



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 21033

Examensarbete 30 hp  
Juni 2021

# Vid vilka förhållanden frodas kvävefixerande cyanobakterier i Mälaren?

---

Elin Flodin

# Referat

## Vid vilka förhållanden frodas kvävefixerande cyanobakterier i Mälaren?

*Elin Flodin*

Mälaren är Sveriges tredje största sjö och även den dricksvattentäkt som försörjer flest människor i Sverige med vatten. Ett hot mot Mälarens vattenkvalité är algblomningar då vissa cyanobakterier producerar giftiga cyanotoxiner. Under 60-talet ledde övergödningen i Mälaren till kraftiga algblomningar och för att kunna råda bot på problemet infördes ett övervakningsprogram som nu har följt Mälarens utveckling i snart 60 år. I denna studie undersöktes med hjälp av detta övervakningsprogram vid vilka förhållanden cyanobakterier, framförallt de kvävefixerande *Nostocales*, frodas i Mälaren. Därefter önskades slutsatser kunna dras om vilka åtgärder som kan vara lämpliga för hålla nere populationen och därmed inte utgöra en risk för dricksvattenkvalitén.

Först genomfördes en långtidsstudie för att analysera vilka parametrar som historiskt har haft den tydligaste kopplingen till biovolymen växtplankton, cyanobakterier och *Nostocales* med hjälp av en multivariat regressionsmodell (PLS). Från detta framgick att de undersökta parametrarna kunde förklara 29 % av variationen i biovolymen för växtplankton, 41 % för cyanobakterier och 45 % för *Nostocales*. För växtplankton var pH och siktdjup de parametrar som kunde förklara störst del av variationen i biovolym och för cyanobakterier och *Nostocales* var istället vattentemperaturen, oorganiskt kväve/totalfosfor samt halten oorganiskt kväve de parametrar som hade tydligast koppling till biovolymen.

Därefter genomfördes en säsongstudie för att kunna förklara nutida halter och säsongvariationer för fem av Mälarens mätstationer (Ekoln, Galten, Granfjärden, Görväln och Södra Björkfjärden). Variationen av halten cyanobakterier kopplades närmast till temperaturen eftersom cyanobakterierna till stor del var begränsade till sommar och sensommar. Övriga växtplankton kunde däremot förekomma i höga halter även under våren. Att Ekoln hade betydligt högre halter oorganiskt kväve än Galten skulle kunna förklara skillnaden i andelen *Nostocales* mellan de två mätstationerna, där Galten hade en stor andel *Nostocales* och Ekoln en låg andel. Dock kunde kvävehalten inte förklara skillnader i fördelning mellan kvävefixerande och icke kvävefixerande cyanobakterier för de andra mätstationerna. Galtens stora tillrinning, grunda förhållanden och artrikedom skulle även kunna förklara bassängens höga halter av växtplankton under hela året.

Då temperaturen visat sig vara den parameter med tydligast koppling till cyanobakteriernas tillväxt är att begränsa den globala uppvärmningen den viktigaste åtgärden för att förhindra en ökad algblomning i framtiden. Kring resterande parametrar var slutsatser svåra att dra och i och med osäkerheten i frågan är en fortsatt noggrann miljöövervakning och handlingsplan när problemen väl uppstår av stor vikt.

**Nyckelord:** Mälaren, algblomning, cyanobakterier, kvävefixering, *Nostocales*

*Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Lennart Hjelmns väg 9, SE-756 51 Uppsala, Sverige. ISSN 1401-5765.*

# Abstract

## Which conditions benefit nitrogen-fixing cyanobacteria in lake Mälaren?

*Elin Flodin*

Lake Mälaren is the third largest lake in Sweden and the source of drinking water for two million people. A threat to the water quality of Lake Mälaren is algal blooms since some cyanobacteria produce toxic cyanotoxins. In the 1960s, eutrophication in Lake Mälaren led to heavy algal blooms and in order to handle the problem, a monitoring program was introduced that has now followed Lake Mälaren's development for almost 60 years. In this study, the conditions under which cyanobacteria, especially the nitrogen-fixing *Nostocales*, thrive in Lake Mälaren was analysed using data from the monitoring program. Thereafter the goal was to draw conclusions regarding which measures may be needed to keep the population down so as not to pose a risk to drinking water quality.

To begin with, a long-term study was conducted to analyse which parameters have historically had the clearest connection to the biovolume of phytoplankton, cyanobacteria and *Nostocales* using a multivariate regression model (PLS). This showed that the examined parameters could explain 29 % of the variation in phytoplankton biovolume, 41 % of the variation in the cyanobacteria biovolume and 45 % of the variation in *Nostocales* biovolume. For phytoplankton, pH and water transparency were the parameters that could explain most of the variation in biovolume, and for cyanobacteria and *Nostocales*, water temperature, the ratio between inorganic nitrogen and total phosphorus and the content of inorganic nitrogen were the parameters most clearly linked to the biovolume.

Thereafter, a seasonal study was conducted to help explain current levels and seasonal variations for five of Lake Mälaren's measuring stations (Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvälén and Södra Björkfjärden). The variation of the cyanobacteria level was most closely linked to the temperature, as cyanobacteria was mostly limited to the summer. The ratio between inorganic nitrogen and total phosphorus and the content of inorganic nitrogen seemed to be an explanation for the difference between the high share of *Nostocales* in Galten where nitrogen was scarce, and the low proportions in Ekoln where nitrogen was abundant, but did not explain the distribution between nitrogen-fixing and non nitrogen-fixing cyanobacteria in the other basins. Galten's large inflow, shallow conditions and species richness could also explain the basin's high levels of phytoplankton throughout the year.

With temperature as the parameter most clearly linked to the content of cyanobacteria, limiting global warming is the most important of measures to prevent increased algal blooms in the future. With regard to the remaining parameters, conclusions were difficult to draw and due to the uncertainty in the matter, continued close environmental monitoring and an action plan once the problems arise are of great importance.

**Keywords:** Lake Mälaren, algae blooms, cyanobacteria, nitrogen fixation, *Nostocales*

*Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Lennart Hjelm's väg 9, SE-756 51 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765.*

## Förord

På uppdrag av Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) har jag under vårterminen 2021 fått möjlighet att genomföra detta examensarbete som avslutning på min fem år långa civilingenjörsutbildning i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och SLU. Som handledare har Stina Drakare vid Institutionen för vatten och miljö, SLU, bidragit med enormt mycket kunskap och väglett mig genom hela detta projekt och jag vill därför rikta ett stort tack till henne! Våren hade inte varit detsamma utan våra fina fredagszoommöten. Jag vill även tacka Stephan Köhler vid Institutionen för vatten och miljö, SLU, som i rollen som ämnesgranskare bidragit med expertis och idéer och visat stort intresse för arbetet.

Slutligen vill jag passa på att tacka min familj och mina vänner som stöttat och peppat under projektets gång och alla inblandade som har sett till att min studietid har varit helt fantastisk.

*Elin Flodin*

*Hammarbyhöjden, juni 2021*

# Populärvetenskaplig sammanfattning

Mälaren är Sveriges tredje största sjö och även den dricksvattentäkt som försörjer flest människor i Sverige med vatten. Hela 2 miljoner människor får sitt dricksvatten från sjön och utan Mälaren saknas hållbara alternativ till den dricksvattenförsörjningen. Mälarens har även ett stort värde för många andra funktioner i samhället såsom friluftsliv, fiskeliv och transport, och Mälarens samlade värde uppskattas till hela 40 miljarder kronor om året.

Mälaren är därför en sjö värd att värna om men ett hot mot vattenkvaliteten är algbloomningar. Algbloomningar uppstår när cyanobakterier, eller blågröna alger som de är mer kända som, tillväxer i snabb takt och algbloomningar märks ofta genom att vattnet blir grönt. Förutom att algbloomningar ser otrevligt ut kan de vara farliga att bada i och man bör inte heller dricka vattnet då vissa cyanobakterier kan producera giftiga ämnen.

Under 60-talet drabbades Mälaren av stora problem med algbloomningar och för att kunna råda bot på problemet introducerades ett övervakningsprogram där vattenprover togs från olika delar av Mälaren. Detta övervakningsprogram har nu följt Mälarens utveckling i snart 60 år och övervakat på allt från näringsämnen, vattentemperatur, fiskar och alger. Efter att ett extra reningssteg infördes i avloppsreningsverken vändes den negativa trenden men problemen med algbloomning kvarstår fortfarande i vissa delar av Mälaren.

I detta arbete har övervakningsprogrammet använts för att försöka förstå vilka förhållanden som ger upphov till algbloomningar. Fokus har legat på en viss typ av cyanobakterier vid namn *Nostocales* eftersom dessa har den speciella egenskapen att de kan ta upp kväve från luften. På så sätt slipper de konkurrera med andra organismer om det kväve som finns löst i vattnet vilket kan ge stora fördelar ifall vattnet har brist på kväve. Sambandet mellan historiska halter av cyanobakterier och 20 olika parametrar undersöktes och från detta framkom att temperaturen var den viktigaste faktorn och att cyanobakterier i princip bara kunde uppstå under sommaren och sensommaren när det var varmt i vattnet. I och med att temperaturen var den viktigaste faktorn kunde även slutsatsen dras att den viktigaste åtgärden för att förhindra ökade algbloomningar i framtiden är att begränsa den globala uppvärmningen så mycket som möjligt.

Två andra faktorer som historiskt har varit viktiga var förhållandet mellan växttillgängligt kväve och fosfor samt halten växttillgängligt kväve. För dessa parametrar var låga värden sammankopplade med höga halter cyanobakterier, vilket tyder på att cyanobakterierna tar upp kvävet allt eftersom de tillväxer. När olika delar av Mälaren jämfördes framgick hur kvävebrist gynnade *Nostocales* över andra cyanobakterier men detta samband var inte nog för att förklara all skillnad. Kring resterande parametrar fanns många osäkerheter så mycket kvarstår för att helt förstå sig på varför algbloomningar uppstår i Mälaren. Det är därför viktigt att fortsätta övervaka Mälarens utveckling och ha bra strategier för att snabbt kunna upptäcka när algbloomningar är på väg så att allmänheten kan varnas och vattenverken kan justera sitt vattenintag.

# Innehållsförteckning

<b>1 Inledning</b>	<b>1</b>
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte	1
1.3 Frågeställningar	2
1.4 Avgränsningar	2
<b>2 Teori</b>	<b>3</b>
2.1 Mälaren	3
2.1.1 Bassänger och vattenkemi	3
2.1.2 Avrinningsområde	5
2.1.3 Mälarens fysikalisk-kemiska förändring över tid	6
2.1.4 Växtplankton i Mälaren	7
2.2 Cyanobakterier	7
2.2.1 Faktorer som påverkar växtplanktons tillväxt	7
2.2.2 Kvävefixerande cyanobakterier och dess livscykel	8
2.2.3 Hypoteser kopplade till cyanobakteriers framgång	11
2.2.4 Problem kopplade till algblomning	11
<b>3 Material &amp; Metod</b>	<b>13</b>
3.1 Mälarens miljöövervakningsprogram	13
3.2 Förbehandling av data	14
3.3 Kategorisering av växtplankton	14
3.4 Val av mätstationer, tidsperiod och parametrar	14
3.5 Statistisk analys i SIMCA	16
<b>4 Resultat</b>	<b>19</b>
4.1 Långtidsstudie	19
4.2 Säsongsstudie	21
<b>5 Diskussion</b>	<b>30</b>
5.1 Långtidsstudie & Säsongsstudie	30
5.1.1 Modellernas förklaringsgrad	30
5.1.2 Undersökta parametrars inverkan	30
5.1.3 Bassängernas karakteristik	32
5.1.4 Begränsningar med dataset och metodval	33
5.2 Förslag på åtgärder	34
<b>6 Slutsats</b>	<b>36</b>
<b>Referenser</b>	<b>37</b>
<b>Bilagor</b>	<b>41</b>

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

Mälaren är Sveriges tredje största sjö och den dricksvattentäkt som försörjer flest människor i landet med vatten (Sonesten et al. 2013). Utan Mälaren saknas hållbara alternativ för att försörja alla de två miljoner människor som idag får sitt vatten från sjön vilket gör det extra viktigt att Mälarens vatten håller god kvalitet (Sonesten et al. 2013). Under mitten av 60-talet drabbades Mälaren av stora problem med övergödning, och med övergödningen kom även algblomningarna (Sonesten et al. 2013). Algblomning innebär en massförekomst av cyanobakterier och eftersom vissa cyanobakterier producerar giftiga cyanotoxiner utgör algblomningar ett hot mot dricksvattenkvaliteten (Livsmedelsverket 2018). För att undersöka hur man kunde komma till bukt med problemet introducerades ett miljöövervakningsprogram som nu i snart 60 år regelbundet har följt Mälarens utveckling (Sonesten et al. 2013). I svenska vatten hålls vanligtvis populationen cyanobakterier nere av brist på näringsämnen kväve eller fosfor och i slutet av 60-talet infördes därför ett extra kemiskt steg i reningsprocessen av det avloppsvatten som når många vattendrag för att minska halterna av fosfor (Sonesten et al. 2013). Åtgärden har fått goda resultat och problemen med algblomning har minskat sen dess, men kvarstår fortfarande i vissa delar av Mälaren (Sonesten et al. 2013).

Många studier har genom åren undersökt vilka faktorer som gynnar algblomningar. Vissa studier pekar på att det är yttre faktorer som temperatur (Robarts & Zohary 1987), näringsämnen (Schindler 1975) eller spårämnen (Facey et al. 2019) som styr och andra fokuserar på inre faktorer kopplat till cyanobakteriernas livscykel (Hense & Beckmann 2006). Vilka förhållanden som ger en optimal tillväxt skiljer sig åt mellan olika typer av cyanobakterier (Whitton & Potts 2012) och i den här studien har extra fokus legat på de cyanobakterier som tillhör ordningen *Nostocales*. *Nostocales* har förmågan att ta upp kvävgas från luften och är därför inte beroende av att det finns kväve löst i vattnet. Denna studie har med hjälp av övervakningsdata från Mälaren undersökt vilka förhållanden som gynnar dessa kvävefixerande cyanobakterier genom att analysera samband och säsongsvariationer för olika fysikalisk-kemiska parametrar och halten av kvävefixerande cyanobakterier, alla cyanobakterier och alla växtplankton. Utifrån detta resultat var målet att kunna dra slutsatser om möjligheter för att förhindra en för stor tillväxt av cyanobakterier och på så vis bidra till ökad kunskap om hur Mälarens framtid som dricksvattentäkt kan säkras.

## 1.2 Syfte

Syftet med detta arbete var att undersöka vid vilka förhållanden cyanobakterier, framförallt tillhörande ordningen *Nostocales*, frodas i Mälaren för att därefter kunna dra slutsatser om vilka åtgärder som kan vara lämpliga för att hålla nere populationen och därmed inte utgöra en risk för dricksvattenkvaliteten.

### 1.3 Frågeställningar

- (1) Vilka parametrar har historiskt den tydligaste kopplingen till halten *Nostocales*, totala halten cyanobakterier och totala halten växtplankton i Mälaren och hur stor del av variationen kan förklaras med hjälp av de undersökta parametrarna?
- (2) Hur kan nutida halter och säsongsvariationer av *Nostocales*, övriga cyanobakterier och övriga växtplankton i Ekoln, Galten, Granfjärden, Görväln och Södra Björkfjärden förklaras i relation till undersökta parametrar och bassängernas karaktär?
- (3) Vilka åtgärder är lämpliga att vidta för att begränsa framtida problem med algblomningar i Mälaren?

### 1.4 Avgränsningar

Denna studie baserades på data ur Mälarens miljöövervakningsprogram (tillgängligt via "Fokus på Mälaren" hos SLU (2021b)) och fokuserade på de parametrar som studerats under lång tid. De inkluderade parametrarna finns listade i Tabell 1.

**Tabell 1:** Parametrar inkluderade i studien.

pH	Oorganiskt kväve	Brunhet*	Kalcium*
Siktdjup	Totalfosfor	Konduktivitet*	Kalium*
Vattentemperatur	Fosfat	Buffringsförmåga*	Kisel*
Partikelhalt	Totalkväve/Totalfosfor	Syrgashalt*	Klorid*
Totalkväve	Oorganiskt kväve/Totalfosfor	Natrium*	Magnesium*

\* Endast inkluderade i analysen kopplad till frågeställning 1.



## 2 Teori

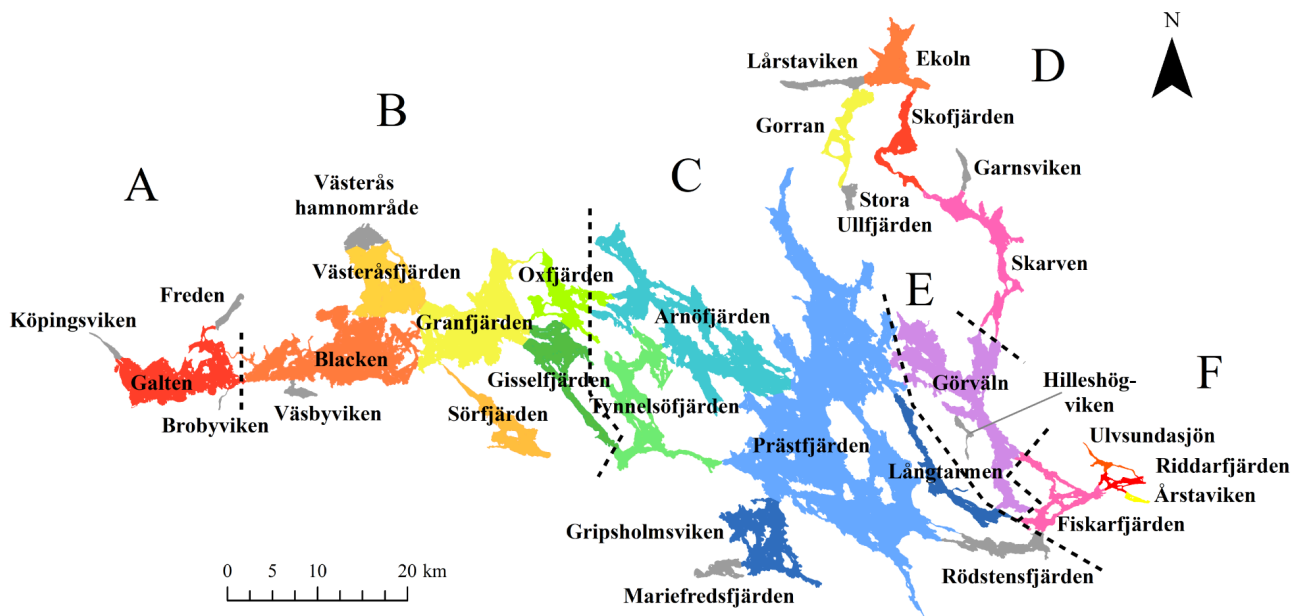
För att kunna analysera vilka förhållanden som gynnar cyanobakterier i Mälaren krävs en förståelse för både Mälarens karakteristik och cyanobakteriers krav på sin livsmiljö. I detta teoriavsnitt presenteras därför Mälarens bassänger, vattenkemi, avrinningsområde och förändring över tid för att sedan via växtplanktonsituationen i sjön övergå till att ge en sammanfattad bild av tillgänglig litteraturen kopplad till cyanobakteriers tillväxt, livscykel och framgångsfaktorer. Slutligen binds avsnittet samman med en kort beskrivning av de problem algblomningar ger upphov till samt vilka konsekvenser ökade algblomningar skulle få för Mälaren.

### 2.1 Mälaren

Mälaren är Sveriges tredje största sjö och har stor betydelse för exempelvis transport, fiskenäring och friluftsliv likväl som för dricksvattenförsörjningen (Sonesten et al 2013). I en förstudie sammanställd av Morrison (2011) värderas Mälaren till hela 40 miljarder kr om året vilket gör Mälaren till en av Sveriges allra viktigaste sjöar.

#### 2.1.1 Bassänger och vattenkemi

Mälarens stora örikedom och flikiga karaktär gör att sjön ofta delas in i olika bassänger. En grövre indelning i sex tydligt avgränsade bassänger presenteras i Figur 1 tillsammans med en finare indelning i de 32 vattenförekomster som Länsstyrelsen använder sig av (Sonesten et al. 2013). De olika bassängerna skiljer sig åt gällande bland annat area, volym och djup vilket kan ses i Tabell 2.



**Figur 1:** Mälarens 6 större bassänger A-F är avgränsade med streckad linje och de 32 mindre vattenförekomsterna är markerade i olika färger. Information om bassängerna A-F presenteras i Tabell 2. Data från Vattenmyndigheterna (2020b) och Sonesten m.fl. (2013).

**Tabell 2:** Area, volym, djupförhållande och vattenutbyte för Mälarens bassänger A-F som visas i Figur 1. Data från Sonesten m.fl. (2013) .

Bassäng	Area (km <sup>2</sup> )	Volym (km <sup>3</sup> )	Medeldjup (m)	Maxdjup (m)	Omsättningstid* (år)
A	61	0,21	3,4	19	0,07
B	310	2,6	8,4	35	0,6
C	510	8,6	17	60	1,8
D	94	1,1	12	50	1,2
E	96	1,3	14	53	0,4
F	26	0,28	10	35	0,05

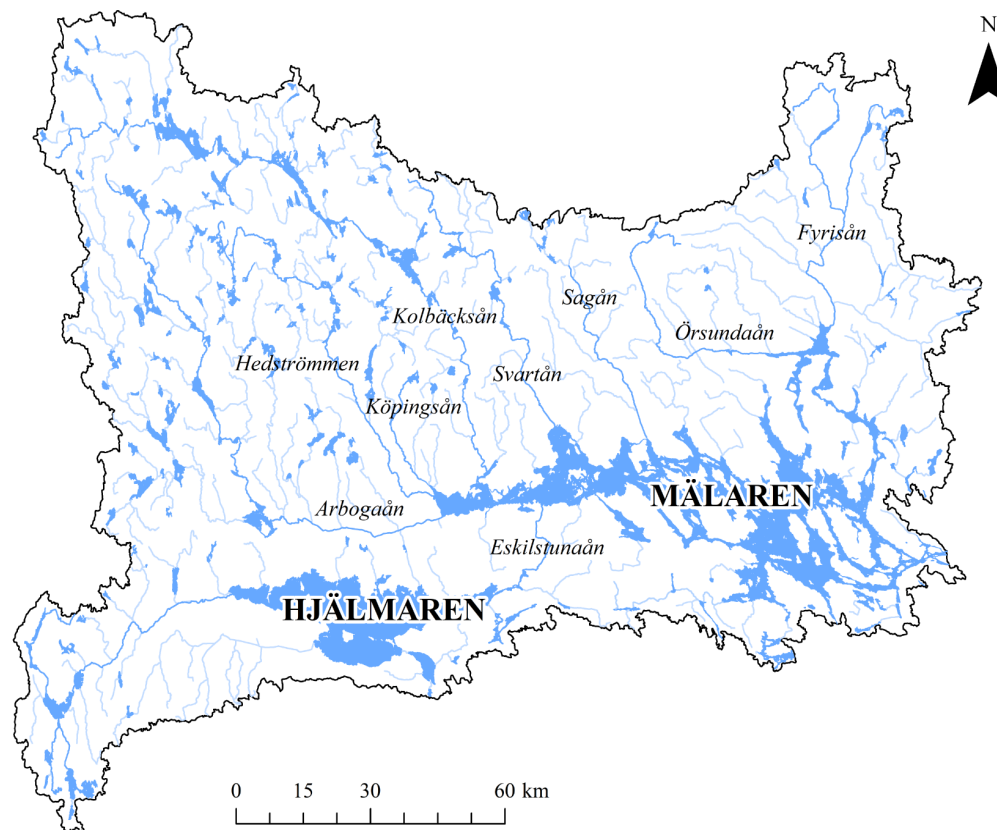
\* teoretiskt beräknat värde

Med ett medeldjup på knappa 13 m räknas Mälaren som en relativt grund sjö (Sonesten et al. 2013). Som presenteras i Tabell 2 uppmäts maxdjupet till 60 m i Bassäng C vilket även är den djupaste bassängen i medeltal. Även Bassäng E och D hör till de djupare delarna av Mälaren och i fjärdar som Ekoln, Skarven, Prästfjärden och Görväln är vattnet alltid temperaturskiktat under sommaren (Sonesten et al. 2013). Denna skillnad mellan temperaturen på yt- och bottenvatten hindrar vattenmassorna från att blanda sig med varandra vilket bland annat gör att nytt syrerikt vatten har svårt att nå de djupare delarna av sjön (Sonesten et al. 2013). Bottnarna kan därigenom bli syrefattiga och eftersom även gradienten av halten näringsämnen kan bli större förstärker denna skiktning skillnaderna mellan ytvatten och bottenvatten (Sonesten et al. 2013). Samma temperaturskiktning brukar vanligtvis inte uppstå i grundare fjärdar som Västeråsfjärden och Galten, vilka tillhör de grundaste bassängerna A och B (Sonesten et al. 2013).

Kombinationen av olika stora bassänger och olika tillrinningshastighet till sjöns delar ger en kraftig variation i vattnets uppehållstid. Som Tabell 2 visar är exempelvis omsättningstiden bara några veckor i bassäng A vilket kommer av dess blygsamma volym tillsammans med det faktum att närmare hälften av Mälarens tillrinning sker via bassängen (Sonesten et al. 2013). Omsättningstiden har en stor påverkan på vattenkvalitén då en längre omsättningstid gör att partiklar i vattnet hinner sjunka till botten och sedimenteras till större grad vilket ger lägre halter av näringsämnen och miljögifter (Sonesten et al. 2013). I Prästfjärden är exempelvis näringshalten lägre och varierar mindre under året eftersom fjärden saknar större tillflöden och har en längre omsättningstid (Sonesten et al. 2013). Vattnets karaktär förändras även allt eftersom vattnet transporteras från inlopp till utlopp där exempelvis en tydlig färgminskning kan urskiljas mellan väst och öst till följd av fysikaliska, kemiska och biologiska processer längs vägen (Sonesten et al. 2013).

### 2.1.2 Avrinningsområde

Mälarens tillrinningsområde är 22 600 km<sup>2</sup> stort och innefattar delar av Stockholms, Södermanlands, Uppsalas, Örebros, Dalarnas och Västmanlands län (Sonesten et al. 2013). Området motsvarar 5 % av Sveriges yta (Sonesten et al. 2013) och presenteras i Figur 2. Från Arbogaån, Hedströmmen, Köpingsån och Kolbäcksåsen får den västligaste delen av Mälaren motta hela 46 % av Mälarens tillrinning och via Svartån, Sagån och Eskilstunaån tillförs ytterligare 24 % av Mälarens vatten (Sonesten et al. 2013). I norr står Fyrisån och Örsundaån för 11 % av tillrinningen och resterande 19 % bidrar mindre tillflöden i sjöns närområde med (Sonesten et al. 2013).



**Figur 2:** Mälarens avrinningsområde tillsammans med de vattendrag som står för största delen av tillrinningen. Data från Vattenmyndigheterna (2020a; 2020c).

Markanvändning i Mälarens tillrinningsområde domineras av skogsmark (57 %), jordbruksmark (20 %) och sjöar (11 %) och skillnaden i jordsammansättning mellan områdets västra och norra del är en utav de största anledningarna till att Mälarens olika delar har så olika vattenkemi (Sonesten et al. 2013). Nordöstra delens morän är relativt näringsrik och täcks med närings- och karbonatrik lera men inte så mycket torv vilket leder till ett vatten väl buffrat mot försurning, med låg vattenfärg och högt näringsinnehåll (Sonesten et al. 2013). Nordvästra delens mer närings- och karbonatfattiga jordar med mycket torv ger ett sämre buffrat vatten med låg näringshalt och hög vattenfärg (Sonesten et al. 2013). De olika jordsammansättningarna påverkar även markanvändningen där åkermark dominerar nordöst och skogsmark i nordväst vilket ytterligare bidrar till skillnaderna i vattenkemi (Sonesten et al. 2013).

Till Mälaren kommer även vatten från kommunala reningsverk, industrier och dagvatten och dessa källor motsvarande 5 % av det vatten som via Norrström lämnar Mälaren, vilket är en hög andel med svenska mått mätt (Sonesten et al. 2013). Gällande kvävetillförseln står de kommunala reningsverken för cirka 25 % men största andelen näringsämnen kommer från omkringliggande jordbruksmark (Sonesten et al. 2013). Även utsläppen från enskilda avlopp är en bidragande faktor, speciellt gällande tillförseln av fosfor (Sonesten et al. 2013).

### 2.1.3 Mälarens fysikalisk-kemiska förändring över tid

I Mälarens miljöövervakningsprogram har allt från nederbördsmönster och temperatur till växtplankton och främmande arter undersökts (Sonesten et al. 2013). En av de största förändringarna i sjön sen starten av övervakningsprogrammet är en minskad fosfortillförsel (Sonesten et al. 2013). Under slutet av 60-talet infördes ett kemiskt reningssteg i de större avloppsreningsverken vilket ledde till en kraftig minskning av fosforhalterna i Mälarens bassänger och därigenom minskade problemen med algbloomning i stora delar av Mälaren (Sonesten et al. 2013). Det finns dock en tröghet i mark- och vattensystem som gör att det fosfor som släppts ut tidigare till stor del finns kvar lagrat i sedimenten och då fungerar som en intern fosforkälla (Sonesten et al. 2013). Detta gör att det tar tid innan effekterna av åtgärder syns och efter den initiala minskningen de första åren efter införandet av det nya reningssteget har ingen trend uppmätts (Sonesten et al. 2013). Fortsatta ansträngningar görs för att minska näringsbelastningen på Mälaren där till exempel utsläppen från reningsverket i Bromma har letts om till Östersjön och Uppsala har infört kväverening i avloppsreningsverket (Sonesten et al. 2013). I Eskilstuna används våtmarker för att reducera kvävet och i Enköping har en del av det renade vattnet använts till odling av energiskog (Sonesten et al. 2013). Vidare görs ansträngningar för att minska utsläppen från enskilda avlopp genom att ansluta dem till det kommunala vattennätet och våtmarker, skyddszoner och fånggrödor används för att minska näringsläckage från åkermark (Sonesten et al. 2013).

En annan tydlig trend gäller vattnets färg (Sonesten et al. 2013). Vattenfärgen beror till stor del på halten löst organiskt material och även till viss del järn- och manganföreningar (Sonesten et al. 2013). Under åren har vattenfärgen ökat och med mer organiskt material i vattnet gynnas bakterietillväxten vilket gör att mer kemikalier krävs i vattenverken för att få vattnet att nå god kvalitet (Sonesten et al. 2013). I vattnet krävs även mycket syre för att bryta ner det organiska materialet vilket förklarar mönstret med lägre syrgashalter, speciellt under varma somrar med stabil temperaturskiktning (Sonesten et al. 2013).

Under åren har även en trend med ökad årsnederbörd på 20 % uppmätts och även en viss ökning i lufttemperaturen (Sonesten et al. 2013). Enligt klimatberäkningar kommer nederbörden öka ytterligare i framtiden med 20-30 % i Uppsala län och även årsmedeltemperaturen bedöms öka successivt med mellan 3-5 °C inom detta sekel beroende på utsläppsscenario (Sjökvist et al 2015). För många vattendrag beräknas även årstillrinningen öka med 10 % och till viss del förskjutas från vårperioden till höstperioden (Sjökvist et al 2015).

## 2.1.4 Växtplankton i Mälaren

Problemen med algbloomingar var en av anledningarna till att hela mätprogrammet för Mälaren startades upp under 60-talet och växtplankton har därför ingått i mätprogrammet ända sedan starten (Sonesten et al. 2013). Nu för tiden provtas växtplankton i Galten, Granfjärden, Södra Björkfjärden, Ekoln och Görväln. Mälarens varierade vattenkemi och morfologi i de olika bassängerna ger upphov till livsmiljöer där många olika arter kan trivas och i den mest artrika bassängen, Galten, har hela 429 olika arter av växtplankton hittats (Sonesten et al. 2013). Galtens grunda förhållanden gör att hela vattenmassan kan blandas om vilket medför att systemet störs med en lagom hög frekvens som möjliggör för olika arter att hitta sin egen nisch - något som gynnar mångfalden (Sonesten et al. 2013). Efter Galten är artrikedomen i fallande ordning störst i Granfjärden, Görväln, Södra Björkfjärden och slutligen minst i Ekoln (Sonesten et al. 2013). I Ekoln, som till skillnad från Galten är djup och skiktad, störs systemet mer sällan vilket då inte ger upphov till samma artrikedom (Sonesten et al. 2013). I Mälaren dominerar kiselalger, rekylalger och cyanobakterier sett till biomassan, där kiselalger och cyanobakterier är de största grupperna i Galten, Granfjärden och Ekoln, medan rekylalger är största gruppen i Görväln och Södra Björkfjärden (Sonesten et al. 2013). Galten är generellt den del med högst växtplanktonbiomassa och Södra Björkfjärden den med lägst (Sonesten et al. 2013).

## 2.2 Cyanobakterier

Cyanobakterier är mikroskopiska, prokaryota och fotosyntetiserande organismer som har funnits på Jorden i över 3 500 miljoner år (Schopf 1993). De flesta cyanobakterier producerar fykocyanin vars blåaktiga färg bidragit till att cyanobakterier är mer kända som blågröna alger (Whitton & Potts 2012). En egenskap som har gjort cyanobakterier kända hos allmänheten är vissa arters förmåga att skapa massiva blomningar och i och med de många problem som dessa blomningar ger upphov till har otaliga studier genomförts för att förstå sig på cyanobakterierna. Cyanobakterier hör tillsammans med exempelvis kiselalger, grönalger och guldalger till den mycket heterogena grupperingen växtplankton som utgör basen till den akvatiska näringskedjan och innefattar en enorm mångfald med tusentals arterna med olika förmågor och krav på sin livsmiljö (Sveriges vattenmiljö u.å. d).

### 2.2.1 Faktorer som påverkar växtplanktons tillväxt

Hur mycket växtplankton kan tillväxa styrs av många faktorer där ljus, näringsämnen, temperatur och djurplankton betning av växtplankton är av stor vikt (Haney 1987). I och med att energin från solljuset driver cellernas fotosyntes är en tillräcklig tillgång till ljus nödvändig för plankton. Växtplankton behöver därför vara tillräckligt nära ytan för att nås av solens strålar eller att siktdjupet i sjön är tillräckligt stort så att ljuset även når djupare ner. Grumlande material som lerpartiklar och humusämnen ger ett minskat siktdjup men även växtplankton själva kan skymma ljuset från att nå längre ner i vattenmassan (Sveriges vattenmiljö u.å. f). Kopplat till siktdjupet är partikelhalten, vilken uppskattas som skillnaden mellan den ofiltrerade absorbansen och den filtrerade absorbansen (Sveriges vattenmiljö u.å. b). Den filtrerade absorbansen är ett mått på vattnets brunhet och beror av halten humusämnen

och vissa järn- och manganföreningar (Sveriges vattenmiljö u.å. b). Brunare vatten gör att ljuset inte tar sig lika djupt ner och humus och järn har lätt för att komplexbinda med näringsämnen vilket påverkar näringsämnenas tillgänglighet (Sveriges vattenmiljö u.å.b).

Näringsämnena ska både finnas i tillräcklig mängd, i rätt förhållande och i en tillgänglig form för att tillväxten ska bli optimal (Stal 2012). Oorganiskt kväve i form av ammonium, nitrit och nitrat samt oorganiskt fosfor i form av fosfat är de föreningar som är lättillgängliga för plankton att ta upp ur vattnet (Stal 2012). Kväve eller fosfor är ofta det som begränsar tillväxten och kvoten mellan dessa kan ge ett mått på om sjön är kväve- eller fosforbegränsad (Bergström 2010). Om den viktbaserade kvoten mellan totalkväve och totalfosfor är över 30 är det troligt att systemet har ett överskott på kväve och om det är under 15 finns ett underskott på kväve (Persson 1997). Även kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor används för att avgöra vilket ämne som är begränsande där ett värde under 2,2 tyder på kvävebegränsning (Bergström 2010). Förutom kväve och fosfor krävs även många andra ämnen som magnesium, kalcium, kalium, natrium, klorid, kisel, järn och koppar i rätt mängd och reduktionsform för att cellernas alla funktioner ska möjliggöras (Facey et al. 2019). Koncentrationen av dessa ämnen kan variera kraftigt i tid och rum där exempelvis häftiga regn kan ge en stor tillförsel när ämnena följer med från omgivande mark (Facey et al. 2019). Även sedimenten spelar en viktig roll då de både fungerar som sänkor och källor för olika ämnen och speciellt vid syrefria förhållanden släpps många ämnen från sedimenten och blir vid omrörning sedan tillgängliga i vattnet (Facey et al. 2019).

Kopplat till omrörningen påverkar även vindförhållanden livsmiljön för växtplankton där kraftig vind kan göra att växtplanktonsamhället förflyttas horisontellt (Stal 2012) och näringsämnen från botten kommer upp till ytan (Langenberg et al 2003). En annan klimatvariabel är vattentemperaturen som är en viktig faktor som avgör vilka arter som trivs (Sveriges vattenmiljö u.å. g) . Olika arter har olika optimal tillväxttemperatur där både en för låg eller en för hög temperatur hämmar tillväxten (Sveriges vattenmiljö u.å. g). Exempelvis brukar vårbloomingar ofta bestå av kiselalger och dinoflagellater som trivs i kallare temperaturer (Höglander 2021). Även för höga eller för låga pH-värden kan begränsa tillväxten, men pH ökar även när växter tar upp koldioxid ur vattnet och sjunker när koldioxid frigörs (Sveriges vattenmiljö u.å. e). Buffringsförmågan, eller alkaliniteten, är ett mått på hur motståndskraftigt vattnet är mot försurning (Sveriges vattenmiljö u.å. a) och via sin påverkan på pH kan den även påverka växtplankton. Konduktiviteten beskriver vattnets ledningsförmåga och ger ett samlat mått på mängden joner i vattnet (Sveriges vattenmiljö u.å. c). Jonmängden visar på i vilken form ämnen finns i vattnet men påverkar även biologiska processer som osmos (Sveriges vattenmiljö u.å. c). Slutligen begränsas växtplanktonbiomassan uppifrån av betande djurplankton där olika arter är olika lämpliga som föda för djurplanktonen (Sonesten et al 2013).

### 2.2.2 Kvävefixerande cyanobakterier och dess livscykel

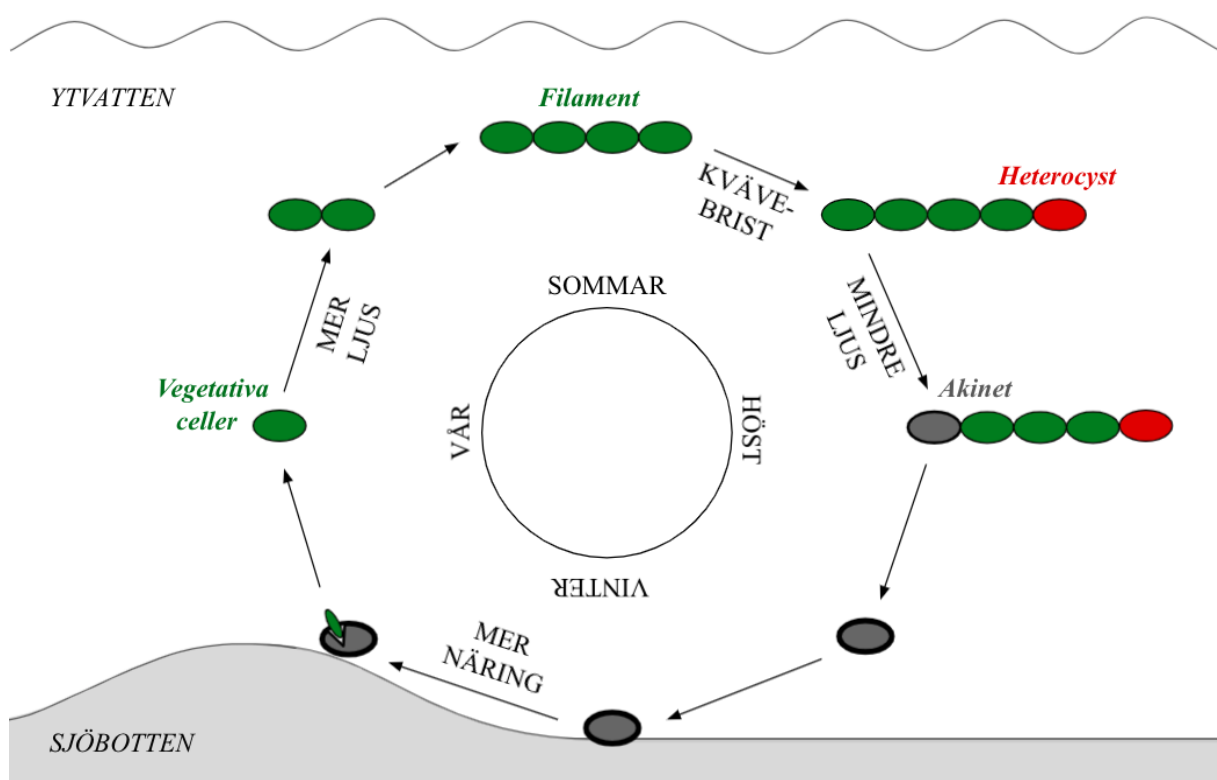
De flesta blommande cyanobakterierna är kvävefixerande (Hense & Beckmann 2006) och med kvävefixering menas förmågan att ta upp kvävgas från luften och omvandla detta till

föreningar som är mer reaktiva (Nationalencyklopedin u.å.). Då luften omkring oss till största del består av just kväve är kvävgas en outtömlig resurs för planktonen. Andra former av kväve som ammonium, nitrit eller nitrat kan det istället vara brist på i akvatiska system, där speciellt många marina miljöer ofta är kvävebegränsade (Hense & Beckmann 2006), och att kunna fixera luftens kväve kan därför ge stora konkurrensfördelar. De cyanobakterier som har enzymkomplexet nitrogenas har förmågan att fixera atmosfäriskt kväve men det krävs syrefria förhållanden för att enzymkomplexet inte ska inaktiveras (Stal 2012). Vissa kvävefixerande cyanobakterier kan enbart kvävefixera då de själva befinner sig i syrefria miljöer medan andra själva kan skapa syrefria förhållanden åt nitrogenaset (Stal 2012). De som själva kan förse nitrogenasenzymet med en syrefri miljö gör det med hjälp av specialiserade celler kallade heterocyster (Stal 2012). Heterocyster är celler som har förlorat sin kapacitet att fotosyntetisera med syre och har en tjock cellvägg som skapar en diffusionsbarriär som hindrar syre från att komma in i cellen (Stal 2012). Man har även upptäckt att vissa cyanobakterier kan kvävefixera i syrerika förhållanden utan att ha heterocyster men dessa har hittills inte hittats i sötvatten (Stal 2012). I sötvattenmiljöer med god syresättning som Mälaren kan därför enbart de cyanobakterier med heterocyster kvävefixera och dessa hör antingen till ordningen *Nostocales* eller *Stigonematales* (Garcia-Pichel 2009). Enligt SLU:s svenska taxonomiska databas Dyntaxa finns *Stigonematales* inte i Sverige (SLU Artdatabanken u.å. b) vilket är anledningen till att kvävefixerande cyanobakterier i denna rapport är synonymt med *Nostocales*.

Mycket finns fortfarande kvar att utforska när det gäller livscykeln för cyanobakterier men nedan följer en sammanfattning av kunskapsläget för blommande kvävefixerande arter som *Nostocales*.

Blommande cyanobakterier har ett starkt temperaturberoende och växtfasen är därför begränsad till sommarmånaderna (Robarts & Zohary 1987). Primärproduktionen och tillväxten sköts av vegetativa celler som finns i kedjeliknande kolonier, kallade filament (Hense & Beckmann 2006). En fördel för cyanobakteriernas cellerna är att de har en gasvakuol som gör att de till viss del kan påverka sin position i vattnet (Oliver 1994). Därigenom kan de fånga mer ljus än andra växtplankton genom att flyta till ytan. Under sommarens ljusa förhållanden är det dock osannolikt att det är ljusstillgången som begränsar tillväxten, utan istället är det vanligt att kväve är den begränsande faktorn för plankton (Hense & Beckmann 2006). Om halten löst oorganiskt kväve inte längre är tillräcklig i vattnet kan *Nostocales* från vegetativa celler skapa heterocyster som kan fixera tillräckligt mycket kväve för hela filamentet (Hense & Beckmann 2006). För att nitrogenasen ska aktiveras krävs att den totala halten oorganiskt kväve är under 50-100 µg/l (Horne & Commins 1987). När väl heterocyster har skapats kan dock inte filamentets celler längre ta upp oorganiskt kväve och eftersom processen att fixera luftens kväve kräver mycket mer energi än att ta upp löst oorganiskt kväve blir tillväxten ungefär halverad (Hense & Beckmann 2006). Kvävefixering tycks också kräva fosfor och heterocyster behöver mer järn och molybden än vegetativa celler och när väl heterocysten mognat kan den inte lägre återgå till en vegetativ cell (Hense & Beckmann 2006). Efter sommaren leder minskad solinstrålning och lägre temperaturer till energibrist och minskad metabolisk aktivitet och även till bildandet av akineter (Hense &

Beckmann 2006). Akineter är vilosporer som med sin höga densitet sjunker ner till botten (Hense & Beckmann 2006). Deras tjocka cellväggar gör att sporererna kan överleva ogynnsamma förhållanden i allt från några månader till flera årtionden (Adams & Duggan 2002). Laboratorieexperiment visar på att akineter behöver tid för att mogna innan de är redo att gro till en vegetativ cell igen (Hense & Beckmann 2006). Varmare temperaturer och högre näringstillgång tyck vara det som triggar övergången till att sporererna ska bli vegetativa igen (Adams & Duggan 2002) och då gasvakuoler utvecklats kan de stiga till ytan för att få energi till att tillväxa. När cyanobakteriecellerna ännu en gång har koloniserat ytan efter några dagar eller några veckor startar tillväxtfasen om igen (Hense & Beckmann 2006). En konceptuell bild över denna livscykel presenteras i Figur 3.



**Figur 3:** Schematisk bild över blommande cyanobakteriers livscykel utifrån den konceptuella bilden presenterad av Hense och Beckmann (2006). Under sommaren växer vegetativa celler (i grönt) i kedjeliknande filament tills dess att kvävebrist tvingar dem att skapa heterocyster (i rött) för att möjliggöra fortsatt celltillväxt via kvävefixering. I slutet av sommaren gör den minskade ljusmängden att fortsatt tillväxt hindras och några celler differentierar till akineter (i grått), vilosporer, som sjunker till botten. Under vinter och vår tar akineterna upp näringsämnen från sedimentet och mognar tills dess att förhållandena blir tillräckligt gynnsamma. När dessa förhållanden uppstår kommer vegetativa cellerna fram ur sporererna och stiger till ytan och väl där kan de vegetativa cellerna börja växa igen tack vare ljusstillgången och så startar livsrytmen om igen.



### 2.2.3 Hypoteser kopplade till cyanobakteriers framgång

Generellt frodas växtplankton i varmt och lugnt väder i näringsrika sjöar (Hense & Beckmann 2006) men olika hypoteser har under åren formulerats för att förklara vad det är som gör att just cyanobakterier dominerar vid vissa tillfällen. En hypotes föreslår att cyanobakterier har en högre optimal temperatur än andra växtplankton och därför har konkurrensfördelar när det är över 20 °C varmt (Robarts & Zohary 1987). En annan hypotes menar att ett högt pH skulle gynna cyanobakterier med grund i att just dessa ofta har visat sig dominera vid höga pH-värden (Shapiro 1973). Dock tycks detta inte vara något som i sig startar en massutveckling av cyanobakterier utan mer vara en effekt av att blomningen orsakar höga pH-värden då cyanobakterierna förbrukar koldioxid vid fotosyntesen (Shapiro 1997). En tredje möjlig förklaring till vissa cyanobakteriers framgång är deras förmåga att reglera sin position vertikalt vilket gör att de kan optimera ljusbehovet och hämta näring på olika djup (Walsby et al. 1995). Vidare är en hypotes kopplad till kvoten mellan totalkväve och totalfosfor. En låg kvot föreslås gynna cyanobakterier då deras andel har varit låg med en kvot över 29 i vissa studier (Smith 1983). Dock tycks fosforhalten vara det som styr algbiomassan då kvävefixerande cyanobakterier kan kompensera för kvävebristen (Schindler 1975). För kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor föreslås gränsen gå vid 2,2 och kvävefixerande cyanobakterier gynnas då om kvoten är under detta värde (det vill säga att sjön är kvävebegränsad) (Bergström 2010). Ytterligare en hypotes kopplad till näringsämnen är att kvävefixerare kan lagra fosfor från sedimenten och behöver då varken konkurrera om fosfor eller kväve (Pettersson et al. 1993). Det finns slutligen en hypotes om att djurplankton inte är lika förtjusta i cyanobakterier som föda jämfört med andra växtplankton vilket gör att betningen av cyanobakterier är lägre (Haney 1987). Anledningen tros vara att djurplanktonen inte kan filtrera de stora kolonier som cyanobakterier finns i eller att cyanotoxinet som vissa cyanobakterier utsöndrar påverkar djurplanktonen negativt (Haney 1987).

### 2.2.4 Problem kopplade till algbloomning

Cyanobakterier är tillsammans med andra växtplankton grunden i de akvatiska ekosystemens näringskedja. Som primärproducenter är de livsviktiga för djurplankton och därmed även för arter högre upp i näringskedjan (Baltic Eye 2020). De kvävefixerande cyanobakterierna har även en roll i att förse andra organismer med kväve och på så sätt motverka näringsbrist (Karl et al. 1997). Trots cyanobakteriernas viktiga funktion ger de upphov till många problem när de uppstår i överflöd. Till följd av att de exempelvis saknar vissa essentiella fettsyror är cyanobakterierna sämre föda än många andra växtplankton (Baltic Eye 2020) och dess trådliknande struktur kan även klogga igen matapparaturen hos djurplankton (Webster & Peters 1978). Algbloomningar påverkar även förutsättningarna negativt för andra organismer eftersom blomningarna skuggar bottenväxter och även ger upphov till syrefattiga botten när de bryts ner (Sonesten et al. 2013).

För människor och djur kan stora mängder cyanobakterier även medföra mer direkta problem. Vissa cyanobakterier producerar giftiga sekundära metaboliter som kallas cyanotoxiner (Facey et al. 2019) och höga halter av cyanotoxiner kan medföra flertalet hälsoproblem (Livsmedelsverket 2018). Skada kan åsamkas på lever samt skelett- och andningsmuskulatur

vilket i värsta fall kan orsaka dödsfall (Livsmedelsverket 2018). Rättsligt bindande gränsvärden för halten cyanotoxiner i dricksvatten finns inte i nuläget, men enligt 7 § i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) får inte halter som innebär en risk för människors hälsa förekomma (Livsmedelsverket 2018). Enligt Sonesten (2013) har världshälsoorganisationen WHO 2 mm<sup>3</sup>/l som gränsvärde för cyanobakterier för att minimera hälsoproblem kopplade till cyanobakterier.

Livsmedelverkets riktlinjer för producenter av dricksvatten bygger på att förebygga, undersöka och vidta åtgärder för att minska problemen med cyanotoxiner i dricksvatten (Livsmedelsverket 2018). Åtgärderna kan innefatta olika reningssteg, att råvattnet tas in på ett annat djup eller att en eventuell reservvattentäkt används (Livsmedelsverket 2018). Om toxinhalterna medför en hälsorisk kan det även bli nödvändigt att helt avråda konsumenterna från att dricka vattnet (Livsmedelsverket 2018).

Förutom de problem för dricksvattenförsörjningen som algblomningar ger upphov till begränsar de även många andra av Mälarens funktioner. Med algblomningars visuella påverkan, lukt och minskade badmöjligheter skulle ökade halter av cyanobakterier kunna få drastiska ekonomiska effekter även inom dessa områden. Om vattenkvaliteten skulle vara otjänlig 10 dagar om året skulle exempelvis värdet för badplatserna minska med 500 miljoner kr om året (Morrison 2011).

Trenden med ökande problem med algblomningar har uppmärksammats världen över med global uppvärmning, övergödning och båttrafikens påverkan på spridning av celler som troliga orsaker (Hense & Beckmann 2006). Det är därför extra viktigt att förstå sig på vad som ger upphov till en massförekomst av cyanobakterier för att kunna förebygga detta och hantera en framtid där algblomningar med stor sannolikhet kommer bli ett mer vanligt förekommande problem.

## 3 Material & Metod

Denna analys är uppdelad i två delar, en långtidsstudie för att kunna besvara frågeställning 1 och en säsongsstudie för att kunna besvara frågeställning 2. I långtidsstudien inkluderades mätningar från alla Mälarens stationer för alla undersökta år för att få med en så stor gradient hos parametervärdena som möjligt. Säsongsstudien fokuserade istället på de fem stationerna som provtagits med störst frekvens de senaste åren; Ekoln, Galten, Granfjärden och Görvälén och Södra Björkfjärden, för att se ifall bassängerna skiljer sig åt. För att begränsa analysen och få en bild av nutida förhållanden studerades i säsongsstudien enbart åren 2017-2020 och de parametrar som enligt långtidsstudien var extra viktiga. Nedan följer en genomgång av dataseten som använts, förbehandlingen av datat, kategoriseringen av växtplankton, val av mätstationer, tidsperiod och parametrar samt den statistiska analys som ligger till grund för resultatet.

### 3.1 Mälarens miljöövervakningsprogram

Utgångspunkten för denna studie har varit miljöövervakningsdata för vattenkemi och växtplankton som finns tillgänglig via "Fokus på Mälaren" hos SLU (2021b). Mellan 1964 och 1995 ingick Mälarens stationer i det nationella programmet för miljö kvalitetsövervakning och därefter övergick ansvaret till Mälarens vattenvårdsförbund (Sonesten et al. 2013). Institutionen för vatten och miljö vid SLU och dess föregångare har ansvarat för provtagning och analyser under provperioden, med undantag för några år då exempelvis Svelab/Stockholm vatten, KM-lab och Alcontrol ansvarat för provtagning och analys (Sonesten et al. 2013).

För växtplankton har mätprogrammet för Mälaren reviderats vid flertalet tillfällen sedan starten 1955 (Sonesten et al. 2013). Under åren 1964-1978 togs proverna på fasta djup och därefter har istället ett blandprov tagits för 0-2, 0-8 eller 0-10 m för hela den övre cirkulerade vattenmassan (Sonesten et al. 2013). Innan 1992 räknades enbart de mest frekvent förekommande taxa men efter 1992 har det istället gjorts en fullanalys där samtliga taxa analyseras (Sonesten et al. 2013). All tillgänglig miljöövervakningsdata för växtplankton vid Mälarens stationer laddades ner i smalt format för att inkludera artobservationer. Denna nedladdning innehöll data från 1955 till 2020 och för varje mätpunkt fanns information om mätstation, provtagningsdatum, provtagningsdjup och biovolym för varje specifikt taxon. Till taxonen fanns även information om artgrupp tillhörighet.

Även mätprogrammet för vattenkemi har reviderats vid flertalet tillfällen där variabler lagts till och tagits bort och frekvens, provtagningsdjup och vilka stationer som provtas har varierat (Sonesten et al. 2013). Antal mätningar per år för respektive kemiparameter presenteras i Bilaga 1. Till denna studie laddades all tillgänglig miljöövervakningsdata för vattenkemi vid Mälarens stationer ner i brett format. Denna nedladdning innehöll data från 1964 till 2020 och för varje mätpunkt fanns information om provtagningsdatum, provtagningsdjup och värdet för varje parameter i dess respektive enhet. Parametrarna finns listade i Bilaga 2.

## 3.2 Förbehandling av data

Inför analysen krävdes viss förbehandling av datasetet för att det skulle bli så komplett som möjligt och anpassat för analys. För vissa parametrar fanns värden angivna som "mindre än" ett värde eftersom den uppmätta halten understeg detektionsgränsen för analysen. För att kunna inkludera även denna data ersattes dessa värden enligt vad som redovisas i Bilaga 3, och som regel användes hälften av detektionsgränsen. I och med att mätprogrammet för vattenkemi ändrats vid flertalet tillfällen och många parametrar bara uppmätts vid några enskilda tillfällen eller bytt provtagningsmetod justerades datasetet i enlighet med Bilaga 2. Därefter uteslöts alla parametrar som hade under 75 % av mätpunkterna för att inte allt för många mättillfällen skulle exkluderas vid senare analys.

Inför fortsatt analys krävdes ett dataset med enbart ett värde per parameter för varje mätstation och mättillfälle. Under vissa delar av mätperioden hade flera olika djup provtagits och de ytligaste proverna för både vattenkemi och växtplankton sorterades då ut eftersom denna del av vattenmassan är där växtplankton främst finns eftersom de behöver ljus för att växa. För växtplanktonprover togs ett medelvärde för mätningarna upp till 5 m eller det integrerade provet 0-8 m respektive 0-10 m, och för vattenkemiprover valdes värdet för 0,5 m djup ifall detta var tillgängligt. För de mätpunkter som saknade 0,5-värde användes 1 m djup eller det integrerade värdet för 0-2 m eller 0-8 m. Datat för vattenkemi och växtplankton kombinerades så att de växtplanktonprov och vattenkemiprover som var tagna på samma tillfälle och station lades ihop i en tabell vilken utgjorde grunden för resterande analys.

## 3.3 Kategorisering av växtplankton

I datasetet för växtplankton fanns biovolymen angiven för varje enskilt taxon men i analysen önskades den samlade volymen växtplankton (under namnet *Alla växtplankton*), cyanobakterier (*Alla cyanobakterier*) och *Nostocales*. För *Alla växtplankton* summerades biovolymen för alla taxon för respektive provtillfälle och mätstation och motsvarande gjordes även för cyanobakterierna för att få gruppen *Alla cyanobakterier*. För alla taxon i artgruppen cyanobakterier användes Dyntaxa (SLU Artdatabanken u.å. a) för att söka upp respektive taxon och se ifall det tillhörde ordningen *Nostocales* eller inte. Därefter kunde biovolymerna för de taxon av ordningen *Nostocales* summeras. I Bilaga 4 finns alla i Mälaren uppmätta taxon listade tillsammans med en notering om vilka taxon som tillhör vilken grupp. De cyanobakterier som inte var av ordningen *Nostocales* kategoriserades som *Övriga cyanobakterier* och de växtplankton som inte var cyanobakterier kategoriserades som *Övriga växtplankton*.

## 3.4 Val av mätstationer, tidsperiod och parametrar

Under åren har totalt 33 olika stationer provtagits i mätprogrammet men i denna studie har de 27 mätstationer där både växtplankton och vattenkemi provtagits varit av intresse. I Figur 4 presenteras under vilka år de 27 stationer har provtagits och med vilken frekvens. Från detta kan ses att det finns en stor variation mellan de olika stationernas provtagningsfrekvens där



Till långtidsstudien inkluderades alla stationer under hela tidsperioden för att få en så stor bredd i datasetet som möjligt. För säsongsstudiens närmare analys sorterades Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvältn och Södra Björkfjärden ut. Dessa stationer valdes då de har provtagits under stora delar av tidsperioden 1964-2020 och sedan 2017 provtas fem gånger om året i april, maj, juli, augusti och september vilket lämpade sig för att kunna studera säsongsvariationer. Dessa stationer är även placerade i olika delar av Mälaren (se Figur 5) vilket gav en bra bredd för analysen.

För långtidsstudien inkluderades alla parametrarna med över 75 % av datasetet för att så många provtillfällen som möjligt skulle inkluderas i analysen. Enda undantaget var klorofyll som valdes att inte inkluderas trots att parametern hade över 75 % av datat då klorofyllhalten så tydligt beror av halten växtplankton och inte tvärtom och därför inte är lämplig som en oberoende variabel. Om den skulle inkluderas hade det varit som en ytterligare Y-parameter som ett mått på biovolymen växtplankton men då biovolymen växtplankton fanns uppmätt uteslöts klorofyll som parameter. Parametrarna som finns listade i Tabell 1 inkluderades i långtidsstudien och för att tydliggöra presentationen av resultatet klassades totalkväve, oorganiskt kväve, totalfosfor, fosfat, totalkväve/totalfosfor och oorganiskt kväve/totalfosfor som makronäringsämnen och resterande parametrar som övriga fysikalisk-kemiska parametrar. Många andra parametrar än de inkluderade i studien kan påverka växtplanktons tillväxt, liksom nederbörd, vindförhållanden, metallhalter och djurplanktons betning som nämnts i teoridelen, men dessa analyserades inte i studien eftersom de saknades i övervakningsdatasetet eller inte hade uppmätts under en tillräckligt stor del av mätprogrammet.

För säsongsanalysen valdes de parametrar som enligt långtidsstudiens modeller var mest betydelsefulla (se förklaring i avsnittet nedan) tillsammans med fosfat, totalhalten kväve och fosfor samt kvoten mellan dessa, eftersom dessa parametrar enligt tidigare studier har visat sig vara viktiga för att förklara cyanobakteriernas tillväxt.

### 3.5 Statistisk analys i SIMCA

I långtidsstudien var målet att hitta de inparametrar (X), som var viktigast för att förklara förändringen i biovolymen växtplankton i Mälaren (Y). Partial Least Squares Projections to Latent Structures, PLS, har utvecklats precis för den här typen av frågeställningar som inte förutsätter att variablerna är oberoende av varandra och väljs därför över andra multivariata analysmetoder som inte klarar av bortfall i data eller att inparametrarna är korrelerade till varandra. Nedanstående beskrivning av PLS och SIMCA bygger på information från "User Guide to SIMCA" av Umetrics (2012).

SIMCA är en mjukvara från Umetrics (2021) som kan utföra PLS-modellering och i denna studie har SIMCA 17 använts. SIMCA kan hantera bortfall i datat, skalar automatiskt om värdena till enhetsskalning och beräknar enbart de komponenter som är signifikanta vilket underlättar analysen. Komponenterna kan beskrivas som de resultatvektorer som bäst beskriver datarymden. I PLS definieras vilka variabler i datasetet som är X och vilka som är Y

och därefter kan PLS hitta relationen mellan X och Y. PLS-modellen uttrycks som en uppsättning vektorer med X-score, X-vikter och Y-vikter för ett set av dimensioner i PLS-modellen. Varje dimension uttrycker en linjär regression mellan en X-score-vektor,  $ta$ , och Y-score-vektor,  $ua$ . Vikt-vektorerna för varje modelldimension uttrycker hur X-variablerna är kombinerade för att utgöra  $ta$  och Y-variablerna för att utgöra  $ua$ . På det här sättet är datat modellerat som ett set av faktorer i X och Y och deras relationer.

Från PLS i SIMCA kan många olika parametrar, tabeller och grafer fås ut för att beskriva olika delar av resultatet från modelleringen. Två viktiga parametrar för att beskriva hur väl modellen kan använda variationen i X för att förklara variationen i Y är  $R^2X$  och  $R^2Y$ . För varje komponent beskriver  $R^2X$  hur stor del av variationen i X som modelleras i den komponenten och  $R^2Y$  beskriver hur stor del av variationen i Y som modelleras i den komponenten.  $R^2X$  och  $R^2Y$  kan även uttryckas som kumulativa värden för alla signifikanta komponenter.  $R^2$ -värdena varierar mellan 0 och 1 där ett värde på 1 betyder att modellen förklarar all variation hos Y med hjälp av all variation i X, och 0 betyder att inget av Y kan förklaras med hjälp av X.

En annan viktig parameter är prediktionsförmågan  $Q^2$ .  $Q^2$  är ett mått på hur bra modellen är på att förutsäga Y och bestäms genom så kallad korsvalidering. Först delas datat upp i sju olika delar och modellen skapas utifrån datat i alla grupper utom en. Sen kan modellen testas för att beräkna felet mellan de riktiga värdena i den sjunde gruppen och de modellerade värdena för att på så sätt validera modellen.  $R^2$  ökar desto mer komplex modellen är medan  $Q^2$  ökar till en början för att sedan sjunka. Man vill därför hitta ett optimum där både  $R^2$  och  $Q^2$  är stort och generellt räknas  $Q^2 > 0,5$  som ett högt värde.  $Q^2$  ska vara strax under  $R^2$  och en tumregel är att man inte vill ha en skillnad på över 0,2 mellan  $Q^2$  och  $R^2$  då det tyder på en närvaro av många irrelevanta modelltermer eller outliers (Miljostatistik.se u.å.).

Att tolka en PLS-modell med många komponenter kan vara en komplex uppgift. En parameter som sammanfattar hur viktiga de olika X-variablerna är kallas Variable Influence on Projection, VIP. VIP är en viktad kvadratsumma för PLS-vikter som tar hänsyn till hur mycket av Y:s varians som förklaras i varje dimension. X-variabler med högt VIP är mest relevanta för att förklara Y och om VIP-värdet är större än 1 betyder det att parametern har mer än medelpåverkan på Y. I VIP-ploten visas även standardfelet för ett konfidensintervall på 95 % som en linje i stapeln för respektive parameter.

För att få reda på om sambandet mellan X och Y är positivt eller negativt kan Loading plots studeras. Dessa visar korrelationsstrukturen hos variablerna, det vill säga betydelsen av X-variablerna i skattningen av X-matrisen. De variabler som återfinns långt från origo är starkt korrelerade med Y och de som återfinns nära origo har en svag korrelation. Om X-variabeln är på samma sida om y-axeln som Y-variabeln är korrelationen positiv och om den är på motsatt sida är korrelationen negativ.

För långtidsstudien skapades tre olika PLS-modeller. Alla modeller hade samma X-parametrar men i första modellen var *Nostocales* Y, i andra modellen var *Alla cyanobakterier* Y och i

tredje modellen var *Alla växtplankton* Y. Innan modellering undersöktes huruvida parametrarna var normalfördelade med hjälp av Q-Q-plottar (kvantil-kvantil-plottar). För de parametrar vars fördelning blev mer normalfördelad med transformation genomfördes detta i enlighet med Tabell 3 innan modelleringen.

**Tabell 3:** Variabler som användes för att analysera fysikalisk-kemiska parametrars påverkan på växtplanktonbiovolymen i Mälaren mellan 1964-2020. Medel, minimum och maximumvärden i tabellen är för icke-transformerade data men transformationerna användes i PLS-modellerna.

De variabler som är markerade med en asterisk är Y-parametrar i modellerna och resterande variabler är X.

	Medel	Minimum	Maximum	Antal värden	Transformation
<b>Nostocales* (mm<sup>3</sup>/l)</b>	0,29	0	24	2580	^ 0,25
<b>Cyanobakterier* (mm<sup>3</sup>/l)</b>	0,52	0	24	2580	^ 0,25
<b>Växtplankton* (mm<sup>3</sup>/l)</b>	1,6	0	25	2580	^ 0,25
<b>Brunhet (/5cm)</b>	0,08	0,016	0,30	2209	log
<b>Partikelhalt (/5cm)</b>	0,075	0,004	0,77	2118	log
<b>Buffringsförmåga (mekv/l)</b>	1,0	0,15	2,4	2147	log
<b>Kalcium (mg/l)</b>	24	5,3	59	2105	log
<b>Klorid (mg/l)</b>	12	2,8	32	2105	log
<b>Kalium (mg/l)</b>	2,7	1,1	4,9	2105	-
<b>Konduktivitet (mS/m)</b>	22	6,6	46	2268	log
<b>Magnesium (mg/l)</b>	2,6	1,7	13	2115	log
<b>Natrium (mg/l)</b>	10	3,1	22	2115	log
<b>pH</b>	7,9	6,4	9,9	2269	-
<b>Fosfat (µg/l P)</b>	16	0,5	210	2227	log
<b>Kisel (mg/l)</b>	1,2	0	7,7	2209	log
<b>Siktdjup (m)</b>	2,0	0,2	9,8	2469	log
<b>Syrgashalt (mg/l O<sub>2</sub>)</b>	10	0,2	19	2274	log
<b>Totalfosfor (µg/l P)</b>	42	2,5	300	2247	log
<b>Vattentemperatur (°C)</b>	15	0,1	27	2571	-
<b>Totalkväve (µg/l N)</b>	990	310	3800	2247	log
<b>Oorganiskt kväve (µg/l N)</b>	420	2	2500	2240	log
<b>Totalkväve/Totalfosfor</b>	28	2,8	160	2234	log
<b>Oorg. kväve/Totalfosfor</b>	11	0,023	96	2227	log

För säsongsstudien användes de variabler som fick högst VIP-värde (över 1,25) för att framställa grafer över tidsserien som visade förändringen över säsongen för de senaste åren 2017-2020.



## 4 Resultat

I detta avsnitt presenteras resultat från långtidsstudiens tre PLS-modeller för att kunna se hur stor del av variationen i biovolym som de undersökta parametrarna kan förklara och vilka parametrar som historisk har den tydligaste kopplingen till *Alla växtplankton*, *Alla cyanobakterier* och *Nostocales*. Därefter presenteras säsongsstudien med grafer över fördelningen mellan *Nostocales*, *Övriga cyanobakterier* och *Övriga växtplankton* samt halterna av dessa tillsammans med säsongsvariationer av parametervärdena för att kunna tolka nutida halter och säsongsvariationer i Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvältn och Södra Björkfjärden. Även medelvärdet för parametrarna presenteras för enklare jämförelse mellan stationerna.

### 4.1 Långtidsstudie

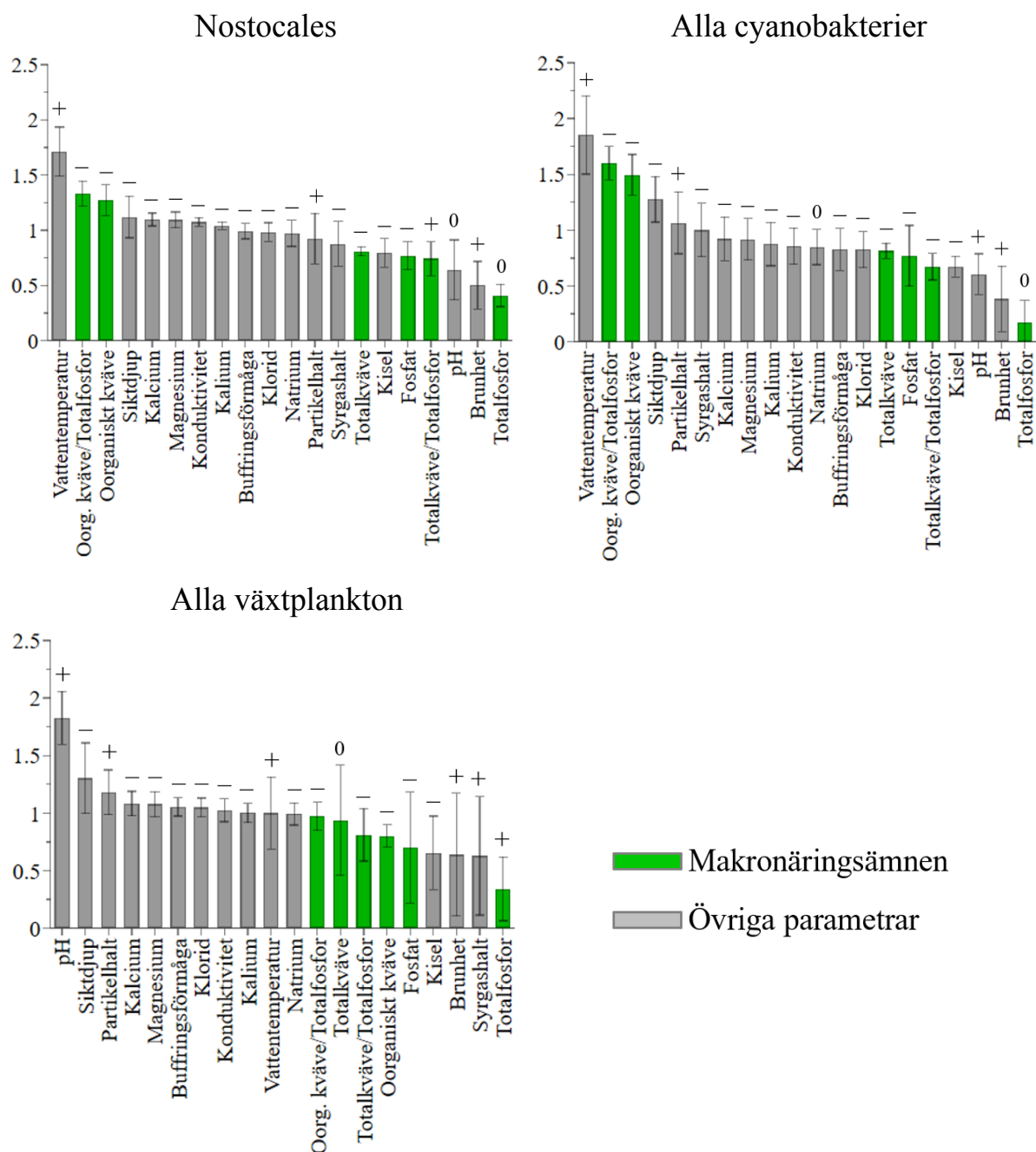
I Tabell 4 visas modellernas förklaringsgrad uttryckt i  $R^2X$ ,  $R^2Y$  och  $Q^2$  kumulativt, tillsammans med antalet signifikanta komponenter. Modellen för *Nostocales* hade fem signifikanta komponenter och använde 81 % av variationen i X för att förklara 45 % av variationen i Y. Vid validering kunde modellen förutspå 43 % av variationen i Y. För *Alla Cyanobakterier* var tre komponenter signifikanta och 69 % av variationen i X användes för att förklara 41 % av variationen i Y. Vid validering kunde 40 % av variationen förutspås. För *Alla växtplankton* var motsvarande siffror tre signifikanta komponenter, 54 % av variationen i X och 29 % av variationen i Y. 27 % av variationen kunde i denna modell förklaras i valideringsdatasetet.

**Tabell 4:** Antal signifikanta komponenter och förklaringsgrad för modeller där alla Mälarens mätstationer var inkluderade med data från åren 1964-2020.  $R^2X$  beskriver hur mycket av variationen i X som användes för att förklara variationen i Y,  $R^2Y$  hur mycket av variationen i Y som modellen förklarade och  $Q^2$  beskriver hur mycket av variationen modellen kunde förklara vid validering.

	Antal signifikanta komponenter	$R^2X$ kumulativ	$R^2Y$ kumulativ	$Q^2$ kumulativ
<b>Nostocales</b>	5	81 %	45 %	43 %
<b>Alla cyanobakterier</b>	3	69 %	41 %	40 %
<b>Alla växtplankton</b>	3	54 %	29 %	27 %

Från modelleringen erhöles information om vilka X-parametrar som hade starkast koppling till Y tack vare VIP-figuren vilka visas i Figur 6. I figuren visas även felstapeln för konfidensintervallet på 95 %. I Bilaga 5 presenteras Loading plots för dessa modeller vilka användes för att avgöra tecknet på korrelationen. För *Nostocales* var det fyra parametrar som stack ut som extra viktiga och hade ett VIP-värde över 1,25. Dessa var vattentemperaturen (positivt samband), kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor (negativt samband) och oorganiskt kväve (negativt samband). Sedan följde en stor grupp parametrar som låg kring värde 1 (mellan 1,2 och 0,8). Dessa var siktdjup, kalcium, magnesium, konduktivitet, kalium,

buffringsförmåga, klorid, natrium, partikelhalt, syrgashalt, totalkväve och kisel. Förutom för partikelhalten var sambandet negativt för dessa parametrar. I botten hamnade fosfat (negativt samband), kvoten mellan totalkväve och totalfosfor (positivt samband), pH (samband nära noll), brunhet (positivt samband) och totalfosfor (samband nära noll). För *Alla cyanobakterier* var samma fyra parametrar som för *Nostocales* i topp och resterande samband var likartade. För *Alla växtplankton* var det istället pH (positivt samband) och siktdjup (negativt samband) som stack ut som de parametrar med starkast korrelation.



**Figur 6:** VIP-plottar för de tre modellerna som rankar vilka X-parametrar som var viktigast för att förklara Y. Ett högt värde betyder att parametern har stor betydelse. Tecknet ovanför stapeln visar om parameter är positivt eller negativt korrelerad med Y och 0 indikerar att sambandet inte har någon tydlig riktning. Makronäringsämnen är markerade i grönt och resterande fysikalisk-kemiska parametrar i grått. Felstapeln för respektive parameter motsvarar ett 95 % konfidensintervall.

## 4.2 Säsongsstudie

För att tydliggöra fördelningen mellan de olika typerna av växtplankton presenteras i Figur 7 andelen *Nostocales*, *Övriga cyanobakterier* och *Övriga växtplankton* för åren 2017-2020 för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvältn och Södra Björkfjärden. För alla stationer var andelen cyanobakterier för aprilmätningarna mycket låg och oftast även i maj månad. Generellt ökade andelen under sommaren med ett maximum i antingen augusti eller september.

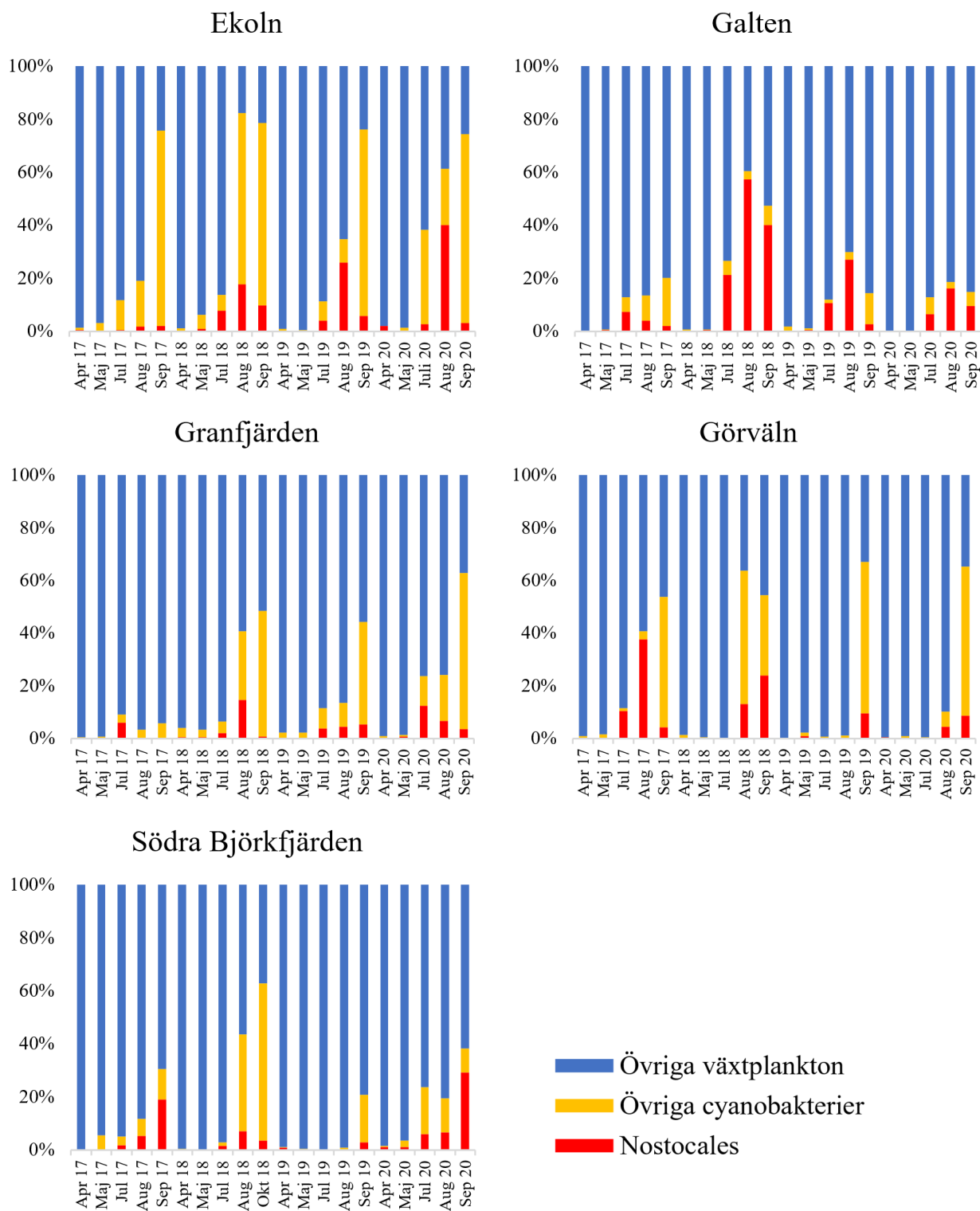
För alla fyra åren var Ekoln den mätstation där andelen cyanobakterier var som störst, med upp emot 80 % cyanobakterier i september varje år. I augusti 2018 uppmättes i Ekoln även den högsta andelen totalt sett på 82 %. Andelen *Nostocales* uppgick till 26 % i augusti 2019 och 40 % i augusti 2020 men motsvarade annars under 20 % i Ekoln.

För Galten stack 2018 ut som ett år med en relativt stor andel cyanobakterier (upp till 60 %) men andelen uppgick resterande år till maximalt 20-30 %. För alla mättillfällen utom tre där cyanobakterier var närvarande var majoriteten av dessa *Nostocales*, vilket för resterande bassänger enbart skedde vid något enstaka tillfälle.

I Granfjärden stack 2017 ut som ett år med mycket låga andelar cyanobakterier där det maximalt gick upp till 9 %. Resterande år ökade dock andelen under sommarens gång med ett maximum på 50-60 % i september. Andelen *Nostocales* låg i Granfjärden hela tiden under 15 %.

I Görvältn stack 2017 ut som ett år där i princip alla cyanobakterier var *Nostocales* i juli och augusti för att sedan enbart utgöra någon procent i september. Resterande år var andelen cyanobakterier mycket låg i april, maj och juli för att sedan öka kraftigt (upp till omkring 60 %) till augusti eller september.

För Södra Björkfjärden hade de högsta andelarna cyanobakterier noterats i september/oktober varje år där 2018 hade det högsta värdet på 62 %. I augusti och september 2018 var, den stora andelen cyanobakterier till trots, endast en mycket liten andel av dessa *Nostocales*. I september 2017 och september 2020 uppgick andelen *Nostocales* till 19 respektive 29 % men var under alla andra mätningar under 10 %.



**Figur 7:** Andel *Nostocales*, *Övriga cyanobakterier* och *Övriga växtplankton* för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvåln och Södra Björkfjärden över åren 2017–2020. Totala andelen cyanobakterier motsvarar den röda och gula stapeln tillsammans och alla växtplankton motsvarar det tre staplarna ihop, det vill säga 100 %.

För att få en överskådlig bild över hur bassängerna skiljde sig åt i nutid presenteras i Tabell 5 medelvärdet för de fem stationerna för säsongsstudiens parametrar år 2017-2020. Denna data används nedan då Figur 8-12 presenteras.

**Tabell 5:** Medelvärden för parametrarna inkluderade i säsongsstudien för mätstationerna Ekoln, Galten, Granfjärden, Görväln och Södra Björkfjärden under åren 2017-2020.

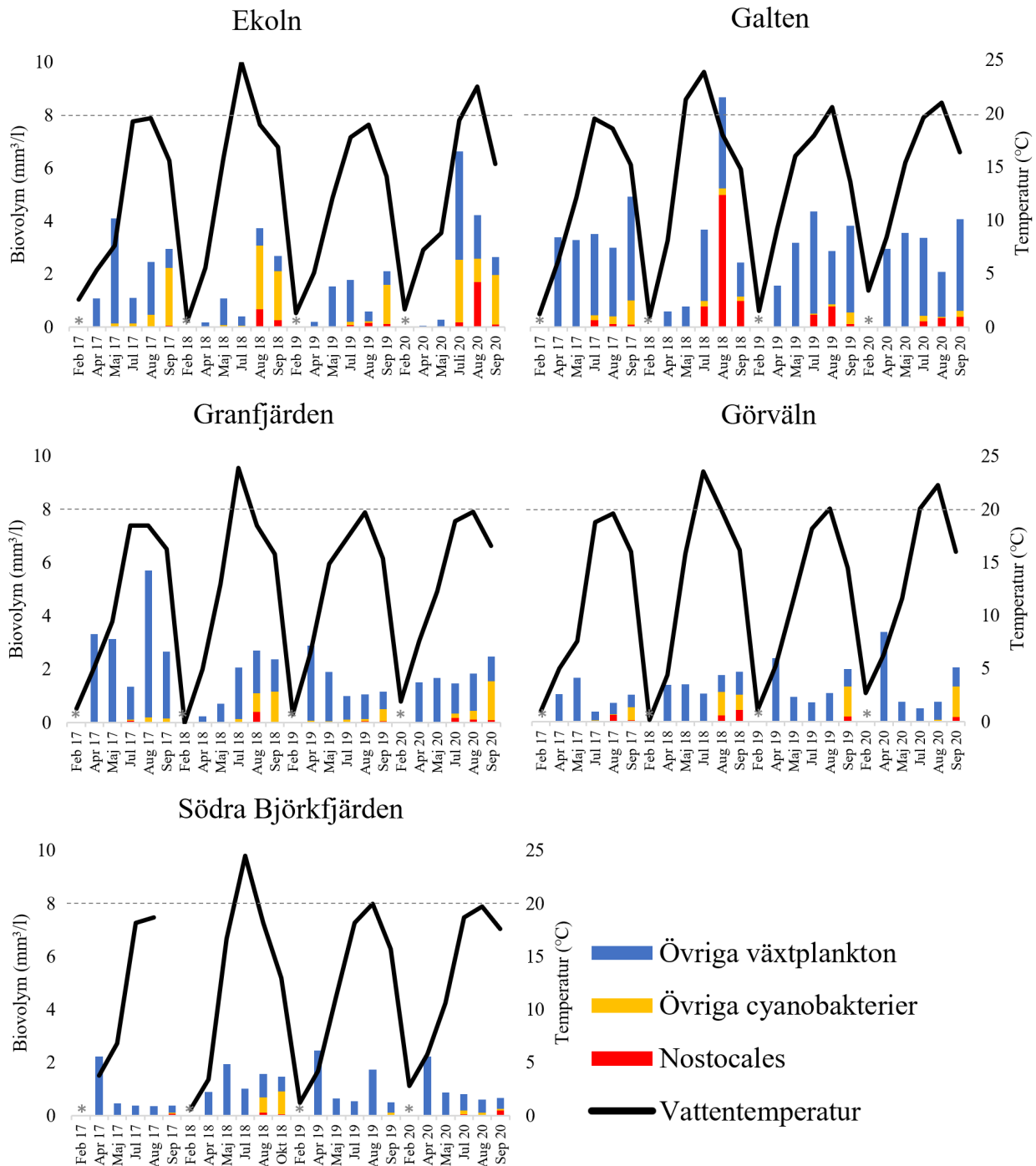
	Ekoln	Galten	Granfjärden	Görväln	Södra Björkfjärden
<b>Nostocales (mm<sup>3</sup>/l)</b>	0,17	0,47	0,057	0,074	0,032
<b>Cyanobakterier (mm<sup>3</sup>/l)</b>	0,87	0,63	0,31	0,30	0,13
<b>Växtplankton (mm<sup>3</sup>/l)</b>	2,0	3,3	2,1	1,4	1,1
<b>Vattentemperatur (°C)</b>	12	13	12	12	12
<b>pH</b>	8,1	7,3	7,7	8,2	7,9
<b>Siktdjup (m)</b>	1,8	0,86	1,4	3,2	3,4
<b>Totalkväve (µg/l N)</b>	1500	730	680	520	440
<b>Oorganiskt kväve (µg/l N)</b>	870	240	240	69	62
<b>Totalfosfor (µg/l P)</b>	38	44	33	20	17
<b>Fosfat (µg/l P)</b>	11	6,7	7,1	4,0	4,6
<b>Totalkväve/Totalfosfor</b>	44	17	21	27	27
<b>Oorg. kväve/Totalfosfor</b>	24	5,4	7,1	2,9	3,0

I Figur 8-12 presenteras hur biovolymen *Nostocales*, *Övriga cyanobakterier* och *Övriga växtplankton* har varierat april till september/oktober för åren 2017-2020 för de fem mätstationerna. Stationerna presenteras bredvid varandra och med samma skala på axlarna för att förenkla jämförelsen mellan dem. Nämnvärda halter av cyanobakterier har enbart uppmätts under mätningarna i juli, augusti och september/oktober. Den högsta halten cyanobakterier var uppmätta i Galten augusti 2018 (5,2 mm<sup>3</sup>/l) och nästan hela denna biovolym var *Nostocales* (4,9 mm<sup>3</sup>/l). Resterande värden som var över WHO:s gränsvärde på 2 mm<sup>3</sup>/l var uppmätta i Ekoln i september 2017, augusti-september 2018 och juli-september 2020. Av dessa tillfällen var det enbart i augusti 2020 som *Nostocales* utgjorde majoriteten av biovolymen. För alla resterande mättillfällen för de fem stationerna understeg halten cyanobakterier WHO:s gräns och de höga halter växtplankton som uppstått (exempelvis augusti 2017 i Granfjärden och majoriteten av mättillfällen i Galten) bestod då till största del av *Övriga växtplankton*.

Förutom biovolymen av växtplankton visas vattentemperaturen i Figur 8, halten oorganiskt kväve i Figur 9, halten fosfat i Figur 10, kvoten mellan totalkväve och totalfosfor i Figur 11 och kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor i Figur 12. För dessa presenteras även februarivärdena för perioden.

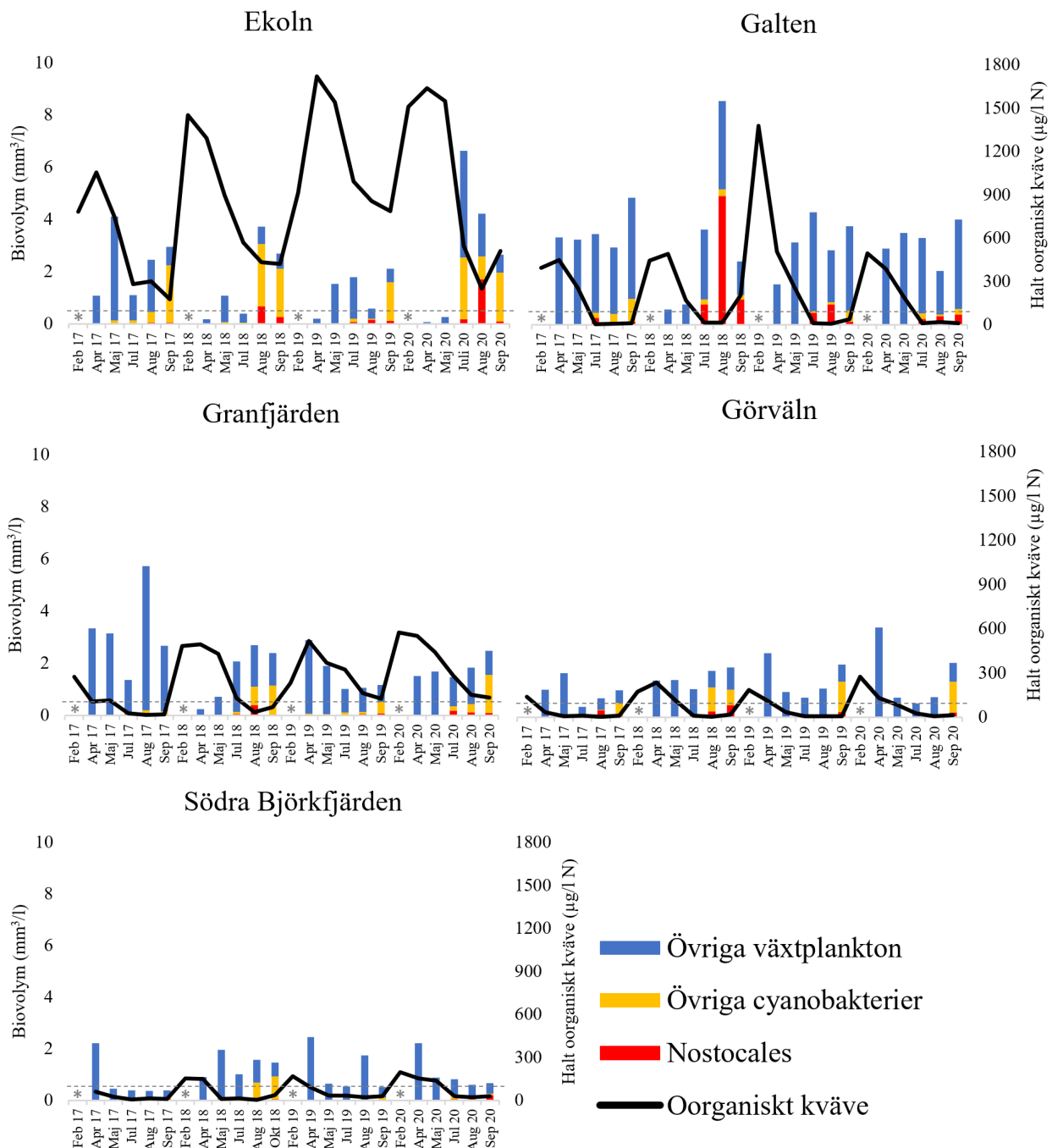
Som kan ses i Figur 8 följde vattentemperaturen samma mönster för de fem stationerna med lägst värden i februari för att sedan öka till ett maximum i juli eller augusti. De varmaste

temperaturerna uppmättes i juli 2018 på 25 °C och de lägsta på 3 °C i februari samma år. Medelvärdet för vattentemperaturen skiljde en dryg grad mellan mätstationerna där Galten var i topp.



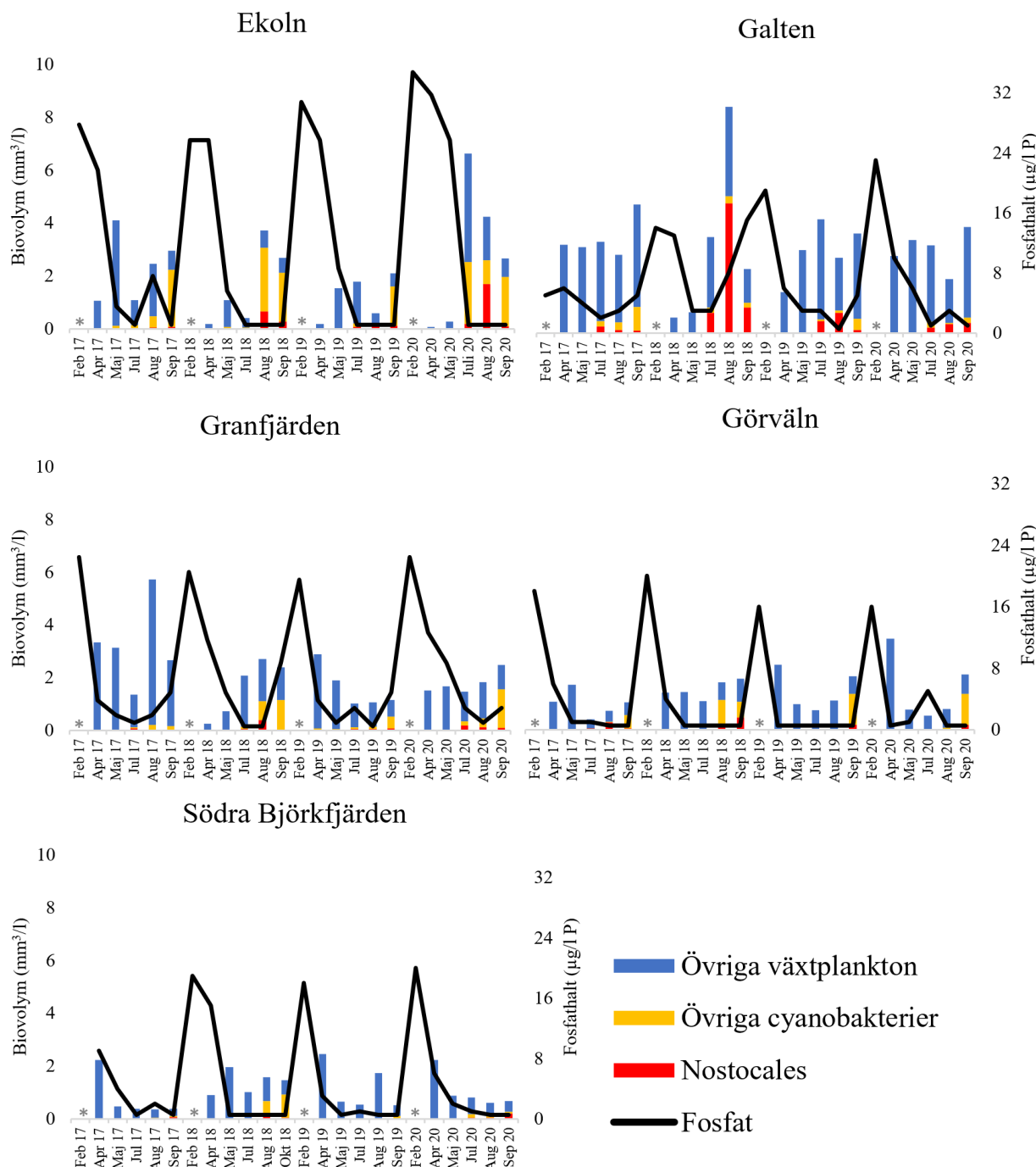
**Figur 8:** Vattentemperatur tillsammans med biovolym växtplankton för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvåln och Södra Björkfjärden över åren 2017–2020. Februarimätningar saknas för växtplankton och markerades därför med en asterisk. Temperaturer över den streckade, grå linjen (20 °C) bör enligt Robarts & Zohary (1987) gynna cyanobakterier.

I Figur 9 ses hur halten oorganiskt kväve generellt var högst i februari/april för att sedan sjunka successivt under sommarmånaderna. För alla stationer utom Ekoln gick halterna någon gång ner så långt att de var under detektionsgränsen för nitrat & nitrat.



**Figur 9:** Halten oorganiskt kväve tillsammans med biovolym växtplankton för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvåln och Södra Björkfjärden över åren 2017–2020. Februarimätningar saknas för växtplankton och markerades därför med en asterisk. Observera att kvävehalter under 20 ofta var under detektionsgränsen och därför ersatts av värden i enlighet med Bilaga 3. Under den grå streckade linjen var kvävehalterna låga nog (50-100 µg/l) för att heterocyster ska kunna bildas enligt Horne och Commins (1987).

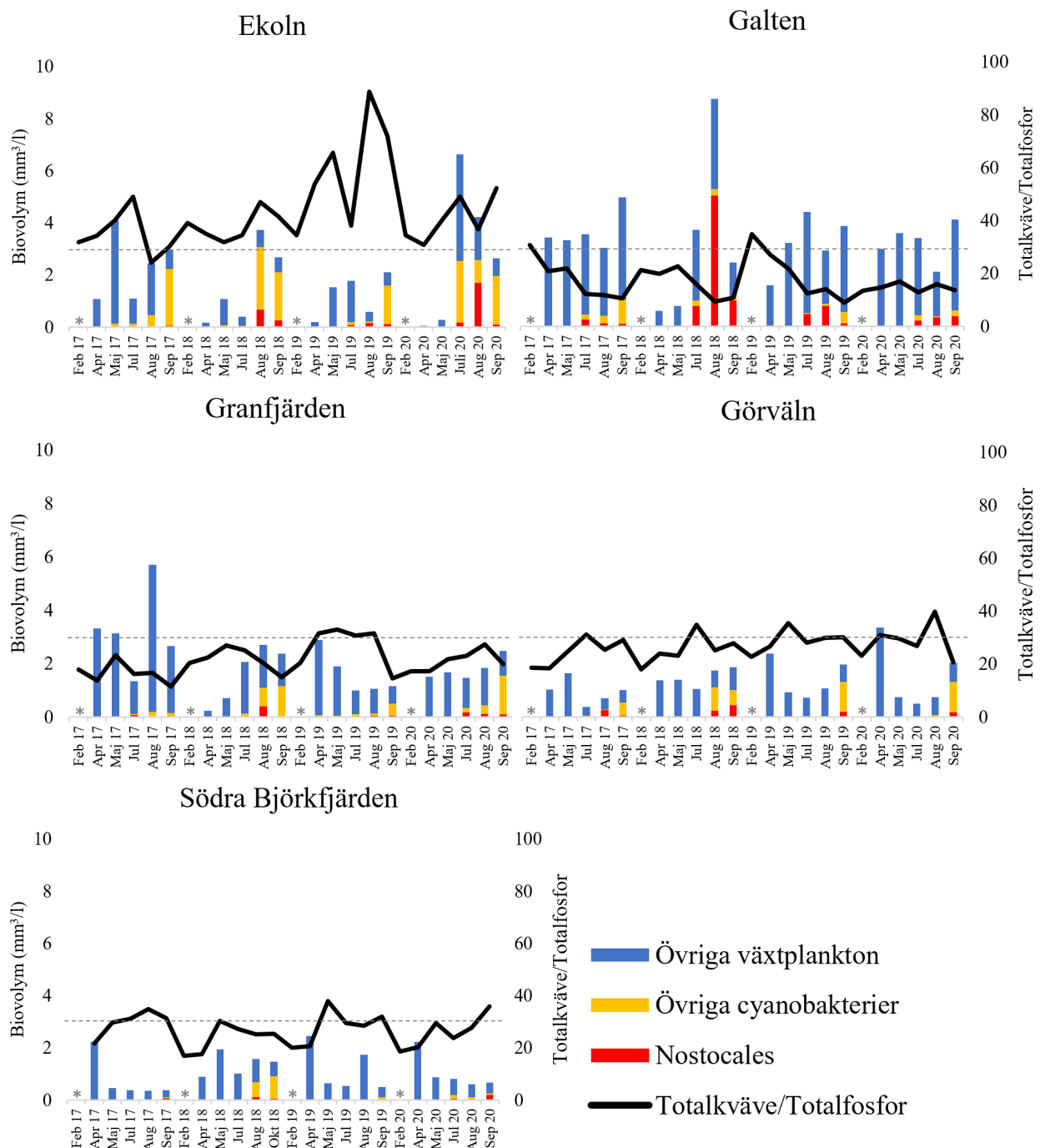
Gällande fosfat ses från Figur 10 hur halterna i Ekoln var höga i februari för att sedan sjunka, och till juli vara nere på värden under detektionsgränsen. Dessa omätbara halter höll i sig hela sommaren (utom 2017 då en viss ökning uppmättes i augusti). Liknande mönster sågs även för resterande stationer men i Galten uppmättes värden under detektionsgränsen bara vid ett tillfälle. Ekoln hade det högsta medelvärdet och Görväln det lägsta.



**Figur 10:** Halten fosfat tillsammans med biovolym växtplankton för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görväln och Södra Björkfjärden över åren 2017–2020. Februarimätningar saknas för växtplankton och markerades därför med en asterisk. Observera att fosfatkoncentrationer på 0,5 var under detektionsgränsen för mätningen.

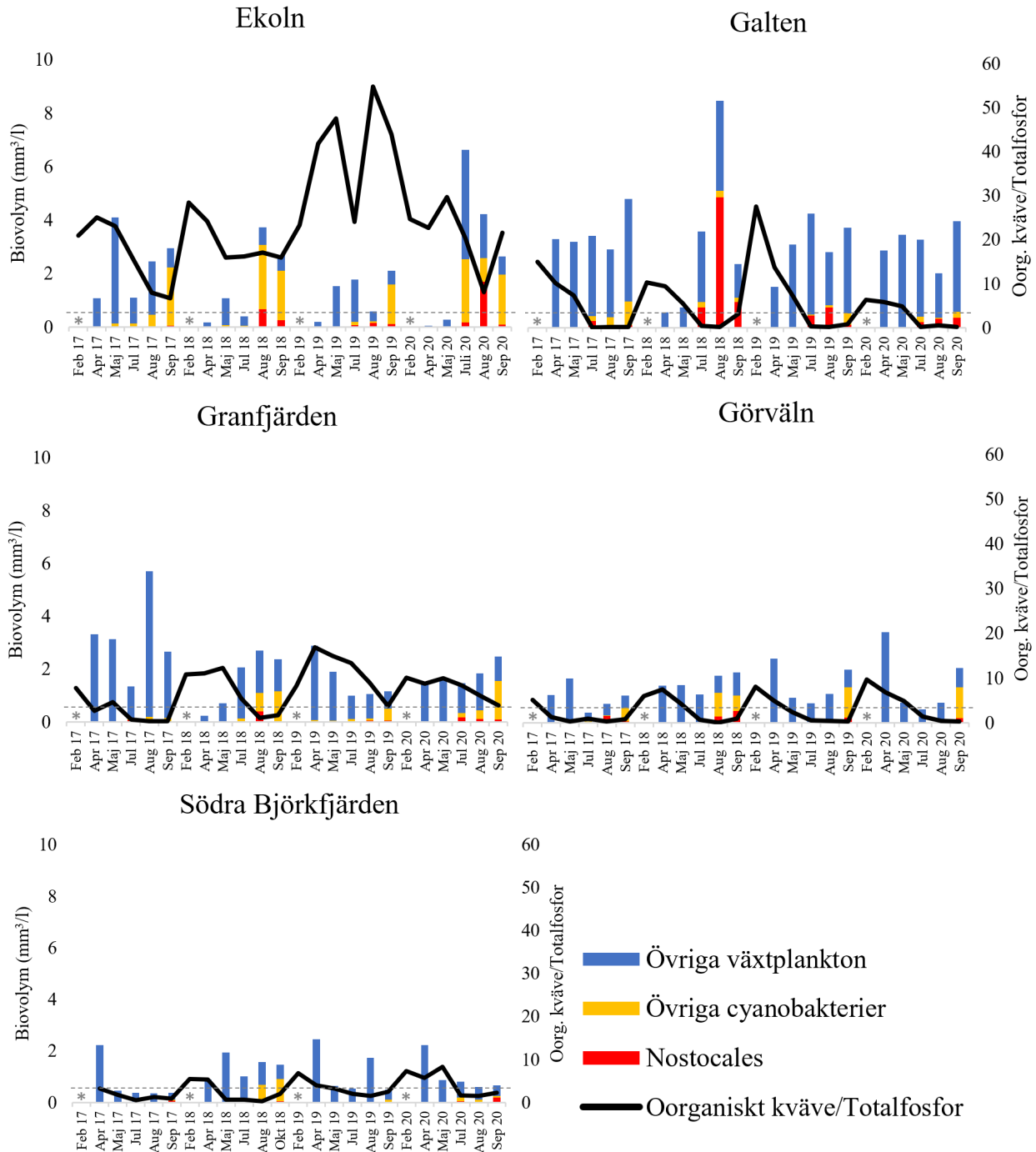


Från Figur 11 syns inga tydliga mönster gällande kvoten mellan totalkväve och totalfosfor men både variationerna och halterna var högst i Ekoln och de andra stationerna hade ett medelvärde på ungefär hälften av det för Ekoln.



**Figur 11:** Kvoten mellan totalkväve och totalfosfor tillsammans med biovolym växtplankton för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görväln och Södra Björkfjärden över åren 2017–2020. Februari-mätningar saknas för växtplankton och markerades därför med en asterisk. En kvot under den grå, streckade linjen (29) ska enligt Smith (1983) gynna cyanobakterier.

Som kan ses i Figur 12 var kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor generellt högst i februari/april för att sedan sjunka under sommaren till värden ofta under detektionsgränsen. Undantaget var Ekoln som hade det högsta värdet i augusti 2019 och även hade mycket högre halter under hela året än resterande stationer.



**Figur 12:** Kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor tillsammans med biovolym växtplankton för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvälén och Södra Björkfjärden över åren 2017–2020. Februari-mätningar saknas för växtplankton och markerades därför med en asterisk. En kvot under den grå, streckade linjen (2,2) tyder på kvävebegränsning enligt Bergström (2010).

För de resterande parametrarna pH, siktdjup, totalkväve och totalfosfor finns figurerna för de fem stationerna att hitta i Bilaga 6. pH var generellt som lägst i februari eller april och högre senare under året och variationen följde till viss del totalbiovolymen växtplankton. Ekoln och Görväln hade de högsta pH-värdena i snitt men stora variationer förekom inom bassängerna. Generellt var siktdjupet större i Görväln och Södra Björkfjärden än i Ekoln, Galten och Granfjärden men det var svårt att urskilja några tydliga mönster för siktdjupet då toppar förekom i februari vissa år och juli-augusti andra år. Totalkvävehalterna var generellt som högst under februari/april för att sedan sjunka successivt under sommarmånaderna. Ekoln hade de överlägset högsta kvävehalterna med ett snitt på cirka 1500 µg/l N, Galten och Granfjärden på ungefär 700 µg/l N och Görväln och Södra Björkfjärden på runt 500 µg/l N. Fluktuationerna var även mycket större i Ekoln än för resterande stationer. För totalfosfor var det svårt att utläsa någon generell trend för alla stationer men februari/april 2020 hade de högsta värdena för alla stationer utom Görväln. Galten hade det högsta medelvärdet följt av Ekoln och Granfjärden och halterna gick som lägst ner till 10 µg/l P.

## 5 Diskussion

I detta avsnitt diskuteras vid vilka förhållanden som cyanobakterier, och framförallt *Nostocales*, tycks frodas i Mälaren för att sedan kunna dra slutsatser om lämpliga åtgärder för att inte äventyra framtidens vattenkvalité. Inledningsvis diskuteras förklaringsgraden hos långtidsstudiens modeller för att sedan kunna dra slutsatser om vilka parametrar som historiskt har haft den tydligaste kopplingen till halten *Nostocales*, *Alla cyanobakterier* och *Alla växtplankton* i Mälaren. För att förstå hur nutida halter och säsongsvariationer av växtplankton kan förklaras diskuteras säsongsstudiens figurer med teorin om växtplanktons optimala levnadsmiljö, kvävefixerande cyanobakteriers livscykel och hypoteser om cyanobakteriers framgångsfaktorer som bakgrund. Därefter används även fakta om bassängernas karakteristik för att se om exempelvis omsättningstid, tillrinning och djup kan förklara de observerade resultaten. För att få ett grepp om begränsningarna i studien diskuteras även resultatet i relation till utmaningarna med datasetet och analysmetoden. Slutligen diskuteras vilka åtgärder som kan vara lämpliga att vidta för att begränsa framtida problem med algblomning i Mälaren utifrån studiens resultat.

### 5.1 Långtidsstudie & Säsongsstudie

#### 5.1.1 Modellernas förklaringsgrad

Med ett  $Q^2$  på strax under  $R^2$  för alla tre modeller i långtidsstudien tycks de inkluderade parametrarna vara relevanta och outliers påverkar inte resultatet i så stor grad. Modellernas förklaringsgrad är för *Nostocales* och *Alla cyanobakterier* drygt 40 % och för *Alla växtplankton* knappt 30 % vilket är under gränsen för vad som generellt klassas som ett högt värde men i och med att de modellerar biologiska system där så många processer är inblandade bedöms ändå dessa förklaringsgrader som godtagbara.

#### 5.1.2 Undersökta parametrars inverkan

Trots att modellerna inte kan förklara all variation i växtplanktons biovolym ger de ändå en indikation på vilka av de undersökta parametrarna som tydligast samverkar med planktonen. Modellerna för *Nostocales* och *Alla cyanobakterier* gav mycket lika utfall där samma parametrar var i topp och botten för de två modellerna. Detta kan till viss del bero på att *Nostocales* inkluderas i *Alla cyanobakterier* och, vilket kan ses i säsongsstudien, i vissa fall utgör en betydande del av *Alla cyanobakterier*. Jämfört med VIP för *Alla Växtplankton* finns dock stora skillnader.

För *Nostocales* och *Alla cyanobakterier* var den viktigaste parametern vattentemperatur och korrelationen var positiv. Detta resultat stämmer överens med hypotesen om att cyanobakterier trivs i varmare väder (Robarts & Zohary 1987) och från säsongsstudien kan ses hur cyanobakterier endast förekom i nämnbar mängd under sommar och sensommar. Den av Robarts och Zohary (1987) föreslagna gränsen vid 20 °C tycks dock inte krävas i Mälaren för att cyanobakterier ska dominera, utan en tillräcklig temperatur verkar istället vara över

10-15 °C. En hög temperatur var dock inte en garanti för cyanobakteriers framgång eftersom det i flertalet bassänger och år hade uppmätts låga halter växtplankton samtidigt som höga vattentemperaturer. En orsak till att cyanobakterierna uppstod senare under sommaren, trots varmt försommarväder, kan även vara kopplat till deras livscykel där vilosporerna behöver tid att mogna för att kunna övergå till vegetativa celler och därmed tillväxa. Att cyanobakterierna fortsatte tillväxa under september, trots att temperaturerna sjönk, skulle även kunna tyda på att temperaturer under tidigare månader påverkar utvecklingen.

Temperaturen har i långtidsstudien inte en lika tydlig koppling till *Alla växtplankton*, och i säsongsstudien observeras hur relativt höga halter av *Övriga växtplankton* kunde förekomma under alla undersökta månader. För april och maj, då temperaturerna var lägre, var det ett genomgående tema för alla stationer att biovolymen i princip bara bestod av *Övriga växtplankton*. Detta kan bero på att exempelvis kiselalger, som kan tillväxa vid lägre temperaturer (Höglander 2021), då fritt kunde utnyttja vårens höga näringshalter och dominera när cyanobakterierna hindrades av kylan.

För *Nostocales* och *Alla cyanobakterier* framträdde i långtidsstudien även ett starkt samband kopplat till kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor, samt halten oorganiskt kväve. Då tillräckligt låga halter av oorganiskt kväve krävs för att *Nostocales* ska kunna utveckla heterocyster (Horne & Commins 1987), och därigenom få fördel av sina kvävefixerande förmåga, är den negativa korrelationen i linje med teorin om att kvävefixerande cyanobakterier gynnas vid kvävebegränsning (Sonesten 2013). Den låga andelen *Nostocales* i Ekoln skulle därför kunna förklaras av att kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor aldrig gick under 2,2 och att halten oorganiskt kväve aldrig gick under 50-100 µg/l N. I Galten däremot var kvoten långt under 2,2 då halten oorganiskt kväve gick ner under detektionsgränsen för sommarmånaderna, och *Nostocales* utgjorde där en mycket stor del av cyanobakterierna. I Granfjärden, Görvältn och Södra Björkfjärden gick halterna oorganiskt kväve också under gränsen för kvävefixering, men ingen av dessa stationer stack ut med genomgående höga andelar *Nostocales*. Detta tyder på att låga halter oorganiskt kväve inte är den enda förklaringen till *Nostocales* vara eller icke vara men kan vara en del i förklaring av skillnaden mellan Ekoln och Galten.

För *Nostocales* och *Alla cyanobakterier* var pH-värdet bland parametrarna med minst tydlig koppling till biovolymen. Sett till *Alla växtplankton* var det dock den allra viktigaste parametern. Detta resultat kan tyda på att ett högre pH gynnar växtplankton men med Shapiros (1997) slutsats i åtanke är det mer sannolikt att det är växtplanktons tillväxt och ökade fotosyntes som istället ledde till högre pH. I säsongsstudien sågs hur kurvan för pH-värdet till viss del följde variationen av den totala biovolymen växtplankton, men för biovolymen cyanobakterier eller *Nostocales* är det svårt att utläsa något samband.

Siktdjupet var en av de parametrar som hade tydligast korrelation för alla tre modeller. I och med att korrelationen var negativ tycks det vara växtplanktonen själva som gav ett minskat siktdjup när biovolymen ökade och solljuset skymdes. Även det positiva sambandet med partikelhalten skulle kunna bero på att ökade halter av växtplankton gav fler partiklar i

vattnet, snarare än tvärtom. Den korrelation som siktdjup uppvisade i långtidsstudien gick till viss del att se för Ekoln och Galten i säsongsstudien, men i och med att flera mätpunkter saknades var det svårt att veta säkert. För Granfjärden, Görvältn och Södra Björkfjärden framträdde inga tydliga kopplingar.

Enligt Schindler (1975) ska halten fosfor vara viktig för att förklara växtplanktons tillväxt, men för alla tre modeller var både fosfat och totalfosfor bland parametrarna med minst korrelation till biovolymen växtplankton. I säsongsstudien kan man i exempelvis Ekoln se hur biovolymen växtplankton ökade under sommaren trots att fosfathalterna var under detektionsgränsen. Detta kan tyda på att plankton hämtar fosfor från en annan källa och kan därmed vara kopplat till de kvävefixerande cyanobakteriernas förmåga att lagra fosfor från sedimenten (Pettersson et al. 1993) vilket minskar dess beroende av tillgängligt fosfor i vattnet. I Ekoln, där fosfathalterna var de högsta under våren, var vårblomningarna ofta som minst, vilket tyder på att det är andra faktorer än fosfathalten som avgör när höga växtplanktonhalter uppstår.

Säsongsvariationerna för totalfosfor var mycket svår att tolka vilket kan bero på att det organiska fosforet inte är tillgängligt för växtplankton och därmed inte ger en relevant bild av fosfortillgången. Samma anledning skulle kunna förklara den svaga kopplingen till totalkväve. Kvoten mellan totalkväve och totalfosfor borde vara avgörande för speciellt *Nostocales* (Smith 1983), men i och med den svaga kopplingen för både totalkväve och totalfosfor är det rimligt att kvoten mellan dessa inte är avgörande för biovolymen växtplankton. Varken konduktiviteten, buffringsförmågan, syrgashalten eller brunhet stack ut som de mest betydande parametrarna och är även svårtolkade i relation till biovolymen. För kisel var sambandet negativt för alla tre modeller vilket skulle kunna förklaras av att växtplankton tar upp detta vid tillväxt vilket sänker halterna. Detsamma skulle kunna gälla för kalcium, magnesium, kalium, klorid och natrium som också hade en negativ korrelation, men variationerna skulle även kunna bero av naturliga fluktuationer till följd av flödesvägar och utspädning. Ingen av dessa parametrar stack heller ut som de viktigaste utan befann sig i mitten för alla tre modeller.

### 5.1.3 Bassängernas karakteristik

Mellan de fem mätstationerna framgick från säsongsstudien stora skillnader i halterna av växtplankton likväl som andelen cyanobakterier och *Nostocales*. Förutom ovan diskuterade parametrar skulle även skillnader i bassängernas utformning kunna vara orsaken. Södra Björkfjärden och Ekoln har båda långa omsättningstider och är relativt djupa men halterna växtplankton skiljde sig mycket mellan bassängerna. Södra Björkfjärden hade ofta toppvärden i april men i övrigt mycket låga halter växtplankton och endast vid några tillfällen utgjorde cyanobakterier en betydande del av dessa. I Ekoln däremot var halterna som lägst i april och höga halter med stor andel cyanobakterier har uppmätts i september och vissa år även juli och augusti. Liknande omsättningstid och djup tycks vid denna jämförelse därför inte ge upphov till samma mönster för växtplankton. Södra Björkfjärden hade i regel de lägsta halterna av näringsämnen och Ekoln de högsta, vilket istället kan härledas till att det saknas större

inflöden till Prästfjärden, där mätstationen Södra Björkfjärden ligger, medan både Fyrisån och Örsundaån rinner till Ekoln. Därmed får Ekoln tillförsel av nytt vatten med mer näringsämnen från omgivande åkermark och näringsrika morän medan vattnet som når Södra Björkfjärden har runnit igenom andra bassänger på vägen och ämnen har fått möjlighet att sedimenteras eller tas upp.

I motsats till Södra Björkfjärdens och Ekolns långa omsättningstid och stora djup har Galten med sin stora tillrinning och ringa storlek en mycket kort omsättningstid. Galten är även den grundaste av bassängerna. Galten har mycket högre halter av växtplankton än Södra Björkfjärden och även högre halter av *Övriga växtplankton* än Ekoln. Tillsammans med Ekoln ligger dock Galten i topp gällande medelhalten cyanobakterier. En större tillrinning skulle även här kunna vara en del i förklaringen till detta, då näringsämnen tillförs vattnet vilket gynnar växtplankton. Dock är näringshalterna generellt högre i Ekoln än Galten. En annan förklaring skulle kunna vara att de grunda förhållandena och mindre vattenmassan i Galten värms upp snabbare och i snitt har en grad varmare temperatur vilket då kan gynna tillväxten. Galtens stora artdiversitet skulle även kunna vara en del i förklaringen då det finns fler möjligheter för olika arter att trivas vid olika förhållanden än i Ekoln som huserar färre arter av växtplankton. Att relativt höga halter *Övriga växtplankton* kan uppmätas redan i april i Galten skulle även kunna bero på de grunda förhållandena som möjliggör för botten näring att lättare cirkulera upp till ytan och därmed lättare blir tillgängligt för växtplanktonen.

I Granfjärden och Görvältn har halter mellan Galten och Ekolns höga värden och Södra Björkfjärdens låga värden uppmätts för cyanobakterier. Granfjärden och Görvältn har liknande omsättningstid men Granfjärdens bassäng är större och grundare än Görvältns och några slutsatser gällande dessa egenskapers påverkan är därför svårt att dra.

#### 5.1.4 Begränsningar med dataset och metodval

Långtidsstudien inkluderade många olika mätstationer i Mälaren och parametrar med ett stort antal värden vilket möjliggjorde för en stor bredd hos parametervärden. Detta är en styrka med studien men det finns även många begränsningar. Trots godtagbara förklaringsgrader för de tre modellerna i långtidsstudien indikerar resultatet att knappa 60 % respektive 70 % av variationen inte kunde förklaras av de inkluderade parametrarna. Detta kan tyda på att fler parametrar skulle behöva inkluderas i modellen för att förklaringsgraden ska ökas, som exempelvis vindförhållanden eller tillgång till metaller som i tidigare studier visat sig vara viktiga pusselbitar (Hense & Beckmann 2006; Facey et al. 2019). Sådana parametrar skulle därför vara av intresse att studera i framtida studier för att avgöra deras betydelse i Mälaren.

En annan begränsning är att datasetet generellt innehåller mycket få mätningar per år och att de snabba förändringarna i algbiomassa och parameterhalter därför inte alltid fångas upp av mätningarna. Även valet att enbart inkludera växtplanktons och fysikalisk-kemiska parametrars ytligaste värden gör att plankton djupare ner exkluderas och att vattnets egenskaper närmare botten inte tas hänsyn till. Kopplat till hela vattenmassan ger denna modell inte heller en förståelse för alla de processer som sker under ytan, såsom djurplanktons

betning eller samspelet med sedimenten, vilket försvårar möjligheten att förklara resultaten. Att i framtida studier modellera samspelet inom näringsväven och sedimentationsprocesser i Mälaren skulle kunna ge en ökad förståelse för orsakerna till fluktuationerna och med tätare provtagningar ökar möjligheterna att inkludera snabbare förändringar i analysen.

En ytterligare begränsning är att långtidsstudiens modeller inte hanterar eventuell fördröjning i respons, såsom om det är temperaturen under våren som avgör om det blir mycket plankton under sommaren eller vårens näringshalter som bestämmer potentialen för hela årets tillväxt. För näringshalter skulle en sådan eftersläpning exempelvis kunna undersökas genom att studera samband mellan maximala koncentrationen under våren och maximala biovolymen växtplankton under sommaren och utgöra en intressant fördjupning för fortsatt forskning.

Säsongsstudien kompletterar långtidsstudien med möjligheten att följa säsongsvariationen och se hur olika bassänger skiljer sig åt. Säsongsstudiens smala utformning med enbart de senaste fyra årens data förenklar presentationen av resultatet och visar på nutida förhållande vilket är av stor vikt för den nära framtiden. Dock gör den korta tidsperioden att det är svårt att dra generella slutsatser och, likt långtidsstudien, saknas även här möjligheten att fullt förstå processerna i vattnet. Optimalt vore om provtagningen skedde mycket oftare så att alla fluktuationer kunde följas och på så sätt minska risken för att exempelvis toppar i algbloomningen missas. En ökad förståelse för processerna som sker i Mälaren, samspelet med sedimenten och djurplankton samt analys av flera djup skulle även vara intressant för framtida studier att analysera för att möjliggöra en bättre förståelse för processerna i hela vattenmassan och tydligare kunna koppla säsongsvariationerna till planktons livscykel.

## 5.2 Förslag på åtgärder

På grund av de många problem som höga halter cyanobakterier ger upphov till finns stora vinster att göra genom att hålla algbloomningar till ett minimum. I och med att temperaturen är den av de undersökta parametrarna som har tydligast koppling till halten cyanobakterier och sambandet är positivt, är att begränsa den globala uppvärmningen den viktigaste åtgärden för att minimera risken för ökade algbloomningar. För att minimera den globala uppvärmningen krävs krafttag mot utsläppen av växthusgaser och i och med krisens globala natur är både lokala, regionala och globala åtgärder en nödvändighet för att ha en chans att begränsa uppvärmningen (Pihl 2014). Även det faktum att klimatförändringarna beräknas ge ökad nederbörd och tillrinning, och bassänger med stor tillrinning tycks ha högre halter av näringsämnen, är detta en ytterligare riskfaktor. Effekten av den ökade tillrinningen kan begränsas genom att exempelvis anlägga våtmarker eller dammar som kan fördröja vattnet från att nå sjön eller funktionella kantzoner som kan fånga upp näringsämnen på vägen (Kyllmar & Wesström 2018).

Kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor samt halten oorganiskt kväve är även nära sammankopplad med halten cyanobakterier men med ett negativt samband. Växtplankton tycks ta upp kvävet, men då cyanobakterierna kunde tillväxa trots att nivåerna var under detektionsgränsen skulle rimligtvis åtgärder kopplade till minskade kväveutsläpp inte ge stora



effekter på biovolymen cyanobakterier. Att totalfosfor och fosfat ligger långt ner i listan av parametrar tyder på att vattnets halter av fosfor inte är avgörande för cyanobakterier eller andra växtplanktons framgång och, likt för kväve, fortsätter tillväxten trots halter under detektionsgränsen. Dock vet man sen tidigare att växtplankton behöver fosfor och kväve för att tillväxa och det är därför rimligt att ökade halter skulle öka tillväxten. Kanske är internbelasningen av fosfor i Mälaren det som möjliggör tillväxten eller att vårens höga halter kan tillgodose hela säsongens behov av näring. Därför krävs fortsatt analys innan åtgärder kopplade till näringsämnen avskrivs.

Som diskuterats ovan kvarstår många frågetecken kring vad som orsakar höga halter cyanobakterier i Mälaren och med en ökad befolkning i området kring Mälaren är det av stor vikt att forskningen fortsätter. Innan alla frågetecken har rätats ut är en av de viktigaste åtgärderna att Mälarens tillstånd fortsätter att övervakas och att det finns metoder för att snabbt kunna upptäcka när algblomningar är på väg. Genom att uppmärksamma problemet i tid kan effektivare varningssystem implementeras för exempelvis badplatser och dricksvattentäkter så att risken minskar för att algblomningarna ska utgöra en risk för dricksvattenkvalitén och människors hälsa.

## 6 Slutsats

Från denna studie framträdde vattentemperaturen, kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor samt oorganiskt kväve som de parametrar med tydligaste kopplingen till halten kvävefixerande cyanobakterier och totala halten cyanobakterier i Mälaren historiskt sett. De undersökta parametrarna kunde förklara 45 respektive 41 % av variationen. För totala biovolymen växtplankton var det istället pH och siktdjup som hade den tydligaste kopplingen och de undersökta parametrarna kunde förklara 29 % av variationen.

Temperaturen var den parameter som till största del kunde förklara nutida säsongsvariationer för cyanobakterier eftersom cyanobakterier enbart förekom i högre halter under sommar och sensommar. Variationen mellan olika stationer och år var dock stor så slutsatsen dras att en tillräckligt hög temperatur tycks vara ett krav för cyanobakteriers tillväxt i Mälaren men inte en garanti för deras framgång. Övriga växtplanktons tillväxt kunde inte till samma grad förklaras av temperaturen då dessa kunde uppmätas i höga halter under alla undersökta månader. Kvoten mellan oorganiskt kväve och totalfosfor samt halten oorganiskt kväve tycks vara en förklaring till skillnaden mellan de höga andelarna *Nostocales* i Galten och låga andelarna i Ekoln men inte förklara fördelningen mellan kvävefixerande och icke-kvävefixerande cyanobakterier i de andra bassängerna. För totala halten växtplankton följdes variationen i biovolym i vissa bassänger av pH-värdet och siktdjupet men orsaken bedöms snarare vara att tillväxten av plankton ger ökat pH-värde och minskat siktdjup än tvärtom. Kopplat till bassängernas karaktäristik lyfts tillrinningen fram som en trolig orsak till skillnaderna i kväve- och fosforhalter vilket till viss del påverkar halterna av växtplankton och fördelningen mellan *Nostocales*, *Övriga cyanobakterier* och *Övriga växtplankton*, men generella slutsatser är svåra att dra. De grunda förhållandena och den stora artdiversiteten i Galten bedöms kunna vara en möjlig förklaring till bassängens höga halter växtplankton under hela året.

Med temperaturen som den parameter med tydligast koppling till biovolymen cyanobakterier är att begränsa den globala uppvärmningen den viktigaste av åtgärder för att förhindra ökade algbloomningar i framtiden. Kring resterande parametrar är slutsatser svåra att dra och i och med osäkerheten i frågan är en fortsatt noggrann övervakning och handlingsplan när problemen väl uppstår av extra stor vikt.

## Referenser

Adams, D.G. & Duggan, P.S. (2002). Heterocyst and akinete differentiation in cyanobacteria. Tansley Review No. 107. *New Phytologist*. 144(1), 3-33.

Aqion (2018). *Temperature Compensation for Conductivity*.  
<https://www.aqion.de/site/112#appendix> [2021-05-26]

Baltic Eye (2020). *Den stora planktonförändringen i Östersjön – bra eller dålig för ekosystemet?* <https://balticeye.org/sv/overgodning/vaxtplankton-forandras/> [2021-03-01]

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. DOI:10.1007/s00027-010-0132-0

Facey, J. A., Aptem, S. C. & Mitrovic, S. M. (2019). A Review of the Effect of Trace Metals on Freshwater Cyanobacterial Growth and Toxin Production. *Toxins*. 11(11), 643. DOI:10.3390/toxins11110643

Garcia-Pichel, F. (2009). Cyanobacteria. I: Schaechter, M (red.) *Encyclopedia of Microbiology* (Third Edition). Academic Press. 107-124. DOI:10.1016/B978-012373944-5.00250-9

Högländer, H. (2021). *Den viktiga vårblomningen*. <https://www.havet.nu/om-varblomningen> [2021-05-26]

Haney, J. F. (1987). Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 21(3), 467–475. DOI:10.1080/00288330.1987.9516242

Hense, I. & Beckmann, A. (2006). Towards a model of cyanobacteria life cycle—effects of growing and resting stages on bloom formation of N<sub>2</sub>-fixing species. *Ecological Modelling*. 195(3-4), 205-218. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.11.018

Horne, A. J. & Commins, M. L. (1987). Macronutrient controls on nitrogen fixation in planktonic cyanobacterial populations. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 21(3), 413-423. DOI: 10.1080/00288330.1987.9516237

Karl, D., Letelier, R., Tupas, L., Dore, J., Christian, J. & Hebel, D. (1997). The role of nitrogen fixation in biogeochemical cycling in the subtropical North Pacific Ocean. *Nature*. 388, 533-538. DOI: 10.1038/41474

Kyllmar, K. & Wesström, I. (2018). *Vattenhushållande åtgärder i landskapet - Förstudie och*

*förslag på pilotområden i Kalmar län.* (Ekohydrologi, 152). Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.

Langenberg, V., Sarvala, J. & Roijackers, R. (2003). Effect of Wind Induced Water Movements on Nutrients, Chlorophyll- a , and Primary Production in Lake Tanganyika. *Aquatic Ecosystem Health & Management.* 6, 279-288. DOI:10.1080/14634980301488.

Livsmedelsverket (2018). *Handbok Dricksvattenrisker - cyanotoxiner i dricksvatten.*  
<https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2018/2018-handbok-dricksvattenrisker-cyanotoxiner-i-dricksvatten.pdf?AspxAutoDetectCookieSupport=1>

Miljostatistik.se (u.å.). *PLS - Exempel 1 - Analys av tobaksblad.*  
[http://www.miljostatistik.se/PLS\\_exempel1.html](http://www.miljostatistik.se/PLS_exempel1.html) [2021-05-20]

Morrison, G. (2011). *Mälarens värde 4000000000,00.* (VAS-rådets rapporter 2009:8). Stockholm: VAS-rådet, Kommunförbundet Stockholms Län.

Nationalencyklopedin (u.å.). *Kvävefixering.*  
<http://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/kvävefixering>  
[2021-05-18]

Oliver, R. L. (1994). Floating and sinking in gas-vacuolate cyanobacteria. *Journal of Phycology.* 30 (2), 161-173. DOI:10.1111/j.0022-3646.1994.00161.x

Persson, G. (1997). *Bedömningsgrunder för sjöar: 3. Tillståndsbedömning kväve-fosforkvot.*  
[http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/Criteria\\_3.ssi](http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/Criteria_3.ssi) [2021-05-20]

Pettersson, K., Herlitz, E. & Istvánovics, V. (1993). The role of *Gloeotrichia echinulata* in the transfer of phosphorus from sediments to water in Lake Erken. *Hydrobiologia.* 253, 123–129. DOI:10.1007/BF00050732

Pihl, H. (2014). *Miljöekonomi för en hållbar utveckling.* 5 uppl., Lund: Studentlitteratur AB.

Robarts, R. D. & Zohary, T. (1987). Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research.* 21(3), 391-399. DOI:10.1080/00288330.1987.9516235

Schindler, D. W. (1975). Whole-lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. *SIL Proceedings.* 19(4), 3221-3231. DOI:10.1080/03680770.1974.11896436

Schopf, W. (1993). Microfossils of the Early Archean Apex Chert: New Evidence of the Antiquity of Life. *Science.* 260(5108), 640-646. DOI: 10.1126/science.260.5108.640

Schopf, W. (2012). The Fossil Record of Cyanobacteria. I: Whitton, B (red.) *Ecology of Cyanobacteria II*. Springer Netherlands. 15-36. DOI: 10.1007/978-94-007-3855-3

Shapiro, J. (1973). Blue-green algae: why they become dominant. *Science*. 179(4071), 382–384. DOI: 10.1126/science.179.4071.382

Shapiro, J. (1997). The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology*. 37(2), 307–323. DOI:10.1046/j.1365-2427.1997.00164.x

Sjökvist, E. et al (2015). *Framtidsklimat i Uppsala län*. (Klimatologi 20). SMHI.

SLU (2021a). *Kjeldahlkväve*.

<https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/detaljerede-metodbeskrivningar/kjeldahlkvave/> [2021-05-27]

SLU (2021b). *Miljöövervakning*. Miljödata MVM. <https://miljodata.slu.se/mvm/> [2021-04-10]

SLU Artdatabanken (u.å. a). Dyntaxa. <https://dyntaxa.se/> [2021-03-01]

SLU Artdatabanken (u.å. b). Dyntaxa.

<https://www.dyntaxa.se/Taxon/Info/3000670?changeRoot=True> [2021-03-01]

Smith, V. H. (1983). Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science*. 221(4611), 669-71. DOI:10.1126/science.221.4611.669

Sonesten et al. (2013). *Mälaren - Tillståndsutveckling 1965-2011*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet. [https://pub.epsilon.slu.se/11297/17/sonesten\\_1\\_etal\\_140929.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/11297/17/sonesten_1_etal_140929.pdf)

Stal, J. L. (2012). Cyanobacterial Mats and Stromatolites. I: Whitton, B (red.) *Ecology of Cyanobacteria II*. Springer Netherlands. 65-125. DOI: 10.1007/978-94-007-3855-3

Sveriges vattenmiljö (u.å. a). *Alkalinitet*.

<https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/alkalinitet> [2021-05-20]

Sveriges vattenmiljö (u.å. b). *Brunhet*.

<https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/brunhet> [2021-05-20]

Sveriges vattenmiljö (u.å. c). *Konduktivitet*.

<https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/konduktivitet> [2021-05-20]

Sveriges vattenmiljö (u.å. d). *Om växtplankton*.  
<https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/om-vaxtplankton> [2021-05-26]

Sveriges vattenmiljö (u.å. e). *pH*.  
<https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/ph> [2021-05-20]

Sveriges vattenmiljö (u.å. f). *Siktdjup*.  
<https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/siktdjup> [2021-05-20]

Sveriges vattenmiljö (u.å. g). *Temperatur ytvatten*.  
<https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/temperatur-ytvatten-0>  
[2021-05-20]

Umetrics (2021). *SIMCA* (17) [Programvara].  
<https://www.sartorius.com/en/products/process-analytical-technology/data-analytics-software/mvda-software/simca> [2021-04-10]

Umetrics (2012). *User Guide to SIMCA 13*.

Vattenmyndigheterna (2020a). *VM Avrinningsområden HARO, DARO och VARO (grupp) 2016-2021*

Vattenmyndigheterna (2020b). *VM Vattenförekomster sjöar 2016-2021*. Geodatakatalogen. Version 2016\_6.

Vattenmyndigheterna (2020c). *VM Vattenförekomster vattendrag 2016-2021*. Geodatakatalogen. Version 2016\_5.

Walsby, A. E., Hayes, P. K. & Boje, R. (1995). The gas vesicles, buoyancy and vertical distribution of cyanobacteria in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*. 30(2), 87-94. DOI:10.1080/09670269500650851

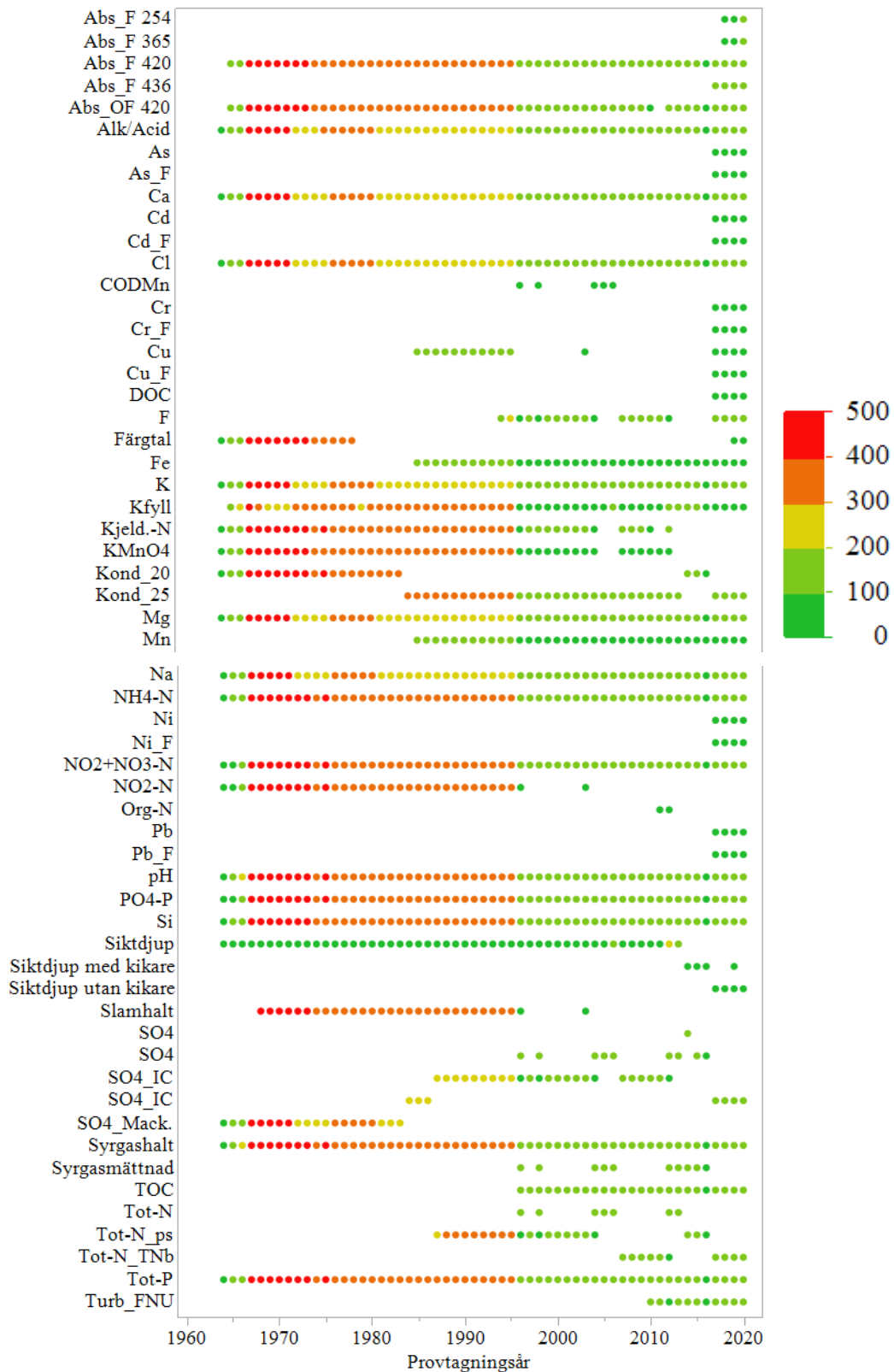
Webster, K. E. & Peters, R. H. (1978). Some size-dependent inhibitions of larger cladoceran filterers in filamentous suspensions. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography*. 23 (6), 1238-1245. DOI: 10.4319/lo.1978.23.6.1238

Whitton, B. A. & Potts, M. (2012). Introduction to the Cyanobacteria. I: Whitton, B (red.) *Ecology of Cyanobacteria II*. Springer Netherlands. 1-13. DOI:10.1007/978-94-007-3855-3

# Bilagor

## Bilaga 1: Fysikalisk-kemiska parametrar - Provtagningsfrekvens genom tiderna

I figuren nedan presenteras vilka år respektive parameter har provtagits. Beteckningarna för parametrarna är de från originaldatat. Färgen motsvarar antalet prov per år för parametern där rött är fler och grönt är färre.



## Bilaga 2: Fysikalisk-kemiska parametrar - Förteckning över dataset

I tabellen nedan presenteras alla kemiparametrar med hur de benämns i datasetet, rapporten och dess enhet. Även vilka år respektive parameter har provtagits och hur många mätvärden det fanns som även hade ett motsvarande växtplankton prov vid samma tillfällen visas i tabellen.

De parametrar som användes för att beräkna en annan parameter är märkta med en asterisk (\*) och de parametrar som inte var inkluderade i det ursprungliga datasetet men beräknades för analys i rapporten är märkta med två asterisker (\*\*). Nedanför tabellen beskrivs hur dessa parametrar beräknades.

Benämning i rapport	Benämning i dataset	Enhet	Provtagna år	Antal mätvärden efter kombination	Inkluderas i långtidsstudie	Inkluderas i säsongstudie
	Abs_F 254	/5cm	2018-2020	65	Nej	Nej
	Abs_F 365	/5cm	2018-2020	65	Nej	Nej
Brunhet/Filtrerad absorbans	Abs_F 420*	/5cm	1965-2020	2206	Ja	Nej
	Abs_F 436	/m	2017-2020	127	Nej	Nej
Ofiltrerad absorbans	Abs_OF 420*	/5cm	1965-2010, 2012-2020	2118	Nej	Nej
Buffringsförmåga	Alk/Acid	mekv/l	1965-2020	2144	Ja	Nej
	As	µg/l	2017-2020	76	Nej	Nej
	As_F	µg/l	2017-2020	72	Nej	Nej
Kalcium	Ca	mg/l	1964-2020	2102	Ja	Nej
	Cd	µg/l	2017-2020	76	Nej	Nej
	Cd_F	µg/l	2017-2020	71	Nej	Nej
Klorid	Cl	mg/l	1964-2020	2102	Ja	Nej
	CODMn	mg/l O2	1996-1998, 2004-2006	32	Nej	Nej
	Cr	µg/l	2017-2020	76	Nej	Nej
	Cr_F	µg/l	2017-2020	71	Nej	Nej
	Cu	µg/l	1985-1995, 2003, 2017-2020	170	Nej	Nej
	Cu_F	µg/l	2017-2020	72	Nej	Nej
	DOC	mg/l C	2017-2020	92	Nej	Nej
	F	mg/l	1994-2004, 2007-2012, 2017-2020	676	Nej	Nej
	Färgtal	mg Pt/l	1964-1978, 2019-2020	406	Nej	Nej
	Fe	µg/l	1985-2020	679	Nej	Nej
Kalium	K	mg/l	1964-2020	2102	Ja	Nej
	Kfyll	µg/l	1965-2020	2281	Nej	Nej



	Kjeld.-N*	µg/l N	1964-2004, 2007-2010, 2012	1827	Nej	Nej
	KMnO4	mg/l	1964-2004, 2007-2012	1550	Nej	Nej
	Kond_20*	µS/cm	1964-1983, 2014-2016	1016	Nej	Nej
	Kond_25*	mS/m	1984-2013, 2017-2020	1249	Nej	Nej
Magnesium	Mg	mg/l	1964-2020	2112	Ja	Nej
	Mn	µg/l	1985-2020	406	Nej	Nej
Natrium	Na	mg/l	1964-2020	2112	Ja	Nej
Ammonium	NH4-N*	µg/l N	1964-2020	2256	Nej	Nej
	Ni	µg/l	2017-2020	76	Nej	Nej
	Ni_F	µg/l	2017-2021	72	Nej	Nej
Nitrit & Nitrat	NO2+NO3-N*	µg/l N	1964-2020	2245	Nej	Nej
	NO2-N	µg/l N	1967-1996, 2003	1424	Nej	Nej
	Org-N	µg/l N	2011-2012	41	Nej	Nej
	Pb	µg/l	2017-2020	76	Nej	Nej
	Pb_F	µg/l	2017-2021	72	Nej	Nej
pH	pH	-	1964-2020	2265	Ja	Ja
Fosfat	PO4-P*	µg/l P	1964-2020	2223	Ja	Ja
Kisel	Si	mg/l	1964-2021	2207	Ja	Nej
	Siktdjup*	m	1964-2013	2240	Nej	Nej
	Siktdjup med kikare*	m	2014-2016, 2019	104	Nej	Nej
	Siktdjup utan kikare*	m	2017-2020	121	Nej	Nej
	Slamhalt	mg/l	1968-1996, 2003	1216	Nej	Nej
	SO4	mg/l S	2014	207	Nej	Nej
	SO4	mg/l	1996-1998, 2004-2006, 2012-2016	44	Nej	Nej
	SO4_IC	mg/l S	1995-2004, 2007-2012	251	Nej	Nej
	SO4_IC	mg/l	1984-1986, 2017-2020	848	Nej	Nej
	SO4_Mack.	mekv/l	1964-1983	754	Nej	Nej
Syrgashalt	Syrgashalt	mg/l O2	1964-2020	2270	Ja	Nej
	Syrgasmättnad	%	1996-1998, 2004-2006, 2012-2016	280	Nej	Nej
	TOC	mg/l C	1996-2020	838	Nej	Nej

	Tot-N*	µg/l N	1996-1998, 2004-2006, 2012-2013	153	Nej	Nej
	Tot-N_ps*	µg/l N	1987-2004, 2014-2016	688	Nej	Nej
	Tot-N_TNb*	µg/l N	1997-2012, 2017-2020	367	Nej	Nej
Totalfosfor	Tot-P*	µg/l P	1964-2020	2243	Ja	Ja
	Turb_FNU	FNU	2010-2020	365	Nej	Nej
Vattentemperatur	Vattentemperatur	°C	1964-2020	2567	Ja	Ja
	Zn	µg/l	1985-1995, 2003, 2017-2020	170	Nej	Nej
	Zn_F	µg/l	2017-2020	72	Nej	Nej
Konduktivitet	Kond_kombinerad**	mS/m	1964-2020	2265	Ja	Nej
Siktdjup	Siktdjup_kombinerad**	m	1964-2020	2465	Ja	Ja
Totalkväve	Tot-N_kombinerad**	µg/l N	1964-2003, 2006-2020	2244	Ja	Ja
Oorganiskt kväve	Oorg-N**	µg/l N	1964-2003, 2006-2020	2237	Ja	Ja
Totalkväve/Totalfosfor	Tot-N/Tot-P**	(µg/l N)/ (µg/l P)	1964-2003, 2006-2020	2231	Ja	Ja
Oorganiskt kväve/Totalfosfor	Oorg-N/Tot-P**	(µg/l N)/ (µg/l P)	1964-2003, 2006-2020	2224	Ja	Ja
Partikelhalt	Partikelhalt**	/5cm	1965-2010, 2012-2020	2118	Ja	Nej

**Konduktivitet:** Konduktiviteten var under mätperioden uppdelad i mätning av *Kond\_20* och *Kond\_25* där den förstnämnda var mätt vid 20 °C och i enheten µS/cm och den sistnämnda vid 25 °C och i enheten mS/m. Då konduktivitet är en temperaturberoende parameter divideras *Kond\_20* med 0,9 (Aquion 2018) och sedan med 10 för att få samma enhet som *Kond\_25*. Därefter slogs de samman till *Kond\_kombinerad*.

**Siktdjup:** Siktdjupet var under mätperioden uppdelat i *Siktdjup*, *Siktdjup med kikare* och *Siktdjup utan kikare*. Då dessa lades i samma graf observerades ingen skillnad mellan parametrarna och de kunde därför slås samman till *Siktdjup\_kombinerad*.

**Totalkväve:** Totalkväve hade från juni 1987 mätts som antingen *Tot-N*, *Tot-N\_ps* eller *Tot-N\_TNb* och dessa slogs samman inför analysen. Innan dess fanns ingen mätning av totalkväve men summan av *Kjeldahlskväve* och *Nitrit&Nitrat* motsvarar totalkvävehalten (SLU 2021a). Summan av dessa användes därför som totalkvävehalt i *Tot-N\_kombinerad* fram tills juni 1987 och sedan ersattes det av *Tot-N*, *Tot-N\_ps* eller *Tot-N\_TNb*.

**Oorganiskt kväve:** För att få ett mått på halten oorganiskt kväve summerades *NO2+NO3-N* och *NH4-N* vilket gav parametern *Oorg-N*.

**Totalkväve/Totalfosfor:** *Tot-N/Tot-P* beräknades genom att dividera *Tot-N\_kombinerad* med *Tot-P*.

**Oorganiskt kväve/Totalfosfor:** *Oorg-N/Tot-P* beräknades genom att dividera *Oorg-N* med *Tot-P*.

**Partikelhalt:** *Partikelhalt* beräknades som skillnaden mellan *Abs\_OF 420* och *Abs\_F 420*.

### Bilaga 3: Fysikalisk-kemiska parametrar - Värden under detektionsgränsen

I tabellen nedan presenteras de parametrar vars dataset innehöll värden under detektionsgränsen för respektive analys. Dessa hade i originaldatat värdet "mindre än" ett tal. För att kunna inkludera dessa i analysen korrigerades de enligt tabellen nedan så att det korrigerade värdet ersatte värdet i originaldatat. Antalet värden som korrigerades presenteras även i tabellen.

Parameter	Värde i originaldatat	Antal värden som korrigerades	Korrigerat värde
PO4-P	<5	1	0,5
	<2	110	0,5
	<1	169	0,5
Pb-F	<0,01	6	0,005
NO2+NO3+N	<3	63	0,5
	<5	1	0,5
	<10	46	0,5
	<1	37	0,5
K	<2	17	1
Kjeld.-N	<410	1	205
	<580	2	205
	<630	1	205
	<590	1	205
	<700	2	205
SO4	<2	1	1
Fe	<50	24	25
Tot-P	<5	1	2,5
Cd	<0,004	27	0,002
Cd-F	<0,005	56	0,002
Zn-F	<0,4	47	0,2
Zn	<0,5	4	0,2
F	<0,02	30	0,01
Kfyll	<0,6	2	0,3
	<2,3	1	0,3
	<1,3	19	0,3
	<4,5	24	0,3
Mn	<5	2	2,5
	<20	128	2,5
NH4-N	<10	434	1,5
	<3	25	1,5
Si	<0,1	6	0,01
	<0,02	1	0,01

## Bilaga 4: Växtplankton - Artgrupper, taxon och indelning

I tabellen nedan presenteras alla taxon som fanns uppmätta någon gång under mätperioden. De är indelade efter artgrupp och de som i analysen inkluderas i *Nostocales* är markerade i rött, de som inkluderas i *Övriga cyanobakterier* är markerade i gult och de som inkluderas i *Övriga växtplankton* är markerade i blått.

Taxon markerade med asterisk (\*) var ursprungligen klassade som *Övrig växtplankton* men har flyttats till respektive artgrupp enligt med dess klassningen Dyntaxa (SLU Artdatabanken u.å.).

---

### Araneae

#### Leptothrix

---

### Bacillariophyta

Acanthoceras zachariasii	Cymatopleura elliptica	Stephanodiscaceae
Achnanthes	Cymatopleura solea	Stephanodiscus
Achnantheidium minutissimum	Cymatopleura solea var. apiculata	Stephanodiscus alpinus
Actinocyclus normanii var. subsalsus	Diatoma	Stephanodiscus binderanus
Asterionella	Diatoma tenuis	Stephanodiscus hantzschii
Asterionella formosa	Diatoma vulgaris	Stephanodiscus hantzschii var. pusillus
Asterionella gracillima	Entomoneis	Stephanodiscus rotula
Aulacoseira	Entomoneis ornata	Stephanodiscus rotula var. minutula
Aulacoseira alpigena	Eunotia	Stephanodiscus tenuis
Aulacoseira ambigua	Eunotia zasuminensis	Surirella
Aulacoseira distans	Fragilaria	Surirella robusta
Aulacoseira granulata	Fragilaria capucina	Synedra
Aulacoseira granulata var. angustissima	Fragilaria crotonensis	Tabellaria
Aulacoseira islandica	Fragilaria delicatissima	Tabellaria fenestrata
Aulacoseira islandica subsp. helvetica	Fragilaria nanana	Tabellaria flocculosa
Aulacoseira italica	Fragilaria tenera	Tabellaria flocculosa var. asterionelloides
Aulacoseira italica var. tenuissima	Gyrosigma	Tabellaria flocculosa var. flocculosa
Aulacoseira subarctica	Melosira	Thalassiosira
Bacillariophyceae	Melosira varians	Thalassiosira baltica var. fluviatilis
Belonastrum berlinense	Navicula	Ulnaria
Coscinodiscophyceae	Nitzschia	Ulnaria danica
Coscinodiscus	Nitzschia acicularis	Ulnaria delicatissima var. angustissima
Cyclotella	Nitzschia intermedia f. actinastroides	Ulnaria ulna
Cyclotella bodanica	Nitzschia palea	Ulnaria ulna var. acus
Cyclotella catenata	Nitzschia pusilla	Urosolenia eriensis
Cyclotella comta	Rhizosolenia	Urosolenia longiseta
Cyclotella glomerata	Skeletonema	Aulacoseira distans s.lat.*
Cyclotella kuetzingiana	Skeletonema costatum	Fragillaria ulna var. angustissima*
Cyclotella meneghiniana	Skeletonema potamos	Rhizosolenia eriensis*
Cyclotella radiosa	Skeletonema subsalsum	Rhizosolenia longiseta*
Cymatopleura	Staurosira construens	

---

### Charophyta

Closterium	Elakatothrix biplex	Stauration paradoxum var. parvum
Closterium aciculare	Elakatothrix gelatinosa	Stauration pingue
Closterium acutum	Elakatothrix genevensis	Stauration planctonicum
Closterium acutum var. acutum	Euastrum	Stauration pseudopelagicum

Closterium acutum var. variabile	Euastrum verrucosum	Staurastrum smithii
Closterium gracile	Hyalotheca	Staurastrum tetracerum
Closterium jenneri	Mougeotia	Staurodesmus
Closterium kuetzingii	Spondylosium	Staurodesmus corniculatus
Closterium limneticum	Spondylosium planum	Staurodesmus cuspidatus
Closterium parvulum	Staurastrum	Staurodesmus cuspidatus var. curvatus
Closterium pronum	Staurastrum anatinum	Staurodesmus extensus
Cosmarium	Staurastrum boreale var. planctonicum	Staurodesmus incus
Cosmarium margaritifera	Staurastrum chaetoceras	Staurodesmus mamillatus
Cosmarium phaseolus	Staurastrum cingulum	Staurodesmus sellatus
Cosmarium protractum	Staurastrum cingulum var. obesum	Staurodesmus triangularis
Cosmarium turpinii	Staurastrum longipes	Xanthidium
Debarya	Staurastrum lunatum	Xanthidium antilopaeum
Elakatothrix	Staurastrum paradoxum	Closterium subprorum

---

### **Chlorophyta**

---

Acanthosphaera zachariasii	Golenkinia	Quadrigula
Actinastrum	Golenkinia radiata	Quadrigula chodatii
Actinastrum aciculare	Gonium pectorale	Quadrigula pfitzeri
Actinastrum hantzschii	Gyromitus cordiformis	Scenedesmus
Acutodesmus	Hariotina reticulata	Scenedesmus armatus var. boglariensis
Ankistrodesmus	Hindakia tetrachotoma	Scenedesmus denticulatus
Ankistrodesmus falcatus	Keratococcus suecicus	Pediastrum s.lat.
Ankistrodesmus fusiformis	Kirchneriella	Phacotus
Ankistrodesmus gracilis	Kirchneriella lunaris	Planktosphaeria gelatinosa
Ankyra	Kirchneriella obesa	Polytoma
Ankyra ancora	Koliella	Polytoma granuliferum
Ankyra judayi	Koliella elongata	Polytomella
Ankyra lanceolata	Koliella longiseta	Pseudopediastrum boryanum
Binuclearia lauterbornii	Koliella longiseta f. tenuis	Pseudopediastrum boryanum var. longicorne
Botryococcus	Koliella spiculiformis	Pseudosphaerocystis lacustris
Botryococcus braunii	Komarekia	Pyramimonas
Botryococcus neglectus/terribilis	Komarekia rotundata	Quadrigula
Botryococcus terribilis	Korshikoviella	Quadrigula chodatii
Carteria	Lacunastrum gracillimum	Quadrigula pfitzeri
Carteria pseudoglobosa	Lagerheimia	Scenedesmus
Chlamydocapsa planctonica	Lagerheimia citriformis	Scenedesmus armatus var. boglariensis
Chlamydomonadales	Lagerheimia genevensis	Scenedesmus denticulatus
Chlamydomonas	Lagerheimia subsalsa	Scenedesmus ecornis
Chlorella	Micractinium	Scenedesmus obtusus
Chlorogonium	Micractinium belenophorum	Scenedesmus quadricauda
Chlorogonium elongatum	Micractinium pusillum	Scenedesmus s.lat.
Chlorogonium maximum	Monactinus simplex	Scenedesmus smithii
Chlorogonium minimum	Monomastix	Scherffelia pelagica
Chlorophyceae	Monoraphidium	Schroederia
Chlorophyta	Monoraphidium arcuatum	Schroederia setigera
Choricystis	Monoraphidium capricornutum	Schroederia spiralis
Choricystis minor	Monoraphidium contortum	Scourfieldia
Closteriopsis longissima	Monoraphidium dybowskii	Scourfieldia complanata s.lat.
Coelastrum	Monoraphidium griffithii	Selenastrum
Coelastrum astroideum	Monoraphidium komarkovae	Selenastrum bibraianum
Coelastrum cambricum	Monoraphidium minutum	Siderocelis
Coelastrum cambricum var. intermedium	Monoraphidium mirabile	Spermatozopsis exsultans

Coelastrum microporum	Mucidosphaerium	Sphaerellopsis
Coelastrum sphaericum	Mucidosphaerium pulchellum	Sphaerocystis planctonica
Coenocystis	Mychonastes elegans	Sphaerocystis schroeteri
Comasiella arcuata	Nephrochlamys rostrata	Stauridium privum
Comasiella arcuata var. arcuata	Nephrochlamys willeana	Stauridium tetras
Crucigenia	Nephrocytium	Stichococcus
Crucigenia lauterbornii	Nephrocytium agardhianum	Stichococcus pelagicus
Crucigenia quadrata	Nephrocytium lunatum	Tetrabaena socialis
Crucigenia tetrapedia	Nephrocytium lunatum morphotype	Tetrademus dimorphus
Desmodesmus	Nephroselmis	Tetrademus lagerheimii
Desmodesmus armatus	Nephroselmis olivacea	Tetrademus obliquus
Desmodesmus bicaudatus	Oocystis	Tetraëdron caudatum
Desmodesmus bicellularis	Oocystis borgei	Tetraëdron incus
Desmodesmus brasiliensis	Oocystis lacustris	Tetraëdron minimum
Desmodesmus denticulatus	Oocystis rhomboidea	Tetraëdron minimum var. tetralobulatum
Desmodesmus intermedius	Oocystis submarina	Tetraëdron triangulare
Desmodesmus opoliensis	Pandorina	Tetrastrum
Desmodesmus spinosus	Pandorina morum	Tetrastrum komarekii
Desmodesmus subspicatus	Paramastix	Tetrastrum staurogeniiforme
Dictyosphaerium	Paramastix conifera	Tetrastrum triangulare
Dictyosphaerium ehrenbergianum	Parapediastrum biradiatum	Treubaria
Dictyosphaerium s.lat.	Paulschulzia	Treubaria setigera
Dictyosphaerium subsolitarium	Paulschulzia pseudovolvox	Treubaria triappendiculata
Didymocystis	Paulschulzia tenera	Ulothrix
Dimorphococcus	Pectinodesmus pectinatus	Ulotrichales
Dimorphococcus lunatus	Pediastrum duplex	Volvocales
Diplochloris	Pediastrum s.lat.	Volvox aureus
Dunaliella	Phacotus	Westella botryoides
Eudorina	Planktosphaeria gelatinosa	Willea apiculata
Eudorina elegans	Polytoma	Willea crucifera
Franceia	Polytoma granuliferum	Willea wilhelmii
Franceia droescheri	Polytomella	Ankistrodesmus spiralis*
Franceia ovalis	Pseudopediastrum boryanum	Crucigeniella*
Gloeocystis	Pseudopediastrum boryanum var. longicorne	Dictyosphaerium S.L.*
Gloeotila	Pseudosphaerocystis lacustris	Korshikoviella limnetica*
Gloeotila pulchra	Pyramimonas	Raphidocelis contorta*

---

#### **Choanoflagellidea**

Aulomonas purdyi	Salpingoeca	Sphaeroeca
Monosiga	Salpingoecaceae	Stelxomonas dichotoma

---

#### **Chrysophyceae**

Bitrichia chodatii	Chrysolynos planctonicus	Dinobryon suecicum
Bitrichia ollula	Chrysophyceae	Epipyxis
Chromulina	Dinobryon	Kephyrion
Chromulinaceae	Dinobryon bavaricum	Kephyrion spirale
Chromulinales	Dinobryon borgei	Ochromonas
Chrysidiastrum catenatum	Dinobryon crenulatum	Pseudokephyrion
Chrysococcus	Dinobryon cylindricum	Pseudokephyrion entzii
Chrysococcus biporus	Dinobryon divergens	Pseudokephyrion poculum
Chrysococcus cystophorus	Dinobryon sertularia	Uroglena/Uroglenopsis
Chrysococcus minutus	Dinobryon sociale	Uroglenopsis
Chrysococcus rufescens	Dinobryon sociale var. americanum	Uroglenopsis americana
Chrysococcus triporus	Dinobryon sociale var. stipitatum	

---

---

**Cryptophyta**

---

Chroomonas	Cryptomonas erosa	Plagioselmis
Cryptaulax	Cryptomonas marssonii	Plagioselmis nannoplanctica
Cryptaulax conoidea	Cryptomonas ovata	Pyrenomonadales
Cryptaulax vulgaris	Cryptomonas reflexa	Rhodomonas lens
Cryptomonas	Cyathomonas	Rhodomonas lacustris*
Cryptomonas appendiculata	Goniomonas truncata	
Cryptomonas curvata	Hemiselmis	

---

**Cyanobacteria**

---

Anabaena	Dolichospermum crassum	Phormidium
Anagnostidinema acutissimum	Dolichospermum curved threads	Phormidium tergestinum
Anathece	Dolichospermum curvum	Planktolyngbya
Anathece clathrata	Dolichospermum flosaquae	Planktolyngbya contorta
Aphanizomenon	Dolichospermum lemmermannii	Planktolyngbya limnetica
Aphanizomenon flexuosum	Dolichospermum macrosporum	Planktothrix
Aphanizomenon flosaquae	Dolichospermum mendotae	Planktothrix agardhii
Aphanizomenon gracile	Dolichospermum mucosum	Planktothrix isothrix
Aphanizomenon klebahnii	Dolichospermum planctonicum	Planktothrix prolifica
Aphanizomenon skujae	Dolichospermum sigmoideum	Pseudanabaena
Aphanizomenon yezoense	Dolichospermum solitarium	Pseudanabaena catenata
Aphanocapsa	Dolichospermum spiroides	Pseudanabaena limnetica
Aphanocapsa conferta	Dolichospermum straight threads	Radiocystis geminata
Aphanocapsa delicatissima	Gloeotrichia echinulata	Raphidiopsis mediterranea
Aphanocapsa holsatica s.lat.	Gomphosphaeria s.lat.	Rhabdoderma
Aphanocapsa planctonica	Limnococcus limneticus	Rhabdoderma lineare
Aphanocapsa reinboldii	Limnothrix	Rhabdogloea linearis
Aphanothece	Limnothrix obliqueacuminata	Romeria
Chroococcales	Limnothrix planctonica	Romeria elegans
Chroococcus	Limnothrix redekei	Snowella
Chroococcus dispersus	Lyngbya	Snowella atomus
Chroococcus distans	Merismopedia	Snowella lacustris
Chroococcus minutus	Merismopedia minima	Snowella litoralis
Chroococcus prescottii	Merismopedia tenuissima	Snowella septentrionalis
Coelosphaerium kuetzingianum	Microcystis	Synechococcales
Cuspidothrix	Microcystis aeruginosa	Synechococcales-colony. pico cells
Cuspidothrix issatschenkoi	Microcystis botrys	Synechococcus
Cyanobacteria	Microcystis firma	Tychonema bourrellyi
Cyanocatena imperfecta	Microcystis flosaquae	Woronichinia
Cyanodictyon	Microcystis natans	Woronichinia compacta
Cyanodictyon filiforme	Microcystis novacekii	Woronichinia elorantae
Cyanodictyon planctonicum	Microcystis smithii	Woronichinia naegeliana
Cyanodictyon reticulatum	Microcystis viridis	Oscillatoria S.L.*
Cyanophyceae	Microcystis wesenbergii	Phormidium tenueis*
Dolichospermum	Oscillatoria s.lat.	Planktothrix mougeotii S.L.*
Dolichospermum compactum	Oscillatoriales	Rhabdogloea smithii*

---

**Dinophyceae**

---

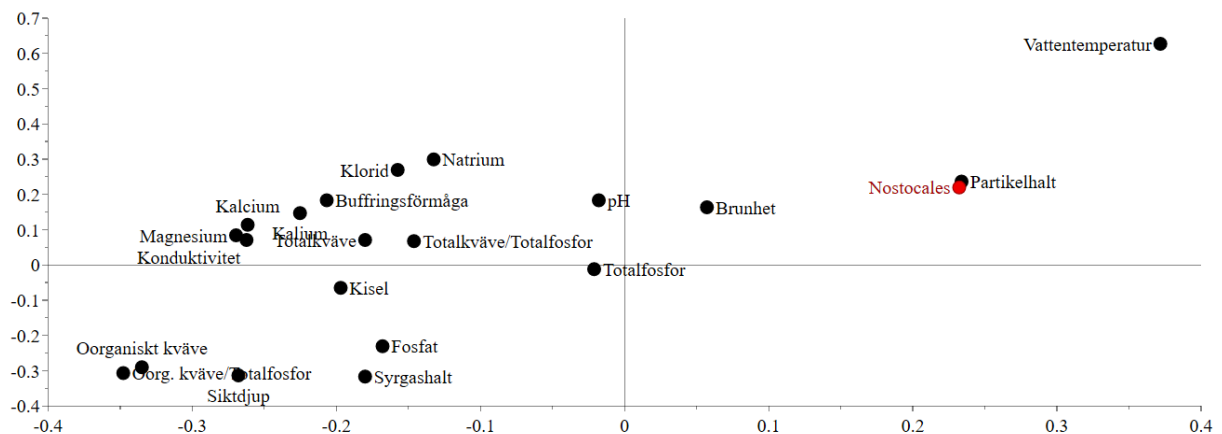
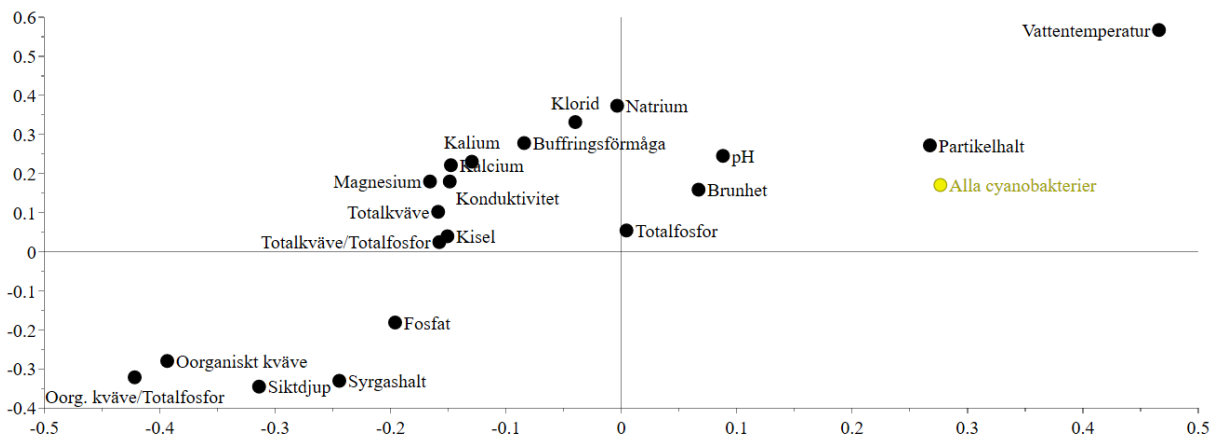
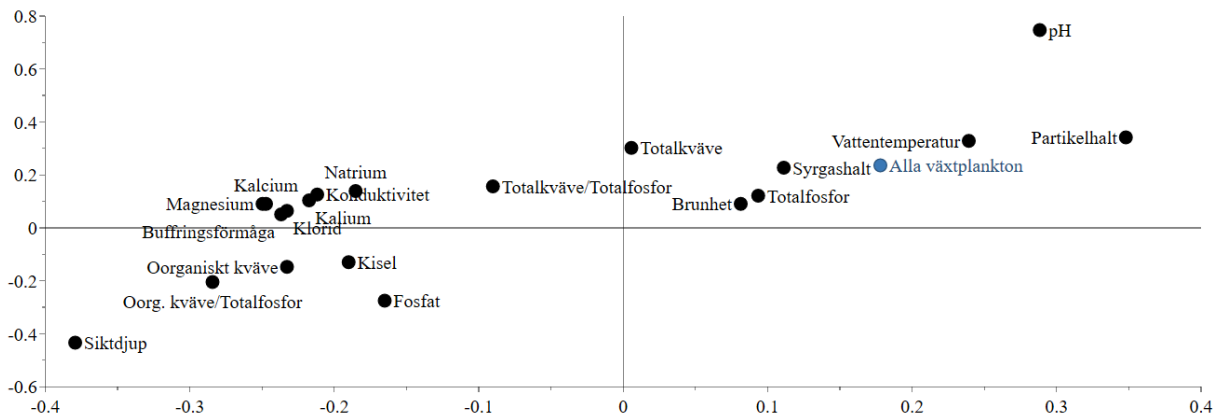
Amphidinium	Gymnodinium latum	Peridinium aciculiferum f. inerme
Amphidinium sphenoides	Gymnodinium uberrimum	Peridinium bipes
Biecheleria pseudopalustris	Gyrodinium helveticum	Peridinium cinctum
Borghiella tenuissima	Parvodinium inconspicuum	Peridinium volzii
Ceratium	Parvodinium lubieniense	Peridinium willei
Ceratium furcoides	Parvodinium umbonatum	Phytodinium simplex

Ceratium hirundinella	Peridinales	Tyrannodinium edax
Dinophyceae	Peridiniopsis	Woloszynskia
Diplopsalis acuta	Peridiniopsis penardiformis	Woloszynskia ordinata
Gymnodinium	Peridinium	Woloszynskia pascheri
Gymnodinium fuscum	Peridinium aciculiferum	
<b>Euglenophyceae</b>		
Astasia	Monomorphina pyrum	Trachelomonas
Euglena	Phacus	Trachelomonas abrupta
Euglenales	Phacus caudatus	Trachelomonas hispida
Euglenophyceae	Phacus curvicauda	Trachelomonas planctonica
Eutreptiella eupharyngea	Phacus helikoides	Trachelomonas rugulosa
Lepocinclis	Phacus longicauda	Trachelomonas similis
Lepocinclis acus	Phacus pleuronectes	Trachelomonas volvocina
Lepocinclis oxyuris	Phacus tortus	Trachelomonas volvocinopsis
Lepocinclis tripteris	Strombomonas	
<b>Haptophyta</b>		
Chrysochromulina	Chrysochromulina parva	
<b>Raphidophyceae</b>		
Gonyostomum depressum	Gonyostomum semen	Merotricha capitata
<b>Synurophyceae</b>		
Mallomonas	Mallomonas crassisquama	Spiniferomonas
Mallomonas akrokomos	Mallomonas hamata	Synura
Mallomonas allorgei	Mallomonas punctifera	Synura petersenii
Mallomonas allorgei/lichenensis	Mallomonas tonsurata	Synura sphagnicola
Mallomonas caudata	Mallomonas tonsurata/alpina	Synura uvella
<b>Xanthophyceae</b>		
Centrtractus belonophorus	Goniochloris pulchra	Pseudopolyedriopsis skujae
Goniochloris	Isthmochloron lobulatum	Tetraëdriella jovetii
Goniochloris fallax	Ophiocytium capitatum	
Goniochloris mutica	Pseudogoniochloris tripus	
<b>Övriga Växtplankton</b>		
µ-alger	Choanoflagellida	Planctomyces bekeffii
Achroonema	Dinobryon petiolatum	Pseudopedinella
Achroonema lentum	Flagellat	Pseudopedinella elastica
Bicosoeca	Flagellater	Pseudopedinella tricostata
Bicosoeca ainikkiae	Flagellates	Pseudostaurastrum
Bicosoeca campanulata	Katablepharis	Pseudostaurastrum enorme
Bicosoeca cylindrica	Katablepharis ovalis	Pseudostaurastrum limneticum
Bicosoeca mitra	Leptothrix echinata	Sarcina tetras
Bicosoeca mitra var. suecica	Monader/flagellater	Stichogloea
Bicosoeca petiolata	Monader/flagellater	Stichogloea doederleinii
Bicosoeca planctonica	Oidentifierbar	Telonema
Bicosoeca planctonica var. multiannulata	Övriga	Unicell
Bodo	Pedinella	
Ceratium rhomvoldes	Pedinellaceae	



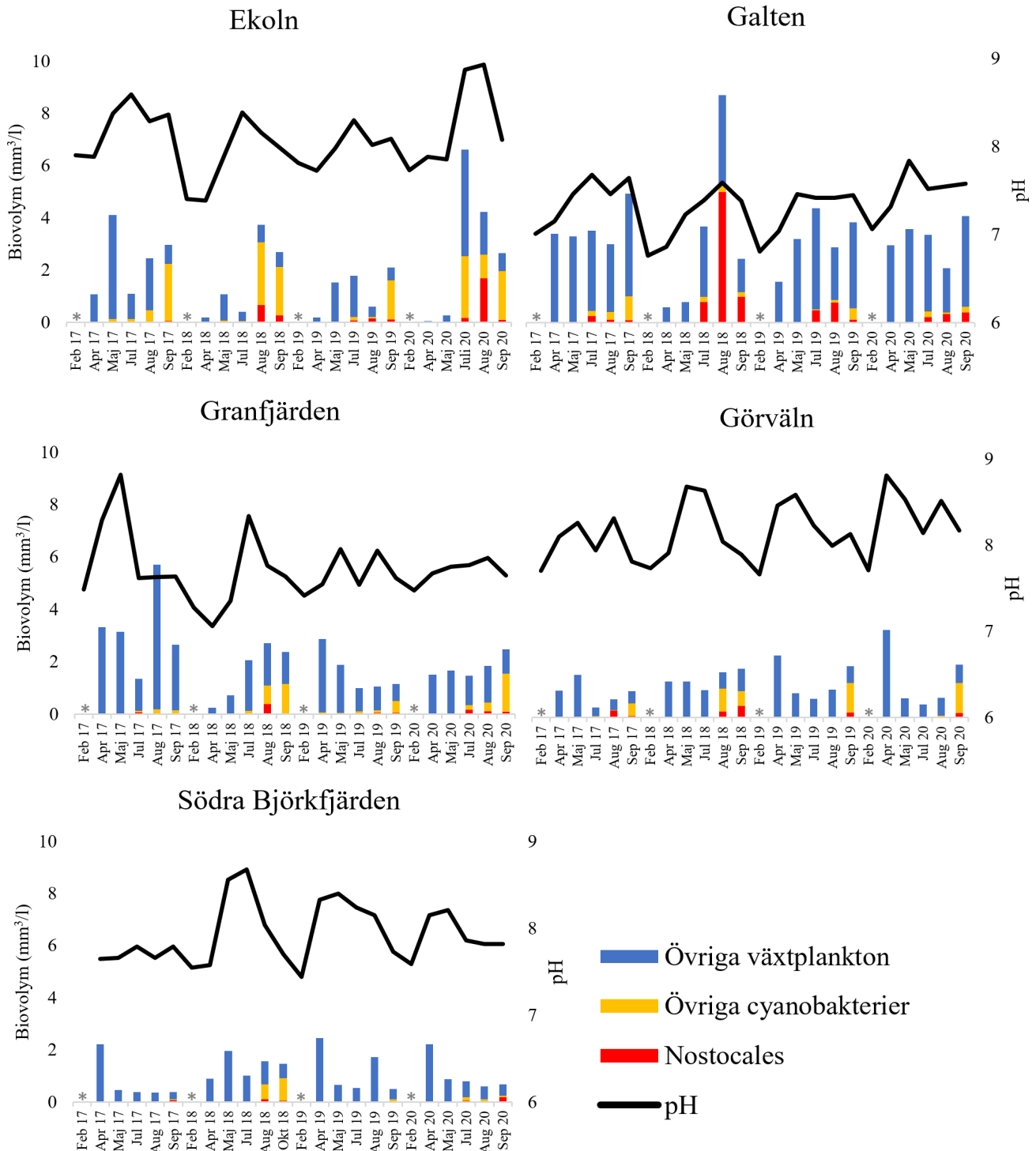
## Bilaga 5: Långtidsstudien - Loading plots

För PLS-modellen visar Loading plots korrelationsstrukturen hos variablerna, det vill säga betydelsen av X-variablerna i skattningen av X-matrisen. De variabler som återfinns långt från origo är starkt korrelerade med Y. Om X-variabeln är på samma sida om y-axeln som Y-variabeln är korrelationen positiv och om den är på motsatt sida är korrelationen negativ. Nedan visas Loading plots för modellen med *Nostocales* som Y, *Alla cyanobakterier* som Y och *Alla växtplankton* som Y.

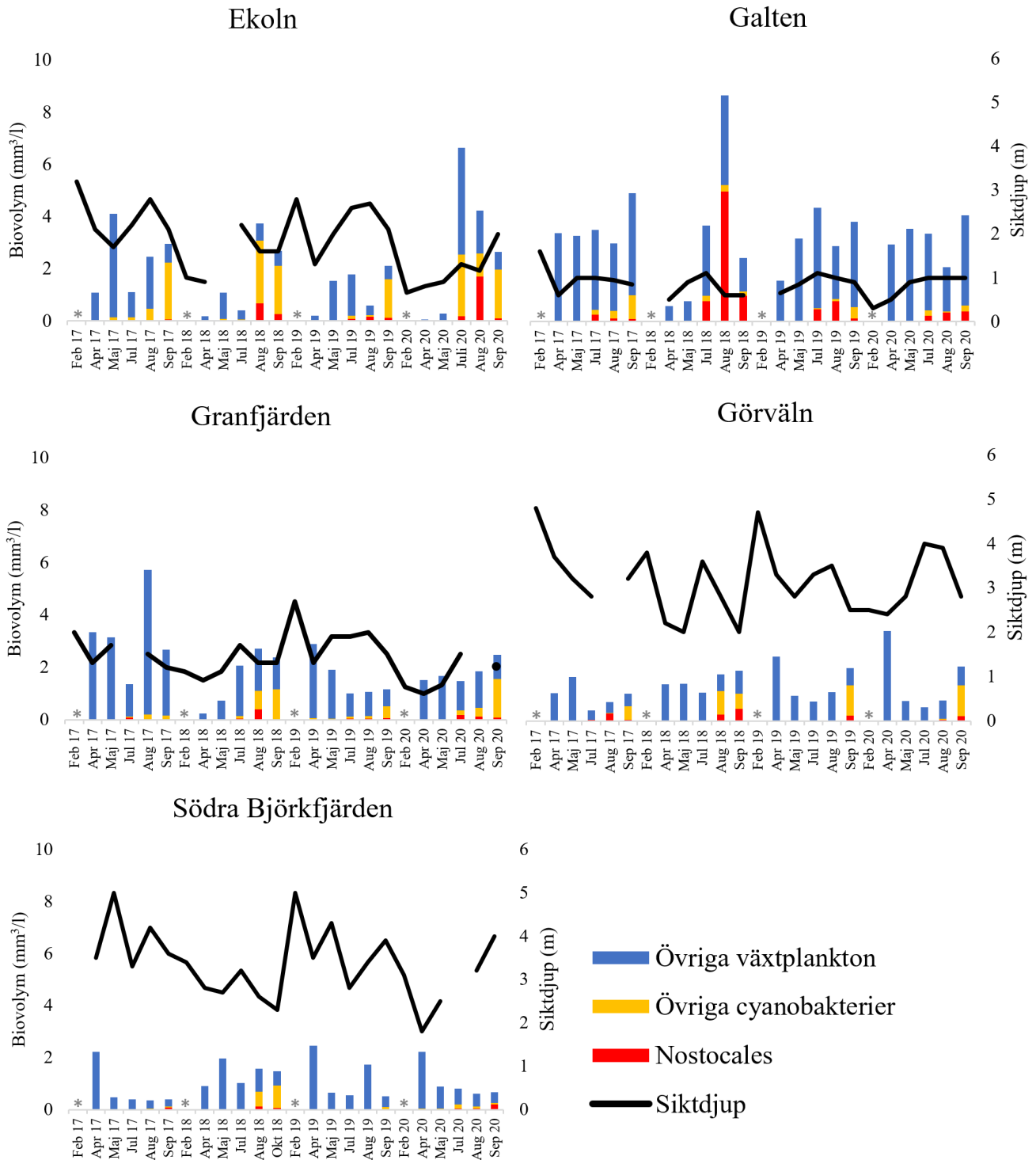


## Bilaga 6: Säsongsstudien - pH, siktdjup, totalkväve och totalfosfor

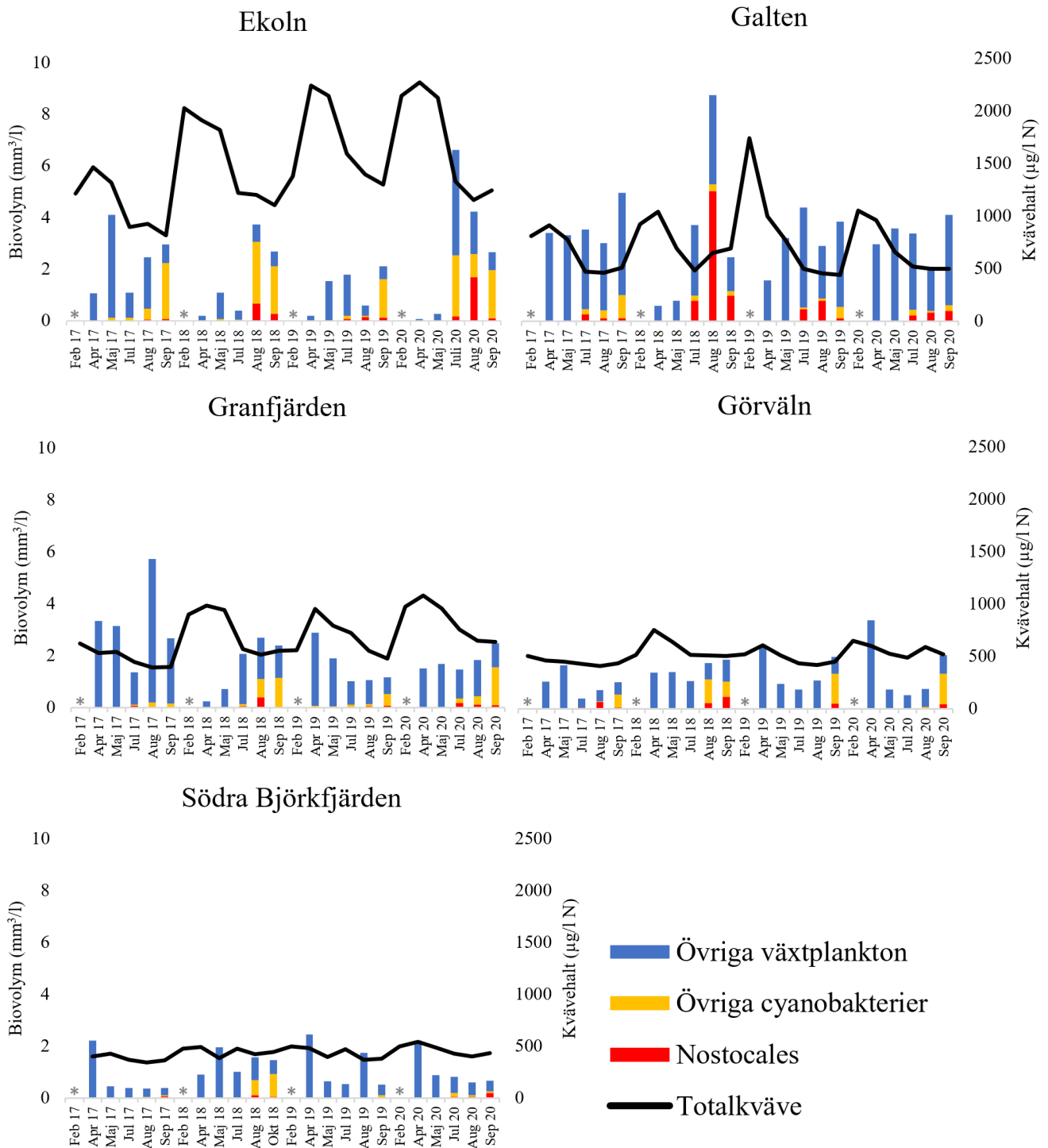
I figuren nedan visas pH-värde tillsammans med biovolym växtplankton för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvåln och Södra Björkfjärden över åren 2017–2020. Februarimätningar saknas för växtplankton och markeras därför med en asterisk.



I figuren nedan visas siktdjup tillsammans med biovolym växtplankton för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvåln och Södra Björkfjärden över åren 2017–2020. Februarimätningar saknas för växtplankton och markeras därför med en asterisk.



I figuren nedan visas halten totalkväve tillsammans med biovolym växtplankton för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvälén och Södra Björkfjärden över åren 2017–2020. Februari-mätningar saknas för växtplankton och markeras därför med en asterisk.



I figuren nedan visas halten totalfosfor tillsammans med biovolym växtplankton för Ekoln, Galten, Granfjärden, Görvåln och Södra Björkfjärden över åren 2017–2020. Februari-mätningar saknas för växtplankton och markeras därför med en asterisk.

