inte krävs en justering av den ekologiska kvoten då man ser till mycket näringsfattiga vatten (se Figur 2).



Figur 2. Residualanalys av totalbiomassa mot totalfosfor för samtliga sjöar. Ifyllda ringar representerar mesotrofa sjöar och oifyllda ringar representerar oligotrofa sjöar.

Totalfosfor och andel cyanobakterier uppvisar inget samband vare sig för norra och södra Sverige eller för oligotrofa och mesotrofa sjöar. I näringsfattiga sjöar är alltså inte andel cyanobakterier en trovärdig biologisk kvalitetsfaktor att använda sig av

då man vill upptäcka övergödning. Varför det är så kan man tänka sig beror på att cyanobakterier trivs under förhållanden då fosfor finns i relativt höga halter, vilket inte är fallet för sjöarna i denna studie då alla sjöar över 25 µg P/l har filtrerats bort. Då man tillför fosfor bör man se en liten ökning av andel cyanobakterier, dock ytterst liten i och med att miljön fortfarande är ofördelaktig. Dagens bedömningsgrunder använder denna kvalitetsfaktor, antagligen för att dessa är baserade på mer näringsrika sjöar där det finns en stark korrelation mellan andel cyanobakterier och totalfosfor.

Sambandet mellan TPI och totalfosfor påvisar en skillnad mellan oligotrofa och mesotrofa sjöar så väl som skillnader i norra och södra Sverige. Tillförd fosfor ger fler indikatorarter i sjön och således ett högre TPI. I dagens bedömningsgrunder är TPI troligen framtaget för näringsrika vatten i södra Sverige, vilket resultatet i Figur 10, 11, 23 och 24 stärker. Lutningen för regionerna indikerar att TPI är mycket känsligare för tillförd fosfor i södra Sverige, även förklaringsgraderna styrker en starkare korrelation i södra Sverige. Skillnaden mellan modellerna för regionerna kan ligga i att medelvärdet för TPI skiljer sig mycket. Man kan även tänka sig att de arter som ingår i det trofiska planktonindexet till lägre grad förekommer i de nordligare sjöarna och därför inte uppvisar ett lika starkt samband. Kanske bör TPI som kvalitetsfaktor alltså justeras, se över vilka arter som ingår i indexet för att bättre passa sjöar i alla delar av landet. Risken finns att sjöarna i norra Sverige felaktigt klassas som hög status (dvs med låga TPI-värden), för att arterna i indexet inte finns i dessa regioner. Det finns även en skillnad i hur fosfor och TPI korrelerar med varandra mellan oligotrofa och mesotrofa sjöar, där de i de allra näringsfattigaste vattnen uppvisar en mindre känslighet för tillförd fosfor. Detta styrker ovanstående påstående ytterligare – att arterna i TPI inte förekommer lika mycket i näringsfattiga sjötrofnivåer och behöver justeras för att passa samtliga sjötyper. Dock måste man ha i åtanke att modellen för de mesotrofa sjöarna endast innehåller 30 sjöar medan de oligotrofa sjöarna innehåller 81 stycken. Detta påverkar osäkerheten i resultatet som så att modellen för de mesotrofa sjöarna har en större risk att visa slumpmässiga resultat. Dock är båda modellerna signifikanta.

I dagens bedömningsgrunder för biomassa, andel cyanobakterier och TPI används olika gränsvärden för olika regioner (de delar upp referensvärdesberäkningen i norra och södra Sverige). De resultat som framkommit i denna studie stärker detta påstående i och med att de parametrar som kan användas i näringsfattiga sjöar (biomassa och TPI) uppvisar ett skilt samband mellan regionerna.

### 5.3 Måste man justera bedömningsgrunderna för de biologiska kvalitetsfaktorerna för att kunna tillämpas i näringsfattiga sjöar?

Då de flesta sjöarna är utvalda för att vara referenser samt att de eutrofa sjöarna filtrerats bort förväntar man sig att de flesta sjöar uppnår god status enligt statusklassificeringen. Detta är dock inte fallet enligt Tabell 9, där man ser att tre av sjöarna uppvisar en förhöjd biomassa, fyra en förhöjd andel cyanobakterier och tjugo stycken har höga värden på TPI. Samtliga sjöar uppnår dock god status vid klassificering av totalfosfor. Resultat för frågan vidare om hur bedömningsgrunderna för de index som inte uppnår god status ska justeras, eller vad det kan tänkas bero på.

Man kan tänka sig att de klassningar som sattes till ej god för biomassa (se Tabell 10) kan bero på en felklassning för att de ligger nära klassgränsen för god och måttlig status. Vid vidare analys av detta såg man att de är klassade som antingen otillfredsställande eller dålig status vilket utesluter den möjligheten. Dock upptäcktes vissa samband mellan de sjöar som hade hög andel totalbiomassa. Samtliga ligger i norra Sverige och är oligotrofa, vilket indikerar som tidigare nämnts att näringsfattiga sjöar är känsligare för tillförd fosfor. Som tidigare diskuterats kan dagens bedömningsgrunder för fosfor användas i näringsrika och näringsfattiga sjöar. Man behöver inte använda olika referensberäkningsformler för norra och södra Sverige, dock krävs en justering av den ekologiska kvoten. Statusklassificeringen för biomassa, där de tre sjöar som uppvisar ej god status ligger i norra Sverige, stärker detta påstående. En höjning av gränsen mellan god och måttlig status för fosfor i norra Sverige skulle innebära att mindre fosfor får tillsättas för att uppnå god status, en önskvärd effekt då detta också innebär att en mindre mängd biomassa får förekomma i sjöarna.

Att några av sjöarna enligt andel cyanobakterier klassas som ej god status (se Tabell 11) kanske inte behöver läggas så stor vikt vid då det tidigare påvisats är andel cyanobakterier inte är en tillförlitlig kvalitetsfaktor i näringsfattiga sjöar. Dock upptäcktes ett samband för de fyra sjöarna som har förhöjd andel cyanobakterier – att de ligger i södra Sverige. Enligt tidigare regressionsanalyser över regionerna kan man fastslå att det är mycket svaga samband mellan cyanobakterier och fosfor, i båda regionerna. En möjlighet skulle kunna vara att dessa fyra sjöar har något högre halter av fosfor, då jordbruk i större utsträckning bedrivs i dessa delar av landet. Vid analys av halten totalfosfor och andel jordbruksmark i avrinningsområdet för dessa sjöar ligger de dock inte i den övre delen av spektrumet, dvs nära gränsen på 25 µg P/l respektive 10 %, vilket utesluter den möjligheten.



För de sjöar som har förhöjda TPI-värden ligger ungefär hälften i norra respektive södra Sverige. Som tidigare diskuterat fungerar TPI sämre i norra Sverige (se Tabell 3), alltså TPI är inte lika känslig för tillförd fosfor där som i södra Sverige. Mer fosfor måste tillsättas för att uppnå ej god status i norra sjöarna och mindre fosfor måste tillsättas för att uppnå ej god status i södra sjöarna. Detta kan som sagt bero på att färre indexarter finns i norr. Ett väntat resultat skulle i så fall kunna vara att samtliga tjugo sjöar av ej god status i resultatet skulle ligga i söder, vilket inte är fallet. Nio stycken ligger i norr. I och med att dessa sjöar togs fram med syftet att vara referenssjöar och alltså relativt opåverkade av människan, så kanske man kan tänka sig att gränsvärdet för totalfosfor är för högt. Alltså gränsen för hur mycket fosfor man får tillföra ligger för högt för näringsfattiga sjöar. Det spelar ingen roll var i landet de ligger i och med att resultatet visar på förhöjda TPI-halter i både norr och söder. Man kan alltså dra slutsatsen att TPI är en osäker kvalitetsfaktor för näringsfattiga sjöar överlag och det blir sämre ju mer näringsfattiga sjön är. Man måste justera de arter som ingår i indexet. Dessutom skulle detta kunna innebära att man måste skilja på bedömningsgrunderna för norra och södra Sverige.

Enligt dessa tre olika klassningssystem kan man dra slutsatsen att det inte blir samma klassning på alla sjöar då man använder de fyra ovanstående klassningssystemen. Då man jämför de biologiska kvalitetsfaktorerna med varandra (se Tabell 11) erhålls samma resultat – en mycket varierande klassning där man egentligen förväntat sig god status enligt samtliga parametrar. TPI erhöll sämst resultat i båda jämförelserna. I och med den varierande klassningen för dessa index kan man dra slutsatsen att det bör genomföras en interkalibrering dem emellan då man använder dem i näringsfattiga sjöar. Enligt tidigare resultat har dock andel cyanobakterier helt uteslutits som index i näringsfattiga sjöar, därav krävs ingen sammanvägning för detta index. TPI kräver enligt tidigare resonemang en revidering av de arter som ingår i indexet för att bättre passa i dessa näringsfattiga sjöar. Därav behöver ingen interkalibrering genomföras. Efter revideringen av TPI kan det dock vara intressant att testa ifall totalbiomassa och TPI ger samma klassning för att därefter kunna avgöra om det krävs ytterligare interkalibrering.

### 5.3.1 Förslag på vidare studier

För att denna studie ska vara av nytta bör man använda de resultat som tagits fram och jämföra med likvärdiga studier från näringsrika sjöar. Detta för att mer precist skapa förståelse för hur man ska justera bedömningsgrunderna för att bättre passa näringsfattiga sjöar. Att tydligt se vari skillnaden ligger mellan olika trofnivåer och sambanden mellan kemi och biologi kan ge större kunskap om hur växtplankton och näringsämnen samverkar. Vidare studier på hur TPI ska justeras måste genomföras där man tar fram nya indexarter samt eventuellt om det ska regionanpassas. På

samma vis måste en grundligare analys av totalbiomassa i näringsfattiga sjöar göras för att fastlägga nya bedömningsgrunder för norra och södra Sverige. I och med att denna studie påvisat att det krävs vissa förändringar i bedömningsgrunderna för att kunna tillämpas på näringsfattiga sjöar, kan det vara av intresse att genomföra samma analys på andra kvalitetsfaktorer, så som bottenfauna, makrofyter och fisk i näringsfattiga sjöar.

### 5.3.2 Slutsatser

Man kan använda samma beräkningsformel av fosfors referensvärde i näringsfattiga och näringsrika sjöar och man behöver inte skilja på norra och södra Sverige eller oligotrofa och mesotrofa sjöar.

Totalbiomassa kan användas som kvalitetsfaktor i näringsfattiga sjöar. Dock måste man skilja på näringsrika och näringsfattiga sjöar med avseende på detta bioindex, samt skilja på den ekologiska kvoten för fosfor mellan norra och södra Sverige genom att höja gränsvärdet för god status på den i norr.

Då andel cyanobakterier och totalfosfor uppvisar mycket svaga samband kan slutsatsen dras att man inte bör använda detta index i näringsfattiga sjöar.

Man kan använda TPI som index i näringsfattiga sjöar, dock måste man se över indikatorarterna för att det ska kunna användas nordliga och näringsfattiga sjöar. TPI uppvisar sämre samband med fosfor i norra Sverige och oligotrofa sjöar, vilket betyder att indexet måste justeras för att fungera i dessa sjöar.

## 6 Referenser

- 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. Umeå: Institutionen för ekologi och miljö, Umeå Universitet. (Aquatic Sciences; 2010:72).
- Elser, J. J., Marzolf, E. R. & Goldman, C. R. (1990). Phosphorus and Nitrogen Limitation of Phytoplankton Growth in the Freshwaters of North America: A review and Critique of Experimental Enrichments. Vol. 47, pp 1468–1477.
- Fölster, J. (2014). Bedömningsgrunder för näringsämnen i sjöar och vattendrag. En sammanfattning av kunskapsläget med rekommendationer för statusklassningar. Uppsala: Institutionen för vatten och miljö, SLU. (2014:9).
- Fölster, J. & von Brömssen, C. (2012). Osäkerhet i statusklassning - Näringsämnen i sötvatten i skogslandskapet [online]. Uppsala: Institutionen för vatten och miljö, SLU. (2012:6).
- Grandin, U. (2013). Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare. Uppsala: Naturvårdsverket.
- Havs- och vattenmyndigheten (2013a). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.
- Havs- och vattenmyndigheten. Miljöövervakning. [online] (2013b-07-08). Available from: <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljoovervakning.html>. [Accessed 2016-05-03].
- Havs- och vattenmyndigheten. Fosfor i sjöar och vattendrag. [online] (2014a-09-10). Available from: <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/data--statistik/officiell-statistik/officiell-statistik--havs--och-vattenmiljo/fosfor-i-sjoar-och-vattendrag.html>. [Accessed 2016-05-02].
- Havs- och vattenmyndigheten. Miljöövervakningens programområde Sötvatten. [online] (2014b-02-12). Available from: <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljoovervakning/miljoovervakningens-programomrade-sotvatten.html>. [Accessed 2016-05-07].
- Huser, B. J. & Fölster, J. (2013). Prediction of Reference Phosphorus Concentrations in Swedish Lakes. Uppsala: Institutionen för vatten och miljö, SLU. (Environmental Science and Technology; 2013:47).
- Naturvårdsverket (2006). Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. [online]. Naturvårdsverkets författningssamling. Available from: [http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/bottenviken/beslut-fp/beskrivning-vattendistriktet/NV\\_Foreskrift\\_kartlaggning\\_analys.pdf](http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/bottenviken/beslut-fp/beskrivning-vattendistriktet/NV_Foreskrift_kartlaggning_analys.pdf). [Accessed 2016-06-07].
- Naturvårdsverket (2007). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. ISBN 978-91-620-0148-3.
- Svensson, J.-E. & Lundberg, S. (2014). Plankton i Tyresö-Flaten och Albysjön: resultat från en undersökning i augusti 2013 [online]. (2014:1).

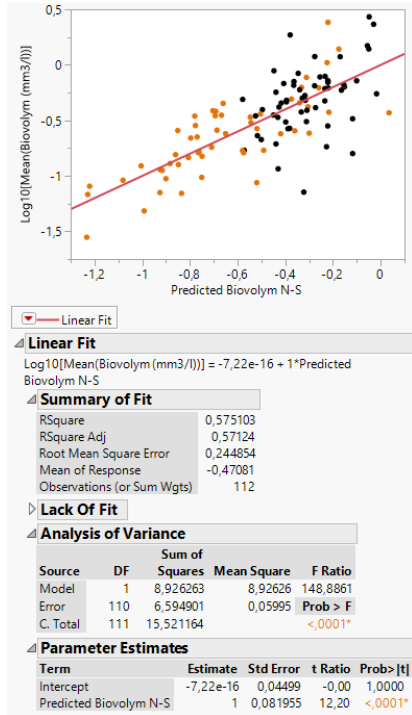
- Sverige Lantbruksuniversitet. Kvalitetsarbete. [online] (2015-06-24). Available from: <http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/kvalitetsarbete/>. [Accessed 2016-05-16].
- Sveriges Lantbruksuniversitet (2009). Provtagningsmanual.
- Willén, E. (2005). Växtplankton i sjöar Revidering av bedömningsgrunder [online]. Uppsala: Institutionen för Miljöanalys. (2005:1).

# Bilaga 1

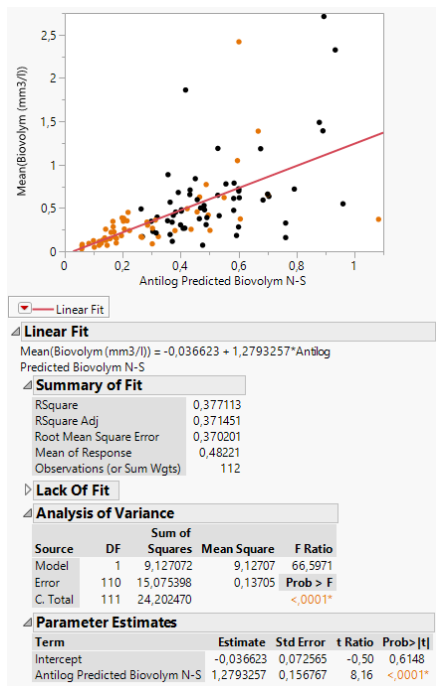
## NORRA OCH SÖDRA SVERIGE

### Totalbiomassa

Actual mot predicted



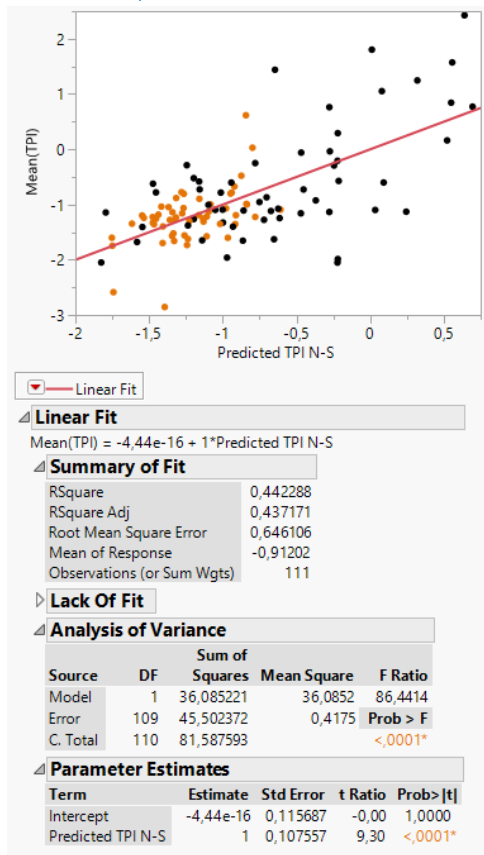
Figur 1 Uppmätta och modellerade värden för logariterade värden på totalbiomassa i hela Sverige.



Figur 2 Uppmätta och modellerade värden för ologariterade värden på totalbiomassa i hela Sverige.

## TPI

Actual mot predicted

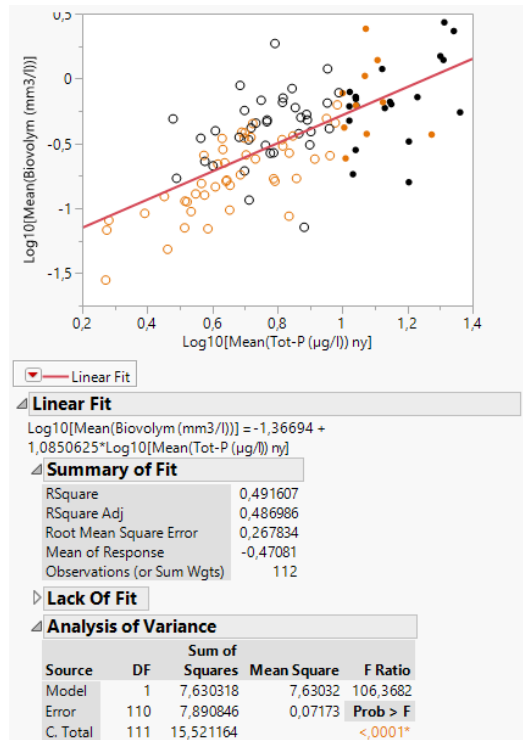


Figur 3 Uppmätta och modellerade ologaritmerade värden för TPI i hela Sverige.

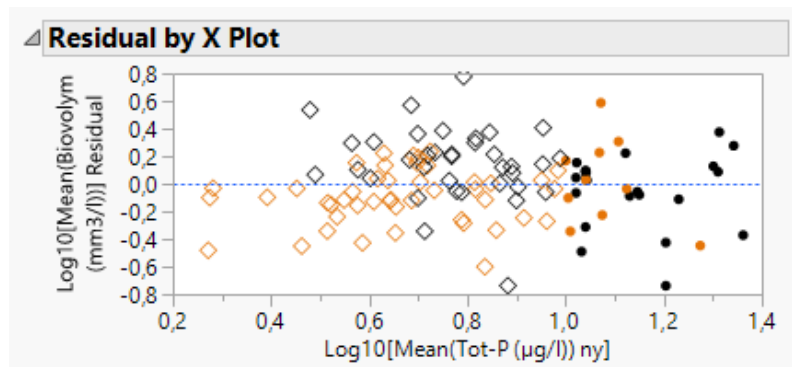
# Bilaga 2

## OLIGOTROFA OCH MESOTROFA SJÖAR

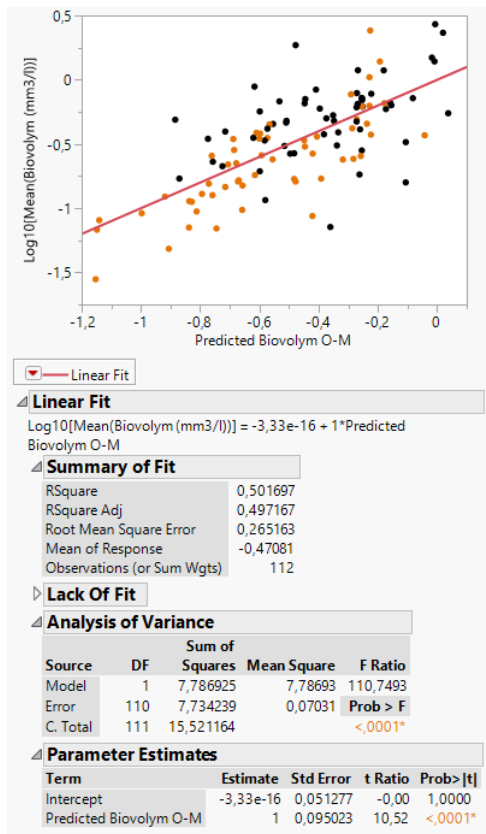
### Biomassa



Figur 1 Enkel regression av totalbiomassa och totalfosfor för samtliga sjöar. Ifyllda ringar representerar mesotrofa sjöar och oifyllda ringar representerar oligotrofa sjöar.

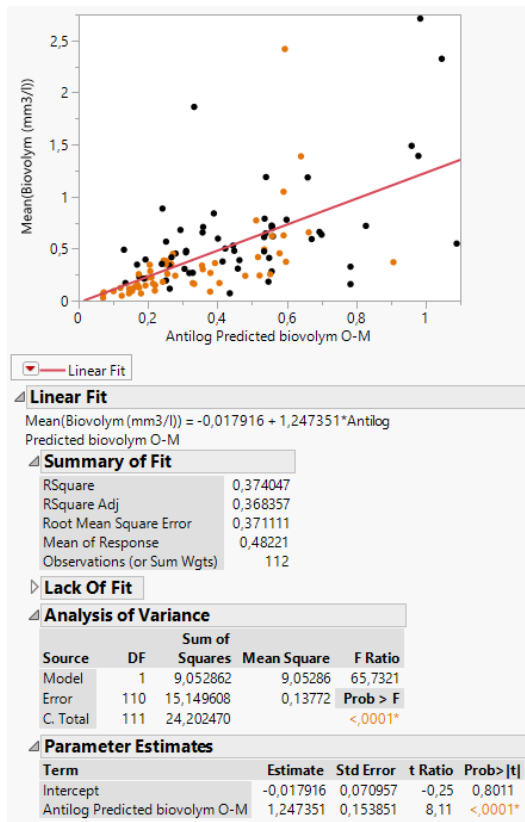


Figur 2 Residualplot för totalbiomassa mot totalfosfor för samtliga sjöar. Ifyllda ringar representerar mesotrofa sjöar och oifyllda ringar representerar oligotrofa sjöar.



Figur 3 Uppmätta och modellerade logaritmerade värden för totalbiomassa i oligotrofa och mesotrofa sjöar.

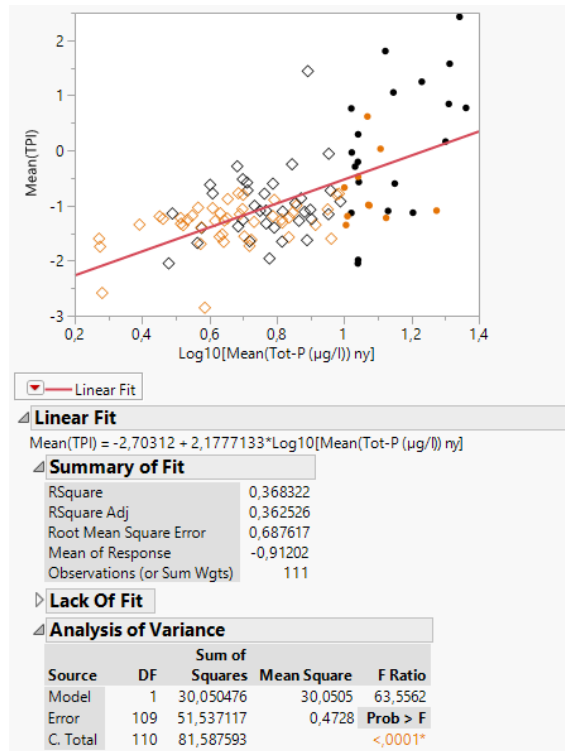
#### Actual mot Predicted



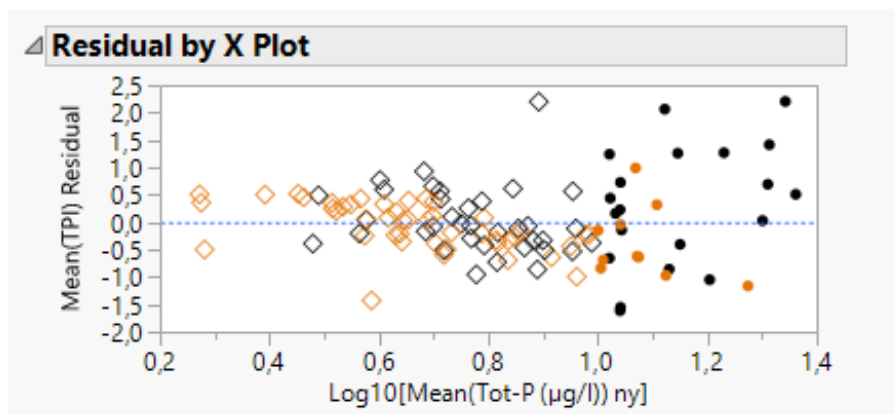
Figur 4 Uppmätta och modellerade ologaritmerade värden för totalbiomassa i oligotrofa och mesotrofa sjöar.



## TPI

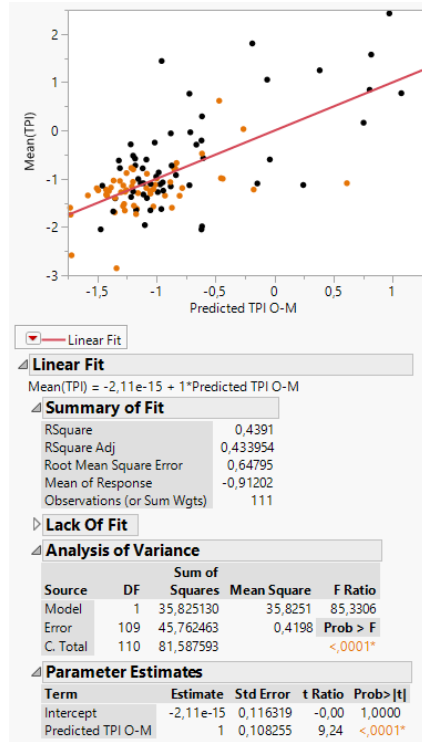


Figur 5 Enkel regression av TPI och totalfosfor för samtliga sjöar. Ifyllda ringar representerar mesotrofa sjöar och oifyllda ringar representerar oligotrofa sjöar.



Figur 6 Residualplot för TPI mot totalfosfor för samtliga sjöar. Ifyllda ringar representerar mesotrofa sjöar och oifyllda ringar representerar oligotrofa sjöar.

## Actual mot predicted



Figur 7 Uppmätta och modellerade värden för ologariterade värden på TPI i oligotrofa och mesotrofa sjöar.