



2018-04-17

# MILJÖEFFEKTER FISKODLING I ÖPPNA SYSTEM



*Tina Hedlund  
Aquanord AB*

## Innehåll

<b>1</b>	<b>Inledning och syfte.....</b>	<b>3</b>
1.1	Genomförande.....	3
<b>2</b>	<b>Fiskodling i öppna kassar.....</b>	<b>4</b>
2.1	Tillståndspliktig verksamhet .....	4
2.2	Faktorer som avgör miljöpåverkan från fiskodling i öppna kassar .....	4
2.2.1	Foderutveckling .....	5
2.3	Tillskott av näringsämnen och sedimenterat material .....	6
2.4	Statusklassificering .....	6
<b>3</b>	<b>Sammanställningar och analyser av underlagsmaterial .....</b>	<b>7</b>
3.1	Näringsämnen.....	7
3.1.1	Allmänt .....	7
3.1.2	Möjliga effekter av tillskott av näringsämnen .....	9
3.1.3	Resultat.....	9
3.1.4	Miljökonsekvenser .....	20
3.2	Syrgas.....	21
3.2.1	Allmänt .....	21
3.2.2	Möjliga effekter av syrebrist.....	21
3.2.3	Resultat.....	21
3.2.4	Miljökonsekvenser .....	24
3.3	Växtplankton.....	25
3.3.1	Allmänt .....	25
3.3.2	Möjliga effekter på växtplankton.....	25
3.3.3	Resultat.....	25
3.3.4	Miljökonsekvenser .....	31
3.4	Makrovegetation .....	32
3.4.1	Allmänt .....	32
3.4.2	Möjliga effekter på makrovegetation .....	32
3.4.3	Resultat.....	32
3.5	Sediment.....	33
3.5.1	Allmänt .....	33
3.5.2	Möjliga effekter av sedimentation.....	34
3.5.3	Resultat.....	34
3.5.4	Miljökonsekvenser .....	39
3.6	Bottenfauna .....	40
3.6.1	Allmänt .....	40
3.6.2	Möjliga effekter på bottenfauna.....	40
3.6.3	Resultat.....	41
3.6.4	Miljökonsekvenser .....	44
3.7	Bakterier .....	44
3.7.1	Allmänt .....	44
3.7.2	Möjliga effekter av bakterier i anslutning till fiskodlingar .....	45
3.7.3	Resultat.....	45
3.7.4	Miljökonsekvenser .....	47
3.8	Rymningar, konkurrens och genetisk kontaminering.....	47
3.8.1	Allmänt .....	47
3.8.2	Möjliga effekter av förrymd röding.....	48
3.8.3	Möjliga effekter av förrymd regnbåge.....	48
3.8.4	Resultat.....	51
3.8.5	Miljökonsekvenser av rymningar.....	54
<b>4</b>	<b>Diskussion/Summering .....</b>	<b>55</b>
4.1	Sammanställning av miljöpåverkan .....	56
<b>5</b>	<b>Slutsats.....</b>	<b>58</b>
<b>6</b>	<b>Slutord .....</b>	<b>58</b>
<b>7</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>59</b>
7.1	Webbaserade referenser .....	61
<b>8</b>	<b>Ordlista .....</b>	<b>62</b>

## BILAGA 1\_KARTOR TILL RAPPORTEN MILJÖEFFEKTER FISKODLING I ÖPPNA SYSTEM....63

<b>BILAGA 2_HANtering OCH BEARBETNING AV RAPPORTENS UNDERLAGSDATA - MILJÖEFFEKTER FISKODLING I ÖPPNA SYSTEM.....</b>	<b>76</b>
<b>1. Datavärda</b> .....	<b>77</b>
<b>2. Information om fiskodlingarna</b> .....	<b>77</b>
2.1. Grupperingar av odlingar i rapporten .....	77
2.2. Foderförbrukning och odlingsvolym	77
<b>3. Hantering av provpunkter</b> .....	<b>77</b>
3.1. Grupperingar av recipientprovpunkter.....	77
3.2. Jämförda provpunkter .....	78
<b>4. Recipientdata</b> .....	<b>79</b>
4.1. Näringsämnen.....	79
4.1.1. Dataunderlag och hantering av osäkerheter .....	79
4.1.2. Statusklassificering .....	79
4.1.3. Absorbans .....	80
4.2. Syrgas.....	80
4.3. Växtplankton.....	81
4.4. Makrovegetation .....	81
4.5. Sediment.....	82
4.6. Bottenfauna .....	82
4.7. Bakterier .....	82
4.8. Rymningar.....	83

## 1 Inledning och syfte

Sverige har antagit vattendirektivet som utgör en utgångspunkt för svensk vattenförvaltning och syftar till att säkerställa god vattenkvalitet. Vid införandet av vattendirektivet tillkom nya bedömningsgrunder och det fastställdes att alla vattenförekomster skall uppnå minst god ekologisk status samt att statusklassificeringen inte heller får försämrats. Statusklassificeringen av vattenförekomster sker enligt Havs- och vattenmyndighetens författningssamling HVMFS 2013:19. Statusklassificeringen baseras på ett antal kvalitetsfaktorer vilka i sin tur kan baseras på flera underliggande parametrar som vägs samman till ett gemensamt EK-värde (Ekologisk kvalitetskvot) för den aktuella kvalitetsfaktorn. Den kvalitetsfaktor som uppvisar den lägsta klassificeringen avgör statusklassificeringen för vattenförekomsten.

Genom Weserdomen (C-461/13) förtydligades icke-försämringskravet och det fastställdes att en verksamhet inte heller fick försämrats en enskild kvalitetsfaktor även om statusklassificeringen som helhet inte förändrades. Detta har medfört att allt större krav ställs på den verksamhetsutövare som vill söka tillstånd för en verksamhet som kan påverka vattenmiljön. I tre samtidigt meddelade domar från MÖD1 våren 2017 fick tre befintliga fiskodlingar avslag på fortsatt verksamhet då MÖD ansåg att ”det råder osäkerhet vad gäller bedömningar såväl kring verksamhetens påverkan på vattenförekomsten i stort, särskilt vad gäller påverkan på den ekologiska *statusen, som beträffande verksamhetens påverkan lokalt*”.

Aquanord AB har på uppdrag av Matfiskodlarna Sverige AB sammanställt och analyserat vattenrelaterade miljöeffekter från matfiskodling i öppna system (kassar) och redovisat resultaten i denna rapport. Syftet med rapporten är att beskriva och analysera den vattenrelaterade miljöpåverkan som kan påvisas från matfiskodling i öppna system.

Rapporten vänder sig till prövnings- och tillsynsmyndigheter samt verksamma inom fiskodlingsbranschen och syftar till att ge en övergripande och väl underbyggd bild av effekterna av matfiskodling i öppna kassar. Matfiskodlarna har som beställare av rapporten möjliggjort att ett mer omfattande underlagsmaterial har kunnat nyttjas för denna rapport än vad varje enskild verksamhetsutövare skulle kunna sammanställa.

### 1.1 Genomförande

Rapporten baserar sig på underlagsinformation från nästan alla av Matfiskodlarnas medlemmars odlingsverksamheter i öppna kassar (se bilaga 1). Totalt omfattar sammanställningen i denna rapport drygt 90 % av den svenska matfiskproduktionen. Underlagsmaterialet utgörs av resultat från de i rapporten ingående fiskodlingarnas recipientkontrollprogram samt övriga provtagningar som genomförts inom ramen för verksamheternas egenkontroll. Ett flertal odlingsverksamheter ingår även inom samordnade recipientkontrollprogram varför relevanta provtagningslokaler uppströms och nedströms odlingarna inkluderats i underlaget. För att utöka analysunderlaget har underlagsdata för en av de undersökta parametrarna inhämtats även från en storskalig fiskodlingsverksamhet som inte ingår i Matfiskodlarnas organisation. En beskrivning av de underlagsdata som ingår i denna rapport, sammanställningen samt hanteringen av informationen återfinns i bilaga 2.

Insamlingen av underlagsmaterialet har även kompletterats med information från övriga relevanta undersökningar, bland annat elfiskeregistret, provfiskeregistret och andra tillgängliga provtagningsresultat i de aktuella vattenförekomsterna. Utöver detta har litteraturstudier genomförts för att samla in ytterligare information.

De kontrollprogram som sammanställts i denna rapport har vart och ett anpassats för att följa upp den enskilda tillståndspliktiga verksamheten eller utgöra en samordnad recipientkontroll för ett större men specifikt vattenområde. Kontrollprogrammen har därför inte anpassats för att jämföras mot kontrollprogram för fiskodlingar i andra vattenförekomster.

---

<sup>1</sup> MÖD, mål nr M2620-16, M 8673-15 och M 8882-15

För att kunna samordna och jämföra resultaten från de olika kontrollprogrammen med varandra och göra en övergripande analys av resultaten har utvärderingarna genomförts med avståndet till fiskodlingarna som gemensam utgångspunkt. Påverkan från eller påverkan på de olika parametrarna har därför analyserats med avseende på avstånd till fiskodlingarna. Dessutom har jämförelser genomförts av hur de uppmätta värdena skiljer sig från valda referensområden (se bilaga 2). Avsikten är att kunna ge vägledning om på hur stort avstånd påverkan på en viss parameter förmodas kunna påträffas eller vara mätbar. Vid beräkning av statusklassificeringar är detta även väsentligt för bedömning av hur stor del av vattenförekomsten som odlingsverksamheten kan påverka.

Resultaten redovisas så långt möjligt så att ingen enskild odling eller enskilt odlingstillstånd ska kunna urskiljas eftersom rapportens syfte är att ge en övergripande bild av fiskodlingsverksamhetens effekter på vattenmiljön.

Underlagsdata för samtliga verksamhetsår från de ingående verksamheternas kontrollprogram har efterfrågats men har vid analysen därefter begränsats till perioden 2008-2016. Detta för att underlaget skall vara så heltäckande som möjligt men samtidigt utesluta år där underlag endast tillhandahållits från vissa odlingsverksamheter. Underlagsdatat var dock för litet för att möjliggöra statistiska analyser av resultaten.

Samtliga ingående verksamheter är tillståndspliktiga och har haft tillstånd för hela den valda perioden.

## **2 Fiskodling i öppna kassar**

### **2.1 Tillståndspliktig verksamhet**

Fiskodlingsverksamhet medför liksom all annan tillståndspliktig verksamhet en miljöpåverkan. Miljöpåverkan från en fiskodling kan delas upp mellan påverkan på det relativa närområdet, påverkan på vattenförekomsten som helhet eller på närliggande vattenförekomster. Den lokala påverkan kommer dock att vara större än för vattenförekomsten som helhet. För att tillstånd skall ges för verksamheten får denna enligt en framförd tolkning av Weserdomen inte medföra en försämrad statusklassificering för vattenförekomsten som helhet och den lokala påverkan måste vara acceptabel. Detta är en väsentlig orsak till att fiskodlingsverksamhet omfattas av 6 kap. i Miljöbalken.

### **2.2 Faktorer som avgör miljöpåverkan från fiskodling i öppna kassar**

När fisk odlas i öppna kassar kan omgivande vatten passera fritt genom kassen och näringsämnen, foderrester och fekalier förs ut i den kringliggande miljön. Vid användning av öppna kassar innebär detta även en fördel genom att syresättning upprätthålls och att vattenmiljön i kassen säkerställs via den naturliga genomströmningen.

Miljöpåverkan från en fiskodling i öppna kassar är helt beroende av tre avgörande parametrar; dimensionering, lokalisering och skötsel. Dimensionering av odlingen (tillståndsgiven foderförbrukning och därmed utsläpp av näringsämnen) är tillsammans med lokaliseringen av odlingen helt väsentliga för miljöpåverkan från en fiskodling i öppna kassar. Dimensioneringen utgår från och begränsas vanligtvis av det utsläpp av näringsämnen (framförallt fosfor) som kan tillåtas utan att EK-värdet för näringsämnen medför en försämrad klassificering. Beräkningen baseras på kunskaper om nuvarande näringstillstånd i vattenförekomsten samt det ursprungliga näringstillståndet och därmed även den tillåtna näringsbelastningen som kan medges enligt vattendirektivet utan att statusklassificeringen av vattenförekomsten förändras.

Vattengenomströmningen i området, vattenförekomstens omsättningstid samt interna strömmar inom vattenförekomsten är viktiga parametrar vid dimensioneringen och för att bedöma påverkan från näringsbelastningen. Påverkan i sin tur beror på foderförbrukning, beräknad foderkoefficient samt fosforinnehåll i fodret.

Vidare är lokaliseringen väsentlig. En väl vald lokalisering med god vattengenomströmning, lämplig topografi, goda fysikaliska värden (t.ex. salthalt, temperatur, syrgashalt) och framförallt låg

näringstillgång ger goda förutsättningar för fiskodlingsverksamhet. En god vattengenomströmning ger ex. en effektiv spridning och spädning av näringstillskottet och därmed en relativt liten påverkan på närområdet, samtidigt som en god miljö upprätthålls i kassarna.

En väl vald lokalisering medför tillsammans med en korrekt dimensionering av odlingen en verksamhet som inte ger en betydande miljöpåverkan. Med detta menas att statusklassificeringen av vattenförekomsten som helhet inte förändras och att effekterna på miljön i form av ökad näringshalt, eventuell ökad mängd växtplanktonbiomassa m.m. är begränsade och inte ger en väsentlig miljöpåverkan annat än i det relativa närområdet. Den tredje parametern är att rutinerna och skötseln av odlingen skall vara väl fungerande så att verksamheten inte ger en större miljöpåverkan än beräknat.

### 2.2.1 Foderutveckling

Utvecklingen av fiskfoder har under senare år intensifierats med en utveckling där marina råvaror ersatts med vegetabiliska råvaror eller andra alternativa råvaror. Andelen marina råvaror har minskat väsentligt över tid och kvoten "Fish In - Fish Out" uppgår numera till, eller även underskrider 1,0. D.v.s. fiskodlingen producerar lika mycket fiskbiomassa som man förbrukar, till skillnad från tidigare då mer fisk förbrukades än vad som producerades i odlingen (Byelashov och Griffin 2014). Fodret har parallellt med detta även kommit att få full spårbarhet för att kunna garantera att all foderfisk kommer från ett hållbart fiske och hållbara bestånd. Alla ingående råvaror i fodret är även noggrant testade och utvalda i avseende att ge en hög smältbarhet hos fisken, ett välbalanserat innehåll av näringsämnen och att minimera exkretionsprodukterna. Dessutom har fodrets sjunkhastighet förändrats för att minimera foderspillet genom kassarna. Fodret har även kommit att säsonganpassas så att foderpelletsens förutsättningar att bryta ytspänningen optimeras under både sommaren och vintern för att minska risken att foder stannar på ytan och driver ut från kassen. Foderindustrin är därutöver underställd hårda kvalitets- och hygienkontroller som bland annat omfattar analyser av miljögifter, tungmetaller och andra främmande ämnen. Detta för att kunna garantera att fodret uppfyller livsmedellagstiftningens krav samt är "rent" och hälsosamt för både fisken och i förlängningen även konsumenten av fisken.

Både foderkoefficienten och fosforinnehållet i fodret har parallellt med detta minskat väsentligt under de senaste decennierna<sup>2</sup> (Carlsson 2012). Under 1980-talet uppgick foderkoefficienten till cirka 1,5–2,5 vilket minskat till dagens 0,9-1,2<sup>2</sup> (Carlsson 2012). Intervallet beror på fiskens storlek då små fiskar effektivare utnyttjar energin i fodret för tillväxt än större fiskar som närmar sig slaktfärdig storlek. Även fosforhalten i fodret har minskat och uppgår i dagsläget vanligen till mellan 0,7-0,9 %, jämfört med ca 1 % under början av 1990-talet<sup>2</sup>. Intervallet beror på vilken fiskstorlek fodret riktar sig till då yngre fiskar kräver en högre tillgång till fosfor för bildandet av skelett än de äldre fiskarna, vilka istället huvudsakligen bygger muskelmassa. Det är dock svårt att fortsatt minska fosforhalten då den nuvarande halten ligger vid fiskarnas kravgräns på tillgång i födan. Ytterligare minskningar går därför inte att genomföra utan att det påverkar fiskens tillväxt<sup>2</sup>.

Minskningen av fosforhalten i fodret beror delvis på den lägre andelen av fiskråvara eftersom fiskmjöl innehåller förhållandevis höga fosforhalter. Detta medför att fodertillverkare numera måste tillföra fosfor för att inte den tillgängliga andelen fosfor i fodret skall sjunka under fiskens behovsgräns<sup>2</sup>. Det förändrade foderinnehållet har även medfört att andelen fosfor som är lättillgängligt för ekosystemet och som enkelt kan frigöras från foderspillet och fekalier har minskat väsentligt. Endast knappt 20 % av den utsläppta mängden fosfor från fiskodlingen är ekologiskt tillgängligt vid en normal foderkoefficient, resten fastläggs i sedimentet där den deponeras<sup>2</sup> (Carlsson 2012). Av totala fosformängden som tillkommer från fiskodlingen kan endast cirka 5 % frigöras från sedimentet om belastningen på bottenstratum blir så stor att syrefria förhållanden uppstår<sup>2</sup> (Carlsson 2012). Resten av den sedimenterade fosfor kommer aldrig att frigöras utan ligga hårt bunden i bottenstratum. Detta innebär sammantaget att foderutvecklingen under de senaste 30

---

<sup>2</sup> Mailkontakt med fodertillverkarna Skretting 2013-02-06 samt Biomar 2013-02-15, och 2018-02-26 om foderinnehåll och fosforhalter i foder.

åren medfört en minskning med 80 % av den utsläppta mängden ekologiskt tillgänglig fosfor per producerat ton fisk<sup>2</sup> (Carlsson 2012).

### **2.3 Tillskott av näringsämnen och sedimenterat material**

Näringstillskott från odlingar bidrar till en ökad mängd primärproducenter (växtplankton, makrofyter och alger) i omgivande vatten, vilket kan ge en ökad mängd djurplankton som i sin tur bidrar till en ökad produktion av vild fisk (Milbrink et al. 2003, Persson et al. 2008). Den vilda fisken i närområdet kan även tillgodogöra sig och delvis livnära sig på nedfallande fekalier och foderrester. Även de bottenlevande organismerna i området kan gynnas av det sedimenterade materialet, vilket bidrar till en ökad födotillgång, så länge den ökade belastningen på bottensubstratet inte blir så stor att den medför syrebrist. Fördelningen mellan olika arter påverkas däremot i det område där sedimenteringen från odlingen sker, så att arter som livnar sig på sediment gynnas i förhållande till arter som livnar sig på växter och på växtplankton (Nordström och Bonsdorff 2017, Saarinen 2017). Sammantaget kan en rätt dimensionerad odling i ett näringsfattigt vattenområde bidra till en ökad diversitet och biomassa hos den vilda faunan i området (Milbrink et al. 2003). En viss del av näringsämnena i sedimentet frigörs även på sikt när sedimentet bryts ned med hjälp av de bottenlevande organismerna.

Genom att placera odlingen i ett område med god vattengenomströmning minskar risken för att näringstillskottet kan leda till lokala algblomningar runt fiskodlingen då tillskotten späds ut och halterna i vattnet hålls tillräckligt låga. En god vattengenomströmning ger även en viss spridning av det sedimenterade materialet som ansamlas under odlingen. Det sedimenterade materialet ansamlas dock relativt lokalt kring kassarna även om vattengenomströmningen är god. Erfarenheter från sedimentuppföljningar i anslutning till odlingar visar att det sedimenterade materialet fastläggs inom cirka 100 meter från kassarna och medför därför endast en mycket lokal påverkan på bottensedimentet (Löfqvist, 2015). Om sedimentansamlingen under eller i direkt anslutning till fiskodlingen blir för omfattande kan lokala syrefria områden uppträda. Dessa syrefria områden ger upphov till produktion av svavelväte och metangas samt att en viss andel fosfor, (den andel som är järnbunden), kan frigöras från bottensedimentet. Denna mängd fosfor uppgår dock endast till 5 % av den totala fosformängden och är delvis inkluderat i de 20 % som är ekologiskt tillgängligt. Resterande andel av fosfor är bundet till aluminium, kalcium eller andra föreningar och bedöms inte kunna frigöras ens under syrefria förhållanden (Carlsson 2012). För att minska mängden sedimenterat material i anslutning till de öppna kassarna har försök sedan mitten av 1980-talet genomförts med insamlingsanordningar under kassarna. Inget av dessa försök har däremot överlevt de kommersiella villkor som ställs på verksamheten (Wikberg et al. 2017). Nya försök med modifierade metoder planeras och genomförs emellertid allt eftersom ny teknik utvecklas.

### **2.4 Statusklassificering**

Klassificeringen av en vattenförekomsts ekologiska status baseras på ett antal kvalitetsfaktorer. Dessa kan i sin tur baseras på flera underliggande parametrar som vägs samman till ett gemensamt EK-värde för den aktuella kvalitetsfaktorn. De kvalitetsfaktorer som följts upp i anslutning till fiskodlingsverksamheter är näringsämnen, syre, växtplankton, bottenfauna, makrovegetation och hydromorfologisk påverkan på bottensubstrat. Näringsämnen och syre är kemiska respektive fysikaliska kvalitetsfaktorer och skall tillsammans med hydromorfologiska faktorer endast vara stödjande för bedömningen av de biologiska kvalitetsfaktorerna som avgör den ekologiska statusen av vattenförekomsten. Kvalitetsfaktorn näringsämnen är trots detta mycket relevant för fiskodlingsverksamhet då beräkningar av dimensioneringen baseras på näringshalten.

För varje kvalitetsfaktor som undersökts i denna rapport redogörs först bakgrundsförutsättningarna för den aktuella kvalitetsfaktorn. Därefter redovisas med hjälp av litteraturstudier möjliga effekter av påverkan på eller påverkan av denna kvalitetsfaktor. Efter detta redovisas resultatet från sammanställningen av de ingående fiskodlingarnas kontrollprogram. Till sist ges en sammanfattande bedömning av miljökonsekvenserna för den specifika kvalitetsfaktorn.

I figurerna med de sammanställda resultaten har bakgrunden färgkodats (tabell 1) i enlighet med Naturvårdsverkets handbok för uppföljning av kvalitetskrav i vattenförekomster (Naturvårdsverket 2007) för att förenkla för läsaren att bedöma klassificeringen av resultaten. Handboken och färgskalan följer samma klassgränser som HVMFS 2013:19. Färgskalan har emellertid även använts vid presentation av resultat för kvävefosforkvot samt näringshalter i sediment, dock utan att dessa parametrar utgör kvalitetsfaktorer för statusklassificering.

Tabell 1. Färgskala över bedömningsklasser som använts vid färgkodning av figurbakgrunder.

Hög kvalitet/status	God kvalitet/status	Måttlig kvalitet/status	Otillfredsställande kvalitet/status	Dålig kvalitet/status
---------------------	---------------------	-------------------------	-------------------------------------	-----------------------

Statusklassificeringar genomförs av vattenmyndigheterna som fastställer vattenförekomsternas officiella status. Klassificeringarna utgår från Havs- och vattenmyndighetens författningssamling HVMFS 2013:19 som omfattar föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer för ytvatten. Resultaten från statusklassificeringarna återfinns i VISS, VattenInformationsSystem Sverige, vilket är en databas som utvecklats av vattenmyndigheterna, länsstyrelserna och HaV där även information om miljöövervakning, skyddade områden och åtgärder kan återfinnas. Uppgifterna i VISS används dessutom för att rapportera vattenkvalitén på Sveriges vatten till EU. Underlaget för statusklassificeringarna är emellertid i många fall bristfälligt och baseras på extrapolering av kunskaper och resultat från andra vattenförekomster eller s.k. expertbedömningar. Detta har i vissa fall inneburit svårigheter vid miljöprovningar när sökandens underlagsmaterial har varit mer omfattande än vattenmyndighetens underlag och bedömningen av statusklassificeringen därför differerat mellan parterna.

### 3 Sammanställningar och analyser av underlagsmaterial

#### 3.1 Näringsämnen

##### 3.1.1 Allmänt

De två viktigaste näringsämnena för primärproduktionen i vattenmiljöer är kväve och fosfor samt balansen i tillgången mellan dessa två näringsämnen. I sötvatten är fosfor vanligtvis det begränsande näringsämnet för produktionen, d.v.s. det finns en brist av fosfor i vattnet i förhållande till mängden tillgängligt kväve. Vid beräkning av kvoten mellan mängden kväve och fosfor i sötvattnet anges dessa två näringsämnen vara i balans med varandra om kvotvärdet uppgår till mellan 15-30, d.v.s. om mängden kväve i vikt räknat är 15-30 gånger större än mängden fosfor. Om kvoten är högre finns det underskott av fosfor (kväveöverskott) och produktionen ökar därför om fosfor tillförs, däremot ger ett ytterligare tillskott av kväve ingen effekt på produktionen. En lägre kvot än 15 visar på ett fosforöverskott och motsatta förhållanden.

I marina förhållanden utgör ofta kväve den begränsande faktorn för produktionen medan antingen kväve eller fosfor kan vara det begränsande näringsämnet i bräckt vatten. Det saknas däremot gränsvärden för vid vilken kvot vart och ett av de två näringsämnena är begränsande i bräckt vatten. Vid högre kvoter ( $\geq 30$ ) anges emellertid ett näringstillskott framförallt ge en ökad påverkan på växtplankton medan vid lägre kvoter, och således större inslag av kväve, anges ett näringstillskott ge en ökning av mängden makroalger och framförallt grönsläck<sup>3</sup>.

Fosfor finns i flera fraktioner där fosfatfosfor snabbast tas upp av ekosystemet och därmed är mest lättillgängligt. Eftersom fosfatfosfor snabbt tas upp av primärproducenterna noteras vanligen inte haltökningar på längre avstånd från utsläppspunkter, förutsatt att fosfor är det begränsande näringsämnet i vattenområdet. Beräkningsmodellerna för fiskodlingar, likväl som bedömningsgrunderna och statusklassificeringarna baseras dock på totalfosfor vilket inkluderar samtliga fosforfraktioner.

<sup>3</sup> Pers. kom. Philip Axe, HaV, 2017-11-02.



Även kväve finns i flera fraktioner där nitrit- och nitratkväve är de två vanligaste. Ammoniumkväve och nitratkväve tas upp av primärproducenterna varav ammoniumkväve snabbast försvinner ur vattenfasen och därför sällan uppnår mätbara halter utanför områden som är direkt påverkade av näringstillskott. Liksom hos fosfor baseras bedömningsgrunderna i kustområden på den totala halten kväve (totalkväve) vilket därmed är det som vanligen analyseras både i sött och i bräckt vatten. För sötvatten saknas däremot bedömningsgrunder för kväve eftersom fosfor vanligen är det begränsande näringsämnet.

### **3.1.1.1 Näringstillskott från fiskodlingar**

De näringsämnen som släpps ut från odlingen frigörs dels från fekalier och foderrester som i sin tur sedimenterar och dels i form av lösta näringsämnen från andra exkretionsprodukter t.ex. urin och utsöndring av kväveföreningar via gälarna. För att beräkna fosforutsläppet från fiskodlingen används en ekvation där man beräknar mängden fosfor i fodret minus den mängd fosfor som stannar i fisken (Johansson et al. 2000). Ekvationen är  $L = P * (FK * C_i - C_R) * 10$ , där L står för fosforutsläppet (kg), P för fiskproduktion (netto, ton), FK för foderkoefficient (dvs. den mängd foder som åtgår för att producera ett kg fisk),  $C_i$  för koncentration av fosfor i foder (%) och  $C_R$  för koncentration av fosfor i fisk (%).  $C_R$  uppgår vanligtvis till 0,4 %. Samma formel går att använda för att beräkna utsläppet av kväve. I dessa fall anger man  $C_R$  till 2,5–3,5 % kväve i fisken, beroende på bland annat fiskstorlek (Naturvårdsverket 1993).

Förhållandet mellan kväve och fosfor (N/P-kvoten) i de direkta utsläppen från fiskodlingsverksamheter understiger väsentligt gränsen för kväve-fosforbalans, vilket medför att det framförallt är mängden utsläppt fosfor som påverkar effekterna på primärproduktionen och ekosystemet i området i sött- och bräckt vatten. N/P-kvoten uppgår vanligen till ett värde på cirka 5-10 i de direkta utsläppen, beroende på foderkoefficient och fosforinnehåll i fodret, vilket innebär en hög relativ andel fosfor i förhållande till mängden kväve. Den modell som finns för att beräkna halthöjningen av näringsämnen i sjön, och därmed även används för dimensionering av hur stor odling som kan tillåtas, baseras därför på fosfor. Beräkningsmodellen är dock framtagen för sjöar och inte för kustvatten. Dessutom genomförs vanligen även beräkningar av mängden utsläppt kväve eftersom kväve är eller kan vara det begränsande näringsämnet i havs- och brackvattenområden men även på grund av den vidaretransport av kväve som sker från inlandslokaliserade odlingar till havsområden.

### **3.1.1.2 Retention**

En stor del av den fosfor som tillförs en sjö fastläggs i botten via fosforretention. Retentionen innebär en sedimentering av fosfor samt att denna bildar kemiska föreningar med ex. kalcium och järn och därmed inte längre är tillgänglig för upptag i ekosystemet via primärproducenterna. Retentionen är beroende av ett flertal faktorer varav den viktigaste är sjöns omsättningstid. Med en ökad uppehållstid hinner en större andel av fosfor sjunka till botten och fastläggas. Andra viktiga faktorer som påverkar retentionen är halten av fosfor, järn, kalcium, aluminium och syre i vattnet, sjöns morfologi och sjöns biologiska struktur (SLU 1997).

För kväve är det framförallt denitrifikation som står för majoriteten av kväveretentionen (SLU 1997). Den innebär att kvävet i vattnet via ett antal steg omvandlas från ammoniak via nitrit till nitrat och slutligen avgår som kvävgas till atmosfären. Denna process är emellertid mycket långsammare än fosforretentionen.

### **3.1.1.3 Förutsättningar för odling i årsregleringsmagasin**

Vattenkraftsregleringen har medfört många negativa effekter för årsregleringsmagasinen varav näringsurlakning via ökad retention är en av dessa (Hedlund 2016a). Årsregleringsmagasin och områden nedströms dessa har därmed blivit näringsfattigare än de naturliga förhållandena. I de tätbefolkade delarna av landet kan denna effekt döljas av de fosfortillskott som tillkommer via andra antropogena aktiviteter, medan effekten i den norra och mer glesbefolkade delen av landet däremot är tydligare. Storskaliga fiskodlingar förläggs därför ofta i regleringsmagasin för vattenkraft, både på

grund av tillgången till stora vattenvolymer, få andra källor till näringstillskott än fiskodlingarna och få närboende, men framförallt eftersom närsaltsutrymmet är större än vad det skulle vara i en motsvarande oreglerad sjö.

### **3.1.2 Möjliga effekter av tillskott av näringsämnen**

Effekterna av ett tillskott av näringsämnen till en vattenförekomst kommer att variera och beror dels på vilket näringsämne som tillförs i förhållande till vilket som är det begränsade näringsämnet, men även på tillgången till kolföreningar som används som byggstenar vid primärproduktionen samt vattnets övriga kemiska egenskaper (Håkanson et al. 2005, Håkanson och Eklund 2010). Dessutom spelar sjöns/kustens morfologi och ljusförhållanden en stor roll för om primärproduktionen huvudsakligen sker som tillväxt av växtplankton eller makrovegetation (makrofyter). I årsregleringsmagasin orsakar regleringsamplituden att de grundare områdena där makrofyter vanligen växer årligen torrläggs och/eller bottenfryser, vilket förhindrar dessa att etablera sig (Hedlund 2016a). Primärproduktionen i dessa magasin består i högre grad än i andra vattenförekomster av växtplankton. Även i områden med dåliga ljusförhållanden i vattnet får växtplankton en fördel gentemot makrofyter eftersom planktonen lever fritt i vattenmassan och därför kan uppehålla sig nära ytan där ljusintensiteten är högre medan makrofyterna är förankrade i botten. Den generella effekten av näringstillskott är emellertid en ökad primärproduktion i vattnet, antingen av växtplankton, av makrofyter eller av bådadera. Detta kan i sin tur leda till en ökad produktion även i högre nivåer av näringskedjan, t.ex. av fisk (Milbrink et al. 2003). Om tillskottet av näringsämnen blir för stort kan även negativa effekter inträda. En ökad produktion av växtplankton leder exempelvis till ett minskat siktdjup och försämrade ljusförhållanden (se även stycke 3.3 om växtplankton) och de ekologiska effekter som följer av detta. En ökad produktion av biomassa leder även till en ökad sedimentation av dött organiskt material eftersom alla organismer har en begränsad livslängd. Den ökade sedimentationen leder, när detta material sedan bryts ner av mikroorganismer, till en ökad syreförbrukning på botten (se stycke 3.2 och 3.5). Vid syrefria förhållanden frigörs den fosfor som bundits till järnföreningar i bottensubstratet, vilket leder till ett återförande av fosfor till vattenmassan.

### **3.1.3 Resultat**

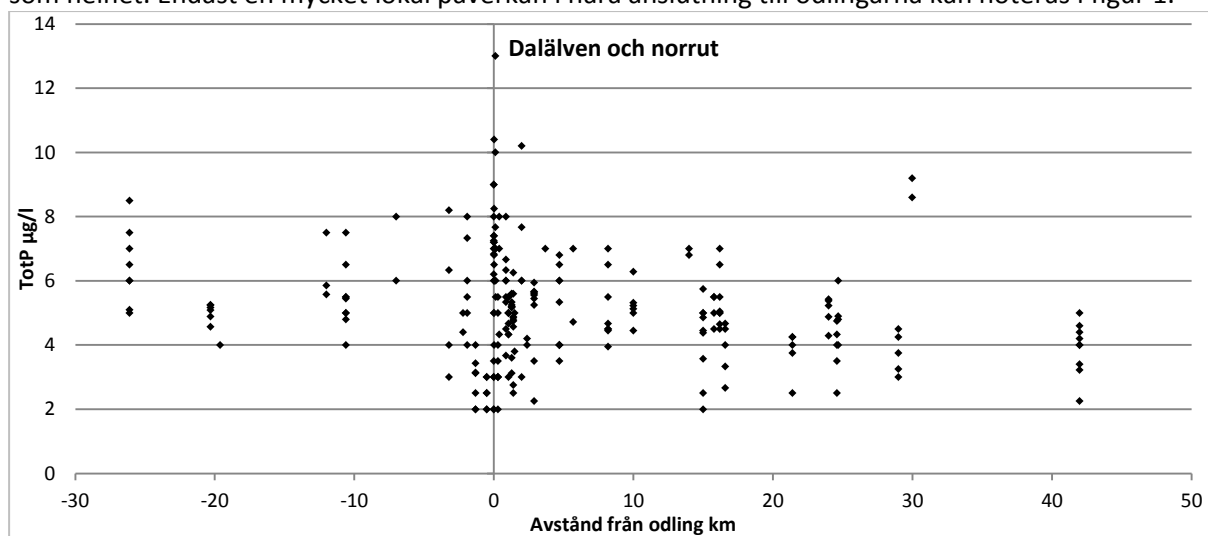
En jämförelse över näringshalten samt statusklassificeringen av vattenområden uppströms och nedströms fiskodlingar har genomförts. Då förhållandena skiljer sig åt med generellt högre näringshalter i den södra delen av landet än i den norra har resultaten delats upp i tre områden. Området från Dalälven och norrut omfattar framförallt storskaliga fiskodlingar i relativt näringsfattiga vattenkraftsmagasin. Området söder om Dalälven omfattar vatten med något högre näringshalter, både naturligt förekommande halter och antropogent påverkade halter och i detta område har därför inte några fiskodlingar med en foderförbrukning på över 1000 ton per år placerats. Det sista området omfattar kustområdena i Bottenhavet. I de två förstnämnda områdena är fosfor det begränsande näringsämnet, medan antingen fosfor eller kväve kan vara det begränsande näringsämnet vid kusten. Inte heller i kustområdet finns enskilda odlingstillstånd på över 1000 ton, men en av odlingsverksamheterna är fördelad på två separata och närliggande tillstånd som sammanlagt överskrider 1000 ton. För mer detaljer om utvärderingen av underlagsdatat samt hur jämförelser av provpunkter genomförts se bilaga 2.

#### **3.1.3.1 Fosfor**

För den norra delen av landet (Dalälven och norrut) visade sammanställningarna på en svagt minskande fosforhalt längs efter sjöarnas strömriktning (figur 1), vilket även var tydligt vid genomgång av underlagsdatat för varje enskild vattenförekomst. Den minskade fosforhalten i sjöarnas strömriktning beror framförallt på fosforretentionen, både den naturliga och den förstärkta effekten av att sjöarna dämms upp till mer stillastående vattenkraftsmagasin. I det direkta närområdet kring odlingarna (0-0,5 km) samt i en provpunkt 2 km nedströms en fiskodling påträffades ett fåtal årsmedelvärden för fosfor som var högre än i de övriga provtagningspunkterna och/eller åren.

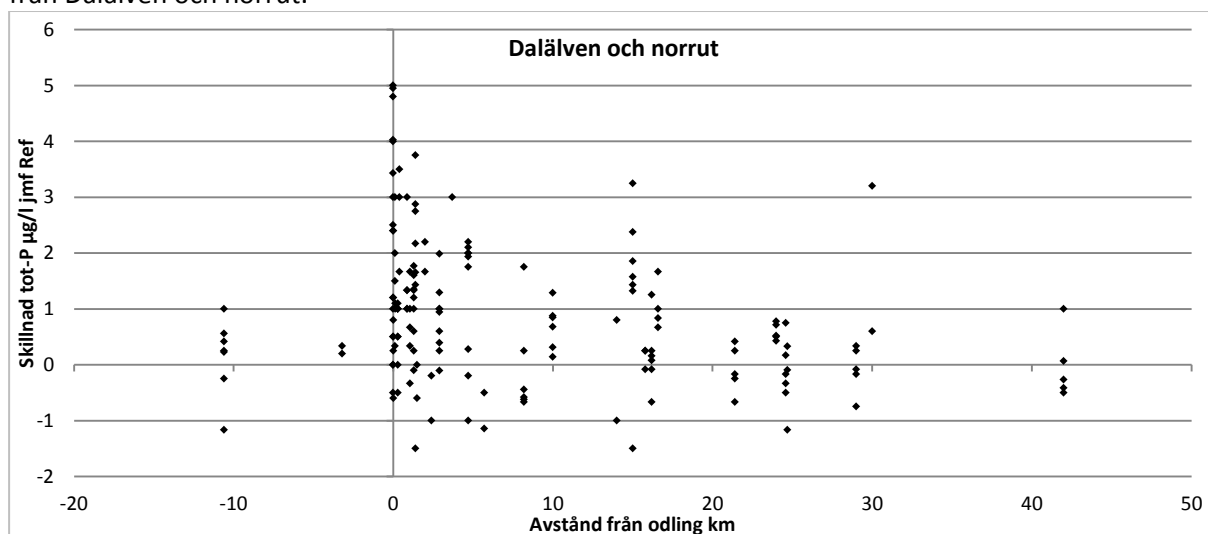
I två av sjöarna ökade emellertid fosforhalten i den nederst placerade punkten i vardera sjön efter den initiala ökningen invid odlingarna. I en av dessa sjöar finns dock en känd utläppskälla av fosfor uppströms den nedersta provpunkten (30 km nedströms odlingen) som förklarar halthöjningen.

I samtliga provtagningspunkter varierade fosforhalten mellan åren, framförallt mellan 5 km uppströms och 5 km nedströms odlingarna. En del av variationen beror på naturlig mellanårsvariation och en del orsakas av de stora osäkerheterna i analyserna av fosfor när halterna ligger nära analysgränsen hos laboratorierna. Provpunkter som uppvisar halter på omkring  $\leq 5 \mu\text{g/l}$  utsätts därför för mycket större osäkerheter i analyserna än näringsrikare provpunkter. Ingen påverkan på fosforhalten orsakad av fiskodlingsverksamheterna kan påvisas för vattenförekomsterna som helhet. Endast en mycket lokal påverkan i nära anslutning till odlingarna kan noteras i figur 1.



Figur 1. Fosforhalt uppströms respektive nedströms fiskodlingar från Dalälven och norrut, medelvärde per provpunkt och år.

Vid jämförelse mellan uppmätt halt för varje enskild provtagningspunkt invid samt nedströms odlingarna och dess valda referenspunkt uppströms, var den lokala halthöjningen lättare att utläsa. De uppmätta halterna var dock både högre och lägre nedströms fiskodlingarna jämfört med i respektive fiskodlings referenspunkt (se bilaga 2). Detta beror återigen på både naturliga mellanårsvariationer och osäkerheter i analyserna. Halthöjningen var mest påtaglig inom ett avstånd av cirka 1,5 km nedströms fiskodlingarna och minskade gradvis med ökande avstånd från fiskodlingarna (figur 2). Från 5 km nedströms odlingarna var skillnaden i fosforhalt jämfört med referensområdena däremot inte tydlig. Sammantaget medför fiskodlingsverksamheten endast en noterbar påverkan på fosforhalten inom ett avstånd av cirka 5 km nedströms odlingarna i området från Dalälven och norrut.

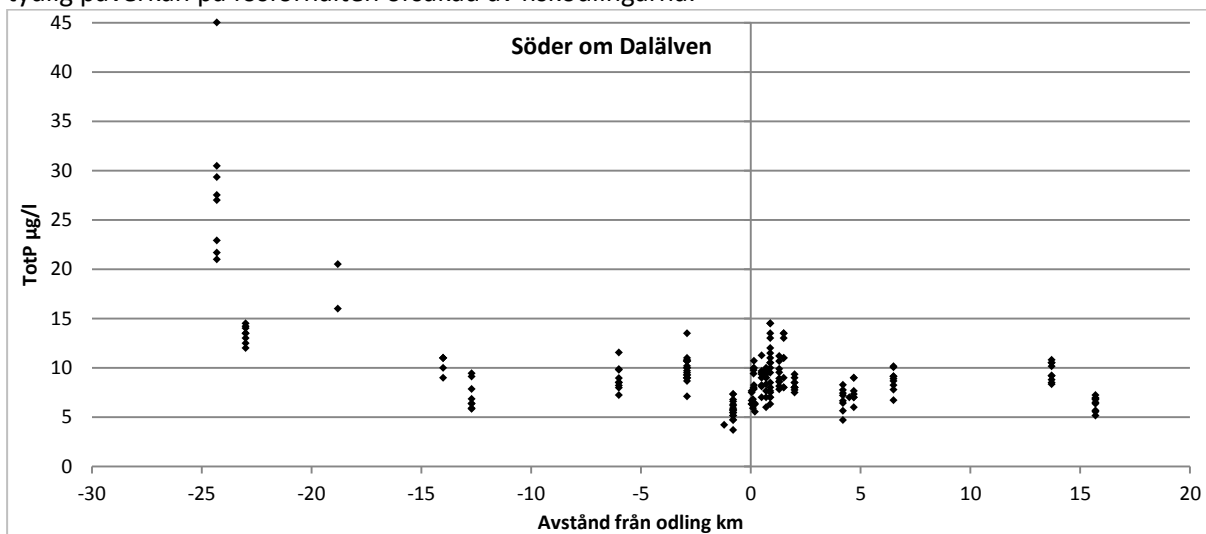


Figur 2. Uppmätt skillnad mellan provtagningspunkter och närmaste referenspunkt uppströms från Dalälven och norrut, medelvärde per provpunkt och år.

Vattenförekomsterna söder om Dalälven hade generellt högre fosforhalter än vattenförekomsterna längre norrut i landet. Fosforhalten i området från Dalälven och norrut uppgick i medeltal endast till omkring 5,1 µg/l i samtliga mätpunkter, inklusive de punkter som placerats nedströms eller i direkt anslutning till odlingsområdena. I den södra delen av landet uppgick motsvarande medelvärde till 9,5 µg/l.

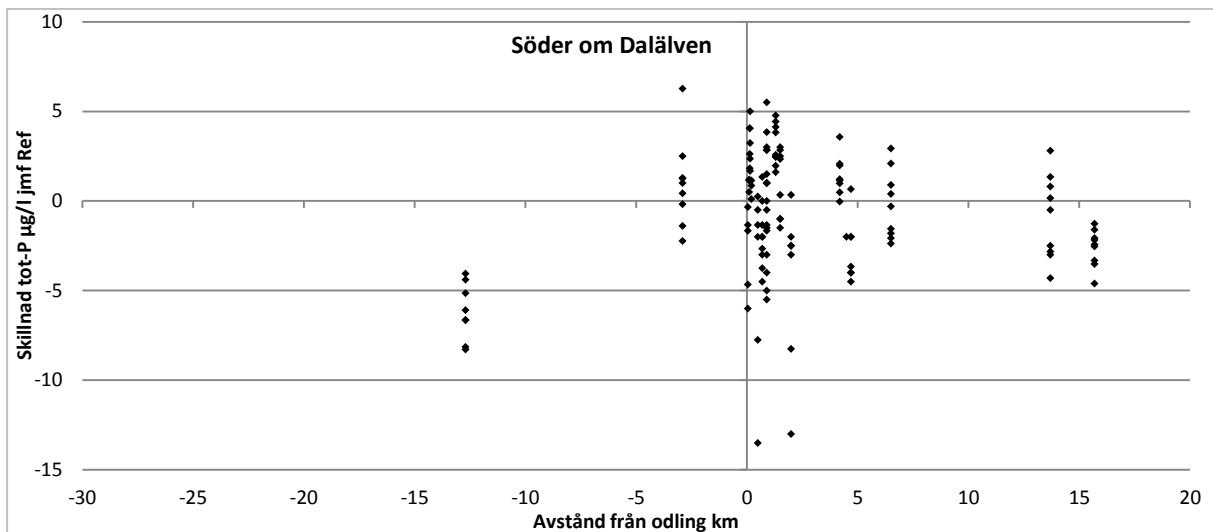
Söder om Dalälven fanns det emellertid även provpunkter uppströms odlingarna som var tydligt påverkade av antropogen aktivitet och som visade på högre fosforhalter än provpunkterna intill fiskodlingarna (figur 3). Den provpunkt som i underlagsdatat uppvisade de allra högsta halterna och en tydlig antropogen påverkan var belägen drygt en mil uppströms den specifika odlingen och har uteslutits helt ur rapporten. Emellertid har inte heller den kvarvarande provpunkten med förhöjda halter uppströms odlingarna i figur 3 nyttjats som referenspunkt vid jämförelse av förändring av fosforhalten, eftersom det fanns tillgång till andra mindre påverkade och bättre lämpade referenspunkter i sjön. Om även den kvarvarande fosforrika provpunkten skulle uteslutas från beräkningen av medelvärde skulle medelvärdet uppgå till 8,8 µg/l söder om Dalälven och området skulle fortfarande vara näringsrikare än området norr om Dalälven.

Sammantaget var fosforhalterna högre i ett antal provpunkter uppströms fiskodlingarna än nedströms desamma i området söder om Dalälven. Fiskodlingar placeras dock inte i näringsbelastade delar av sjöar varför fosforhalterna var lägre intill odlingsområdena. Från knappt 15 km avstånd uppströms odlingarna syntes ingen tydlig skillnad i fosforhalt i figur 3 jämfört med nedströms odlingarna. Inte heller vid genomgång av de enskilda sjöarnas underlagsdata kunde någon tydlig skillnad noteras. Invid vissa enskilda fiskodlingar kunde en lokal halthöjning av fosfor noteras innan den åter minskade. I två odlingar ökade därefter halten något igen på längre avstånd från odlingarna, troligen på grund av andra tillskott av fosfor till sjöarna. Sammantaget visar inte resultaten på någon tydlig påverkan på fosforhalten orsakad av fiskodlingarna.



Figur 3. Fosforhalter uppströms respektive nedströms fiskodlingar söder om Dalälven, medelvärde per provpunkt och år.

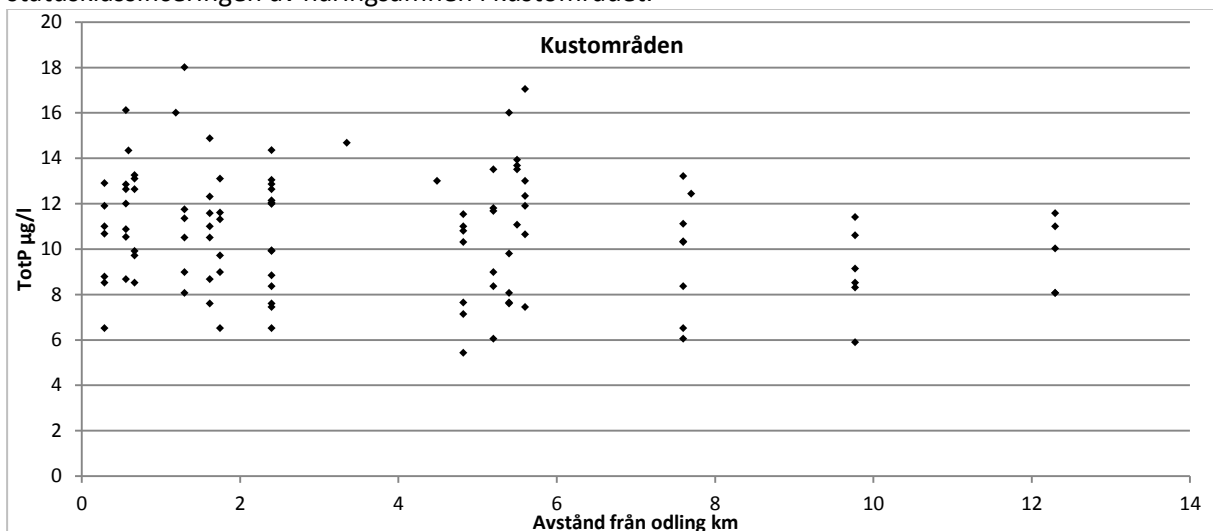
Inte heller i figur 4 kan någon tydlig påverkan på fosforhalten orsakad av fiskodlingarna utläsas. Variationen var stor mellan olika provtagningstillfällen i de olika punkterna och de uppmätta halterna var minst lika ofta lägre nedströms odlingarna som högre. Fiskodlingarna medför därför ingen tydlig påverkan på fosforhalten i sjöarna i området söder om Dalälven.



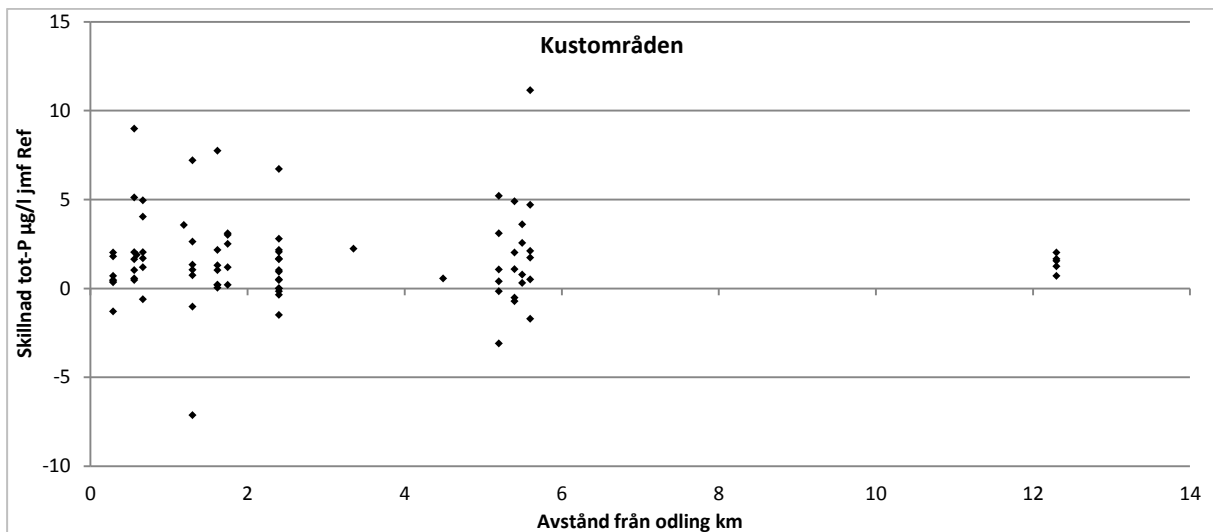
Figur 4. Uppmätt skillnad mellan provtagningspunkter och närmaste referenspunkt uppströms söder om Dalälven, medelvärde per provpunkt och år.

I kustområdet var spridningen i årsmedelvärde för uppmätt fosforhalt stor mellan olika år i de olika provtagningspunkterna (figur 5). Detta berodde dels på naturliga variationer mellan år men orsakades enligt dataleverantören även av systematiska fel i de kemiska analyserna hos det ackrediterade laboratoriet under vissa år. Dessa systemfel återfanns emellertid i alla provpunkter som provtogs under dessa år och medförde därmed en generell förskjutning av resultaten, i samtliga provtagna provpunkter, för de specifika åren.

Det går inte att ur figur 5 eller 6 utläsa någon tydlig effekt av fosforutsläppen från fiskodlingarna på omgivande vatten. Inte heller vid utvärdering av resultaten i de enskilda områdena går det att utläsa någon tydlig effekt i kustområdena. Detta beror sannolikt på kustområdenas mer komplicerade strömförhållanden än sjöar vanligen uppvisar, samt att det finns ett flertal andra källor till näringstillskott i anslutning till områdena. Fiskodlingarna i kustområdet medför därmed inte någon tydlig förändring av fosforhalten. De medför därmed sannolikt inte heller någon förändring av statusklassificeringen av näringsämnen i kustområdet.



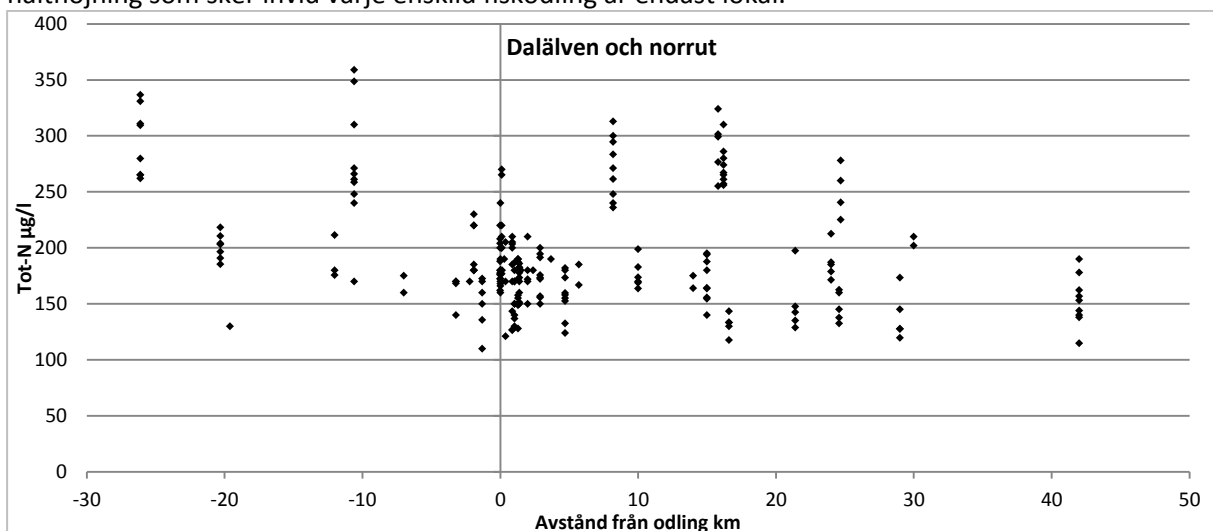
Figur 5. Fosforhalter i provtagningspunkter i kustområdet, medelvärde per provpunkt och år.



Figur 6. Uppmätt skillnad mellan provtagningspunkter och de östligaste provtagningspunkterna som nyttjats som referenspunkter i kustområdet, medelvärde per provpunkt och år.

### 3.1.3.2 Kväve

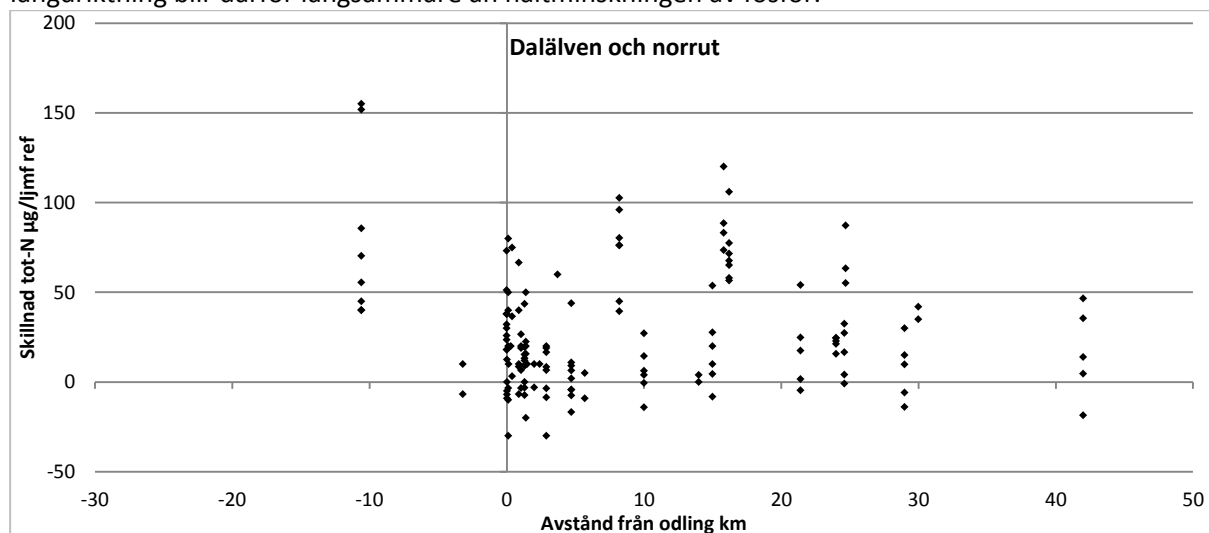
Medelhalten av totalkväve uppgick till 193 µg/l i de sjöar med fiskodlingar som sammanställts i denna rapport från Dalälven och norrut. Halterna varierade dock kraftigt mellan åren och mellan olika provtagningspunkter både uppströms och nedströms odlingarna (figur 7). De provpunkter som uppvisade de högsta halterna påträffades mer än 10 km uppströms odlingarna samt mer än 5 km nedströms odlingarna och tillhörde alla samma sjö. Närmare odlingarna, inom 5 km uppströms respektive nedströms odlingarna, var kvävehalterna lägre men med enstaka högre årsmedelvärden inom själva odlingsområdena (figur 7). I sjön med de högre kvävehalterna har däremot inga provtagningar av kväve genomförts i nära anslutning till odlingen. Vid analys av de enskilda fiskodlingarnas resultat kan en liten lokal påverkan av kvävehalten noteras i direkt eller nära avslutning till odlingarna för de fiskodlingar som har provpunkter placerade inom cirka 1-2 km nedströms odlingarna. På längre avstånd än 1-2 km nedströms odlingarna var kvävehalterna relativt stabila eller svagt minskande. I den sjö som har en känd utsläppskälla uppströms den nedersta provpunkten steg dock kvävehalten återigen innan sjöns utlopp. Sammantaget visar figur 7 inte på någon tydlig påverkan på kvävehalten i vattenförekomsten orsakad av fiskodlingarna och den halthöjning som sker invid varje enskild fiskodling är endast lokal.



Figur 7. Kvävehalter uppströms respektive nedströms fiskodlingar från Dalälven och norrut, medelvärde per provpunkt och år.

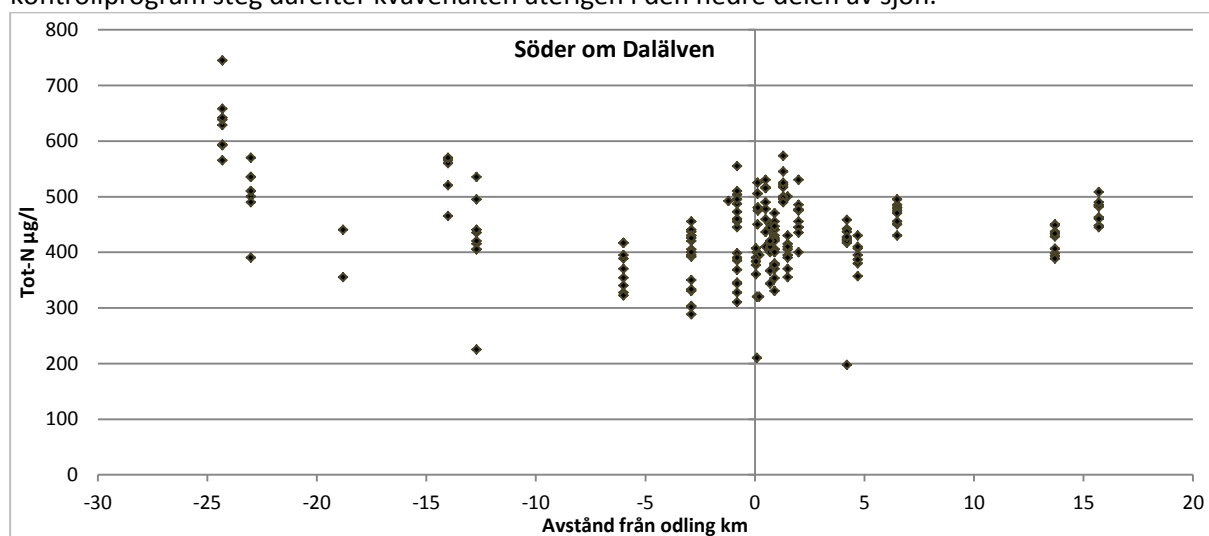
Den sjö som i figur 8 uppvisar de största skillnaderna jämfört med den valda referenspunkten är samma sjö som uppvisade höga totalkvävehalt i figur 7. Detta beror på att den valda referenspunkten i den specifika vattenförekomsten uppvisat lägre halter än resterande provpunkter. Bortsett från

dessa provpunkter från drygt 10 km uppströms till ca 25 km nedströms odlingen, kan en förhöjning av kvävehalten huvudsakligen noteras i ett antal provpunkter inom cirka 1-2 km nedströms fiskodlingarna, i enlighet med analysen av uppmätta halter för varje enskild fiskodling. Provpunkter på längre avstånd än cirka 2 km nedströms fiskodlingarna uppvisade dock stor variation i uppmätt differens jämfört med referenspunkterna mellan åren. Sammantaget kan emellertid en viss förhöjning av kvävehalten noteras nedströms odlingarna jämfört med referenspunkterna. Detta beror på att kväveavgången är en långsammare process än fosforretentionen, vilket medför att det tar längre tid för kväve att lämna vattenfasen än för fosfor. Haltminskningen av kväve i sjöarnas längdriktning blir därför långsammare än haltminskningen av fosfor.



Figur 8. Uppmätt skillnad mellan provtagningspunkter och närmaste referenspunkt uppströms från Dalälven och norrut, medelvärde per provpunkt och år.

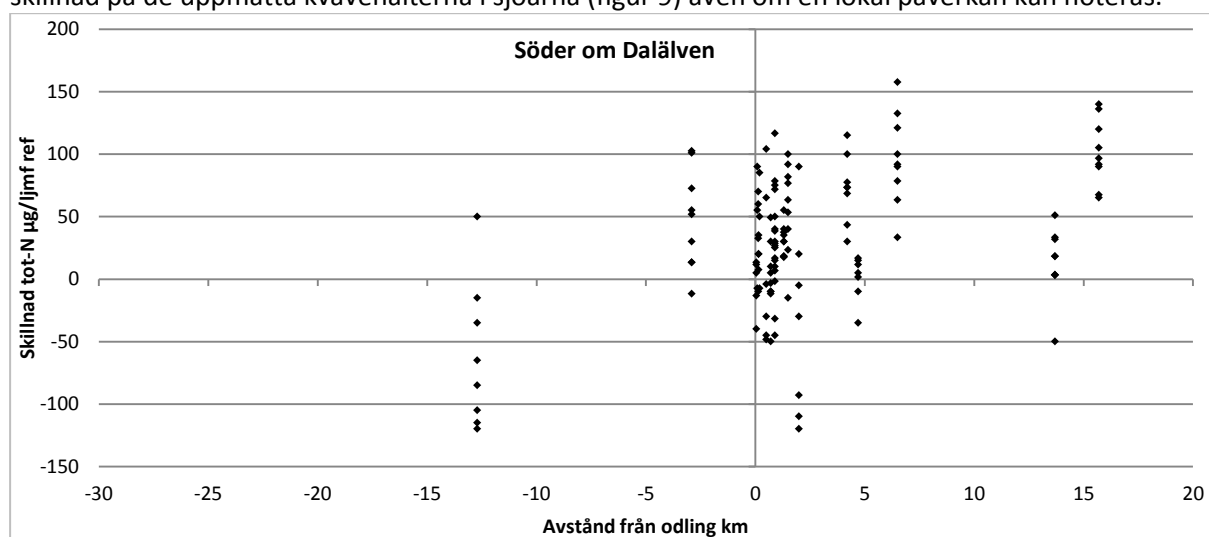
Söder om Dalälven var totalkvävehalten i medeltal mer än dubbelt så hög som längre norrut i landet och uppgick till 439 µg/l i de sjöar som odlingarna var belägna. De sammanställda resultaten visar inte på någon tydlig ökning av uppmätt kvävehalt vid eller nedströms fiskodlingarna (figur 9). De högsta halterna uppmättes istället i vissa provpunkter uppströms fiskodlingarna i de aktuella sjöarna. Inte heller vid utvärdering av underlagsdata för varje enskild fiskodling kunde någon tydlig ökning av kvävehalten noteras i anslutning till fiskodlingarna. I knappt hälften av kontrollprogrammen återfanns en svag ökning av kvävehalten i den närmaste provpunkten nedströms odlingarna. Men i drygt hälften av kontrollprogrammen uppmättes högre kvävehalter i provpunkter uppströms odlingarna och kvävehalten sjönk därefter både invid och nedströms fiskodlingarna. I ett kontrollprogram steg därefter kvävehalten återigen i den nedre delen av sjön.



Figur 9. Kvävehalter uppströms respektive nedströms fiskodlingar söder om Dalälven, medelvärde per provpunkt och år.

Vid jämförelse med de utvalda referenspunkterna och övriga provpunkter återfanns en mycket stor variation mellan åren (figur 10). Kvävehalterna var generellt högre i de nedre delarna av sjöarna, d.v.s. från knappt 5 km uppströms odlingarna och till sjöarnas utlopp, jämfört med i referenspunkterna. Analys av resultatet från varje enskild fiskodling visade en viss ökning av kvävehalten invid de flesta av odlingarna, vilken minskade med ökande avstånd från odlingarna. I drygt hälften av odlingarna ökade dock kvävehalten därefter återigen på cirka 1,5-4 km avstånd från odlingarna, vilket antingen tyder på att de mer närliggande provpunkterna inte är helt korrekt placerade för att uppvisa påverkan från fiskodlingarna eller att även andra utläppskällor i närområdet inverkar på kvävehalterna.

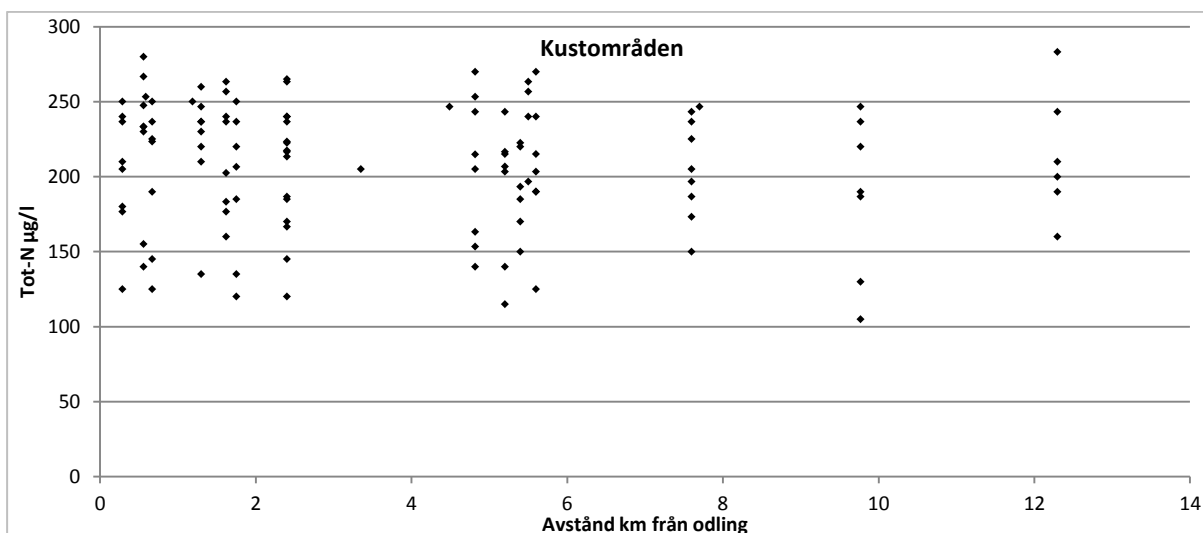
Resultaten i figur 9 och 10 samt utvärderingen av de enskilda odlingarnas kontrollprogram visar på en viss ökning av kvävehalterna längs sjöarnas strömriktning, sannolikt orsakad både av fiskodlingar men även av andra utläppskällor. Den relativt långsamma kväveavgången medför dock att kvävetillskottet inte minskar snabbt med ökande avstånd från utläppskällor och därmed ackumuleras för varje utläppspunkt längs sjöarna. Sammantaget medför fiskodlingsverksamheterna ingen tydlig skillnad på de uppmätta kvävehalterna i sjöarna (figur 9) även om en lokal påverkan kan noteras.



Figur 10. Uppmätt skillnad mellan provtagningspunkter och närmaste referenspunkt uppströms söder om Dalälven, medelvärde per provpunkt och år.

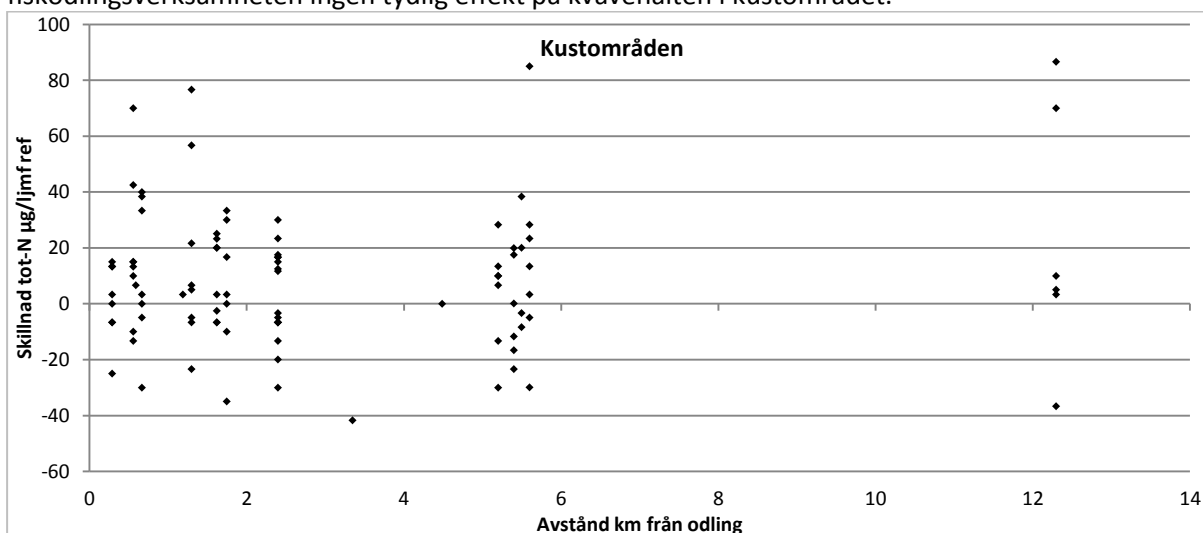
Kvävehalten varierade kraftigt mellan olika år i de olika provtagningspunkterna i kustområdet, vilket delvis beror på naturliga mellanårsvariationer men framförallt beror på de systematiska analysproblem och metodskillnader som påträffats hos laboratoriet. Detta har medfört stora variationer mellan åren men då samtliga provtagna punkter utsatts för samma analysmetodik har den inte medfört någon påverkan provpunkterna sinsemellan under samma år. Ingen tydlig förändring av kvävehalten i förhållande till avstånd från fiskodlingarna kan vare sig utläsas ur figur 11 eller resultaten från analys av varje enskild fiskodling.





Figur 11. Kvävehalter i provtagningspunkter i kustområdet, medelvärde per provpunkt och år.

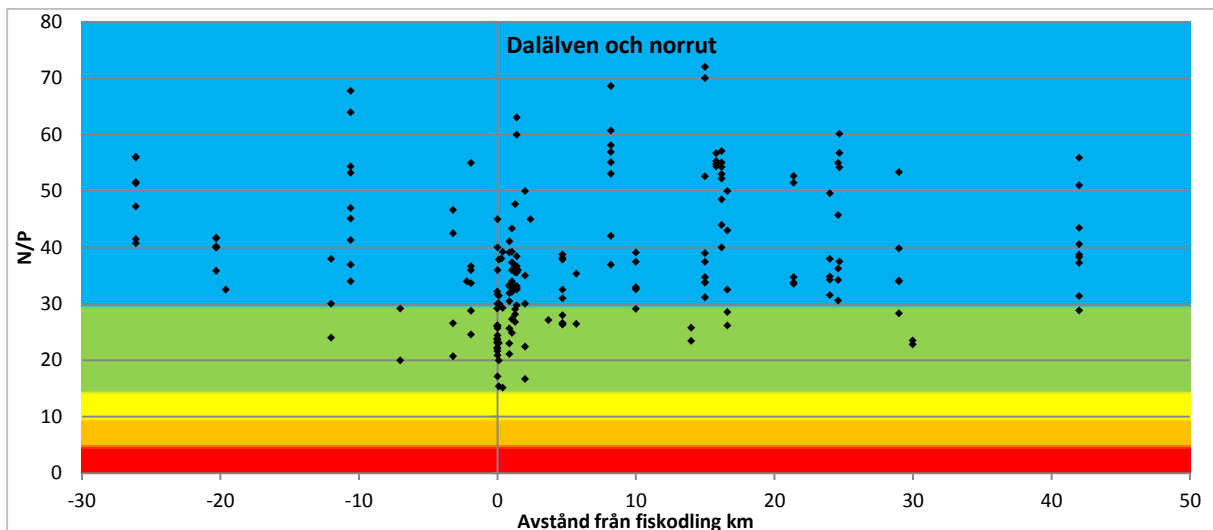
Även vid jämförelse mellan varje enskild provtagningspunkt och dess utvalda referenspunkt (se bilaga 2) uppvisade kvävehalterna i kustområdet stora variationer mellan åren. De uppmätta kvävehalterna var vissa år högre och vissa år lägre i de olika provtagningspunkterna än i referensområdena, oavsett avstånd till fiskodlingarna. Ingen tydlig trend kan påvisas vare sig ur figur 12, eller vid analys av varje enskild fiskodlings provtagningsresultat. Sammantaget medför därför fiskodlingsverksamheten ingen tydlig effekt på kvävehalten i kustområdet.



Figur 12. Uppmätt skillnad mellan provtagningspunkter och de östligaste provtagningspunkterna som nyttjats som referenspunkter i kustområdet, medelvärde per provpunkt och år.

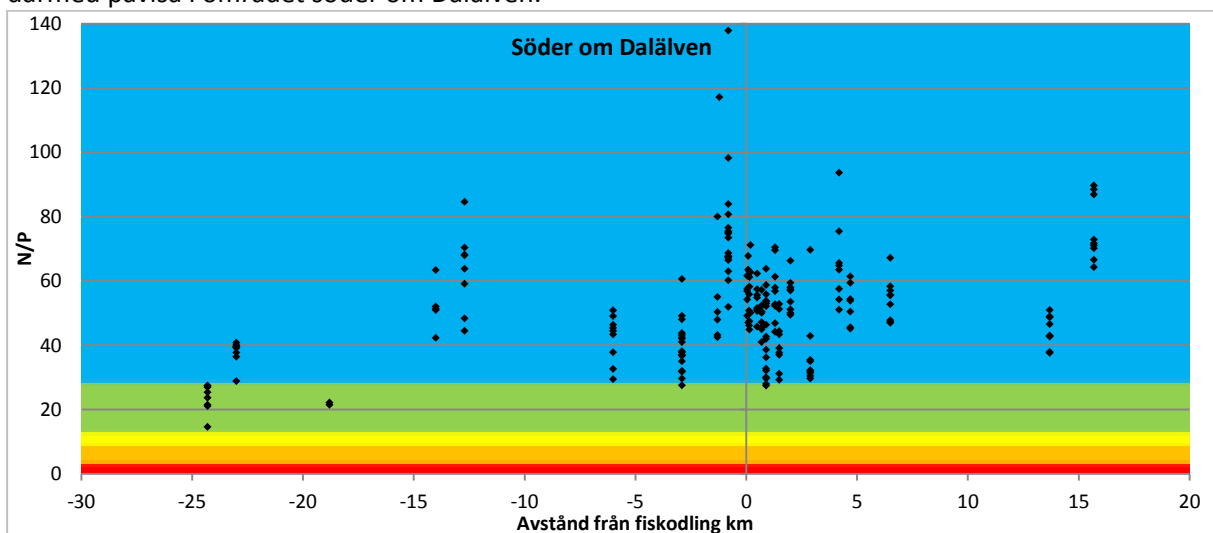
### 3.1.3.3 Kväve-fosforkvot

Förhållandet mellan kväve- och fosfortillgången i vattnet kan vara väsentlig för vilka ekologiska effekter som kan uppkomma vid ökad näringsbelastning. Variationer i både kvävehalt och fosforhalt mellan åren medförde emellertid att kvoten varierade relativt kraftigt inom provtagningspunkterna. Som årsmedelvärde uppgick kväve-fosforkvoten till kväveöverskott i de flesta provtagningspunkter från Dalälven och norrut (figur 13) men både uppströms och nedströms fiskodlingarna fanns provpunkter som uppvisade kväve-fosforbalans. I nära anslutning till fiskodlingarna (inom ca 1,5 km nedströms) var förekomsten av provpunkter som uppvisade kvävefosforbalans under vissa år vanligare än i övriga delar av sjöarna. Vid utvärdering av de enskilda sjöarna uppvisade drygt hälften en lokal nedgång i kvävefosforkvoten i nära anslutning till fiskodlingen medan några fiskodlingar inte uppvisade någon förändring alls. Fiskodlingarna medför sammantaget endast en lokal påverkan på kvävefosforkvoten i sjöarna från Dalälven och norrut.



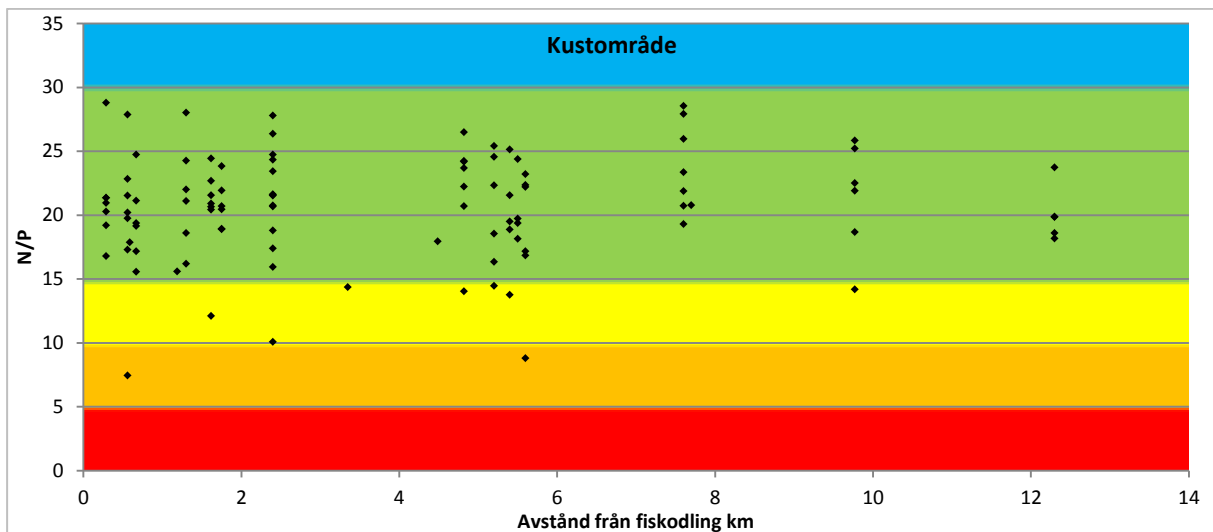
Figur 13. Kväve-fosforkvot uppströms respektive nedströms fiskodlingar från Dalälven och norrut, medelvärde per provpunkt och år. Färgkodningen av bakgrunden hänvisar till klassificeringar enligt Naturvårdsverkets rapport 4913. Kväve-fosforkvoten utgör inte en kvalitetsfaktor för statusklassificering enligt HVMFS 2013:19.

Söder om Dalälven uppgick kväve-fosforkvoten till kväveöverskott i de allra flesta provtagningspunkterna, med undantag för två provtagningspunkter på stort avstånd uppströms odlingarna (figur 14). Mellanårsvariationer medförde även att gränsen för kvävefosforbalans underskreds under ett fåtal år i vissa punkter närmare odlingarna. Vid genomgång av varje enskild fiskodling visade sig annan påverkan på kvoten än inverkan från fiskodlingsverksamhet var mycket mer framträdande. I drygt hälften av kontrollprogrammen ökade ex. kvävefosforkvoten markant mellan referenspunkten och provpunkter intill fiskodlingarna, för att därefter plana ut eller uppvisa en lokal minskning. Ingen tydlig påverkan på kväve-fosforkvoten från fiskodlingsverksamheten kan därmed påvisa i området söder om Dalälven.



Figur 14. Kväve-fosforkvot uppströms respektive nedströms fiskodlingar söder om Dalälven, medelvärde per provpunkt och år. Färgkodningen av bakgrunden hänvisar till klassificeringar enligt Naturvårdsverkets rapport 4913. Kväve-fosforkvoten utgör inte en kvalitetsfaktor för statusklassificering enligt HVMFS 2013:19.

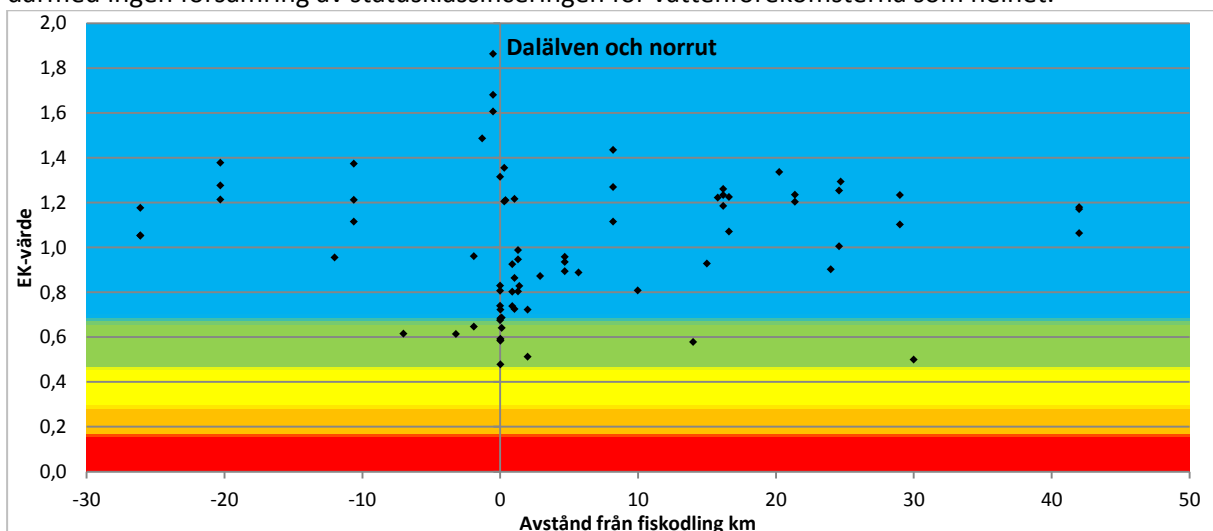
I kustområdet där klassificeringar av kväve-fosforkvoten saknas, även om balansen mellan näringsämnen är fortsatt viktig för de ekologiska effekterna av näringstillgången, var kvotvärdet lägre än i sötvatten. Vid jämförelse med klassificeringarna för sötvatten uppgick kvoten till kväve-fosforbalans i samtliga områden och ingen påverkan på kvoten orsakad av fiskodlingsverksamheten kan utläsas vare sig ur figur 15 eller vid utvärdering av varje enskild fiskodling.



Figur 15. Kväve-fosforkvot nedströms fiskodlingar i kustområdet, medelvärde per provpunkt och år. Färgkodningen av bakgrunden hänvisar till klassificeringar enligt Naturvårdsverkets rapport 4913 för sötvatten då gränsvärden i bräckt vatten saknas. Kvävefosforkvoten utgör inte en kvalitetsfaktor för statusklassificering enligt HVMFS 2013:19.

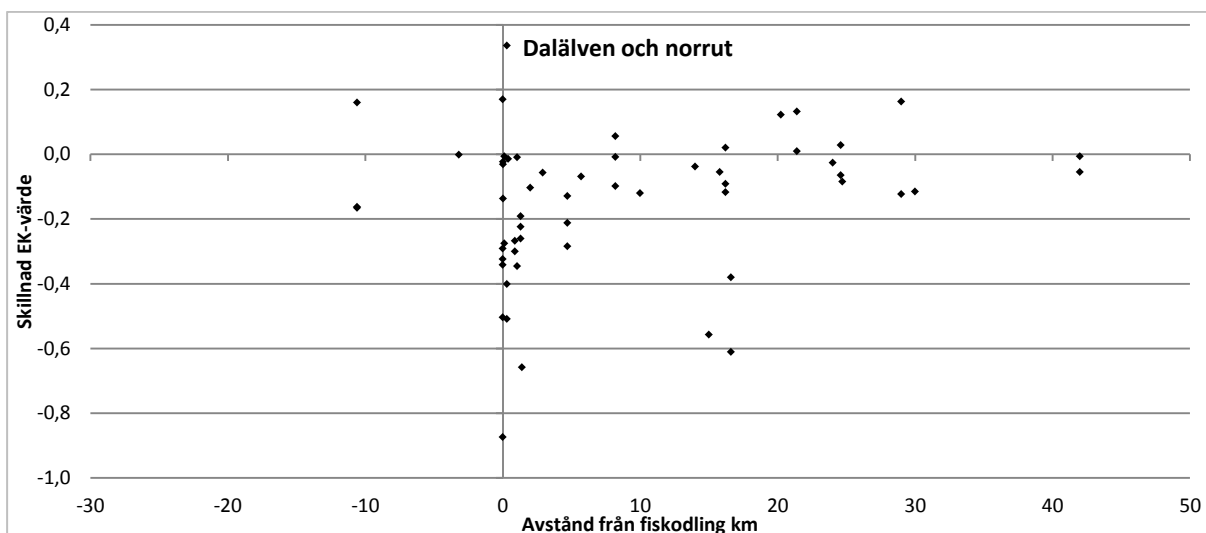
### 3.1.3.4 Statusklassificering näringsämnen

Statusklassificeringen baserat på kvalitetsfaktorn näringsämnen i sötvatten beräknas utifrån den nuvarande fosforhalten i relation till den ursprungliga fosforhalten (se bilaga 2). De angivna EK-värdena baseras på treårsmedelvärden för att minska effekten av mellanårsvariationer. Från Dalälven och norrut uppnådde de allra flesta provtagningspunkter ett högt EK-värde med avseende på näringsämnen (figur 16). En specifik vattenförekomst urskilde sig i underlagsdatat och uppvisade EK-värden motsvarande god status både uppströms och nedströms, oavsett avstånd till fiskodlingen. Till denna sjö härrörde nästan alla provpunkter som understeg hög ekologisk status i figur 16, endast med undantag av ca hälften av prickarna i direkt anslutning till fiskodlingarna (0-0,05 km) samt en provpunkt knappt 2 km uppströms fiskodlingarna. I direkt anslutning till odlingarna (0-0,05 km) påträffades däremot en generell lokal minskning av EK-värdet. Fiskodlingsverksamheterna i sjöar från Dalälven och norrut medför därmed endast en mycket lokal sänkning av EK-värdet och medför därmed ingen försämring av statusklassificeringen för vattenförekomsterna som helhet.



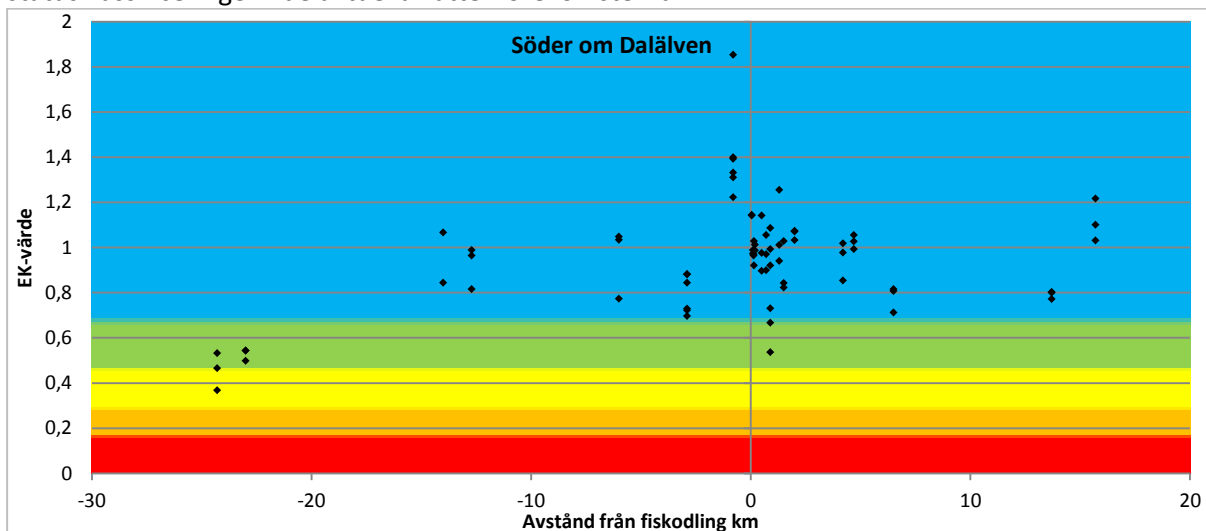
Figur 16. EK-värde och statusklassificering uppströms respektive nedströms fiskodlingar från Dalälven och norrut.

Detta återspeglas även i figur 17 där påverkan på EK-värdet i förhållande till referensområdena endast var tydlig i direkt anslutning till fiskodlingarna. Två provpunkter på längre avstånd från odlingarna uppvisade visserligen sänkta EK-värden i förhållande till referensområdena. Men i bägge fallen var fosforhaltererna i området så låga att även en mycket liten halthöjning av fosfor ger en mycket stor relativ förändring av EK-värdet.



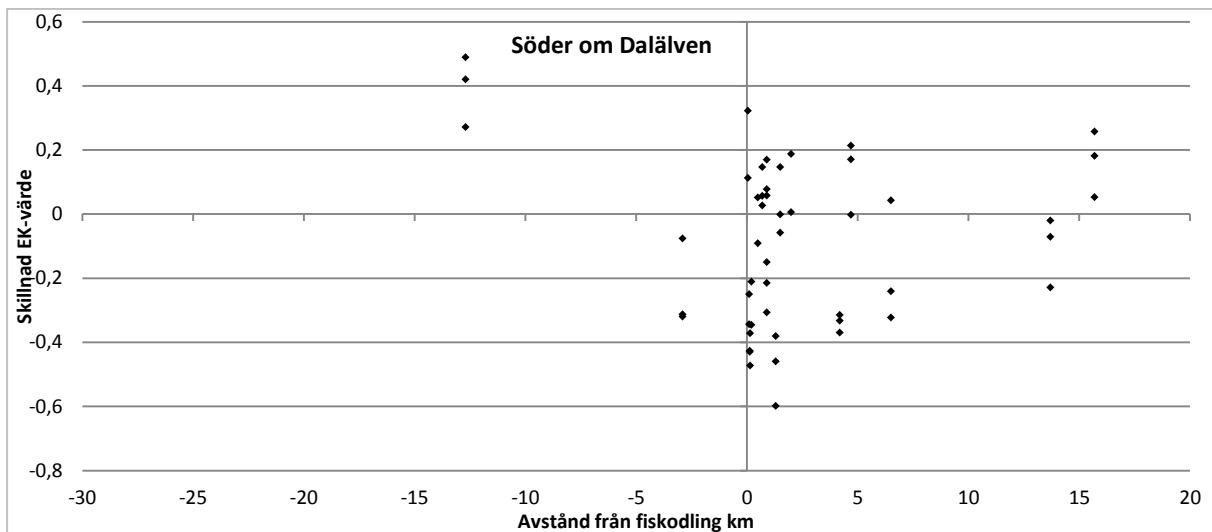
Figur 17. Skillnad i EK-värde mellan provtagningspunkter och närmaste referenspunkt från Dalälven och norrut.

Även i den södra delen av landet uppnådde de allra flesta provtagningspunkterna hög status med avseende på näringsämnen (figur 18). De två provtagningspunkter på relativt stort avstånd uppströms odlingarna som uppvisade högre fosforhalter än övriga områden uppvisade däremot endast god eller måttlig ekologisk status med avseende på näringsämnen. Även en provtagningspunkt knappt 1 km nedströms en av fiskodlingarna uppvisade god ekologisk status under två treårsperioder. Endast en av de ingående fiskodlingarna uppvisade en minskning av EK-värdet i anslutning till fiskodlingen vid utvärdering av resultaten från varje enskilt kontrollprogram. De övriga kontrollprogrammen visade antingen på stigande EK-värde från fiskodlingarna och nedströms eller på ett trendbrott från ett minskande till ett stabiliserat EK-värde. Fiskodlingarna söder om Dalälven medförde därmed ingen negativ påverkan på vare sig EK-värdet eller statusklassificeringen i de aktuella vattenförekomsterna.



Figur 18. EK-värde och statusklassificering uppströms respektive nedströms fiskodlingar söder om Dalälven.

En jämförelse mellan de påverkade punkterna nedströms odlingarna och de utvalda referenspunkterna uppströms odlingarna visade på en stor spridning av resultaten (figur 19). I nära anslutning till fiskodlingarna (inom ca 1,5 km nedströms) påträffades ett antal provpunkter med lägre EK-värden jämfört med i referenspunkterna. En genomgång av varje enskild fiskodling visade däremot inte på någon enhetlig trend med avseende på avstånd till fiskodlingar. Figur 18 och 19 visar sammantaget inte på någon tydlig effekt på EK-värdet eller statusklassificeringen söder om Dalälven.



Figur 19. Uppmätt skillnad i EK-värde mellan provtagningspunkter och närmaste referenspunkt uppströms i södra delen av landet.

### 3.1.4 Miljökonsekvenser

Resultaten från sammanställningarna av de vattenkemiska provtagningarna med avseende på näringsämnen visade endast på en lokal och relativt liten ökning av fosforhalten nära odlingarna. Spridningen var dock stor mellan olika mätpunkter och provtagningsår i samtliga områden. I kustområdet finns det även andra antropogena punktkällor längs efter kustlinjen som var och en släpper ut större mängder fosfor än samtliga kustbaserade fiskodlingar sammantaget. En av dessa utläppskällor ligger vattenvägen på knappt 30 km avstånd från en av odlingarna och medför ett fosforutsläpp motsvarande ca 170 % av den sammanlagda kustbaserade fiskodlingsverksamheten i denna rapport. Eftersom flera av provpunkterna i kontrollprogrammet ligger öster om odlingen, ligger dessa punkter därmed även mindre än 30 km från utläppskällan. Också söder om Dalälven, och till viss del även norr om Dalälven, återfinns punktkällor som kan påverka resultaten i de sammanställda kontrollprogrammen.

Bortsett från den lokala ökningen av fosforhalten invid de inlandslokaliserade odlingarna sjönk fosforhalten längs efter sjöarnas längdriktning, både uppströms och nedströms odlingarna som den lokala haltökningen av fosfor. Påverkan på totalkvävehalten var däremot inte lika tydlig i direkt anslutning till odlingarna. Halten av kväve var högre i de allra flesta provtagningspunkter i de inlandslokaliserade odlingarnas kontrollprogram än i respektive referensområde, oavsett avstånd från odlingen och både uppströms och nedströms. Ingen tydlig påverkan från fiskodlingsverksamheterna kunde därför utläsas ur resultaten då den uppmätta kvävehalten även var beroende av ett antal andra antropogena källor i områdena. Till skillnad från fosfor som till relativt stor andel (beroende på vattenförekomstens omsättningstid) fastläggs i bottenstratum genom fosforretention och därmed försvinner ur vattenfasen, är avgången av kväve till atmosfären relativt långsam. Det tillskott av kväve som sker till vattenförekomsten minskar därför inte lika snabbt med avståndet (eller tiden) från en utläppskälla utan späds huvudsakligen med förbipasserande vattenvolym.

Då samtliga av de sjöar som ingår i denna sammanställning uppvisar en tydlig fosforbegränsning baserat på uppmätt kväve-fosforkvot, medför tillskott av kväve inte heller att primärproduktionen ökar i området. Effekten på kväve-fosforbalansen var endast liten och lokal i sjöarna och provpunkterna var fortsatt fosforbegränsade (kväveöverskott) även i direkt anslutning till fiskodlingarna. I kustområdena kunde däremot ingen förändring av kväve-fosforbalansen noteras oavsett avstånd till fiskodlingarna.

Den lokala haltökningen av fosfor vid de inlandsbaserade odlingarna medförde emellertid inte någon förändring av statusklassificeringen, vare sig av vattenförekomsten som helhet eller ens i närområdena för de sammanställda odlingarna. Beräkningen av EK-värde för näringsämnen i sjöarna

visade därmed på fortsatt hög ekologisk status i samtliga områden vid de inlandsbaserade odlingarna. I kustområdena genomfördes däremot inga statusklassificeringar på grund av brister i underlagsmaterialet (se bilaga 2). Men då ingen tydlig påverkan på vare sig fosfor- eller kvävehalten kunde noteras bör inte heller någon tydlig påverkan på statusklassificeringen förekomma. Sammanställningen visar att den storskaliga fiskodlingsverksamheten med öppna kassar i de aktuella sjöarna inte medförde någon förändring av statusklassificeringen av vattenförekomsterna.

## **3.2 Syrgas**

### **3.2.1 Allmänt**

Den maximala syrgasmängden i vattnet i en sjö som inte är influerad av yttre påverkan i form av syrgasbelastning begränsas huvudsakligen av vattentemperaturen, då kallare vatten löser mer syre (gaser) än varmare vatten. Även ett ökat tryck genom ett högt lufttryck eller provtagning på större djup ger förutsättningar för högre syrgashalter i vattnet än provtagning vid lägre tryck. I bräckt och salt vatten styrs den maximala syrgashalten även av salthalten i vattnet. Under dygnets ljusa timmar när fotosyntesen sker hos växtplankton och makrofyter i de grundare delarna av sjön ökar syrgashalten i dessa delar av vattnet. Nattetid sjunker därefter syrgashalten något på grund av respirationen hos växterna samt hos de djur som lever i vattnet. I bottenskiktet där dött organiskt material har sedimenterat är syrgashalten ofta lägre än i övriga delar av sjön eftersom syrgas förbrukas vid nedbrytning av organiskt material.

Förekomsten av språngskikt på grund av temperaturskillnader eller skillnader i salthalt förhindrar omblandning av vatten mellan botten och ytan. Temperatursprångskikt förekommer naturligt och framförallt under hög- eller sensommaren när ytvattnet värmts upp. När språngskikt förekommer, men även under vintern när sjön är islagd, förhindras omblandning av vattenmassan. Under vår och höst när temperaturen är mer likartad mellan olika djup sker däremot total omblandning vilket syresätter bottenvattnet, förutsatt att inget språngskikt på grund av skillnader i salthalt förekommer. I näringsrika vattenförekomster med samtidig förekomst av språngskikt kan därför syrebrist uppstå i eller nära botten om nedbrytningen av organiskt material är hög eftersom inget nytt syresatt vatten tillförs under språngskiktet. I näringsfattiga regleringsmagasin, där många fiskodlingsverksamheter lokaliseras, är vattengenomströmningsförhållandena delvis förändrade på grund av regleringen. Vattenströmmarna styrs precis som i många naturliga sjöar dels av vindarna, men även av flödena genom de vattenkraftverk med bottentappning som finns i anslutning till regleringsmagasinet. I oreglerade sjöar utgörs flödena genom in- och utloppen däremot av ytvatten. Detta gör att bottenvattnet troligen rörs om mer i vattenkraftsreglerade än i oreglerade sjöar

### **3.2.2 Möjliga effekter av syrebrist**

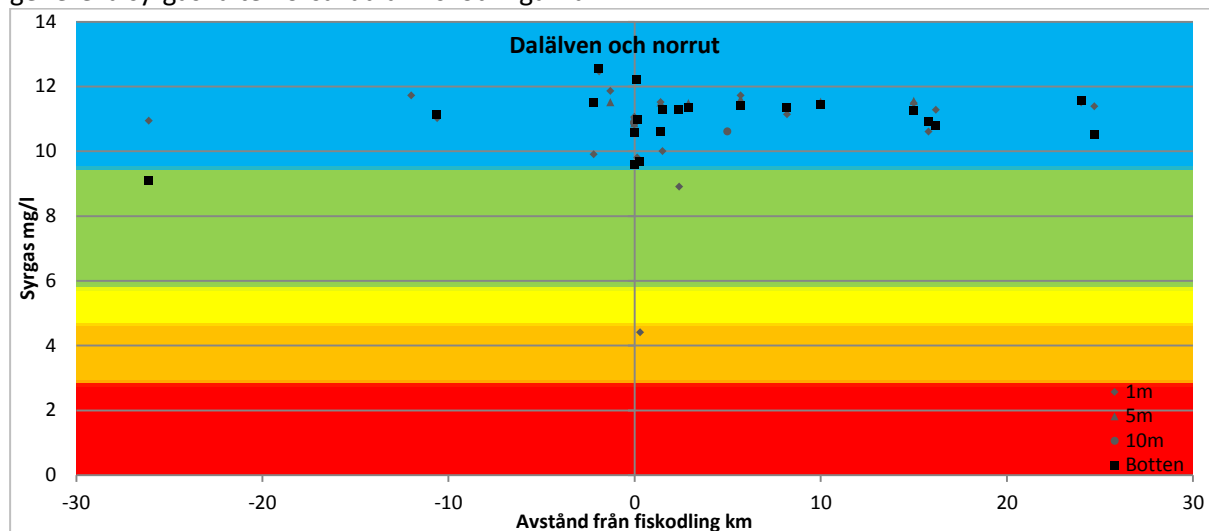
Ökad organisk belastning på botten genom ex. sedimentation av foderrester och fekalier leder till ökad syreförbrukning. Om syret förbrukas i högre takt än det tillförs via vattenströmmar kan detta leda till syrebrist i bottenområdet med följd att faunan på platsen försvinner. Syrefria bottnar medför även att den andel (5 %) av den sedimenterade fosfor som är bundet till järnföreningar frigörs samt att metangas och svavelväte kan bildas. Vid lokalt minskande syrgashalter kan dock faunan i form av bottendjur och/eller fiskar förflytta sig till områden med bättre syreförhållanden.

Låga syrgasnivåer i vattenmassan skulle dessutom missgynna vissa fiskarter, t.ex. kräver laxartade fiskar högre syrgasnivåer än många andra fiskarter. Gränsvärdena för klassificering av syrgas i sjöar med laxartade fiskar kräver därmed högre syrgashalter än för sjöar utan laxartad fisk. I figurerna nedan används därför gränsvärden för sjöar med laxartad fisk vid klassificering av resultat (HVMFS 2013:19).

### **3.2.3 Resultat**

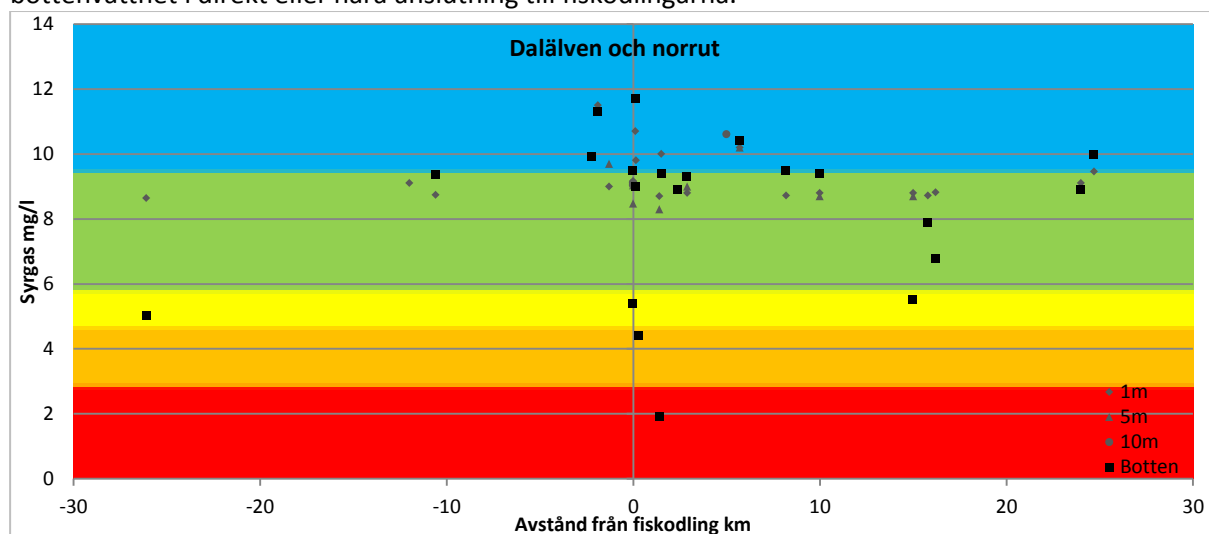
Syrgaskoncentrationerna i de vattenförekomster där fiskodlingar är placerade från Dalälven och norrut motsvarade med något enstaka undantag hög till god ekologisk status som medelvärde i samtliga provtagningspunkter i både det ytligare vattnet (0-10 m) och i bottenvattnet, även i

området närmast odlingarna (figur 20). I en provpunkt i direkt anslutning till en fiskodling där endast ett analysresultat fanns tillgängligt motsvarade värdet däremot otillfredsställande ekologisk status för syre. Utvärderingar av varje enskild fiskodling visade att det lägsta uppmätta medelvärdet inom kontrollprogrammen varierade från drygt 25 km uppströms fiskodlingen till ca 1,4 km nedströms. De sammanställda resultaten visar inte på någon tydlig skillnad i medelvärde för syrgashalt nedströms jämfört med uppströms odlingsområdena. Det går därför inte att utläsa någon påverkan på den generella syrgashalten orsakad av fiskodlingarna.



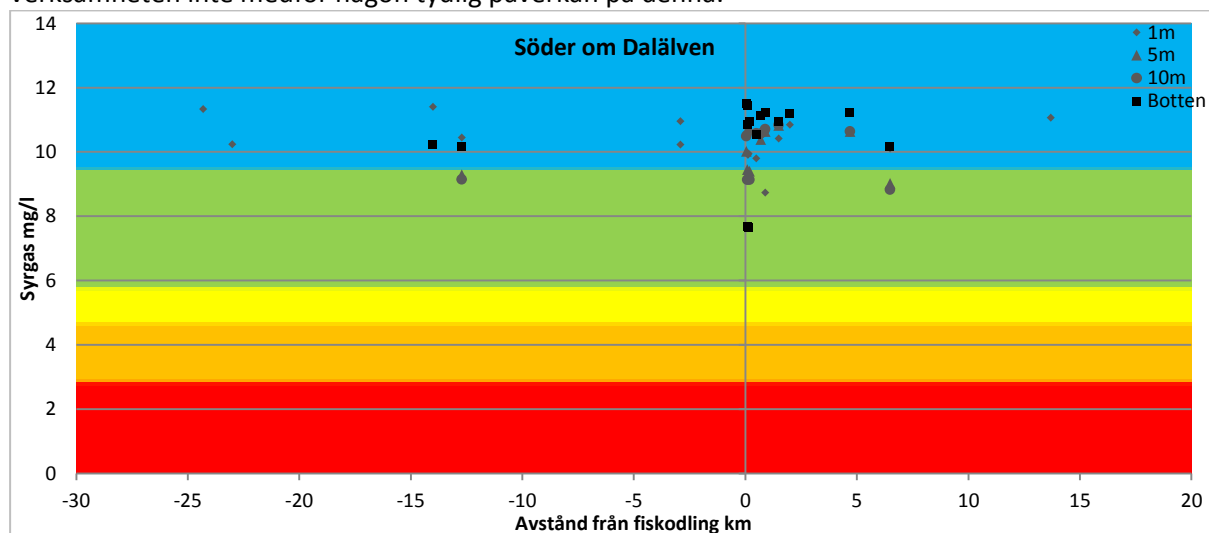
Figur 20. Uppmätta medelvärden för syrgashalt i provpunkter från Dalälven och norrut. Medelvärde per provpunkt för perioden 2008-2016.

Den lägsta uppmätta syrgashalten under perioden 2008-2016 för varje enskild provtagningspunkt uppgick i de allra flesta fall till god eller hög ekologisk status (figur 21). I totalt sex provtagningspunkter, varav fem i bottenvattnet, har den uppmätta syrgashalten vid något tillfälle under den sammanställda nioårsperioden sjunkit till motsvarande måttlig ekologisk status eller lägre. Fyra av dessa provtagningspunkter låg i direkt eller nära anslutning till fiskodlingar, (0-0,3 km samt 1,4 km nedströms), medan de två resterande provtagningspunkterna låg på så stora avstånd uppströms respektive nedströms att de inte bör kunna vara påverkade av fiskodlingsverksamheterna. De sammanställda resultaten visar inte på någon tydlig skillnad i syrgashalt nedströms jämfört med uppströms fiskodlingarna utan endast en mycket lokal påverkan i nära eller i direkt anslutning till vissa av odlingarna. Fiskodlingsverksamhet medför därmed ingen påverkan på statusklassificeringen av syrgas för vattenförekomsten men kan medföra enstaka tillfällen med lägre syrgashalter i bottenvattnet i direkt eller nära anslutning till fiskodlingarna.



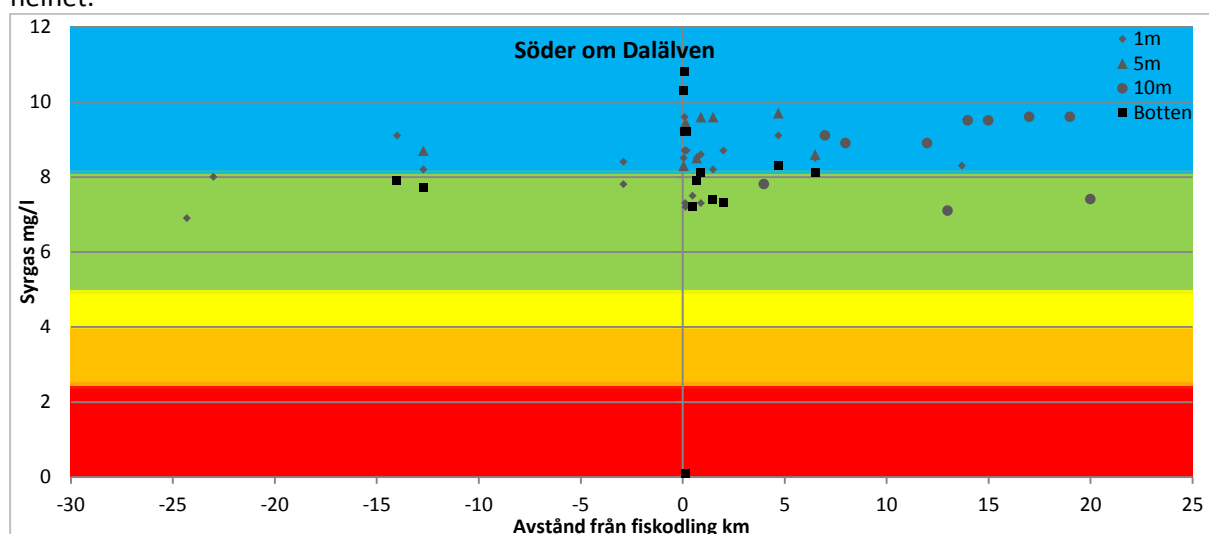
Figur 21. Lägsta uppmätta syrgashalter i provpunkter från Dalälven och norrut under perioden 2008-2016.

Söder om Dalälven motsvarade de uppmätta medelvärdena för syrgashalt under perioden 2008-2016 hög ekologisk status i så gott som samtliga punkter i både ytvattnet och i bottenvattnet oavsett avstånd till fiskodlingarna (figur 22). En utvärdering av de enskilda odlingarna visade att det lägsta medelvärdet för syrgashalt i bottenvattnet varierade från 14 km uppströms fiskodlingarna till 1,5 nedströms verksamheterna. Inte i något kontrollprogram uppmättes det lägsta medelvärdet i den mest närliggande provpunkten nedströms odlingarna. Detta visar att syrgashalten i bottenvattnet kan variera, beroende på både naturliga och olika antropogena påverkanskällor men att verksamheten inte medför någon tydlig påverkan på denna.



Figur 22. Uppmätta medelvärden för syrgashalt i provpunkter söder om Dalälven. Medelvärde per provpunkt för perioden 2008-2016.

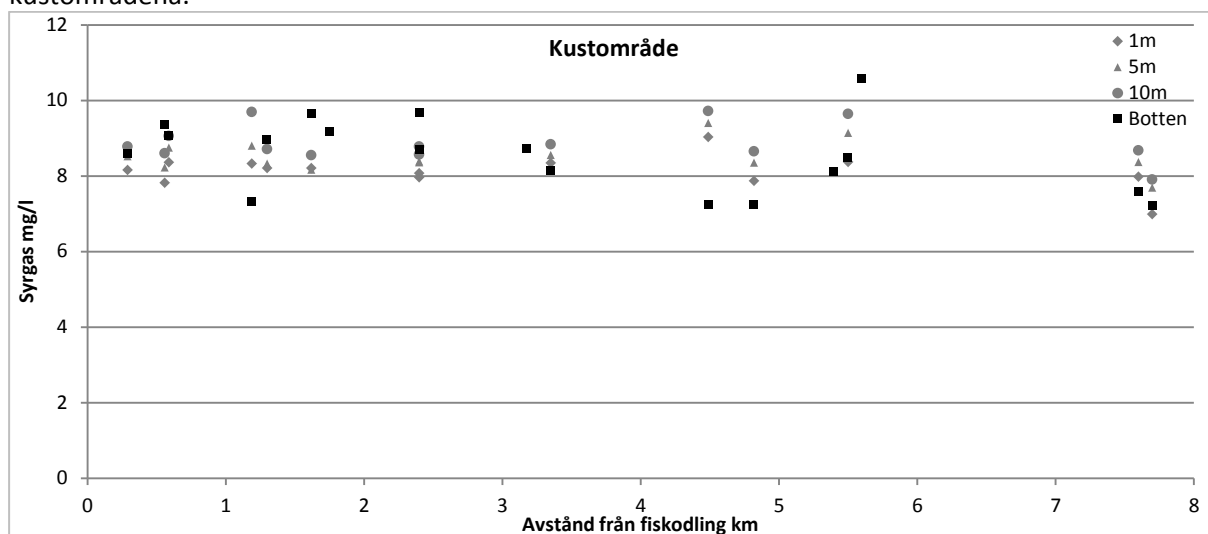
De lägsta uppmätta syrgashalterna för varje enskild provpunkt var generellt högre i området söder om Dalälven än från Dalälven och norrut. Endast i två närliggande provtagningspunkter i direkt anslutning till odlingar (0-0,15 km) underskreds god ekologisk status vid något tillfälle i bottenvattnet under perioden 2008-2016 (figur 23). De sammanställda resultaten visade inte på någon generell skillnad på lägsta uppmätta syrgashalt nedströms jämfört med uppströms fiskodlingar. Inte heller en genomgång av de enskilda kontrollprogrammen visade något tydligt mönster. Vissa provpunkter i direkt anslutning till fiskodlingarna (0-0,1 km nedströms) uppvisade dåliga eller försämrade syrgashalter i bottenvattnet medan andra lika närliggande provpunkter inom andra kontrollprogram uppvisade höga och förbättrade syrgashalter jämfört med uppströms odlingar. Sammantaget förekommer i vissa fall en mycket lokal påverkan i direkt anslutning till fiskodlingarna. Den eventuella lokala påverkan medför däremot ingen påverkan på statusklassificeringen av vattenförekomsten som helhet.



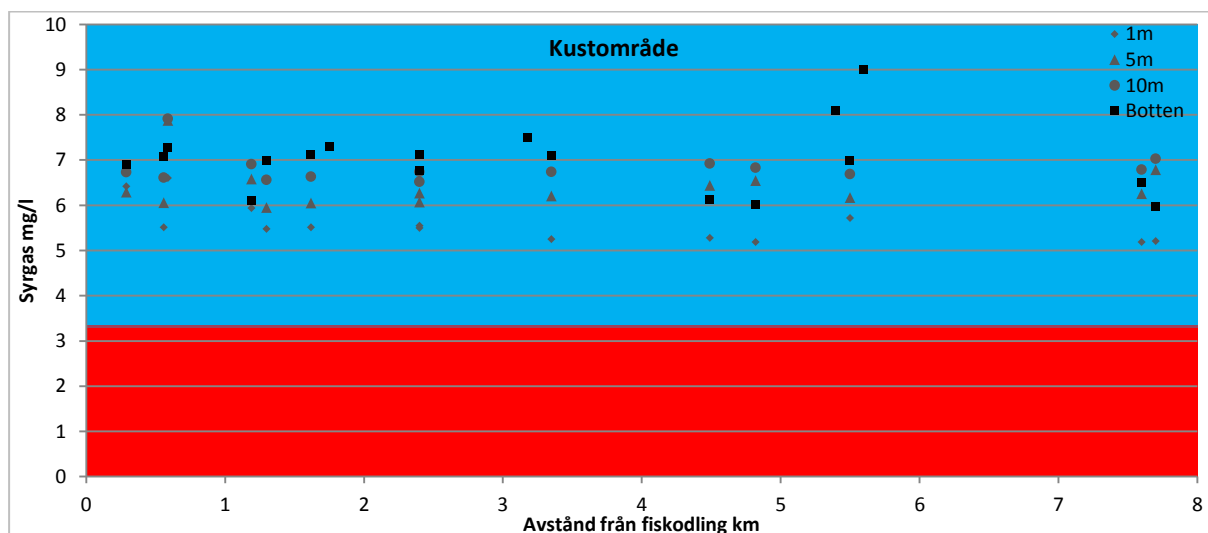
Figur 23. Lägsta uppmätta syrgashalter i provpunkter söder om Dalälven under perioden 2008-2016.



I kustområdet var syrgashalten i vattnet likartad oavsett avstånd från odlingarna (figur 24) och ingen förändring av syrgashalten i anslutning till fiskodlingarna kunde heller utläsas vid utvärdering av varje enskild fiskodling. De lägsta uppmätta syrgashalterna i kustområdet uppvisade med god marginal en hög ekologisk status i samtliga provpunkter, både i det ytligare vattnet och i bottenvattnet (figur 25). Fiskodlingsverksamheterna medför därmed ingen påverkan av statusklassificeringen av syre i kustområdena.



Figur 24. Uppmätt syrgashalt (medelvärde) inom kontrollprogram för fiskodling i kustområdet för perioden 2013-2016.



Figur 25. Uppmätt syrgashalt inom kontrollprogram för fiskodling i kustområdet. Lägst uppmätta halt under perioden 2013-2016. Utvärdering av syrgas i kustområdet genomförs i två steg, varav det första steget visar om syrebrist överhuvudtaget förekommer- här illustrerat som hög/icke hög status.

### 3.2.4 Miljökonsekvenser

Statusklassificering av syrgashalten i sötvatten skall baseras på den lägsta uppmätta halten under året i provtagningspunkter som är representativa för större vattenvolymer eller bottenytor. I kustområdet skall istället den undre kvartilen av de uppmätta värdena i bottenvattnet beräknas. Men i denna rapport har de lägsta uppmätta värdena för hela den sammanställda perioden använts för alla odlingsområden. Detta medförde däremot ingen skillnad i statusklassificering för kustområdet eftersom samtliga uppmätta värden överskridit gränsen för hög ekologisk status. Inte heller i de inlandslokaliserade odlingarna kunde någon tydlig påverkan på syrgashalten i vattenförekomsterna noteras från fiskodlingsverksamheterna. Endast en mycket lokal påverkan under eller i direkt anslutning till odlingarna kunde i vissa fall påträffas. Lägst uppmätta syrgashalt uppgick söder om Dalälven till god ekologisk status eller högre i alla provtagningspunkter utom två, i vilka bottenvattnet inom 150 meter från odlingarna uppvisade så gott som syrefria förhållanden vid ett tillfälle. Bortsett från dessa två provtagningspunkter varierade den lägsta uppmätta syrgashalten

mellan hög och god ekologisk status, både uppströms och nedströms odlingarna. Norr om Dalälven fanns det däremot något fler provtagningspunkter som underskred god ekologisk status. Dessa var emellertid spridda från drygt 26 km uppströms till 14 km nedströms odlingarna vilket visar att vattenförekomster kan uppvisa sämre än god ekologisk status med avseende på syrgashalt även i områden som bör vara opåverkade av fiskodlingsverksamhet. Liksom söder om Dalälven fanns även några punkter i direkt anslutning till odlingarna som visade lägre än god ekologisk status och som kan vara påverkade av fiskodlingsverksamheten. Resultaten visar sammantaget att fiskodlingar kan ge en lokal påverkan på syrgashalten under eller i direkt anslutning till odlingarna. Påverkan medför däremot ingen förändring av statusklassificeringen av vattenförekomsterna som helhet.

### **3.3 Växtplankton**

#### **3.3.1 Allmänt**

Växtplankton är en bra indikator på näringstillståndet i sjöar och hav då de snabbt tillgodogör sig den näring som finns tillgänglig. Förändringar i vattnets näringsstatus återspeglas därför relativt fort i växtplanktonens biomassa och artsammansättning. Växtplanktonpopulationen kan emellertid variera kraftigt mellan år beroende på näringstillgången men även på andra yttre omgivningsfaktorer som temperatur, vindförhållanden och nederbörd. Under sensommarperioder med värme och vindstilla förhållanden ökar risken för algbloomingar jämfört med under svalare eller blåsigare somrar, både i anslutning till punktkällor och i opåverkade vatten. Statusklassificeringen ska därför baseras på minst tre års medelvärden.

#### **3.3.2 Möjliga effekter på växtplankton**

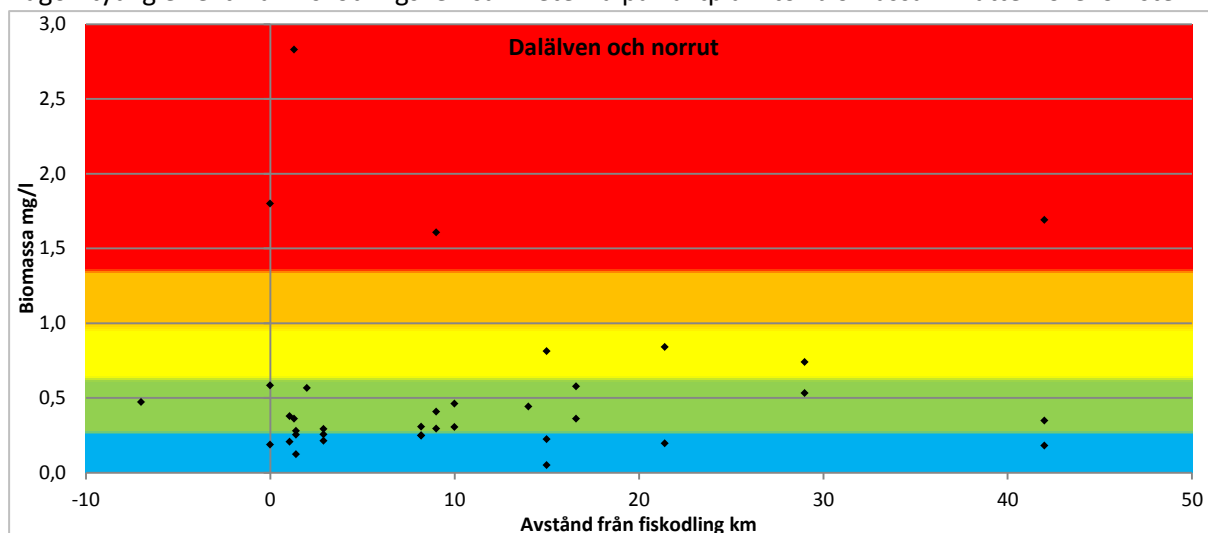
Vid en ökad tillgång på näringsämnen ökar mängden (biomassan) växtplankton i vattnet, men även andelen cyanobakterier kan öka. Det senare sker framförallt om kväve-fosforkvoten minskar på grund av tillskott av fosfor till vattnet och vanligen under sensommaren när den ökade växtplanktonbiomassans upptag av kväve från vattnet ökat, vilket i sin tur medfört en konkurrens om det kvarvarande kvävet i vattnet. Cyanobakterierna kan då, till skillnad från övriga grupper av växtplankton, ta upp kväve från luften och fortsätta sin tillväxt. Andelen cyanobakterier ökar därmed i förhållande till den totala mängden växtplankton. De två första parametrarna som undersöks med avseende på växtplankton är därför biomassa och andel cyanobakterier. I sötvatten finns det även en tredje indikator för näringsstatus som baseras på växtplankton. Eftersom olika växtplanktonarter trivs och gynnas olika mycket beroende på näringstillgången i vattnet har ett trofiskt planktonindex (TPI) tagits fram (HVMFS 2013:19). För beräkning av detta index har ett antal utvalda arter angetts indexvärden som sedan används för att beräkna TPI. Indexberäkningen måste dock baseras på minst fyra indexarter, vilket kan utgöra en svårighet i norra Sverige och framförallt i näringsfattiga vatten där de utvalda indexarterna är mindre vanligt förekommande och därför naturligt kan saknas i sjön. De kan även förekomma i så glesa bestånd att de saknas i proverna även om de förekommer i sjön som helhet. TPI kan vid dessa tillfällen inte beräknas, vilket i sig inte är någon indikator på om näringsförhållandet i vattnet är bra eller dåligt. Eftersom TPI saknats i ett flertal av de sammanställda provtagningspunkterna i denna rapport redovisas inte TPI separat, men i de prov där indexet kunnat beräknas ingår detta som underlagsparameter vid beräkning av EK-värde.

#### **3.3.3 Resultat**

##### **3.3.3.1 Biomassa**

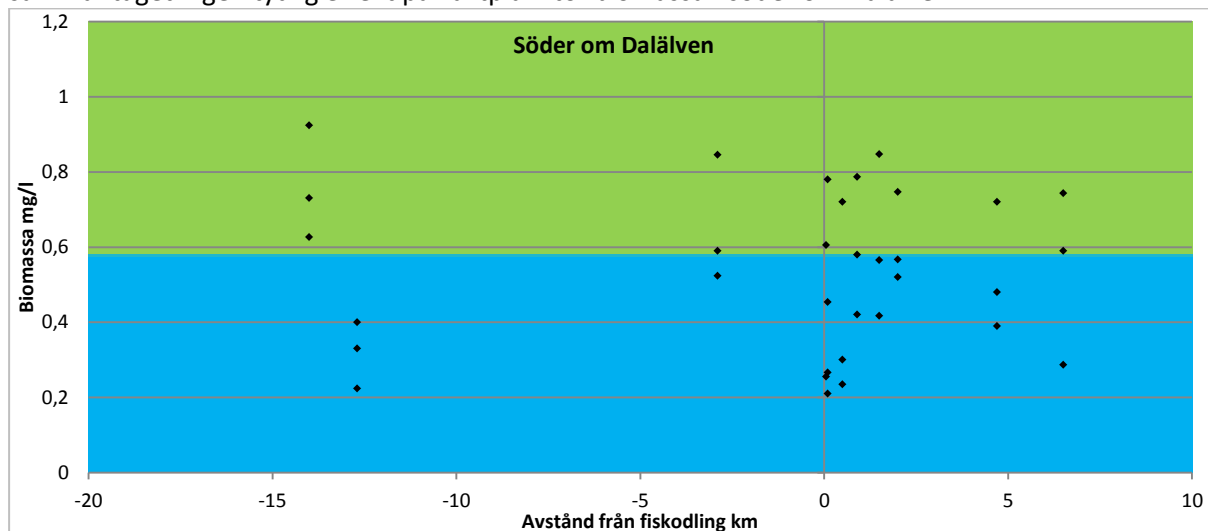
Biomassan av växtplankton var generellt låg i de sjöar med fiskodling från Dalälven och norrut som sammanställts i denna rapport. Ett fåtal provpunkter på varierande avstånd från fiskodlingarna uppvisade under vissa år dock höga biomassor för det geografiska området, vilket medförde en dålig eller måttlig ekologisk kvalitet för den aktuella treårsperioden (2008-2010, 2011-2013 eller 2014-2016). Dessa provpunkter påträffades både nära odlingarna men även på förhållandevis långa avstånd från dessa. Sex av dessa sju punkter tillhörde samma vattenförekomst och orsakades av ett fåtal år med tillfälligt kraftigt förhöjda biomassor. De allra flesta provpunkter, både uppströms och

nedströms fiskodlingarna uppvisade däremot hög eller god ekologisk kvalitet för alla treårsperioder (figur 26). Det finns emellertid mycket få provpunkter utan någon uppströms liggande fiskodlingsverksamhet i samma sjö att jämföra resultaten mot. Vid utvärdering av varje enskilt kontrollprogram noterades mer eller mindre stora variationer mellan olika provpunkter. De högsta biomassorna återfanns i flera fall på stora avstånd från odlingarna (10- 42 km nedströms) även om biomassan i andra kontrollprogram var högst närmare odlingarna (1-2 km nedströms). Trots bristen på opåverkat referensmaterial visar inte figur 26 eller utvärderingarna av varje enskild odling på någon tydlig effekt från fiskodlingsverksamheterna på växtplanktonbiomassan i vattenförekomsten.



Figur 26. Uppmätt biomassa av växtplankton i anslutning till fiskodlingar från Dalälven och norrut (treårsmedelvärden).

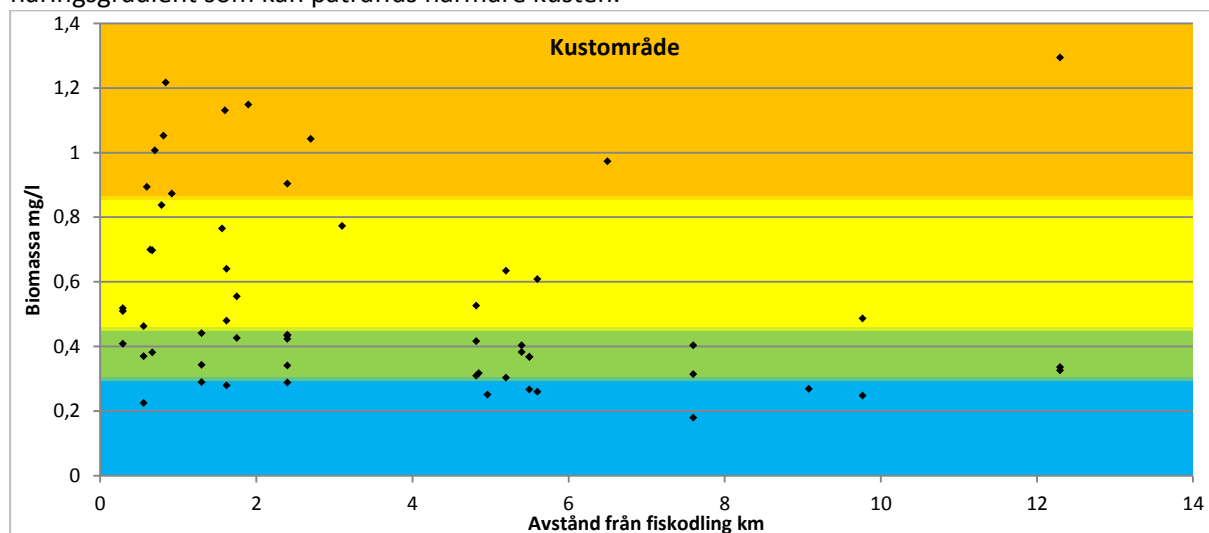
Söder om Dalälven visade sammanställningarna av kontrollprogrammen en biomassa som varierade mellan hög och god ekologisk kvalitet i samtliga provtagna punkter (figur 27). Variationen i biomassa var likartad oavsett avstånd till odlingarna. Inte heller utvärdering av de enskilda fiskodlingarna visade någon tydlig effekt på biomassan eftersom den i cirka hälften av kontrollprogrammen var lägre nedströms fiskodlingarna än uppströms och tvärtom i lika många kontrollprogram. I ett kontrollprogram har växtplanktonprover däremot endast tagits i direkt anslutning till odlingen varför ingen jämförelse mellan uppströms och nedströms odlingen kan genomföras. Fiskodlingarna medför sammantaget ingen tydlig effekt på växtplanktonbiomassan söder om Dalälven.



Figur 27. Uppmätt biomassa av växtplankton i anslutning till fiskodlingar söder om Dalälven (treårsmedelvärden).

Biomassan av växtplankton varierade betydligt mellan olika provtagningspunkter i kustområdet och det ekologiska kvalitetsvärdet varierade mellan hög och tillfredställande kvalitet (figur 28). En utvärdering av varje enskild fiskodling visade på kraftigt varierande biomassor av plankton på olika avstånd från odlingarna. Mellan cirka 0,6-0,85 km nedströms odlingarna var dock biomassorna generellt något högre än i de flesta andra provpunkter, både närmare och längre från odlingarna,

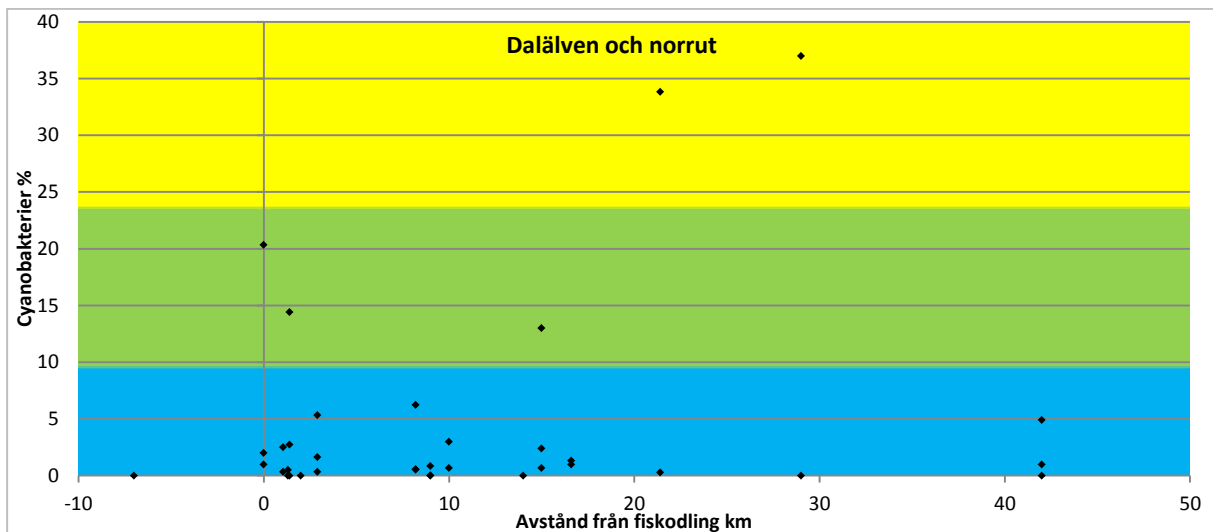
även om variationerna var stora i alla områden. Flera provpunkter på längre avstånd från odlingarna (ca 2-6,5 km) uppvisade däremot återigen lika höga biomassor som provpunkter närmare odlingarna. Detta visar på de komplicerade strömningsförhållandena i kustområdet samt inverkan av näringstillskott från flera olika antropogena källor. Fiskodlingsverksamheterna har därmed ingen tydlig påverkan på biomassan av växtplankton i kustområdet som helhet. Det går inte heller att fastställa hur stor del av den ökade biomassan i närområdet till odlingarna som orsakas av fiskodlingsverksamheten jämfört med övriga antropogena näringstillskott och den mer generella näringsgradient som kan påträffas närmare kusten.



Figur 28. Uppmätt biomassa av växtplankton i kustområdet (treårsmedelvärden).

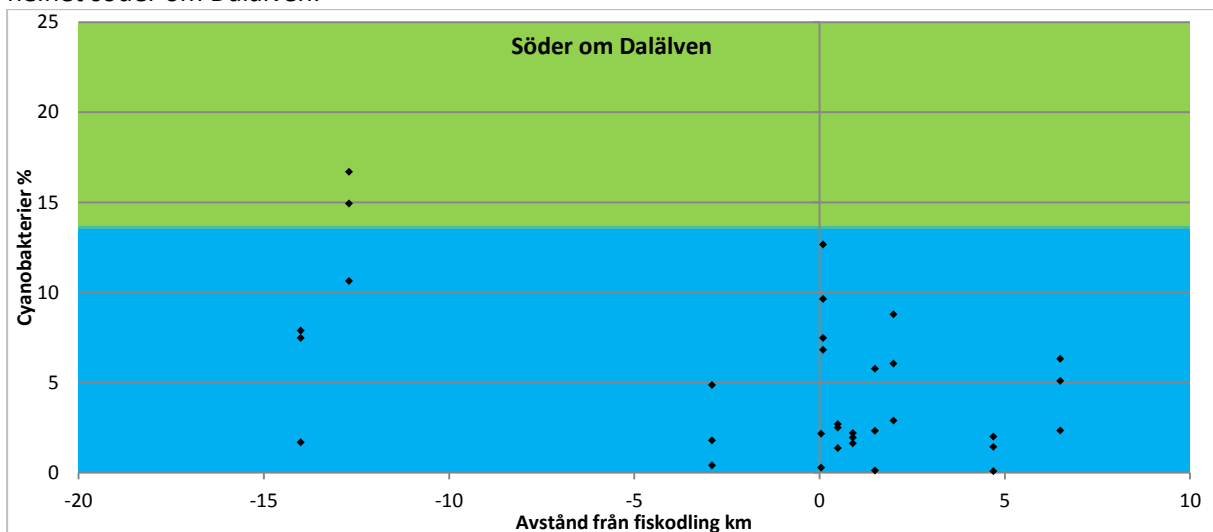
### 3.3.3.2 Cyanobakterier

Andelen cyanobakterier var generellt mycket låg i området från Dalälven och norrut och uppgick i de allra flesta provpunkter till hög ekologisk kvalitet (figur 29). Ett fåtal uppmätta värden på varierande avstånd från fiskodlingarna visade dock på högre andelar cyanobakterier. De tre högsta värdena uppmättes alla vid ett och samma tillfälle i samma sjö i samband med en tillfällig och oväntad algblomning och medförde att det aktuella treårsmedelvärdet höjdes markant. De höga andelarna cyanobakterier och de höga biomassorna av växtplankton nedströms odlingen var mycket oväntade då totalfosforhalten i vattnet samtidigt underskred analysgränsen på 2 µg/l. Samtidigt påträffades inga eller endast en mycket låg andel cyanobakterier (≤5 %) i övriga provpunkter inom samma sjö, även närmare odlingen. Vid utvärdering av varje enskild fiskodling gick det för cirka hälften av odlingarna att urskilja en viss ökning av andelen cyanobakterier i den provpunkt som ligger närmast odlingarna jämfört med i övriga provpunkter på ökande avstånd. I resterande kontrollprogram kunde ingen effekt alls av odlingsverksamheten noteras. Det går därför sammantaget inte att utläsa någon tydlig påverkan på mängden cyanobakterier, orsakad av fiskodlingarna. Fiskodlingarna medför därmed ingen förändring av andelen cyanobakterier i vattenförekomsten som helhet.



Figur 29. Uppmätt andel cyanobakterier i anslutning till fiskodlingar från Dalälven och norrut (treårsmedelvärden).

Även söder om Dalälven var andelen cyanobakterier låg oavsett avstånd till fiskodlingarna och uppgick till hög ekologisk kvalitet i alla provpunkter utom en provpunkt som uppvisade god ekologisk kvalitet under två stycken treårsperioder (figur 30). Vid genomgång av de enskilda kontrollprogrammen observerades i fler än hälften av dessa en svag förhöjning av andelen cyanobakterier i den mest närliggande provpunkten för respektive fiskodling. Ökningen var dock liten och rymdes inom gränsen för hög ekologisk kvalitet med avseende på cyanobakterier. Sammantaget medför inte fiskodlingarna någon förändring av andelen cyanobakterier i vattenförekomsten som helhet söder om Dalälven.

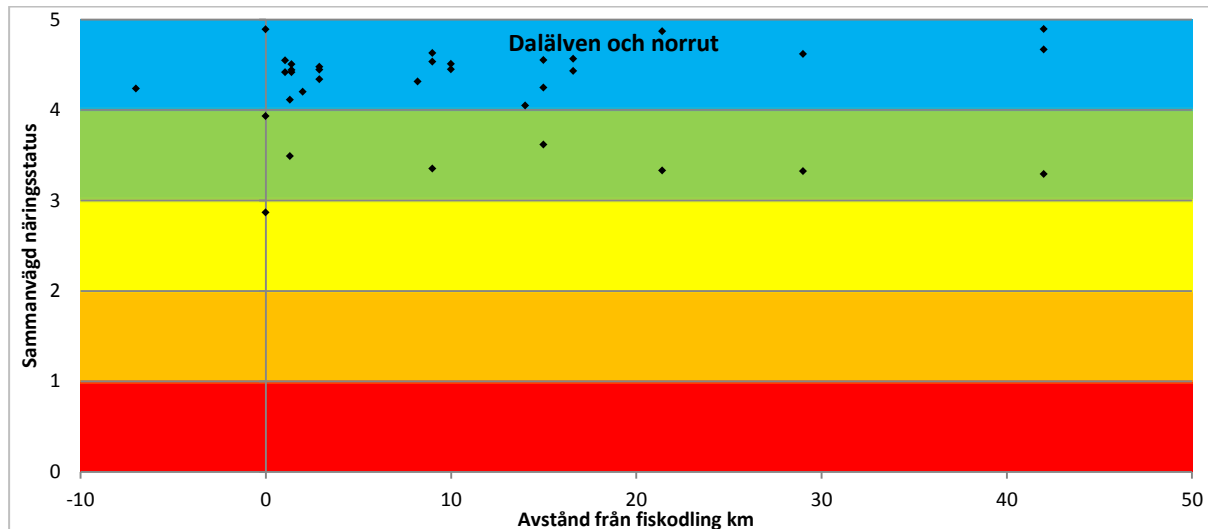


Figur 30. Uppmätt andel cyanobakterier i södra delen av landet (treårsmedelvärden).

### 3.3.3.3 Statusklassificering växtplankton

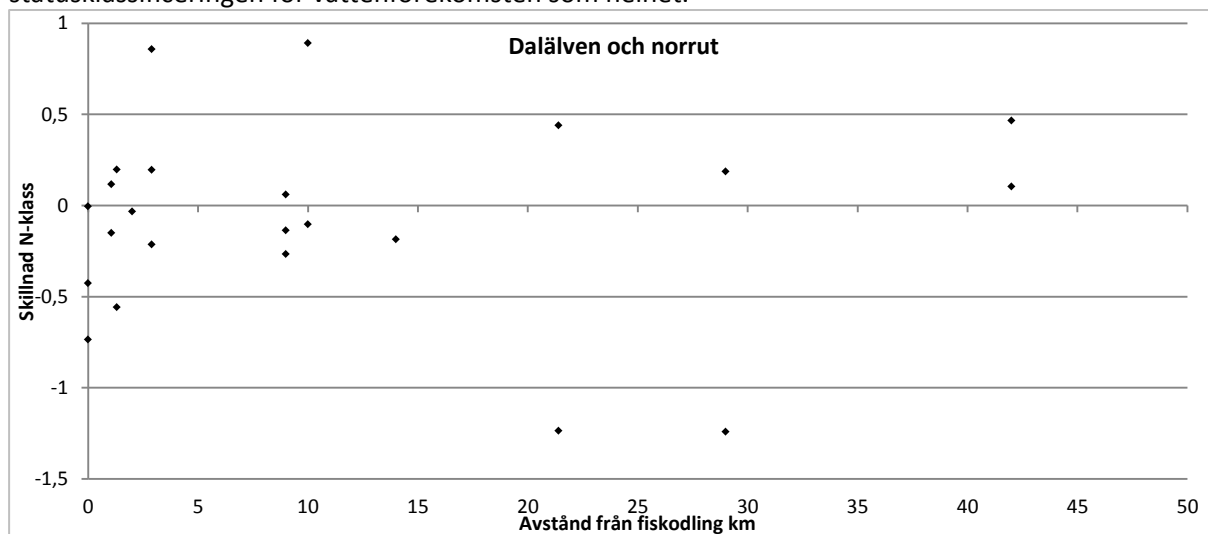
Resultaten från statusklassificeringen av växtplankton visade på hög ekologisk status i de allra flesta provtagningspunkter, oavsett avstånd, från fiskodlingarna i området från Dalälven och norrut. Ett antal provpunkter på varierande avstånd från odlingarna uppvisade god ekologisk status under en treårsperiod vardera. Dessutom uppvisade en provpunkt, placerad inne i en fiskodling, måttlig ekologisk status en treårsperiod (figur 31). De treårsmedelvärden som underskred hög ekologisk status orsakades av de tidigare redovisade enskilda åren med tillfälligt förhöjd biomassa och/eller förhöjd andel cyanobakterier. Vid utvärdering av de enskilda fiskodlingsverksamheterna kunde ingen tydlig påverkan på statusklassificeringen av växtplankton påträffas. Värdet på den sammanvägda statusklassificeringen ( $N_{klass}$ ) varierade mellan olika provpunkter men visade inte på någon tydlig påverkan från fiskodlingarna. Fiskodlingsverksamheterna medför därmed ingen förändring av

statusklassificeringen för vattenförekomsten med avseende på växtplankton i området från Dalälven och norrut.



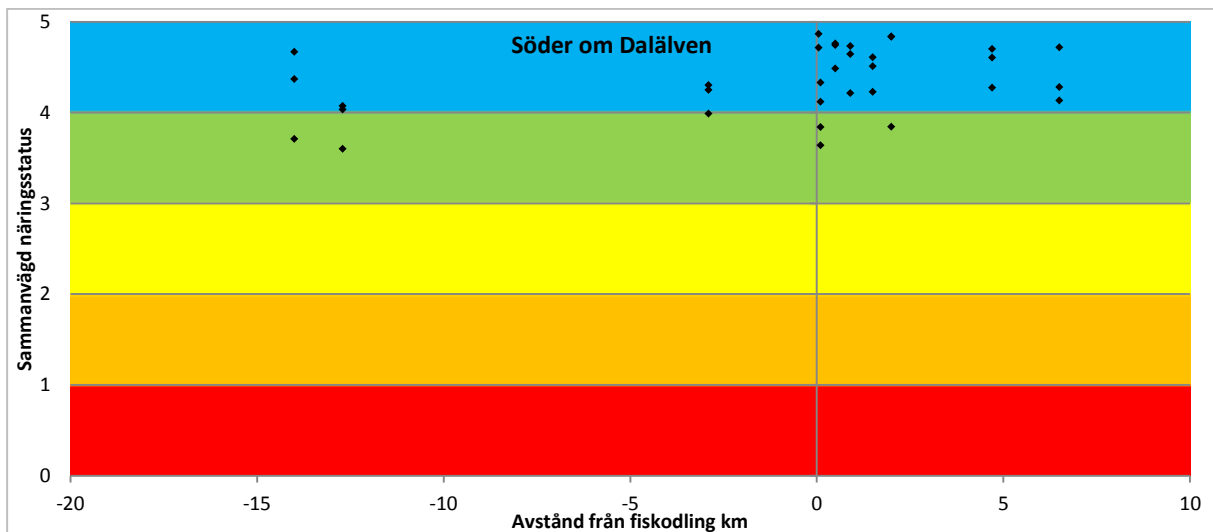
Figur 31. Sammanvägd statusklassificering för växtplankton i provtagningspunkter i anslutning till fiskodlingar från Dalälven och norrut (treårsmedelvärden).

Vid jämförelse mellan uppmätta  $N_{\text{klass}}$ -värden för växtplankton nedströms odlingarna samt i de utvalda referenspunkterna från Dalälven och norrut påträffades såväl högre som lägre  $N_{\text{klass}}$ -värden nedströms odlingarna (figur 32). Ingen tydlig påverkan från odlingarna kan utläsas ur figur 32 och inte heller vid utvärdering av de enskilda fiskodlingarna. Även figur 32 visar därmed att fiskodlingsverksamheten inte medför någon tydlig påverkan på  $N_{\text{klass}}$ -värdet och statusklassificeringen för vattenförekomsten som helhet.



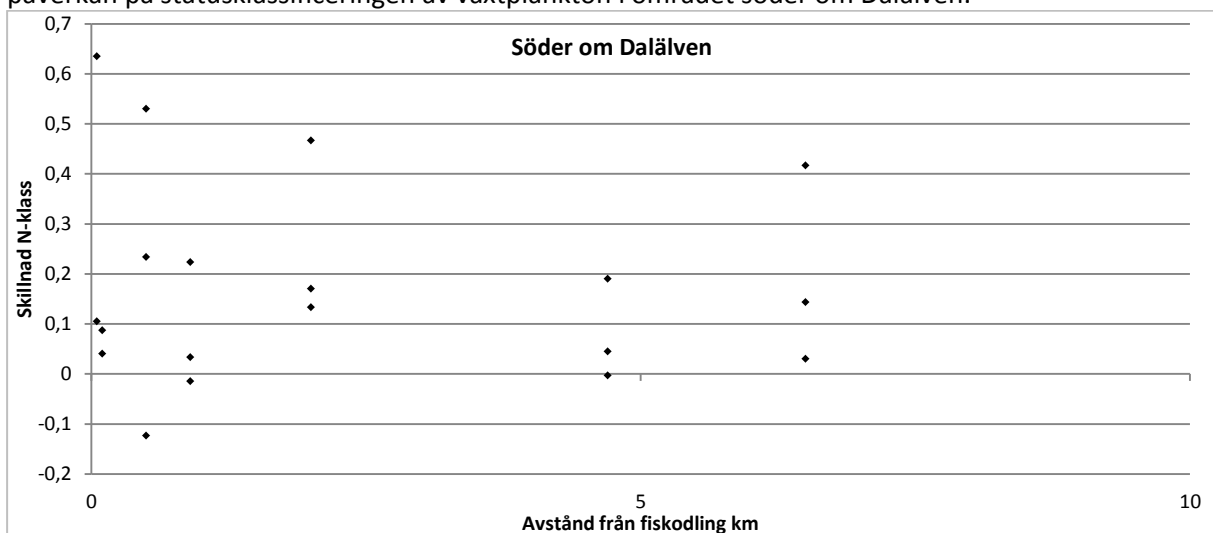
Figur 32. Uppmätt skillnad i sammanvägd statusklassificering för växtplankton mellan provtagningspunkter och närmaste referenspunkt uppströms i anslutning till fiskodlingar från Dalälven och norrut (treårsmedelvärden).

Söder om Dalälven visade växtplanktonprovtagningarna på en hög ekologisk status i nästan alla provtagningspunkter, både uppströms och nedströms odlingarna (figur 33). Vissa tillfälligt försämrade värden medför dock att några treårsmedelvärden endast uppvisade god ekologisk status, i provpunkter som under övriga perioder uppnådde hög ekologisk status. Utvärdering av varje enskild fiskodling visar inte på någon tydlig påverkan på statusklassificeringen av växtplankton i anslutning till fiskodlingarna. Fiskodlingsverksamheten medför därmed sammantaget ingen påverkan på statusklassificeringen för vattenförekomsterna som helhet söder om Dalälven.



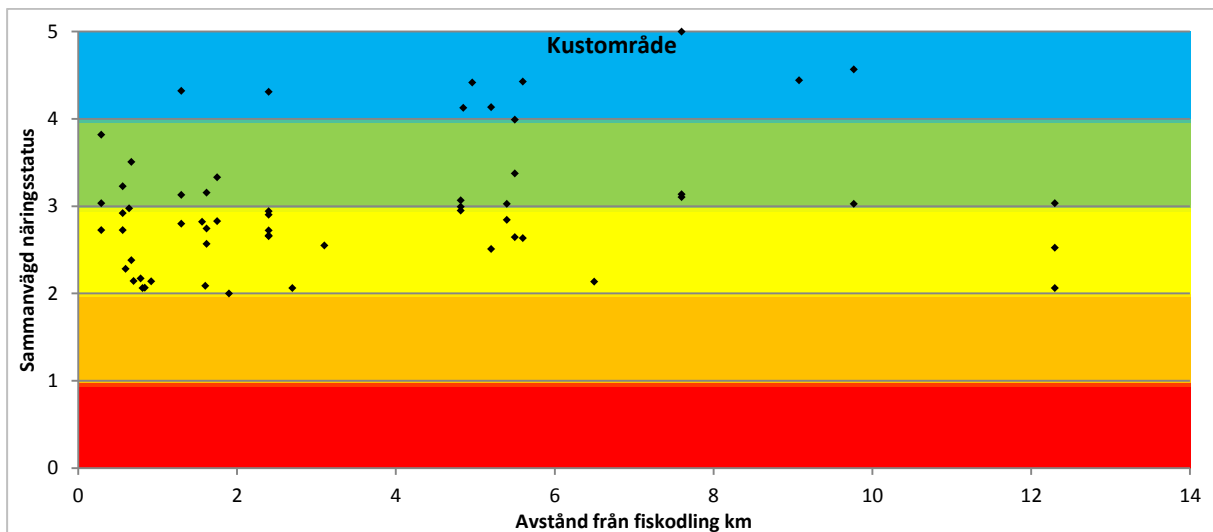
Figur 33. Sammanvägd statusklassificering för växtplankton i provtagningspunkter i anslutning till fiskodlingar söder om Dalälven (treårsmedelvärden).

Vid jämförelse mellan uppmätta  $N_{\text{klass}}$ -värden nedströms fiskodlingarna och i de utvalda referensområdena var  $N_{\text{klass}}$ -värdena generellt högre nedströms odlingarna än i de uppströms liggande referenspunkterna (figur 34). Fiskodlingsverksamheten medför därmed ingen negativ påverkan på statusklassificeringen av växtplankton i området söder om Dalälven.



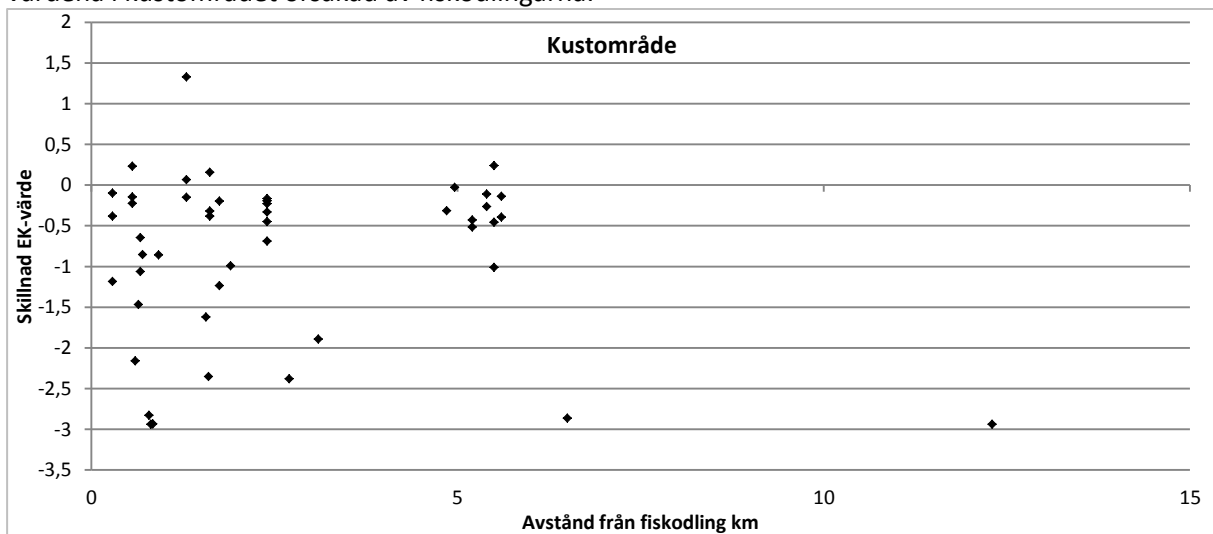
Figur 34. Uppmått skillnad i sammanvägd statusklassificering för växtplankton mellan provtagningspunkter och närmaste referenspunkt uppströms i anslutning till fiskodlingar söder om Dalälven (treårsmedelvärden).

I kustområdet varierade  $N_{\text{klass}}$ -värdet för växtplankton mellan hög och måttlig ekologisk status. Variationen var dock stor mellan olika provpunkter och olika treårsperioder vilket medför att ingen tydlig effekt av fiskodlingarna kan utläsas från figur 35. Inte heller vid utvärdering av varje enskild fiskodling kunde någon effekt av fiskodlingsverksamheten utläsas på statusklassificeringen av växtplankton. I två av tre områden var det sammanlagda  $N_{\text{klass}}$ -värdet högre i provpunkterna närmast odlingarna än i provpunkter på längre avstånd. Fiskodlingarna medför därmed ingen tydlig påverkan på statusklassificeringen av växtplankton i kustområdet.



Figur 35. Sammanvägd statusklassificering för växtplankton i provtagningspunkter i kustområdet (treårsmedelvärden).

Även vid jämförelse mellan de uträknade  $N_{\text{klass}}$ -värdena i vardera provtagningspunkten jämfört med i de östligast belägna provpunkterna, vilka nyttjats som referenspunkter, var skillnaden mellan olika provpunkter och provtagningsstillfällena stor (figur 36). Den sammanvägda statusen var generellt lägre i de kustnära områdena jämfört med i de ytterst belägna referenspunkterna. Ingen generell påverkan i anslutning till odlingarna kunde dock noteras vid utvärdering av varje enskild fiskodling. Invid två av odlingarna var  $N_{\text{klass}}$ -värdena högre i provpunkterna närmast odlingarna än i ett flertal av provpunkterna på något längre avstånd.  $N_{\text{klass}}$ -värdena varierade dock mycket kraftigt även inom varje enskilt kontrollprogram. Sammantaget kan emellertid ingen tydlig effekt utläsas på  $N_{\text{klass}}$ -värdena i kustområdet orsakad av fiskodlingarna.



Figur 36. Uppmätt skillnad i sammanvägd statusklassificering för växtplankton mellan provtagningspunkter och de östligaste provtagningspunkterna som nyttjats som referenspunkter i kustområdet (treårsmedelvärden).

### 3.3.4 Miljökonsekvenser

Förutsättningarna för tillväxt av växtplankton samt dess sammansättning kan variera mellan olika år beroende på exempelvis väder och vindförhållanden. Statusklassificeringen ska därför baseras på minst tre års medelvärden av underlagsdata för att minska mellanårsvariationerna. Trots detta kan även treårsmedelvärdena variera mellan olika perioder, bland annat beroende på enskilda år med förhöjda värden. EK-värdena varierar därför mellan hög och god ekologisk status i ett flertal punkter, både uppströms och nedströms fiskodlingarna i de inlandslokaliserade odlingarna. På grund av den generellt högre näringsbelastningen i kustområdet jämfört med i de sjöar där fiskodlingar lokaliserats, varierade statusklassificeringen av växtplankton mellan hög och måttlig ekologisk status i kustområdet. Inte i något av de tre sammanställda geografiska områdena kunde dock någon



påverkan på statusklassificeringen baserat på växtplankton påvisas för vattenförekomsterna. Fiskodlingarna medför därmed inte en förändrad statusklassificering av växtplankton.

### **3.4 Makrovegetation**

#### **3.4.1 Allmänt**

Inventering av makrovegetation kan vara ett komplement till provtagning av växtplankton, med skillnaden att makrovegetation (makrofyter) visar på mer långsiktiga förändringar då de är mer långlivade än växtplankton. Eftersom makrovegetationen är fastsittande eller rotad kan den därför ge ett mått över påverkan under en lägre tidsperiod på en specifik lokal. En nackdel med makrovegetation som indikator på eventuella effekter från fiskodlingsverksamhet är emellertid att den ofta saknas i områden runt fiskodlingar och därmed inte kan följas upp. Särskilt tydligt är detta i anslutning till de fiskodlingar som anläggs i vattenkraftsmagasin med stora regleringsamplituder och där makrofyter inte kan etablera sig. Även i magasin med lägre regleringsamplituder är dock makrofyternas sammansättning och förekomst störd (Widén m fl. 2015). Makrovegetationens sammansättning kan även variera naturligt över tid, vilket felaktigt kan tolkas som en effekt av mänsklig påverkan.

Makrovegetationens sammansättning på en viss lokal påverkas av ett flertal olika faktorer, bl.a. koncentration av näringsämnen, salthalt, vågexponering och om botten utgörs av hård- eller mjukbotten, temperatur, djup- och ljusförhållanden. Av dessa parametrar har bottensubstratet den enskilt största påverkan på artsammansättningen. Eftersom en och samma art inte förekommer längs efter en hel djupgradient används dock flera arter som indikation på förändring i vattenmiljön.

#### **3.4.2 Möjliga effekter på makrovegetation**

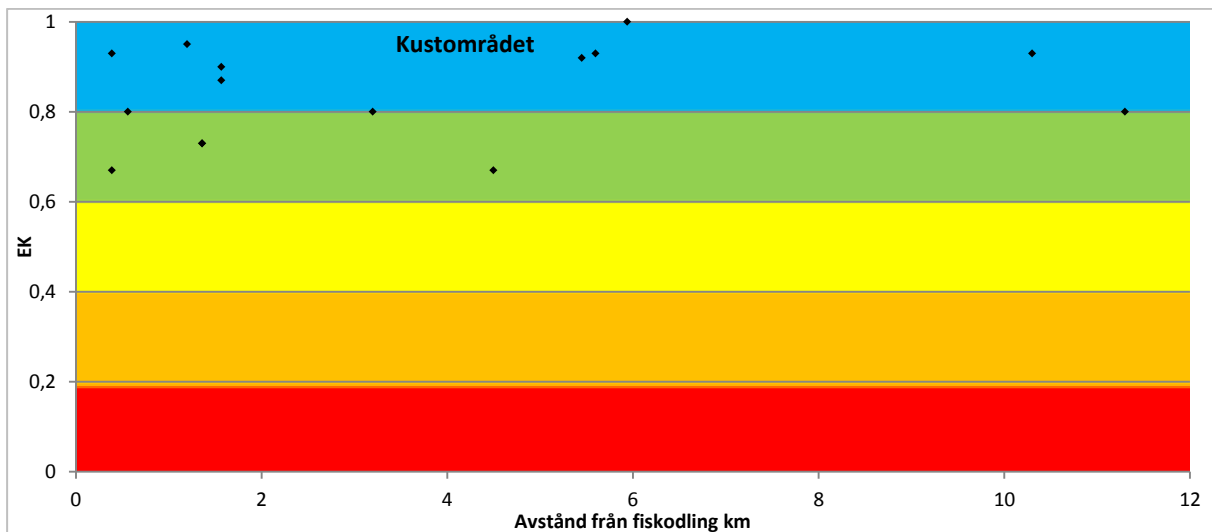
Makrovegetation tar upp närsalter ur vattenmassan och kan därför spegla näringsförhållandena och påverkan från t.ex. en fiskodling. Vid ett näringstillskott kan makrovegetationen gynnas av den ökade mängden näringsämnen, men även missgynnas om mängden växtplankton ökar så mycket att siktdjupet minskar och därmed begränsar makrovegetationens möjlighet till utbredning i djupled. En förändrad kväve-fosforkvot vid en ökad näringsbelastning påverkar även artsammansättningen eftersom fintrådiga alger gynnas framför fleråriga växter vid ett kvävetillskott.

Vegetationen påverkas även av sedimentation då bottensubstratet är den viktigaste faktorn för artsammansättningen. Olika arter rotar sig på olika sätt och trivs därför på olika typer av bottenar. I exponerade miljöer förflyttas sediment av strömmar och vågor och omfördelas till ackumulationsbottenar vilket kan påverka makrovegetationens utbredning beroende på djupförhållandena vid de olika bottenarna. Om syrefria förhållanden skulle uppstå under en fiskodling till följd av ökad ansamling av organiskt material kommer makrovegetationen att försvinna från det syrefria området då växterna nattetid behöver tillgång till syre.

#### **3.4.3 Resultat**

Sammanställningar av de makrovegetationsinventeringar som genomförts i kustområdet visade på hög eller god ekologisk status i samtliga provpunkter där statusklassificering kunnat genomföras (figur 37). För att kunna statusklassificera en provpunkt krävs dock att minst tre av endast sju indexgrundande arter påträffas i samma transekt (lokal) vid samma inventeringstillfälle. Avsaknad av de specifika arter som krävs för indexberäkning kan vara helt naturlig i ett område och i områden med låg förekomstfrekvens av dessa arter är det tillfälligheter som avgör om arten påträffas vid inventeringen och EK-värdet kan beräknas. Att inte tillräckligt många indexgrundande arter påträffas vid provtagningen är därför inte en indikator på statusen i vattenförekomsten. Avsaknad av tillräckligt många indexgrundande arter i flera av de inventerade transekterna medför att EK-värdet inte har kunnat beräknas i majoriteten av lokalerna.

Resultatet från de transekter där EK-värdet har kunnat beräknas visar däremot inte på någon påverkan på makrovegetationen från fiskodlingsverksamheterna (figur 37).



Figur 37. Uppmätta EK-värden för makrovegetation i kustområdet.

Inventering av makrofyter i anslutning till fiskodlingar har i de inlandslokaliserade odlingarna endast genomförts vid ett tillfälle och då under 2017, varför inte det underlagsdatat medtagits i denna rapport. Resultaten från den undersökningen visade emellertid på hög ekologisk status med avseende på makrofyter och att inga skillnader kunde påvisas nedströms jämfört med uppströms odlingen i de lokaler där index kunde beräknas. Den aktuella sjön var dock vattenkraftsreglerad, liksom de flesta vattenförekomster där fiskodlingsverksamheter placeras. Regleringsamplituden medförde därför en tydlig påverkan på makrofyterna genom avsaknad av makrofyter längs exponerade stränder där finare bottenmaterial eroderat bort. Detta medförde en större påverkan på makrofyterna än fiskodlingsverksamheten i sjön och förhindrade även indexberäkningar i dessa områden.

### 3.5 Sediment

#### 3.5.1 Allmänt

Vid odling i öppna kassar faller fiskens fekalier genom kassans botten och sedimenterar på bottensubstratet. Även en mindre andel fiskfoder som inte hinner ätas upp av fisken, sedimenterar under kassen. Ju effektivare fiskodlingsverksamheten bedrivs desto mindre sediment ansamlas under odlingen, men det är omöjligt att helt undanröja sedimenteringen då fisken måste utsöndra exkrementer. Enligt Wootton (1998) går 44 % av energin i födan åt till respiration, 29 % till tillväxt samt 27 % till avföring (vilket inkluderar både fekalier samt de lösta ämnen som utsöndras via urin och via gälar).

Det finns inte några bedömningsgrunder, gränsvärden eller standardiserad provtagningsmetodik för sedimentation under fiskodlingar (Löfqvist, M. 2015). Alcontrol har dock tagit fram en egen skala med näringshalter i sediment vid en studie i Ryssbysjön i Småland (Alcontrol 2003). Skalan har därefter kommit att användas i flera studier och är även nyttjad i bakgrunden på figurerna för kväve- och fosforhalt i sedimentet i denna rapport, men är framtagen från lokala referensprover och ett regionalt jämförelsematerial (bilaga 2). Sedimenteringen medför även morfologiska förändringar av bottensubstratet. Enligt HVMFS 2013:19 tillåts en avvikelse från referensförhållanden av högst 5 % av sjöns bottenyta för att uppnå hög ekologisk status.

I Norge har man för marina förhållanden tagit fram en metodik för att övervaka påverkan på sedimentet i anslutning till fiskodlingar (MOM-systemet). Denna metodik är dock inte direkt överförbar till svenska förhållanden och framförallt inte till sjöar eller regleringsmagasin då vissa av parametrarna inte blir rättvisande. Bland annat är förekomst av bottenfauna >1 mm i storlek en indikator på goda förhållanden i marina förhållanden, medan det är mycket sällsynt att överhuvudtaget hitta så storvuxna arter i bentiska bottenfaunaprover i sjöar. Ett modifierat förslag till övervakning av bottenförhållanden i anslutning till fiskodlingar i sött eller bräckt vatten har därför

tagits fram av Aquanord AB (Hedlund 2015). Förslaget behöver emellertid vidareutvecklas och verifieras i befintliga odlingsmiljöer, men baseras på både MOM-systemet och erfarenhet från genomförda svenska undersökningar i direkt anslutning till befintliga fiskodlingar i sött och bräckt vatten.

En indikator på om ansträngda syreförhållanden kan råda i bottensubstratet i kustområdet är om glödförlusten överstiger 10 %. Detta innebär att det finns förhållandevis mycket organiskt material i bottensedimentet som förbrukar syre då det bryts ned.

### **3.5.2 Möjliga effekter av sedimentation**

Sedimentet består till största delen av organiskt material och utgör endast ett problem för sjön om sedimenteringen blir så omfattande att syrebrist uppstår i en väsentlig del av sjöns bottensubstrat vid nedbrytningen. Vid syrebrist frigörs dels den järnbundna andelen av fosfor i sedimentet och dels bildas metangas och svavelväte. Dessa gaser kan samtidigt medföra problem för fisken i odlingen eftersom svavelväte är giftigt, varför det ligger i odlarens intresse att undvika dessa förhållanden under odlingen. Om syrefria förhållanden skulle uppstå till följd av för hög belastning av organiskt material kommer den mesta av faunan att försvinna från det aktuella bottenområdet. När bottenområdet återigen blir syresatt kommer faunan att kunna återkolonisera lokalen.

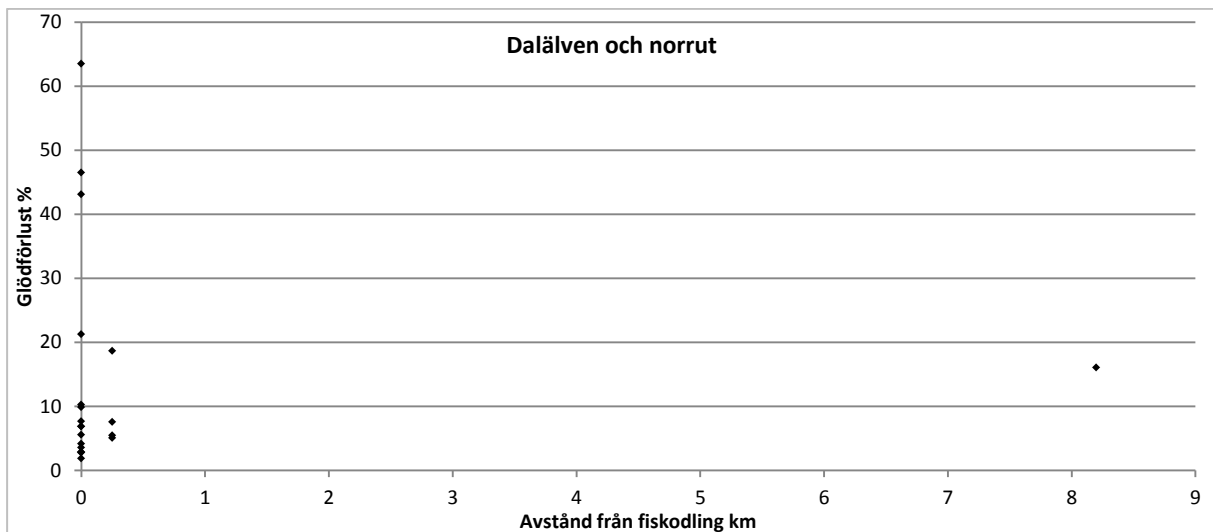
De bottenlevande organismerna i området kan även gynnas av det sedimenterade materialet då sedimentationen bidrar till en ökad födotillgång. Men detta förutsätter att den ökade belastningen på bottensubstratet inte medför syrebrist. Vid en ökande mängd organiskt material förändras även artsammansättningen hos bottenfaunan i det sedimenterade området mot en ökning av arter som lever av och bryter ned organiskt material samt opportunistiska arter med lägre krav på syretillgång (Nordström och Bonsdorff 2017, Saarinen 2017).

På sikt frigörs även en del av näringsämnena i sedimentet allt eftersom sedimentet bryts ned av de bottenlevande organismerna. Kväve kan också komma att frigöras från sedimentet via diffusionsprocesser mellan sedimentet och omgivande vattenmassa. Huvuddelen av den fosfor som finns i det sedimenterade materialet från fiskodlingen är emellertid hårt kemiskt bundet till ex. aluminium- eller kalciumföreningar och delvis även järnföreningar och frigörs inte vid den biologiska nedbrytningen av sedimentet. Endast ca 20 % av fosfor i fekalierna och 33 % av fosfor i foderresterna är därför biologiskt tillgängliga, d.v.s. frigörs genom diffusion eller nedbrytning av sediment. Den järnbundna andelen av fosfor som uppgår till ca 5 % frigörs däremot endast om syrefria förhållanden uppstår (Carlsson 2012).

### **3.5.3 Resultat**

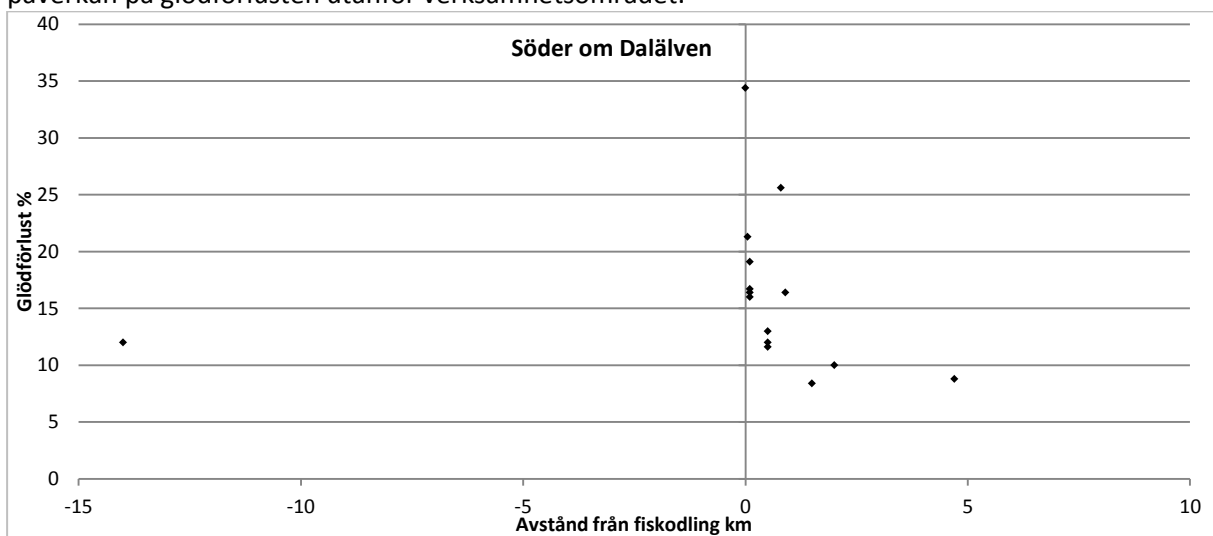
#### **3.5.3.1 Glödförlust**

Sedimentprovtagningar har endast genomförts i ett kontrollprogram i området från Dalälven och norrut och där huvudsakligen direkt under kassarna (figur 38). Resultatet från dessa provtagningar visade på en stor spridning i glödförlust mellan olika prover tagna direkt under kassarna men däremot likvärdig glödförlust strax utanför odlingsområdet jämfört med på längre avstånd i sjön (figur 38). Under kassarna varierade glödförlusten även kraftigt mellan olika år i en och samma provpunkt. Fiskodlingen medför enligt resultaten endast en mycket lokalt ökad glödförlust.



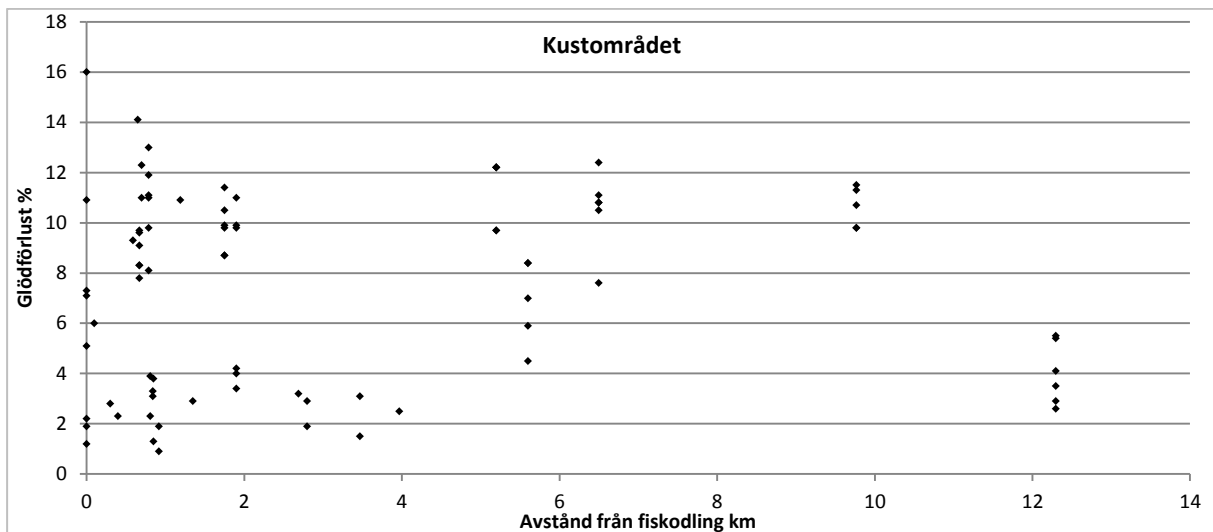
Figur 38. Glödförlust nedströms en fiskodling från Dalälven och norrut.

Även söder om Dalälven var glödförlusten högre och mer varierande direkt under odlingarna än i resterande provtagningspunkter i sjöarna (figur 39). Den provpunkt som på ca 1,5 km avstånd nedströms odlingarna uppvisade en relativt hög glödförlust, har enligt kontrollprogrammen visat på en förhållandevis hög belastning även innan fiskodlingsverksamheten påbörjades. Vid genomgång av resultaten från de enskilda fiskodlingarna kan ingen tydlig ökning av glödförlust påvisas annat än direkt under kassarna. Inte heller söder om Dalälven medför fiskodlingsverksamheten därmed någon påverkan på glödförlusten utanför verksamhetsområdet.



Figur 39. Glödförlust i sedimentet nedströms fiskodlingar söder om Dalälven.

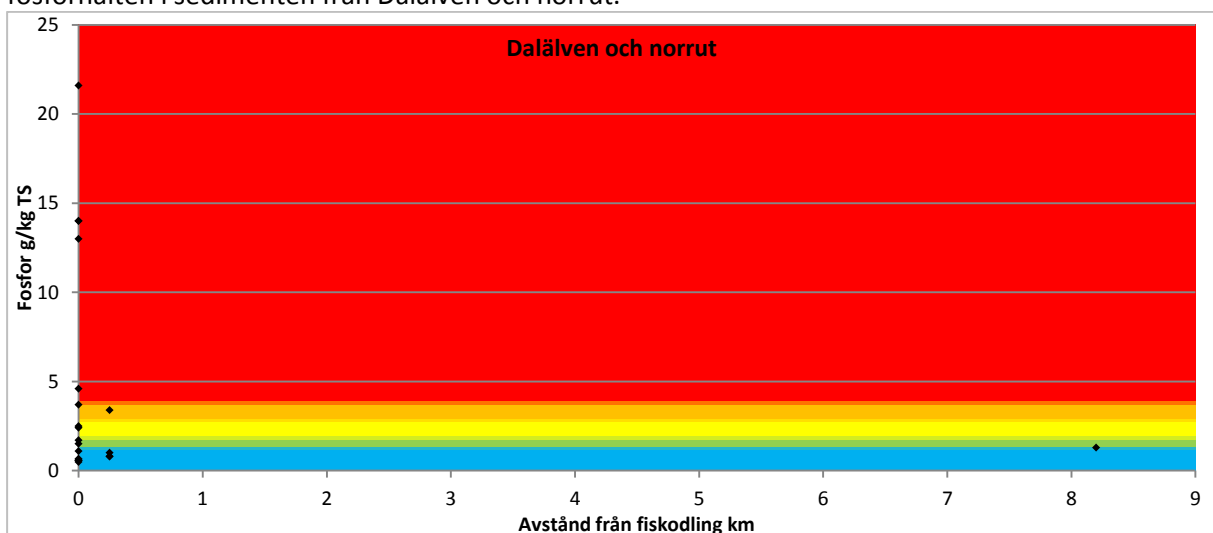
I kustområdet har prover av glödförlust tagits i fler provtagningspunkter och på fler avstånd från fiskodlingarna än i de inlandsbaserade odlingarnas kontrollprogram (figur 40). Resultaten visar på en stor variation i glödförlust mellan olika provtagningspunkter oavsett avstånd till fiskodlingsverksamheterna. Variationen beror delvis på att vissa provpunkter placerats på ackumulationsbottnar i enlighet med metodiken för miljöövervakning medan andra provpunkter placerats på transportbottnar för att försöka finna nya lämpliga fiskodlingslokaliseringar. Det är dock inte hela förklaringen då variationen var stor även mellan olika år och mellan olika provpunkter med sannolikt likartad botten typ. De direkta odlingsområdena uppvisade dock inte de högsta värdena på glödförlust inom något av de ingående kontrollprogrammen. Ingen tydlig påverkan från fiskodlingsverksamheterna kan sammantaget utläsas ur resultaten från kustområdet.



Figur 40. Glödförlust nedströms fiskodlingar i kustområdet.

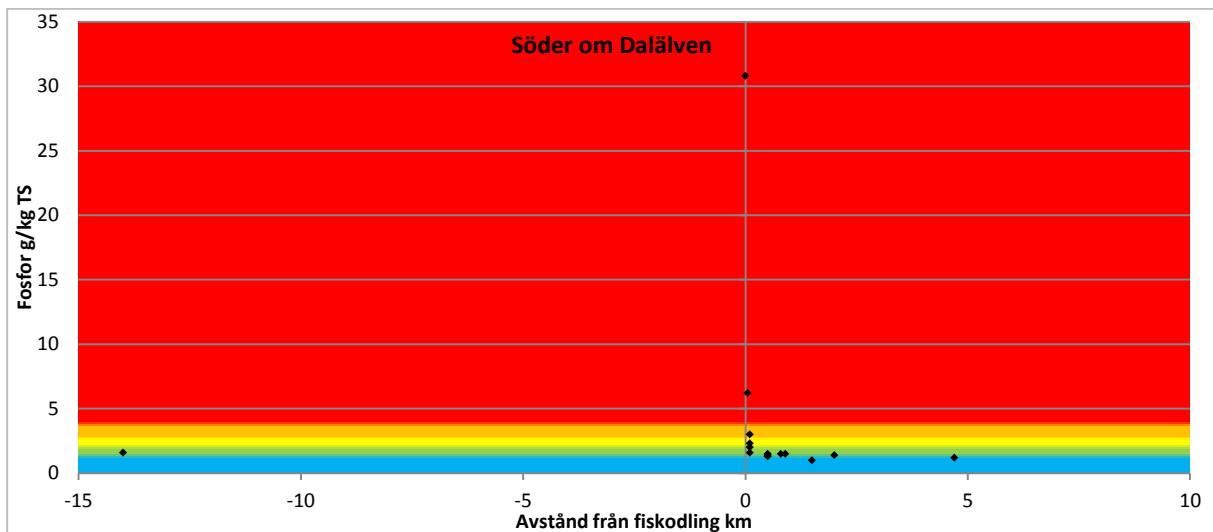
### 3.5.3.2 Fosfor

Fosforhalten i sedimentet var betydligt högre i vissa provpunkter direkt under kassarna än i övriga provpunkter i området från Dalälven och norrut (figur 41). Strax utanför det direkta odlingsområdet översteg fosforhalten den av Alcontrol föreslagna gränsen för mycket låg halt i sediment i ett prov (bilaga 2). Fiskodlingsverksamheten medförde därmed endast en mycket lokal påverkan på fosforhalten i sedimenten från Dalälven och norrut.



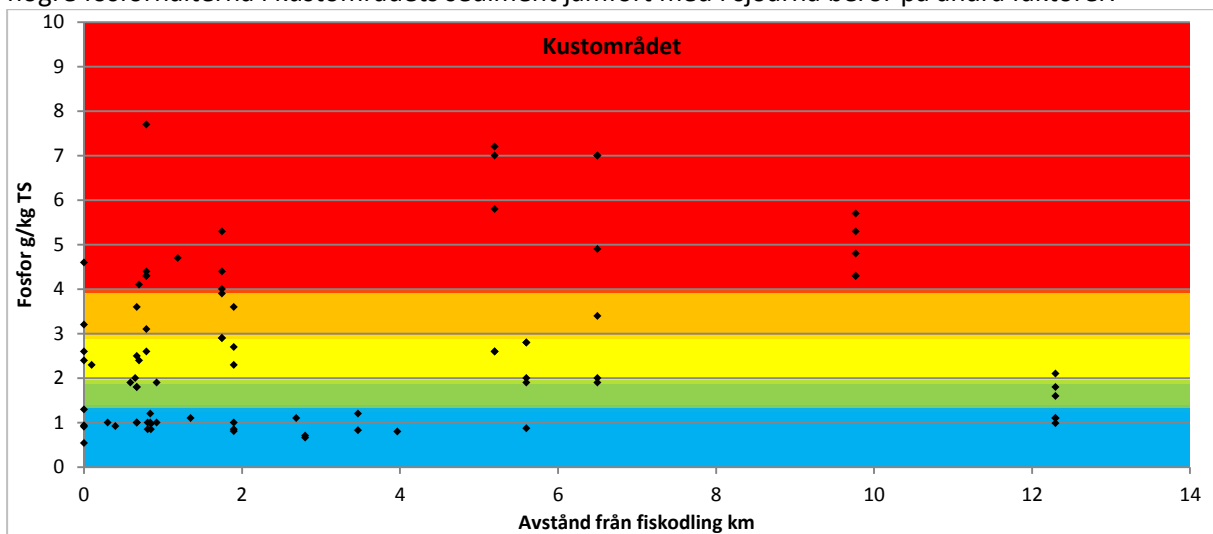
Figur 41. Fosforhalt i sedimentet nedströms en fiskodling från Dalälven och norrut. Färgkodningen av bakgrunden hänvisar till Alcontrols föreslagna gränsvärden för Ryssbysjön. Fosforhalt i sediment utgör inte en kvalitetsfaktor för statusklassificering enligt HVMFS 2013:19.

Även söder om Dalälven var påverkan på fosforhalten i sedimentet endast lokal (figur 42). Direkt under odlingsområdena var fosforhalten tydligt förhöjd i förhållande till övriga provtagningspunkter varefter den snabbt sjönk inom förankringsområdena (ca 100 meter) för att därefter endast uppnå låga eller mycket låga halter i resterande delar av sjöarna enligt Alcontrols föreslagna gränsvärden för sediment (bilaga 2).



Figur 42. Fosforhalt i sedimentet nedströms fiskodlingar söder om Dalälven. Färgkodningen av bakgrunden hänvisar till Alcontrols föreslagna gränsvärden för Ryssbysjön. Fosforhalt i sediment utgör inte en kvalitetsfaktor för statusklassificering enligt HVMFS 2013:19.

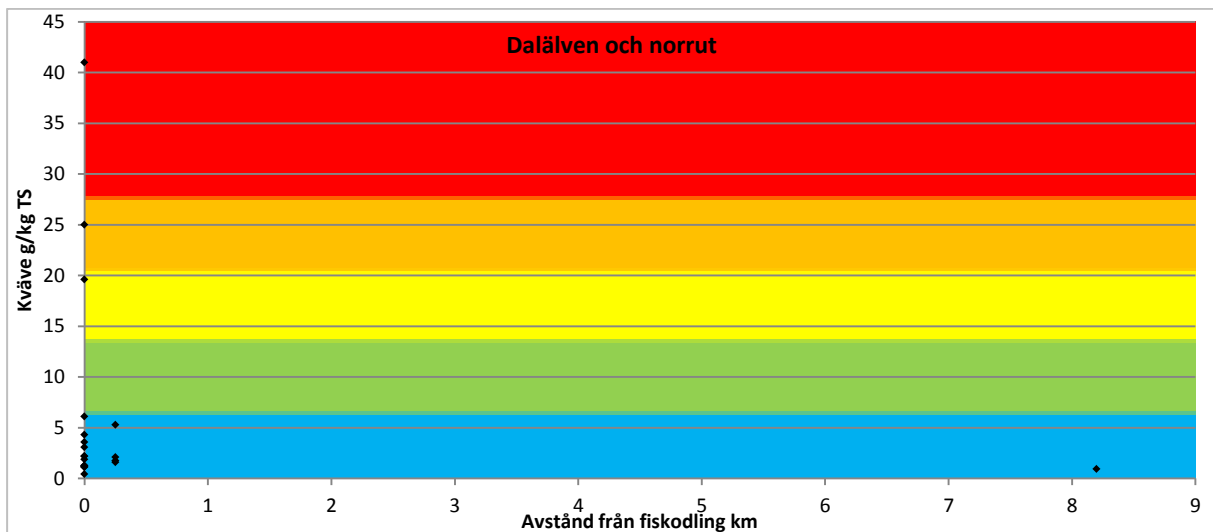
I kustområdet följde fosforhalten i sedimentet samma mönster som glödförlusten med en stor variation oavsett avstånd till odlingsverksamheterna och utan tydlig påverkan nära eller under fiskodlingarna (figur 43). Inte heller utvärderingen av de enskilda kontrollprogrammen visade någon tydlig påverkan på fosforhalten i sedimentet i anslutning till fiskodlingarna. Fosforhalten i sedimenten har därmed inte påverkats i kustområdena på grund av fiskodlingarna utan de generellt högre fosforhalterna i kustområdets sediment jämfört med i sjöarna beror på andra faktorer.



Figur 43. Fosforhalt i sedimentet nedströms fiskodlingar i kustområdet. Färgkodningen av bakgrunden hänvisar till Alcontrols föreslagna gränsvärden för Ryssbysjön, d.v.s. i sötvatten. Fosforhalt i sediment utgör inte en kvalitetsfaktor för statusklassificering enligt HVMFS 2013:19.

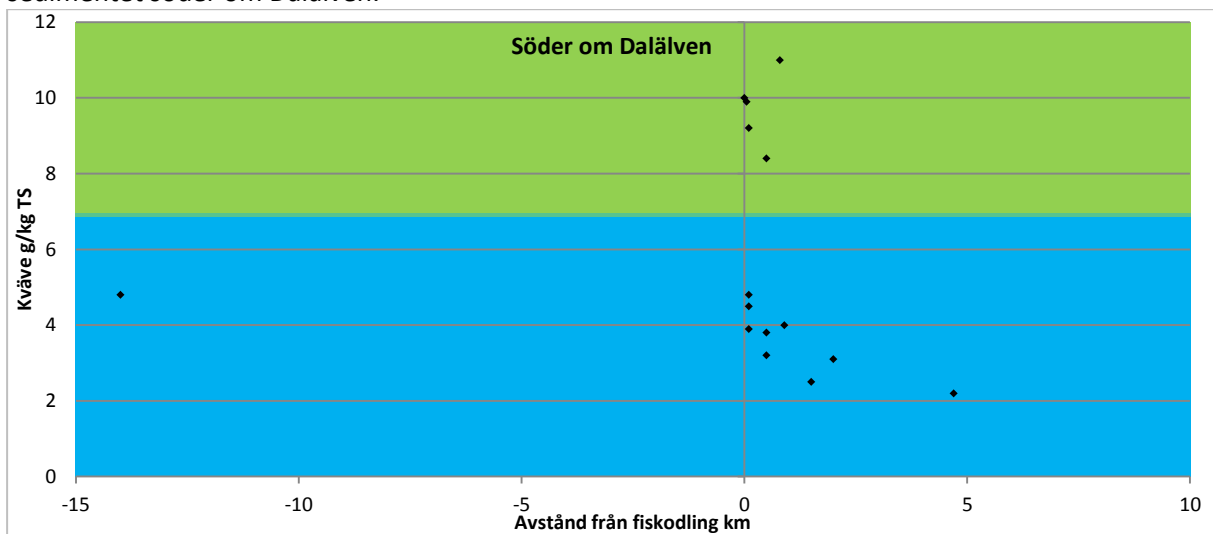
### 3.5.3.3 Kväve

Provtagningarna av kvävehalten i sedimentet visade liksom fosforhalten och glödförlusten på en stor variation samt på förhöjda värden direkt under kassarna i området från Dalälven och norrut (figur 44). I de allra flesta provtagningspunkter, även direkt under fiskodlingarna, var kvävehalten däremot mycket låg i sedimentet, enligt de av Alcontrol föreslagna riktvärdena. Påverkan på kvävehalten i sedimentet var därmed endast lokal.



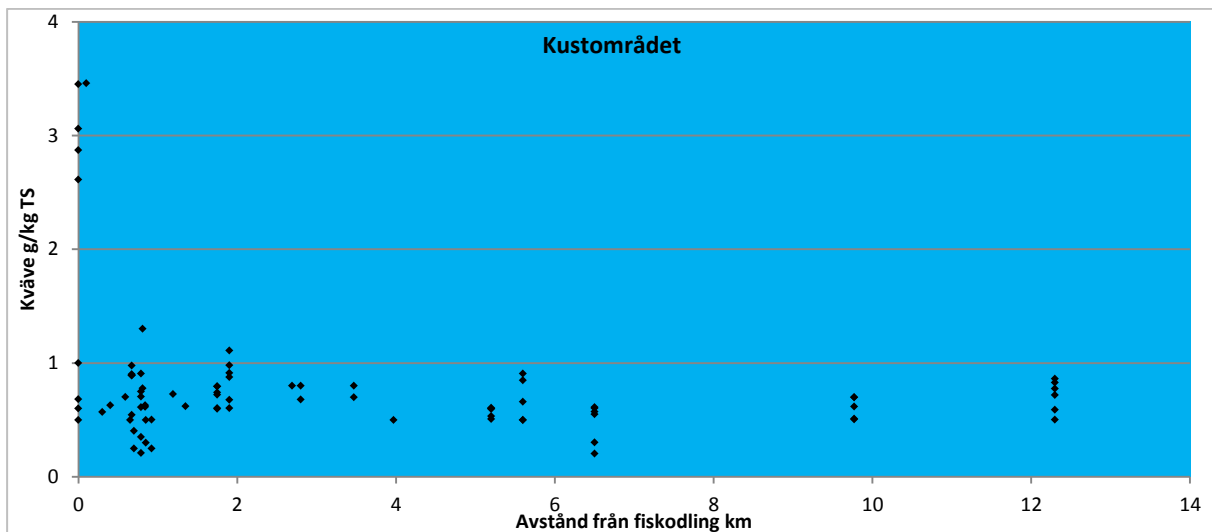
Figur 44. Kvävehalt i sedimentet nedströms en fiskodling från Dalälven och norrut. Färgkodningen av bakgrunden hänvisar till Alcontrols föreslagna gränsvärden för Ryssbysjön. Kvävehalt i sediment utgör inte en kvalitetsfaktor för statusklassificering enligt HVMFS 2013:19.

Söder om Dalälven överskred ett fåtal provtagningspunkter gränsen för mycket låga halter enligt Alcontrols föreslagna riktvärden för kväve i sediment. Dessa provpunkter låg antingen direkt under eller strax nedströms odlingarna, men även den tidigare nämnda provpunkten ca 1,5 km nedströms odlingarna uppvisade låga halter (figur 45). Både figur 45 och utvärdering av de enskilda fiskodlingarna visar att odlingarna endast medför en mycket lokal påverkan på kvävehalten i sedimentet söder om Dalälven.



Figur 45. Kvävehalt i sedimentet uppströms respektive nedströms fiskodlingar söder om Dalälven. Färgkodningen av bakgrunden hänvisar till Alcontrols föreslagna gränsvärden för Ryssbysjön. Kvävehalt i sediment utgör inte en kvalitetsfaktor för statusklassificering enligt HVMFS 2013:19.

I kustområdet underskred samtliga provtagna punkter i sedimentet med mycket god marginal den av Alcontrol föreslagna gränsen för mycket låg kvävehalt i sjösediment (figur 46). Vid utvärdering av de enskilda kontrollprogrammen var kvävehalten dock något högre direkt under majoriteten av odlingarna än i de flesta övriga provtagningspunkter. Liksom de inlandslokaliserade fiskodlingarna medförde fiskodlingarna i kustområdet därmed endast en mycket lokal påverkan på kvävehalten i sedimentet.



Figur 46. Kvävehalt i sedimentet nedströms fiskodlingar i kustområdet. Färgkodningen av bakgrunden hänvisar till Alcontrols föreslagna gränsvärden för Ryssbysjön. Kvävehalt i sediment utgör inte en kvalitetsfaktor för statusklassificering enligt HVMFS 2013:19.

### 3.5.4 Miljökonsekvenser

Den sedimentation som sker av fekalier och foderrester från fiskodlingen sker i odlingens direkta närområde. Sedimentet samlas vanligen inom 100 meter från kassarna, vilket ungefär motsvarar fiskodlingens förankringsområde. Detta återspeglas både i resultaten från de sedimentprovtagningar som sammanställts i denna rapport och de filmningar av botten som genomförts inom flera av odlingarnas respektive kontrollprogram. Resultaten från filmningarna låter sig däremot svårligen sammanställas annat än för varje enskild odling.

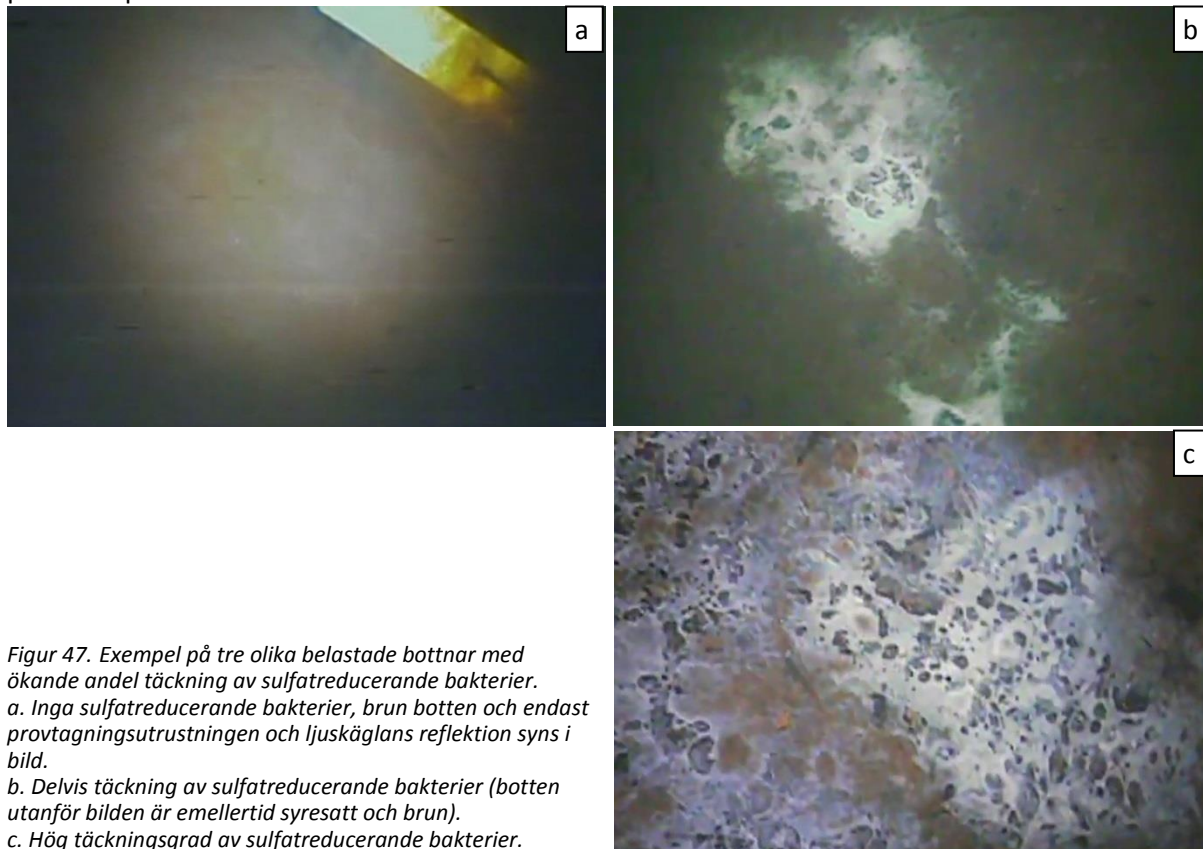
Måktigheten av sedimentlagret på botten beror dels på odlingens storlek (foderförbrukning och biomassa av fisk), dels på strömförhållanden och dels på djupet under odlingen. Modelleringar av sedimentering från odlingar visar endast på en mycket lokal sedimentering direkt under vardera kasse. De tar dock inte hänsyn till den fortsatta lokala men väsentliga omfördelningen av sedimentet på bottenytan under odlingen, vilken sprider ut sedimenten till ett tunnare men mer homogent lager inom förankringsområdet.

Bottnar kan delas in i tre typer: erosions-, transport- och ackumulationsbottnar. Erosionsbottnar ligger ofta i strandlinjen och "förlorar" material till övriga områden i sjön genom erosion. På transportbottnarna är vattenströmmen över och/eller lutningen på botten tillräcklig för att fortsätta förflytta sediment, men strömmarna är inte tillräckligt kraftiga att förflytta annat än nedfallet material. Ackumulationsbottnar utgörs oftast av sjöarnas djupaste områden dit en stor del av det sedimenterade materialet förr eller senare transporteras. Ackumulationsbottnar kan även utgöras av andra grundare sänkor eller gropar inom sjön. Detta medför att mindre gropar eller sänkor under en fiskodling kan utgöra lokala ackumulationsbottnar där måktigheten av sedimentlagret blir större än under övriga delar av odlingsområdet. Sedimentation sker dock inte endast från fiskodlingsverksamheter utan även från många andra typer av verksamheter. Måktigheten av sedimenten utanför ex. reningsverk kan vara betydande och med god marginal överskrida en meter med syrebrist som följd.

Modelleringar av sedimentering tar dock inte heller hänsyn till den naturliga nedbrytning av materialet som sker under kassarna med hjälp av bottenfauna och bakterier. Om syreförbrukningen vid nedbrytningen av materialet överstiger tillgången till syre i bottenvattnet kan syrebrist uppstå. Om bottenförhållandena under en fiskodling omfattar lokala ackumulationsbottnar kan lokal syrebrist uppstå och om sedimenteringen blir allt för omfattande blir syrebristen mer utbredd under odlingen. Det som är av betydelse för både fiskodlingen och påverkan från fiskodlingen är hur stor areal av bottenområdet under fiskodlingen samt hur stor andel av detsamma som påverkas av syrebrist. Det förslag som tagits fram för övervakning av bottnar i anslutning till fiskodlingar baseras



därför på denna frågeställning (Hedlund 2015). I figur 47 nedan visas exempel på olika omfattning av påverkan på bottenar.



Figur 47. Exempel på tre olika belastade bottenar med ökande andel täckning av sulfatreducerande bakterier.  
a. Inga sulfatreducerande bakterier, brun botten och endast provtagningsutrustningen och ljuskägslans reflektion syns i bild.  
b. Delvis täckning av sulfatreducerande bakterier (botten utanför bilden är emellertid syresatt och brun).  
c. Hög täckningsgrad av sulfatreducerande bakterier.

Sammanställningarna av provtagningsresultaten från sedimentprovtagningarna inom de ingående fiskodlingarnas kontrollprogram visar att verksamheterna inte medför någon tydlig påverkan på sedimenten annat än i det direkta odlingsområdet d.v.s. inom cirka 100 meter från kassarna. Resultaten bekräftar därför den bild som erhållits genom andra studier, ex. filmning av bottenar. Då påverkan på bottenförhållandet endast är mycket lokal medför detta även att den inte påverkar statusklassificeringen för vattenförekomsten som helhet. Enligt stycke 7.3 i bilaga 3 till Havs- och vattenmyndighetens författningssamling HVMFS 2013:19 bedöms statusen för botten substratet som hög om botten substratet i högst 5 % av sjöns bottenarea avviker väsentligt från referensförhållandet. Den bottenyta som påverkas under en fiskodling uppgår oftast endast till någon promille av vattenförekomstens bottenyta varför statusklassificeringen inte försämras även om sedimentationen skulle vara omfattande under det direkta odlingsområdet och leda till lokal syrebrist.

### 3.6 Bottenfauna

#### 3.6.1 Allmänt

Till skillnad från växtplankton som ger en snabb indikation på näringsförhållandena i vattnet visar bottenfaunan på långsiktigare effekter. Bottenfauna utgörs dels av insekter som har ett vattenlevande stadie innan de kläcker ut till vingade insekter och dels av insekter och skaldjur som ex. dykarbaggar, musslor och snäckor som lever hela sitt liv i vatten. Eftersom många arter är långlivade och många av de vingade insekterna även lever flera år som larver i vatten innan de kläcker ut visar provtagning av bottenfauna påverkan under ett antal månader och upp till ett antal år tillbaka.

#### 3.6.2 Möjliga effekter på bottenfauna

En ökad näringstillgång i vattnet, vilket leder till förändringar och vanligen ökning av mängden växtplankton och makrofyter, påverkar i förlängningen även bottenfaunans artsammansättning och

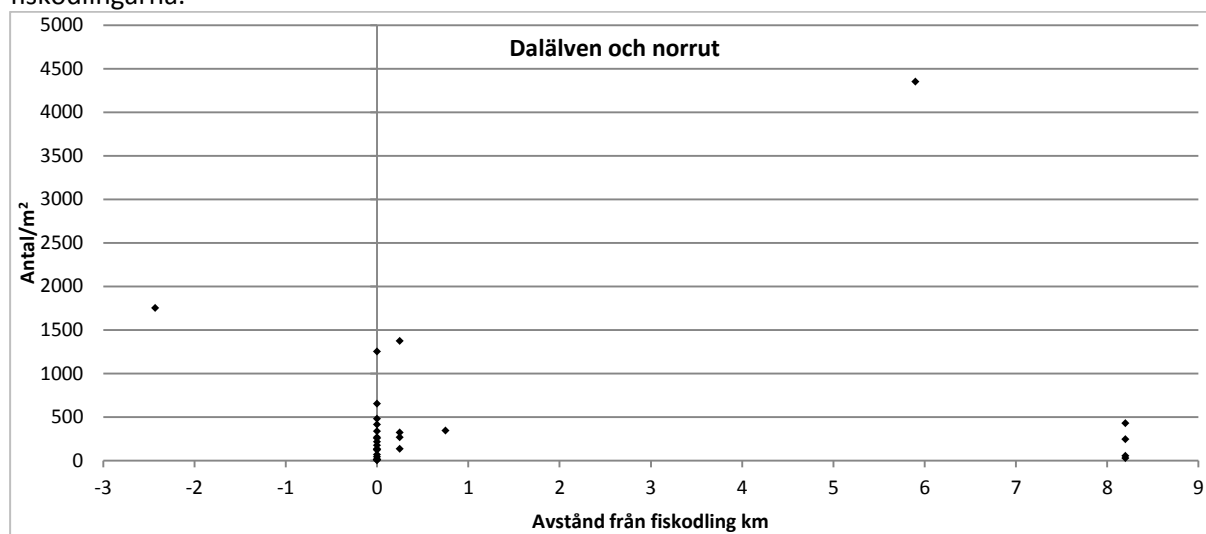
individtäthet genom en ökad och/eller förändrad födotillgång. En ökad lokal belastning på botten på grund av näringstillförsel eller ökad sedimentation från exempelvis en fiskodling leder även till förändringar i artsammansättningen av bottenfaunan. Lokalt under en fiskodling påträffas därför ofta en skiftning mot bottenfaunaarter som lever av och bryter ned organiskt material samt arter som klarar av lägre syrehalter.

Bottenfaunaprovtagningar i djupare områden tas med hjälp av Ekmanhuggare (i sjöar) eller VanVeenprovtagare (i marina miljöer) på mjukbottnar, d.v.s. ackumulationsbottnar. I dessa prover analyseras och beräknas framförallt BQI (Benthic Quality Index), vilket baseras på olika sedimentlevande fjädermyggarters olika känslighet mot eutrofiering – vilket är nära korrelerat med känslighet mot låga syrgashalter. BQI visar därför näringsförhållandena i sjön utifrån belastningen av organiskt material på botten. Vid provtagning av bottenfauna i kustvatten beräknas istället BQI<sub>m</sub>, (Benthic Quality Index, marin) vilket också bygger på olika arters känslighet mot högre organisk belastning men även väger in individtäthet och antal arter vid beräkning av indexvärdet.

### 3.6.3 Resultat

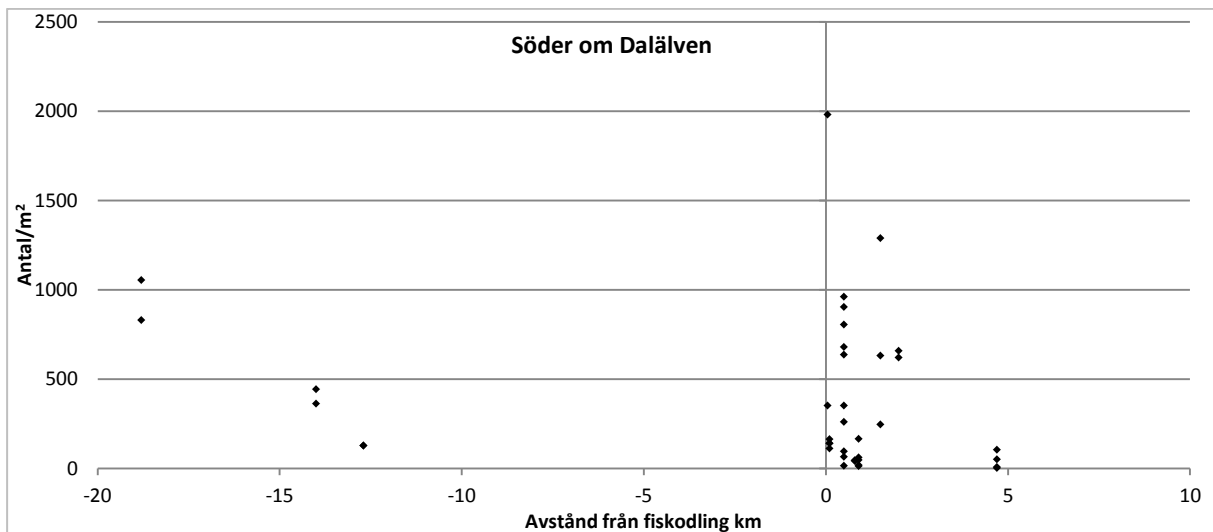
#### 3.6.3.1 Individtäthet

Individtätheten varierade kraftigt mellan olika provtagningspunkter i området från Dalälven och norrut (figur 48). De allra flesta prover har dock tagits i direkt eller nära anslutning till fiskodlingarna för lokal uppföljning av fiskodlingsverksamheterna och underlagsmaterialet är därför litet från övriga delar av sjöarna. Nära och under odlingarna var tätheterna av bottenfauna emellertid relativt likvärdig med andra provtagningspunkter på längre avstånd från verksamheterna, även om en provpunkt uppströms och en provpunkt nedströms odlingarna uppvisade betydligt högre tätheter. Inte heller en utvärdering av de enskilda kontrollprogrammen visade på någon tydlig effekt av fiskodlingarna.



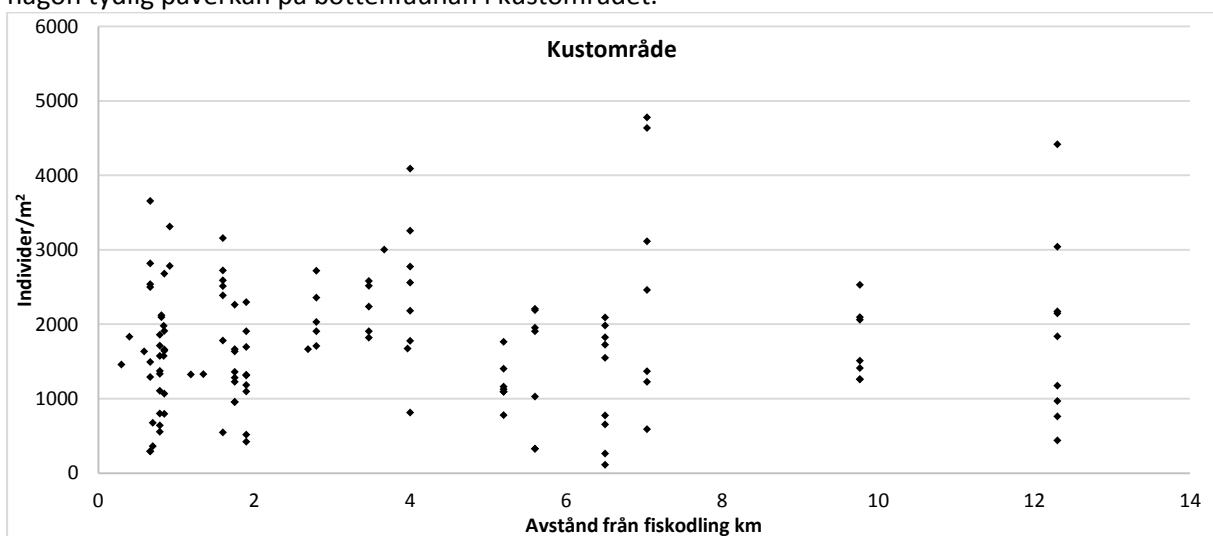
Figur 48. Individtäthet av bottenfauna uppströms respektive nedströms fiskodlingar från Dalälven och norrut.

Även söder om Dalälven varierade tätheterna betydligt mellan olika provtagningspunkter och provtagningstillfällen (figur 49). Individtätheten var relativt likvärdig uppströms odlingarna som intill eller nedströms odlingarna. Inte heller utvärdering av resultatet från de enskilda fiskodlingarnas kontrollprogram visade på någon tydlig effekt av fiskodlingsverksamheterna. Hälften av odlingarna uppvisade högre tätheter i de mest närliggande provpunkterna till fiskodlingen jämfört med i övriga provpunkter, den andra hälften uppvisade lägre eller låga tätheter i de mest närliggande provpunkterna. Fiskodlingsverksamheten medför därmed sammantaget ingen tydlig påverkan på tätheten av bottenfauna söder om Dalälven.



Figur 49. Individtäthet av bottenfauna uppströms respektive nedströms fiskodlingar söder om Dalälven.

Underlagsmaterialet var mer omfattande för kustområdet än för de inlandslokaliserade odlingarna vilket underlättade utvärderingen av effekten på bottenfaunan. Individtätheten var dock förhållandevis likvärdig oavsett avstånd till odlingarna (figur 50). Däremot har inga bottenfaunaprover tagits direkt under odlingarna i kustområdet. Provtagningarna har genomförts på både mjukbottnar i enlighet med den standardiserade metodiken, samt på transportbottnar. Provtagning på transportbottnar har genomförts för att undersöka bottenfaunan i områden lämpade för fiskodling dit verksamheten under perioden 2008-2016 sedermera har förflyttats. Avståndet till dessa provpunkter har därför i figur 50 anpassats med det förändrade avståndet till odlingsverksamheten efter omlokaliseringarna. Trots att transportbottnar inte är lämpade för den aktuella provtagningsmetodiken framkom ingen väsentlig skillnad i individantal mellan dessa lokaler och övriga lokaler vid genomgång av underlagsdatat, varför samtliga tillgängliga resultat har använts i figur 50. Även utvärderingen av de enskilda fiskodlingarna visade på varierande individtätheter mellan olika provtagningspunkter. I två kontrollprogram var den närmaste provtagningspunkten till vardera odlingen något individfattigare än de flesta övriga provtagningspunkter i det specifika kontrollprogrammet. I det tredje kontrollprogrammet, med provtagningspunkter närmare odlingen gick det däremot inte att utläsa någon minskning i individtäthet mellan provpunkter nära odlingen jämfört med övriga provpunkter. Resultaten visar sammantaget att fiskodlingsverksamheten inte har någon tydlig påverkan på bottenfaunan i kustområdet.



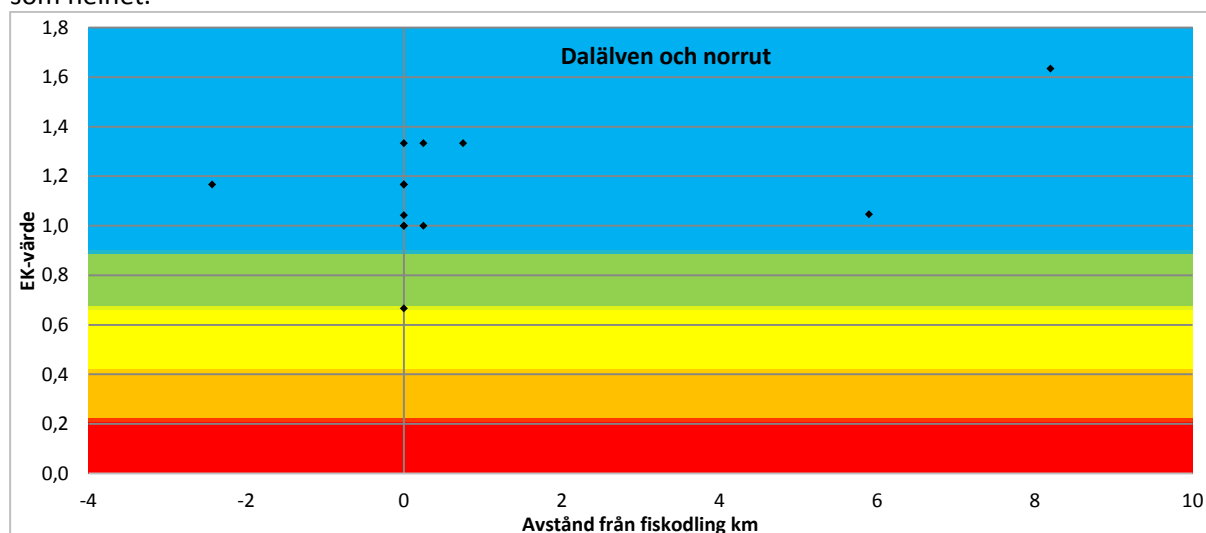
Figur 50. Individtäthet av bottenfauna i kustområdet.

### 3.6.3.2 EK/BQIm

I sjöar baseras EK-värdet i djupområdena på det beräknade BQI-värdet i förhållande till ett referensvärde för det aktuella geografiska området. I kustområdena klassificeras BQIm istället direkt då viktningen mot regionala referensområden redan genomförts i beräkningen av indexet.

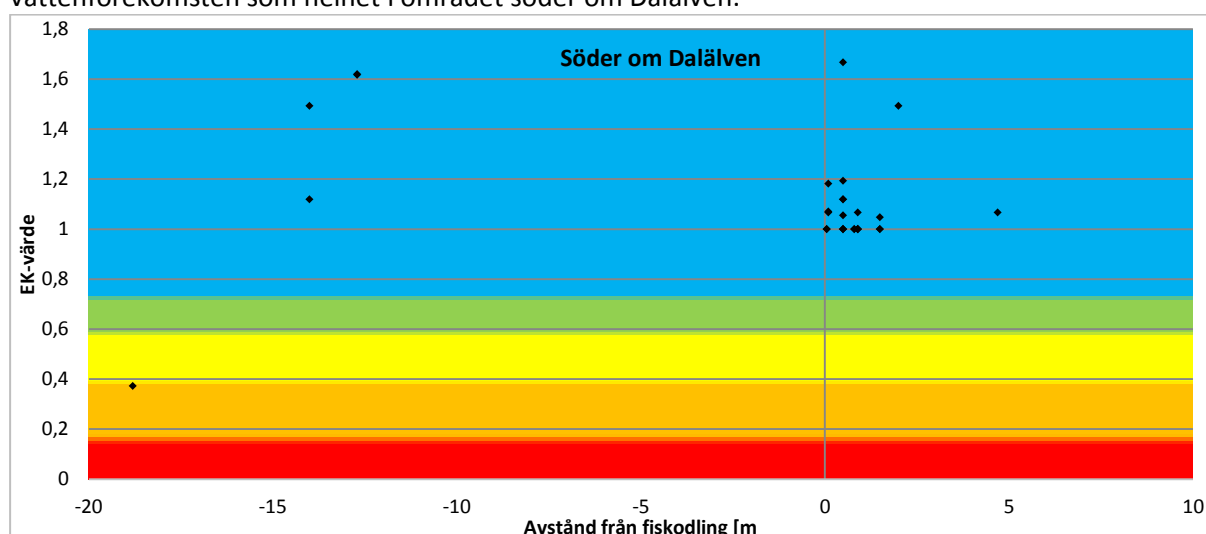
De fåtal bottenfaunaprover som fanns tillgängliga i de aktuella sjöarna från Dalälven och norrut visade inte någon påverkan av fiskodlingsverksamheten på EK-värdet i de prover där BQI kunde beräknas (figur 51). En provtagningspunkt direkt under en odling uppvisade dock ett måttligt EK-värde samtidigt som samtliga övriga provtagningspunkter uppvisade hög ekologisk status. Endast en mycket lokal påverkan på EK-värdet kan därför påträffas i vissa provpunkter.

Fiskodlingsverksamheterna påverkar däremot inte statusklassificeringen för vattenförekomsterna som helhet.



Figur 51. EK-värde för bottenfauna uppströms respektive nedströms fiskodlingar från Dalälven och norrut.

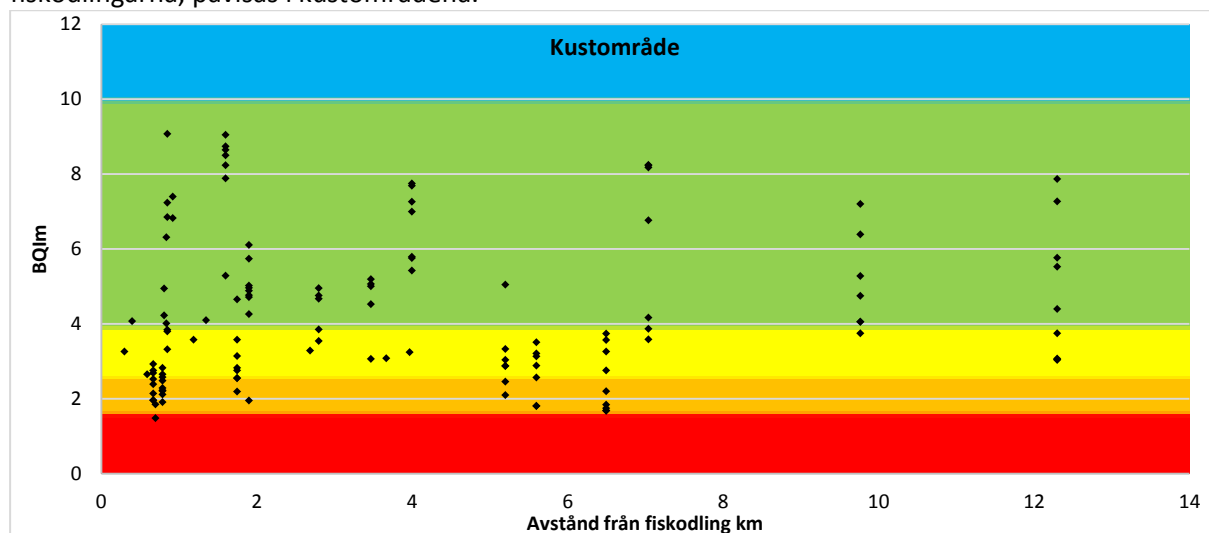
Resultaten för EK-värdena för bottenfauna söder om Dalälven var mycket likartade resultaten i området från Dalälven och norrut (figur 52). EK-värdet uppgick med undantag för en provtagningspunkt till hög ekologisk status. En provpunkt knappt 20 km uppströms fiskodlingarna, vilken inte bör vara påverkad av fiskodlingsverksamheten uppvisade dock endast otillfredsställande ekologisk status. Fiskodlingarna medför därmed ingen påverkan på statusklassificeringen för vattenförekomsten som helhet i området söder om Dalälven.



Figur 52. EK-värde för bottenfauna uppströms respektive nedströms fiskodlingar söder om Dalälven.

I kustområdet varierade BQIm kraftigt. Variationen var emellertid relativt likvärdig oavsett avstånd till fiskodlingarna och ingen tydlig påverkan på bottenfaunan orsakad av fiskodlingsverksamhet kan därför utläsas ur figur 53. En generell trend med ökande BQIm fram till 2014 kunde även urskiljas vid

analys av underlagsdatat från kustområdet. Analysen försvårades emellertid något av att olika lokaler provtagits under olika år. Ökningen av havsborstmasken *Marenzelleria sp.* har samtidigt medfört en minskning av BQIm genom att vara en enskild men mycket framträdande art. Detta var speciellt tydligt i provpunkterna strax nedströms odlingarna (ca 0,5-1 km nedströms) där den dominerar proverna. Utvärdering av varje enskild fiskodling visade även, liksom individtätheten, på ett något lägre BQIm i den närmaste provtagningspunkten till fiskodlingarna inom två av kontrollprogrammen. I det tredje kontrollprogrammet, där prover däremot tagits närmare fiskodlingen, påträffades däremot inte någon skillnad. Sammantaget kan ingen tydlig skillnad på BQIm, orsakad av fiskodlingarna, påvisas i kustområdena.



Figur 53. BQIm för bottenfauna i kustområdet.

### 3.6.4 Miljökonsekvenser

Påverkan på bottenfaunan förväntas vara tydligast i det lokala område där sedimentationen sker, d.v.s. i direkt anslutning till odlingen. De fåtal provtagningar som genomförts i anslutning till odlingarna från Dalälven och norrut har till stor del inriktats på detta lokala område medan provtagningar söder om Dalälven genomförts från ett avstånd av cirka 50 meter från kassarna. Endast ett mindre antal provtagningar har däremot genomförts i övriga delar av dessa sjöar. I kustområdet har provtagningarna av bottenfauna i stället lokaliserats på ytterligare något längre avstånd från fiskodlingarna men även i ett antal provtagningspunkter i övriga delar av de ingående fjärdarna.

Resultaten visar inte på någon påverkan på statusklassificeringen av bottenfauna i vare sig sjöarna eller kustområdena orsakad av fiskodlingsverksamheten. Inte heller individantalet påverkas tydligt av fiskodlingsverksamheterna.

## 3.7 Bakterier

### 3.7.1 Allmänt

Bakterier som förekommer naturligt i människans tarmflora ex. *Escherichia coli* (E. coli), kan orsaka sjukdomar eller hälsobesvär hos människor vid förtäring. De används även som indikator på föroreningar i vatten från ex. avlopp och jordbruk. Befintliga riktvärden och gränsvärden skiljer sig dock väsentligt åt i en fallande skala mellan badvatten, råvattentäkter och de bakteriehalter som tillåts i dricksvatten (tabell 2). De parametrar som provtagits i sjöar med fiskodlingar och har sammanställts i denna rapport är;

- Mängden odlingsbara organismer vid 22 °C, vilket omfattar alla bakterier som förökar sig vid denna temperatur.
- Antal koliforma bakterier, vilket är en gruppering bakterier som ingår i människans normala tarmflora.
- Mängden E. coli-bakterier.

Tabell 2. Sammanställning av gräns- och riktvärden för de analyserade mikroorganismerna.

	Odlingsbara organismer vid 22°C	Koliforma bakterier	E. coli
Utgående desinfikerat dricksvatten*	10/ml – Tjänligt med anmärkning	Påvisad i 100 ml – tjänligt med anmärkning, 10/100ml - Otjänligt	Påvisad i 100 ml - Otjänligt
Dricksvatten hos användare*	100/ml – Tjänligt med anmärkning	Påvisad i 100 ml – tjänligt med anmärkning, 10/100ml - Otjänligt	Påvisad i 100 ml - Otjänligt
Råvatten**	Var uppmärksam på förändringar	Riktvärde: 5000/100ml kan indikera ytvattenpåverkan eller påverkan från avlopp eller naturgödsel	Riktvärde: 500/100ml kan indikera påverkan från avlopp eller naturgödsel
Badvatten***			≤100 – tjänligt, >100-1000 – Tjänligt med anmärkning, >1000 - Otjänligt

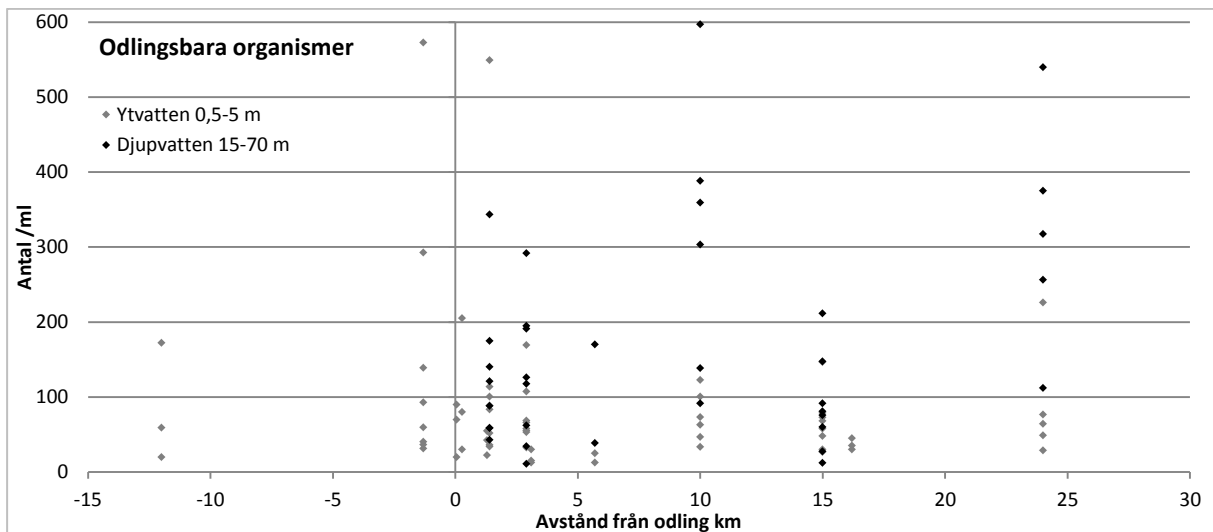
\*(Livsmedelverket 2014), \*\*(Svenskt vatten 2008), \*\*\* (HaV 2016)

### 3.7.2 Möjliga effekter av bakterier i anslutning till fiskodlingar

De bakterier som förekommer naturligt i människans tarmflora är anpassade till ett liv i tarmarna hos varmblodiga djur och trivs därmed inte i kallblodiga djur såsom fisk (Geldreich och Clarke 1966). Om dessa typer av bakterier påträffas i tarmarna hos fisk har fisken sannolikt antingen intagit bakterierna via födan eller via omgivande vatten (Geldreich och Clarke 1966). Vid för bakterierna gynnsamma förhållanden (15-20°C eller varmare) kan dessa bakterier däremot överleva i en fisks tarm och i vissa fall även föröka sig om den omgivande temperaturen är tillräckligt hög (Del Rio-Rodriguez et al. 1997). De allra flesta vatten där fiskodlingsverksamhet bedrivs uppnår dock sällan temperaturer över 20°C under en längre period av odlingsssäsongen. Detta eftersom de fiskarter som odlas inte trivs i denna temperatur och det varma vattnet därmed även skulle ge upphov till en rad hälsoproblem i odlingen med ökad sjukdomsproblematik och risk för ökad dödlighet. Av den anledningen lokaliseras fiskodlingar vanligtvis till områden med svalare vatten. De bakterier som påträffas runt odlingarna härrör därför vanligen antingen från varmblodiga fåglar som lockas till fiskodlingen och lämnar avföring i vattnet, från bakterier som livnär sig på nedbrytning av organiskt material under odlingen (Wiman 1987) eller från andra antropogena källor, vilket inkluderar jordbruk.

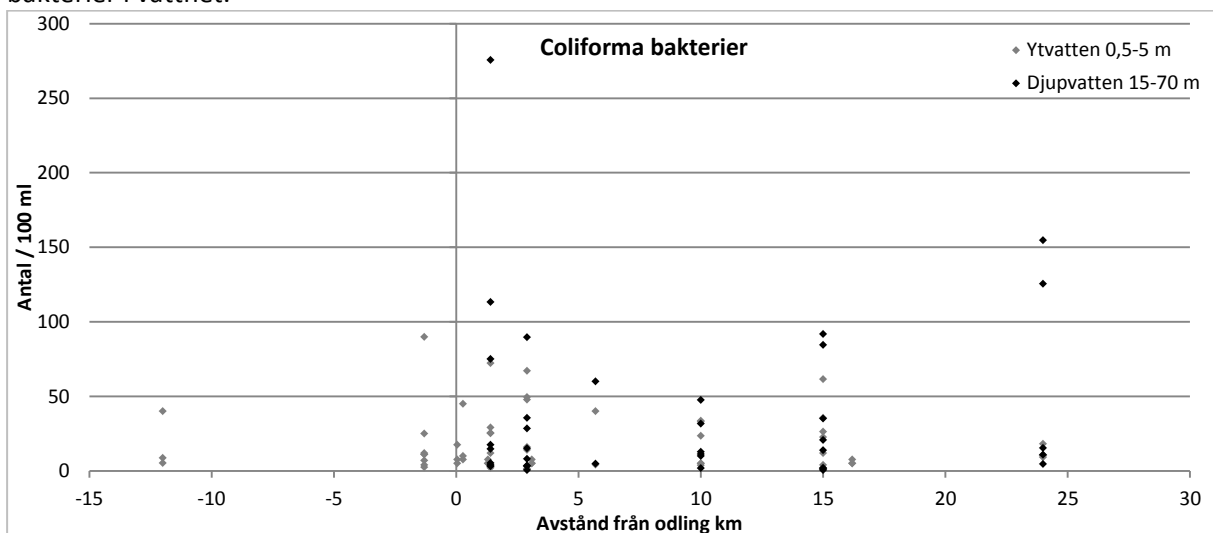
### 3.7.3 Resultat

I det sammanställda underlagsdatat finns endast relativt få provtagningar och provtagningspunkter i ytvattnet uppströms fiskodlingarna och provtagningar av djup- eller bottenvattnet saknas helt uppströms odlingarna. Mängden odlingsbara organismer varierade kraftigt i bottenvattnet mellan olika år i samma provtagningspunkt men var generellt högre än i ytvattnet. Ingen tydlig skillnad i antal odlingsbara organismer kan dock utläsas med ökande avstånd till fiskodlingarna (figur 54). Inte heller provtagningarna av ytvattnet visar på förhöjda halter av odlingsbara organismer nedströms odlingarna, utan snarare något mindre mängder än strax uppströms desamma (figur 54). Halterna av odlingsbara organismer varierade mellan tjänligt och tjänligt med anmärkning i dricksvatten hos användare på alla avstånd från fiskodlingarna (tabell 2). Ingen provpunkt underskred gränsen för tjänligt i utgående desinficerat dricksvatten oavsett avstånd till fiskodlingarna.



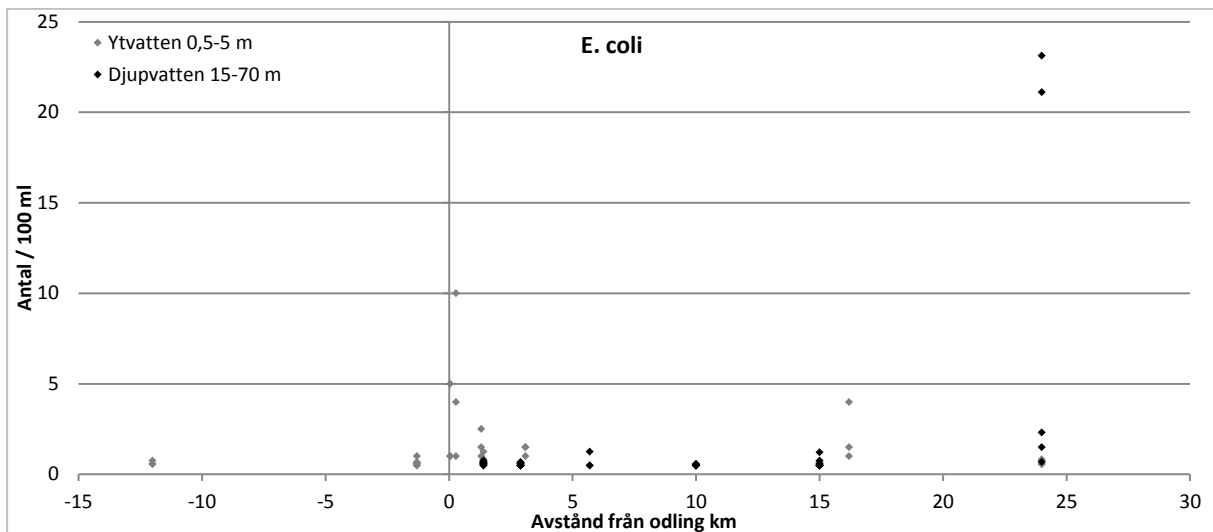
Figur 54. Uppmätta årsmedelvärden för antal odlingsbara organismer i anslutning till fiskodlingar från Dalälven och norrut.

Mängden koliforma bakterier varierade betydligt mellan åren i framförallt bottenvattnet men även i ytvattnet och underskred detektionsgränsen i analyserna i många av proverna, även som medelvärde under året (figur 55). Ingen tydlig skillnad mellan provpunkterna nedströms och uppströms fiskodlingarna kunde utläsas. Mängden koliforma bakterier uppvisade inte heller någon minskning med ökande avstånd nedströms fiskodlingarna utan var relativt konstant, framförallt i ytvattnet. Halterna av koliforma bakterier uppgick dock till otjänligt dricksvatten hos användare (d.v.s. utan föregående rening) i drygt hälften av provtagningspunkterna, oavsett avstånd till fiskodlingarna. Halterna underskred däremot, med mycket god marginal, riktvärdet för ytvattenpåverkan eller påverkan från ex. avlopp eller naturgödsel för råvatten och kan därför användas som ingående vatten till kommunala vattenverk. Fiskodlingsverksamheten påverkar därmed inte mängden koliforma bakterier i vattnet.



Figur 55. Uppmätta årsmedelvärden för antal koliforma bakterier i anslutning till fiskodlingar från Dalälven och norrut.

I vissa provtagningspunkter invid odlingarna var antalet *E. coli*-bakterier högre i ytvattnet än både i bottenvattnet och i de flesta övriga provtagningspunkter (figur 56). Området med den förhöjda mängden *E. coli* bakterier sträckte sig däremot endast 300 meter från odlingen. I bottenvattnet noterades däremot ingen skillnad i mängden *E. coli*-bakterier invid odlingarna. En provpunkt, på ett avstånd av ca 24 km nedströms odlingarna uppvisade däremot betydligt högre mängder *E. coli*-bakterier i bottenvattnet. Eftersom förekomst av *E. coli*-bakterier räcker för att dricksvatten skall räknas som otjänligt bedömdes årsmedelvärdena i knappt hälften av ytvattenpunkterna som otjänliga för dricksvatten, oavsett avstånd till fiskodlingarna och drygt hälften av provpunkterna i bottenvattnet. Ingen provpunkt uppvisade dock halter i närheten av det riktvärde för råvatten som indikerar påverkan från avlopp eller naturgödsel.



Figur 56. Uppmätta årsmedelvärden för antal *E. coli*-bakterier i anslutning till fiskodlingar från Dalälven och norrut.

### 3.7.4 Miljökonsekvenser

Undersökningar genomförda av Naturvårdsverket under 1980-talet visade på en liten lokal ökning av antalet koliforma bakterier i odlingarnas närhet (Wiman 1987). Sammanställningarna i denna rapport visade dock endast på en viss ökning av *E. coli*-bakterier i ytvattnet i direkt anslutning till odlingarna. Ökningen av *E. coli*-bakterier i anslutning till odlingarna skulle kunna bero på att odlingar ofta lockar till sig fåglar. De allra flesta fiskodlare förser dock kassarna med fågelnet. Fågelneten placeras över kassarna och försvårar för fåglarna att plocka fisk från kassarna, vilket minskar mängden fåglar som lockas till odlingarna även om det inte helt undanröjer förekomsten. Det är inte heller sannolikt att någon av de i underlaget inkluderade sjöarna uppvisar längre perioder med vattentemperaturer över 20°C, varför påverkan via bakterietillväxt av *E. coli* i tarmarna hos fisken bör vara liten.

Mängderna odlingsbara organismer varierade mellan provtagningspunkterna men var generellt högre i bottenvattnet än i ytvattnet och ingen tydlig påverkan från fiskodlingsverksamheten kunde utläsas ur resultaten då halterna var relativt likvärdiga uppströms som nedströms odlingarna.

Även om antalet fiskodlingar som genomfört bakteriella provtagningar i recipienten var få visade resultatet att vattnet inte bedöms vara tjänligt som dricksvatten utan föregående behandling i någon provtagen punkt, vare sig uppströms eller nedströms odlingarna, på grund av för hög förekomst av odlingsbara organismer men i många fall även på grund av förekomst av *E. coli*-bakterier och/eller koliforma bakterier. Inte på något avstånd från fiskodlingarna överskreds däremot de riktvärden för råvatten som indikerar påverkan från avlopp eller naturgödsel och vattnet kan därmed användas för vattentäkt om behandling sker innan konsumtion. Resultaten visar sammantaget att fiskodlingsverksamheterna endast medför en liten och lokal effekt på mängden *E. coli*-bakterier i vattnet. Förutsatt att fiskodlingen inte placeras i direkt anslutning till en dricksvattentäkt medför verksamheten ingen påverkan på dricksvattenförsörjningen.

## 3.8 Rymningar, konkurrens och genetisk kontaminering

### 3.8.1 Allmänt

Effekten av rymningar på det naturliga fiskbeståndet samt det övriga ekosystemet i ett område beror dels på vilken fiskart som rymmer från fiskodlingen och dels på vilka övriga arter som finns i området. De fyra grundläggande parametrarna som rymningar kan konkurrera med det vilda fiskbeståndet om är föda, lekplatser, ståndplatser (i rinnande vatten) samt partners i samband med reproduktionen. Den svenska matfiskproduktionen i öppna kassar består av odling av röding och regnbåge och utgör drygt 95 % av den totala svenska fiskodlingsproduktionen, varför effekterna av dessa två arter redovisas i denna rapport.



### 3.8.2 Möjliga effekter av förrymd röding

Röding (*Salvelinus* spp.) är en inhemsk art i Sverige och förrymd odlad röding kan därför konkurrera om föda, lekplatser och partners med den inhemska rödingen (Sparrevik 2001, Pakkasmaa och Petersson 2005). Då rödingen är en sjölevande stimfisk konkurrerar den däremot inte om ståndplatser i vattendragen.

Det finns emellertid flera varianter eller underarter av röding i Sverige. Den röding som vanligen används i storskaliga matfiskodlingar, Arctic Superior, härstammar från rödingvarianten storröding (*Salvelinus umbla*), med ursprung i Hornavan. Storrödingen är mer snabbväxande än den vanligare fjällrödingen (*Salvelinus alpinus*), förekommer endast naturligt i ett antal större djupa sjöar i landet och är den enda rödingvariant som förekommer i de södra delarna av Sverige (Kullander et al. 2012). Röding (både storröding och fjällröding) har även planterats ut på många håll (Pakkasmaa och Petersson 2005, Laikre et al. 2006, Laikre et al. 2008). Trots att syftet vid utplanteringar vanligen är att leda till självreproducerande bestånd misslyckas detta relativt ofta när det gäller storröding (Kullander et al. 2012), vilket samtidigt bör minska riskerna vid rymning från odlingar. Hornavanrödingen har sedan 1982 genomgått avel på forskningsstationen i Kälarne (Jämtlands län) och därigenom fått namnet Arctic Superior (Brännäs et al. 2011). Forskningsstationen i Kälarne drevs fram till 2009 av Fiskeriverket och därefter av Vattenbrukscentrum Norr AB och avelsarbetet har utgjort ett samarbete mellan SLU (genetiskt ansvariga), odlare av röding i Sverige samt forskningsstationen i Kälarne. Initialt lades stort fokus på ökad tillväxt vilket dessutom ledde till senare könsmognad, vilket är en positiv egenskap inom fiskodling. Som selektionskriterier har avelsprogrammet även tittat på köttfärg, stresstålighet, romkvalitet mm. Den odlade fisken i form av Arctic Superior har därför genom avel erhållit en smalare genetisk bas än den vilda varianten.

Till skillnad från de flesta andra laxartade fiskar leker rödingen i sjöar istället för i rinnande vatten. Den leker på steniga bottenar under senhösten, vanligtvis i grundare områden av sjöar där vattenströmmarna hjälper till att hålla botten fri från sedimenterat material. Med anledning av detta har de allra flesta ursprungliga reproduktionsområden för röding förstörts i vattenkraftsreglerade sjöar genom att lekbottenarna torrläggs under vintern och senvåren när vattenståndet är lågt i årsregleringsmagasinet. De naturliga rödingbestånden har därför minskat kraftigt i många regleringsmagasin vilket kan göra dem känsligare för konkurrens med odlad röding.

Rymningar kan på sikt påverka det naturliga beståndet av röding genom inkorsningar med vild röding, vilket dels ger en smalare genetisk bredd samt en möjlig försämrad anpassning till den aktuella sjön genom de egenskaper som avlats fram för odlingsverksamheten (Sparrevik 2001, Pakkasmaa och Petersson 2005, Fiskeriverket 2007, Laikre et al. 2010). I vissa fall får de utplanterade eller förrymda individerna ingen eller endast mycket liten effekt på det naturliga beståndet då de inte korsas med varandra eller att reproduktionen helt misslyckas för de nytillkomna individerna (Heggenes et al. 2005, Östergren 2009). Odlade fiskar uppvisar även sämre överlevnad och anpassning till de naturliga förhållandena, åtminstone under det första året (Dannewitz 2003, Petersson et al. opubl.), vilket leder till en initial gallring av antalet individer bland de förrymda fiskarna.

### 3.8.3 Möjliga effekter av förrymd regnbåge

Regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) är inte en inhemsk art i Sverige men har under lång tid planterats in i sjöar och vattendrag för att förbättra sportfisket. Den första introduktionen skedde redan 1892 och har därefter följts av otaliga utsättningar via statliga fiskeribiologer, Hushållningssällskapen, sportfiskeklubbar, fiskevårdsområden och privatpersoner inom så gott som samtliga län i Sverige (Filipsson 1994, Pakkasmaa och Petersson 2005, Artdatabanken 2012, HaV 2015, Fiskbasen 2017). Dessutom har rymningar skett från fiskodlingar på olika platser. Trots dessa omfattande utplanteringar och övriga spridningar har ytterst få fall av självreproducerande bestånd uppstått (Fausch et al. 2001, Pakkasmaa och Petersson 2005, Nellbring 2006, Kullander et al. 2012, HaV 2015). Forskningen har inte säkert kunnat fastställa vad detta beror på då regnbågens krav på omgivningsförhållandena liknar öringens. Möjligen är det orsakat av de skillnader i klimat- och ljus-

och flödesförhållanden som råder mellan Sverige och regnbågens ursprungsområde i Nordamerika (Fausch et al. 2001, Pakkasmaa och Petersson 2005, Fiskbasen 2017).

Regnbågsynglens krav på födotillgång och temperatur stämmer möjligen inte överens med de förhållanden som råder i svenska vatten på grund av att regnbågen leker vid "fel" tid (Lindberg et al. opubl.). En annan möjlighet är att regnbågsynglen drabbas av parasiter som är vanligt förekommande här i Sverige och som de inhemska arterna har en större motståndskraft mot än som regnbågen (Hindar et al. 1996, HaV 2015). Framförallt är det spordjuret *Myxobolus cerebralis* som lyfts fram som en möjlig orsak (Hindar et al. 1996, Pakkasmaa och Petersson 2005, HaV 2015). Denna infektioner dock inte fisken förrän efter kläckning och uppföljningar av påvisad regnbågslek i Norge visar i flera fall att rommen dött redan innan kläckning (Hindar et al. 1996). Även Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) anger att "*möjligheten för regnbåge att reproducera sig under svenska förhållanden är begränsad då den naturliga leken i de allra flesta fall misslyckas*" (Hav 2015).

Regnbågen leker till skillnad från de flesta laxartade fiskar under våren, medan övriga laxartade fiskar med undantag för harr, leker under hösten. I ett fåtal vattendrag har reproduktionen lyckats och årsyngel av regnbåge har i ett tjugotal fall fångats vid elfiske i rinnande vatten, men inga livskraftiga bestånd av regnbåge har trots detta lyckats etablera sig (Filipsson 1994). Vid uppföljningar på Gotland, vilket är ett av mycket få ställen i Sverige där reproduktionen lyckats, minskade tätheten av regnbåge väsentligt från juni till augusti under den första sommaren efter kläckning, utan att tätheterna av öring påverkades märkbart (Landergren 2001). Inga fortsatta detaljerade uppföljningar av dessa vattendrag har dock kunnat hittas, även om långsiktiga uppföljningar angavs vara syftet med försöken. Landergren<sup>4</sup> anger emellertid att förekomsten av regnbåge har varit under övervakning av och till sedan slutet av 90-talet, att det under en period påträffades regnbågsreproduktion vid ett flertal tillfällen men att idag finns få, om ens några, observationer i bäckarna på Gotland.

I de fall regnbågen leker, även om reproduktionen misslyckas, kan den dock få en indirekt inverkan på öringbestånden. Eftersom den har samma preferens på lekområden som öringen kan den under våren gräva lekgropar och leka i samma grusbäddar som öringrommen lades i under föregående höst. Eftersom regnbågens lek sker under våren innan öringrommen kläcker ut, skulle detta kunna påverka öringens reproduktionsframgång. I ett försök på Nya Zeeland där regnbågens lekperiod till skillnad från i Sverige överlappar öringens lekperiod, medförde detta en kraftig försämring av öringens reproduktionsframgång när regnbågen lekte strax efter öringen på samma lekområden (Hayes 1987). Det kan delvis ha orsakats av att rommen är mycket känslig för störningar från befruktningstillfället och under några timmar framåt. Därefter minskar känsligheten och när rommen är ögonpunktad och nära kläckning är den däremot relativt okänslig för stötar och mekanisk påverkan<sup>5</sup>. I Sverige där öringen leker ca sex till åtta månader före regnbågen har rommen därför hunnit utvecklas mycket längre och är förhållandevis okänslig för yttre störningar vid den tidpunkt då regnbågen gör sina lekgropar. Rommen bör därför inte skadas mekaniskt men riskerar att både kunna grävas djupare ned i materialet, vilket leder till försämrad syresättning och ökad dödlighet, eller grävas upp och då riskera bortspolning eller ökat predationstryck från andra arter. Under själva leken bör dock regnbågen, liksom övriga laxfiskar vara upptagna med reproduktionen och därför inte predera på den rom som grävs upp då detta även skulle riskera kannibalism på regnbågens egen nylagda rom<sup>5</sup>. Däremot återfinns ofta även andra arter i vattendragen som kan utnyttja möjligheten till nya födokällor om dessa uppenbarar sig.

Om regnbågsrommen väl kläcker ut visar undersökningar att regnbågsynglen inte klarar av att medföra negativ konkurrens eller ökad dödlighet gentemot öringen (Hayes 1989, Kocik och Taylor 1995). De nykläckta regnbågsynglen utsätts istället för en hård konkurrens med de tidigare kläckta öringarna med vilka de delar födoval (Landergren 1999, Lindberg et al. opubl.). En tidigare kläckning och därmed större storlek hos individerna är en mycket stor konkurrensfördel (Hayes 1989, Landergren 1999, Lindberg et al. opubl.). Detta medför att den storleksskillnad mellan öring- och regnbågsynglen som finns vid den tidpunkt då regnbågsynglen ska övergå från att äta zooplankton till

---

<sup>4</sup> Pers. kom. Peter Landergren, Länsstyrelsen Gotland. Mail 2018-03-28.

<sup>5</sup> Pers. kom. Åke Forsén, Vattenfall, fiskmästare Norrfors laxodling.

driftande insekter gör att regnbågens yngel har mycket svårt att klara konkurrensen med öringen (Lindberg et al. opubl.).

Om storleksskillnaden däremot är tillräckligt stor så att den tidigare kläckta arten hinner byta födoval till en större storlek på bytena, t.ex. från zooplankton till driftande insekter, innan den senare kläckta arten börjar äta zooplankton, minskar däremot konkurrensen mellan arterna (Landergren 1999, Lindberg et al. opubl.). Skillnaden i tidpunkt för öringens och regnbågens första födosök uppgår till cirka 20 dagar i norra Sverige och till 35 dagar i södra Sverige, vilket medför en större storleksskillnad mellan arterna vid tidpunkten för regnbågens initiala födosök i södra Sverige. Konkurrensen mellan arterna bör därför vara lägre i den södra delen av landet, vilket även stämmer överens med lokaliseringen av de fåtal naturliga reproduktionstillfällen av regnbåge som påträffats (Lindberg et al. opubl.). Detta är troligen en viktig förklaring till att regnbågen i ett fåtal fall klarat av att bilda bestånd i södra Sverige men aldrig i den norra delen av landet. Regnbågsynglen uppehåller sig även närmare ytan i de vattendrag där dessa lyckats kläcka ut vilket utsätter dem för en ökad predation jämfört med öringen (Hindar et al. 1996, Sægrov et al. 1996, Landergren 1999) men även en ökad risk för att spolats bort (Fausch et al. 2001). Fausch et al. (2001) visade att en väsentlig faktor för möjligheten för regnbågen att skapa bestånd genom lyckad reproduktion var flödesförhållandena i vattendragen. Regnbågen klarar inte av att bilda bestånd i områden som uppvisar höga flöden under våren och sommaren, d.v.s. strax efter att regnbågsrommen kläckt ut. Sannolikt orsakas detta av att ynglens placerar sig högre upp i vattenmassan än exempelvis öring och därmed lättare spolats bort än öringen som söker skydd mot botten. Höga vår- och sommarflöden i kombination med konkurrens med inhemska arter och sämre försvar mot inhemska parasiter bedömdes samverka och förhindra regnbågen att bilda bestånd i olika delar av världen. Detta stöds av att de enda två vattendrag i inlandet där regnbågen klarat av att bilda bestånd utgörs av små bäckar med mycket högt inslag av grundvatten. Dessa utgörs av ett litet biflöde till Tidan med nästan uteslutande grundvatten och en temperatur på 7-11 °C under hela året, samt Dammbäcken vid Königshyttan strax nedströms en liten sjö och med stort inslag av grundvatten (Degerman opubl.). Dessa bäckar får därmed mycket stabila flöden under året, utöver att grundvattnet sannolikt bidrar till högre vattentemperaturer under vintern och våren i båda bäckarna.

Erfarenhet från åtta stora svenska romproducenter och/eller matfiskodlare av regnbåge visar att regnbågen huvudsakligen är lekmogen från omkring slutet av mars och fram till slutet av april. Beroende på vattentemperaturen kan lekmognaden även inträffa tidigare och ett fåtal individer kan lekmogna senare. Detta stöds även av de fåtal litteraturbeskrivningar som kunnat hittas om regnbågens lekperiod (Sægrov et al. 1996, Landergren 1999, Fausch et al. 2001, Degerman opubl. Lindberg et al. opubl) samt tillhandahållna underlagsdata från fem odlingar från Lindberg et al. (opubl), varav fyra är lokaliserade söder om Dalälven och en tillhör området Dalälven och norrut. I den sistnämnda odlingen noterades dock leken i början av maj. En av odlingarna ingick dock i gruppen av odlare som tillfrågats söder om Dalälven och resultaten stämde väl överens sinsemellan.

I norra Sverige (Dalälven och norrut) visar sammanställningar av vattentemperaturen att denna fortfarande är mycket låg (1,5-3 °C) när lekmognaden inträffar men tycks infalla i samband med att temperaturen börjar stiga något (0,5-1 °C) från vattentemperaturen under vintern. Undantaget är odlingen i underlagsdatat från Lindberg et al. (opubl) med den något senare leken, där temperaturen hunnit stiga till 7,2 °C. Trots den likvärdiga tidpunkten för leken i områdena söder och norr om Dalälven hinner vattentemperaturen däremot stiga betydligt i det sydligare området. I den sättfiskodling som kontaktats söder om Dalälven uppgavs temperaturen till 5-7 °C vid tidpunkten för leken (kramningen) och i underlagsmaterialet till Lindberg et al. (opubl) uppgick vattentemperaturen till 6,6-10,3 °C i de tre odlingar söder om Dalälven där man med temploggar mätt denna vid kramningen.

I gotländska vattendrag har lek påträffats från slutet av mars till mitten av maj beroende på flödesförhållanden (Landergren 1999, 2001), trots den jämna vattentemperaturen under året leker regnbågen i biflödet till Tidan med start i mars/april när temperaturen når 4-8 °C (Degerman opubl.) och i Norge vandrar regnbågen upp i vattendrag i april/maj (Sægrov et al. 1996). De litteraturuppgifter och övriga undersökningar (Lindberg et al. opubl.) som genomförts har framförallt

utförts i området söder om Dalälven eller i området som klimatmässigt bör likna den södra delen av Sverige snarare än området från Dalälven och norrut. Undersökningar av regnbågens reproduktionsförsök i den norra delen av landet eller under liknande klimatförutsättningar med mycket låga vattentemperaturer vid regnbågens lekmognad saknas däremot.

Harren som är den enda inhemska vårlekande laxfisken i Sverige leker vid 4-12 °C, med en optimal temperatur på 5-7 °C (Gönczi 1989, Nordwall et al. 2002). Detta inträffar vanligen i slutet av april till slutet av maj i området söder om Dalälven samt under maj i de flesta vattendrag i området från Dalälven och norrut. Eftersom vårfloden ännu inte passerat när regnbågens lekmognad inträffar i norra Sverige, och harren därmed inte gått upp i de ännu frusna vattendragen för lek är sannolikheten för konkurrens eller störning av harrens lekområden mycket liten i detta område. Söder om Dalälven är risken större att arternas lekperioder överlappar, även om regnbågen även här sannolikt leker någon eller ett par veckor före harren. Arterna har dock något olika preferenser med avseende på lekbottnar där harren gärna väljer finkornigare bottnar än regnbågen. Inga studier av regnbågens eventuella påverkan på harrens reproduktion har dock kunnat påträffas.

För att kunna medföra inverkan på öringens eller harrens reproduktion måste regnbågen även vandra upp i vattendragen och hitta lämpliga lekplatser. Den sedan många generationer odlade regnbågen har dock tappat mycket av sina naturliga instinkter och har dessutom en låg vinteröverlevnad som initialt gallrar förrymd regnbåge (Pakkasmaa och Petersson 2005, Lindberg et al. 2009). Förrymd odlad regnbåge håller sig därför inledningsvis, på grund av den goda födotillgången, nära kassarna efter en rymning (Lindberg et al. 2009). Det ger fiskodlaren möjligheter till återfångst av delar av det förrymda beståndet (praktisk erfarenhet från svenska odlare). En undersökning där märkta regnbågar pejlades vid en simulerad rymning visade dock att regnbågen även kan spridas väsentligt inom sjön. Däremot vandrade regnbågen endast i ett fåtal fall upp från sjön till anslutande vattendrag. Den eventuella reproduktionsframgången för de individer som vandrade upp i vattendrag bör dock väsentligen ha försvårats genom att de vandrade upp i så spridda vattendrag runt sjön att de mycket sällan bör ha träffat på en partner (Lindberg et al. 2009). Uppvandrande regnbågar påträffades dessutom i områden med dåliga förutsättningar att hitta lämpliga lekområden i vattendragen, varför reproduktionsframgången bör ha uteblivit och störningen på andra arters reproduktionsframgång minimerats (AquAliens 2008, Lindberg et al. 2009, Hagelin et al. 2015).

### **3.8.4 Resultat**

#### **3.8.4.1 Fångster i nätprovfisken**

Resultat från provfiskeundersökningar finns endast från tre sjöar med etablerad storskalig fiskodling. I den ena sjön, Siljan, har fiskodlingsverksamhet bedrivits sedan 1960-talet. Under senare år har två tillfällen med mer omfattande rymningar från den numera storskaliga regnbågsodlingen inträffat. Provfisken genomförs vart sjätte år (tidigare vart femte år) i Siljan som en del av den samordnade recipientkontrollen för Dalälven. Vid det senast utförda provfisket 2012 fångades ingen regnbåge på de 20 nät som användes, trots att ett av dessa större rymningstillfällen inträffade före 2012. Inte heller vid något av de övriga provfisketillfällena 1996, 2001 eller 2006 har någon regnbåge fångats vid de standardiserade provfiskena i sjön. Däremot hade de totala fångsterna av andra arter ökat markant i vikt jämfört med de två föregående provfisketillfällena (Jonsson 2013). En effekt av näringstillskott till sjöar som oligotrofierats på grund av t.ex. vattenkraftsreglering, är att fiskbestånden ökar utan att detta ger någon mätbar effekt på lägre nivåer i näringskedjan (Milbrink et al. 2003, Rydin et al. 2008). Ökningen av produktionen blir mätbar först i det sista steget i näringskedjan då produktionsökningen i de tidigare stegen medför en ökning av nästkommande steg som i sin tur ger en negativ återkoppling till föregående steg i näringskedjan genom predation. Vid det första provfisket 1996 i Siljan var fångsterna däremot förhållandevis likvärdiga med det senaste provfisket varför en annan förklaring skulle kunna vara att produktionen på de planktonätande fiskarna i sjön går i cykler där predationen från rovlevande fiskar som Siljansöringen, och dess inverkan på lägre nivåer i näringskedjan i sin tur driver utvecklingen.

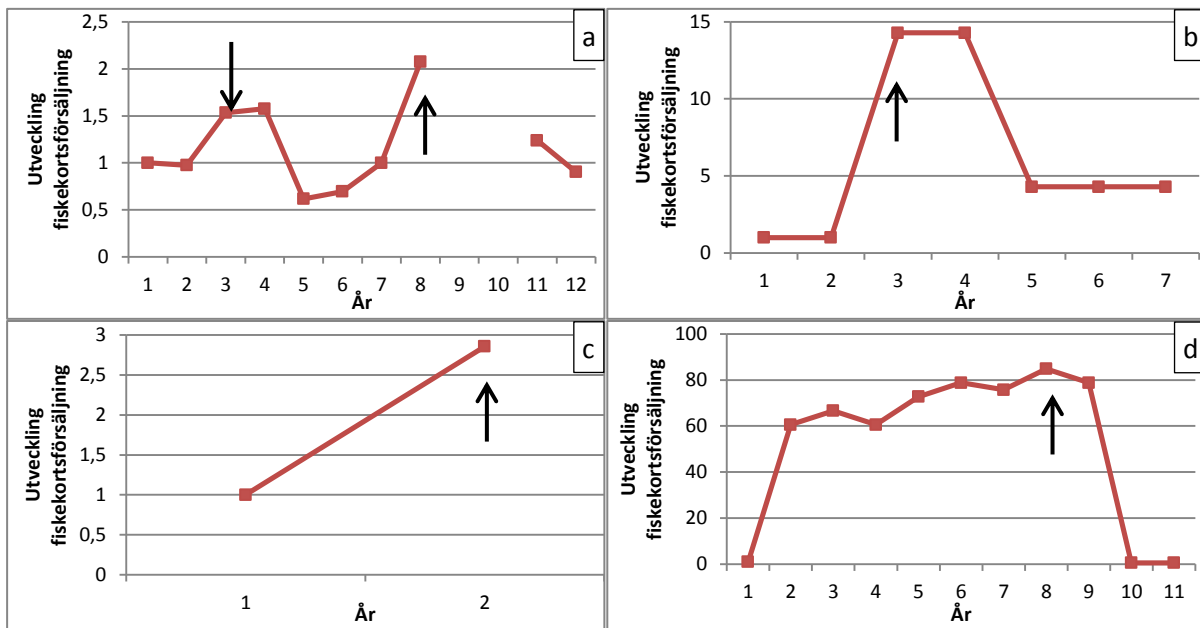
Men även i den andra sjön, Storuman, hade biomassan av fisk ökat något jämfört med tidigare provfisketillfällen (Hedlund 2016b). Regleringsmagasinet Storuman är dock påverkat av ytterligare faktorer, så som utplantering av glacialrelikta kräftdjur vilket påverkar produktionen och ekosystemet i sjön väsentligt, förutom en tydlig årsreglering av magasinet för vattenkraft. I Storuman odlas regnbåge och/eller röding inom sammanlagt tre olika odlingstillstånd som successivt har tillkommit och utökats sedan 1980-talet. Under 2000-talet har omfattande rymningar förekommit vid ett par tillfällen. Trots att det senaste provfisket, 2016, genomfördes i direkt anslutning till en av odlingarna i sjön fångades ingen regnbåge (Hedlund 2016b). Inte heller vid tidigare provfisketillfällen har regnbåge fångats även om insamlad fiskestatistik från en privat nätfiskare visar att rymningar förekommit i sjön från mitten av 1990-talet och framåt (Hedlund 1998). Däremot hade beståndet av storröding i sjön ökat vid provfisket 2016 jämfört med provfiskena på 1990-talet. I sjön förekommer både storröding och fjällröding naturligt varav den förstnämnda tidigare har minskat efter regleringen. Vid tidigare provfisket i sjön under 1990-talet kunde förrymd odlad röding särskiljas från den inhemska rödingen i provfisket vid åldersanalys genom en mycket högre tillväxt under dess första ett till två år (Hedlund 1998). Vid det senaste provfisket kunde däremot ingen skillnad i tillväxt upptäckas mellan de fångade rödingindividerna och dess tillväxt var inte heller onaturligt förhöjd under deras första levnadsår. Därmed drogs slutsatsen att de storrödingar som fångats inte var förrymda rödingar utan var naturligt reproducerade (Hedlund 2016b). Det kunde däremot inte fastställas utan genetiska analyser om förrymd odlad röding korsat sig med vild storröding i sjön eller om ökningen av antalet storrödingar vid detta tillfälle endast berott på en önskvärd ökning av det naturliga beståndet (Hedlund 2016b).

Inte heller i Västra Silen fångades någon regnbåge vid de undersökningar som genomfördes 1994 trots att den befintliga fiskodlingen då varit i drift i fem år.

#### **3.8.4.2 Förändringar i fisketryck**

En generell påverkan som rymningar från fiskodlingar kan medföra är att fiskeintresset och fisketrycket i området ökar, vilket i sin tur kan leda till ett ökat fisketryck både på rymningarna och de vilda bestånden. Detta är dock något som både bör och kan regleras genom fiskerättsägarens regler för fisket samt tillsyn av efterlevnaden av regelverket, och som inte åligger fiskodlingsföretaget.

I figur 57 visas fyra exempel på förändrat fisketryck (förändrad fiskekortsförsäljning) i anslutning till fiskodlingar med rymningar. I exemplet i figur a. har två rymningstillfällen inträffat. Vid båda dessa tillfällen har fiskekortsförsäljningen ökat markant men inga övriga insatser för att bibehålla fiskeintresset i området har genomförts efter att effekten av rymningarna mattats av, varför försäljningen därefter gick ner till under den ursprungliga nivån. Fiskevårdsområdet anger att "de vanliga sportfiskarna försvann och de som fiskade blev bortskämda med stora fångster strax efter rymningen och tyckte att fisket var dåligt när det återvände till det normala". I exempel b. satsade fiskevårdsområdet på att utveckla fisketurismen på andra arter, t.ex. gäddfiske och genomförde även satsningar i andra omkringliggande vatten inom samma fiskevårdsområde. De återinvesterade en del av vinsterna i fisketurismen och fiskekortsförsäljningen fortsatte att uppvisa en ökning jämfört med innan rymningarna, även efter den initiala ökningen. I exempel c. visas endast ökningen av fiskekortsförsäljningen i anslutning till rymningstillfället i ett specifikt område, men ingen statistik därefter har kunnat erhållas. Exempel d. visar utvecklingen i ett område med endast ett känt rymningstillfälle som dock sannolikt var något utsträckt i tid. Fiskekortsförsäljningen till allmänheten var nästan obefintlig innan år två i figuren och odlingsverksamheten fick tillstånd till en utökning vid år tre i figuren. Den enorma ökningen av fiskekortsförsäljningen orsakades därför huvudsakligen av ett ökat intresse av fiske kring fiskodlingar i allmänhet efter att rymningar inträffat på andra odlingar. Detta eftersom det för odlingen kända rymningstillfället inte inträffade förrän omkring år åtta i figuren. Efter år nio slutade området dock att sälja fiskekort till allmänheten på grund av upplevd problematik kopplad till det stora fisketrycket.

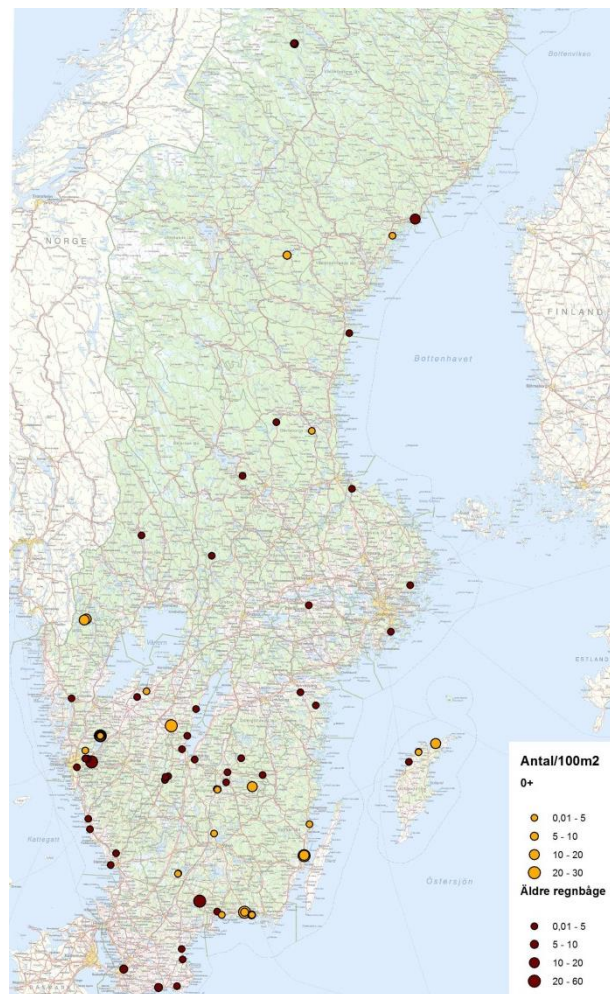


Figur 57. Fyra exempel på förändrad fiskekortsförsäljning i samband med rymningar från matfiskodlingar och/eller utökning av fiskodlingsverksamhet i närliggande områden. Värdena är indexerade med utgångspunkten för tidsserien som värde "1" och den relativa ökningen längs Y-axeln. Observera de olika skalorna på Y-axeln i de olika diagrammen! Tillfällen med rymningar är markerade med pilar i figurerna i förhållande till antal år efter den insamlade statistikens början.

### 3.8.4.3 Fångster vid elfiske i vattendrag

Den förrymda fisk som trots allt överlever sitt första år i frihet har dock mycket svårare än vild fisk att hitta lämpliga lekområden (Hagelin et al. 2015) och för regnbågens del har årsyngel endast påträffats i ett fåtal vattendrag (18 st.) och vid sammanlagt 29 tillfällen vid elfiskeundersökningar, (figur 58) (SERS 2017). Inkluderat i dessa tillfällen finns även lokaler där påträffade årsyngel sannolikt härrör direkt från odlingar eller från utplanteringar och inte från naturlig reproduktion. Eftersom regnbågens reproduktion mycket sällan lyckas och arten endast misstänks vara på väg att kunna bilda självreproducerande bestånd längs den skånska kusten (HaV 2017), beror fångsterna av äldre regnbågar i figur 58 på utplanteringar av regnbåge samt i vissa områden även på rymningar från fiskodlingar.

Figur 58. Förekomst av regnbåge vid elfiskeundersökningar. Kartunderlaget har hämtats från Lantmäteriets öppna data, <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/Kartor/oppna-data/villkor/> © Lantmäteriet.



### 3.8.5 Miljökonsekvenser av rymningar

Rymningar är något som odlarna så långt som möjligt försöker undvika då detta medför stora ekonomiska förluster. Den investering i tid och pengar, genom framförallt foderförbrukning, som lagts ner under fiskens tillväxt går helt till spillo om fisken inte kan slaktas och säljas. Trots detta sker emellanåt rymningar vilket kan bero på tekniska problem, misstag, omgivande faktorer eller sabotage. För att minimera både effekten på omkringliggande ekosystem, men även för att kunna återfå en del av den förrymda fisken har ett antal åtgärder och rutiner arbetats fram av fiskodlarna själva genom att dra nytta av de erfarenheter som gjorts vid rymningar och sabotage. Försök har visat att en del av fisken går att återfå genom att sänka ner en tom odlingskasse och utfodra i denna. När fisken samlas ovanför kassen för att äta hissas denna upp och fisken kan återfångas. Detta fungerar dock endast initialt medan rymningarna fortfarande huvudsakligen håller sig kring odlingen. Fördelen är dock att fisken kan fångas utan att skadas och därmed återförs till odlingen. De flesta fiskodlare har även som rutin att lägga ut nät för att försöka fånga rymningarna. Dessa fiskar skadas dock varför de inte kan odlas vidare. Möjligheten att lägga ut ett större antal nät för att återfå rymningar förutsätter dock att detta har godkänts av fiskerättsägaren i området, vilket bör ske redan på förhand för att vinna tid. Många odlare har även nät kontinuerligt utlagda i anslutning till odlingen för att redan på ett tidigt stadium kunna upptäcka förrymd fisk och därmed förhoppningsvis kunna hitta och åtgärda problemet innan det förvärras, exempelvis vid uppkomst av ett mindre hål i en kasse.

Om det sker större rymningar är det vanligt att vattenområdet får en betydande tillströmning av sportfiskare, fisketrycket ökar och en relativt stor andel av den förrymda fisken fiskas upp. Det finns dock alltid en andel av rymningarna som inte fångas utan lever vidare i området. Dödligheten hos odlad fisk är emellertid relativt hög under det första året i frihet innan de lärt sig att både söka föda på egen hand och undvika predatorer (Jonsson 2001, Fiskeriverket 2007, Petersson et al. opubl.).

Inte i någon av sjöarna med tillgängliga nätprovfiskeresultat har förrymd röding eller regnbåge, de för matfiskproduktion vanligaste arterna, fångats i något av de standardiserade provfiskena som genomförts. Detta tyder på att odlad fisk inte utgör en betydande andel av fiskpopulationen i någon av sjöarna och därmed inte heller bör ha en väsentlig påverkan på det övriga fiskbeståndet. Förrymd fisk fångas däremot vid andra typer av fisken i dessa sjöar. I vissa fall påträffas regnbåge i tillrinnande vattendrag även om förrymd fisk huvudsakligen stannar i sjöarna. Länsstyrelserna ger dock tillstånd till utplanteringar av både storröding men även storskaliga utplanteringar av regnbåge i olika delar av Sverige, vilket medför att dessa arter finns i områden där de naturligt inte påträffas även av andra orsaker än rymningar från fiskodlingar. Effekten på omkringliggande fiskbestånd blir emellertid densamma oavsett om fisken rymt från en odling eller planterats ut. Både regnbåge och röding kan ex. konkurrera med övriga fiskarter om födotillgången och medföra predation på mindre individer och/eller rom (Sparrevik 2001, Pakkasmaa och Petersson 2005, Laikre et al. 2006).

Undersökningar av regnbågens reproduktionsförsök på Nya Zeeland, där öring och regnbåge till skillnad från i Sverige har överlappande lekperioder, har visat på en kraftig negativ påverkan på öringbestånden. Förutsättningarna bedöms dock vara väsentligt annorlunda i Sverige där öringrommen hunnit mycket längre i sin utveckling vid tidpunkten för regnbågens lek och därför inte är lika känslig för störning. Inga forskningsförsök har däremot genomförts för att undersöka vilken effekt regnbågen har på öringens reproduktionsframgång under nordiska förhållanden och under lägre tid.

Emellanåt framkommer synpunkter om att harrens reproduktion bör kunna påverkas av förrymd regnbåge då båda leker under våren. Regnbågens preferens på lekbottnar liknar öringens, vilken helst leker på bottnar av sten i varierande storlek samt grovt grus. Harren väljer dock helst finkornigare bottnar med sand, grus och sten, eftersom den inte gräver lekpropar som de flesta andra laxartade fiskar (Nordwall et al. 2002, Kullander et al. 2012). Harren leker dock gärna så grunt att ryggen sticker upp (Nordwall et al. 2002). Sammanställningar av tidpunkten för regnbågens könsmognad visar dock att sannolikheten bör vara mycket låg eller nära obefintlig för negativ påverkan på harrens reproduktion i norra delen av landet (Dalälven och norrut). Detta då regnbågen

blir könsmogen med rinnande rom cirka en månad före harrens lek inträffar, men även eftersom regnbågens lek inträffar innan vårfloden har passerat eller de mindre vattendragen öppnats upp. Beroende på när rommen därefter kläcker i de nordliga vattendragen kan ynglen även riskera att spolats bort om flödena fortfarande är höga efter vårfloden då de små regnbågsynglens förmåga att klara högre vattenhastigheter var mycket sämre än öringens (Landergren 1999, Fausch et al. 2001). Effekten att nykläckta yngel av vissa laxfiskarter spolats bort kan påträffas redan vid så långa hastigheter som 10-25cm/s (Fausch et al. 2001).

I den södra delen av landet är vattentemperaturen för regnbågens lekmognad mer likartad harrens tidpunkt för lek varför risken för överlappande lekperioder bör kunna vara större. Även i detta område skiljer det sig dock någon till ett par veckor mellan arterna för tidpunkterna för leken, men då båda arternas lekperiod är något utdragen i tid vilket kan möjliggöra att de delvis inträffar samtidigt. Påverkan av förrymd regnbåge på harrens reproduktionsframgång är emellertid inte känd då inga undersökningar genomförts.

Den genetiska effekten av eventuella rymningar av odlad röding har inte kunnat följas upp i denna rapport då detta kräver genetiska analyser av den fångade fisken vilket inte genomförs vid de standardiserade provfiskena. Dessutom har provfiskeundersökningar endast genomförts i en sjö där röding odlas för matfiskproduktion. Beståndet av storröding hade i denna sjö ökat efter fiskodlingarnas tillkomst men de fångade rödingarna utgjordes inte av förrymda individer. Det kunde däremot inte uteslutas att det naturliga beståndet hade korsats med tidigare förrymda individer. Då rödingbeståndet återigen hade ökat efter en långvarig minskning sedan vattenkraftsregleringen av sjön bedömdes den ekologiska effekten av eventuell inblandning av odlad fisk i det naturliga beståndet inte vara negativ på kort sikt. För att minska risken att förrymd fisk påverkar det naturliga beståndet har försök att triploidisera Arctic Superior genomförts (Nilsson et al. 2014). Triploidisering innebär att romkornet genom tryck påverkas så att den blivande fisken blir steril. Detta är vanligt förekommande vid bland annat romproduktion av regnbåge men har inte tidigare genomförts på Arctic Superior, där fortsatta försök nu pågår. Ett stort antal av de regnbågar som odlas i öppna system i Sverige idag är triploida, vilket innebär att de är sterila. Dessa individer verkar enligt de fiskodlare som odlar triploid fisk även sakna könsdrift varför de i så fall inte bör störa andra arters reproduktion vid eventuella rymningar. Ytterligare ett antal besättningar av regnbåge som odlas utgörs av "all female", vilket innebär att endast honor odlas i de öppna kassarna. Även detta förhindrar reproduktion vid rymningar.

Rymningar kan sammantaget påverka de vilda fiskbestånden genom konkurrens, ökat fisketryck och möjligen även genom en viss negativ inverkan på reproduktionen. Det saknas dock långtidsuppföljningar av regnbågens inverkan på öringens och harrens reproduktion under svenska förhållanden. Regnbågsyngel har visserligen vid ett fåtal tillfällen påträffats vid elfisken men regnbågen har bevisligen svårt att etablera bestånd i dessa vatten.

#### **4 Diskussion/Summering**

Det kan initialt framstå som en självklarhet att en större fiskodling leder till en större miljöpåverkan än en mindre fiskodling. Miljöeffekten av en fiskodling är dock beroende av tre faktorer; dimensionering, lokalisering och skötseln av odlingen. Dimensioneringen görs utifrån vattenförekomstens näringsutrymme och baseras därför bland annat på näringshalt i vattnet (vanligen fosforhalt), vattenförekomstens omsättningstid samt strömförhållanden. En längre omsättningstid medför en ökad fosforretention och tillåter en större fiskodling. Detta måste dock avvägas mot att en lång omsättningstid även ger en lägre vattengenomströmning, sämre spridning av näringsämnen och sämre vattengenomströmning genom kassarna för syresättning etc., vilket sammantaget ger en större påverkan på närområdet likväl som sämre odlingsförhållanden. En väl avvägd dimensionering tar hänsyn till samtliga av dessa parametrar. För att säkerställa goda strömförhållanden som effektivt sprider ut näringstillskottet, ett tillräckligt djup under kassarna samt andra faktorer som påverkar både skötseln av odlingen och fiskens hälsa är lokaliseringen lika viktig som dimensioneringen. Till sist skall även odlingen skötas på rätt sätt för att hålla fisken frisk, skapa god tillväxt, undvika rymningar och säkerställa att den på förhand angivna foderkoefficienten skall



stämman så att dimensioneringen blev korrekt. Detta kan till stor del styras genom väl valda och inarbetade skötselrutiner och egenkontrollprogram men är i slutligen beroende av den mänskliga faktorn och misstag som kan inträffa.

Eftersom större matfiskodlingar på grund av dimensioneringen och näringsutrymmet förläggs i större sjöar/vattenförekomster med större volym, högre medelvattenföring och vanligen även med lägre näringshalter än de sjöar där de något mindre odlingarna lokaliseras, skiljer sig inte den totala effekten på miljön väsentligt åt. Miljöpåverkan från en korrekt dimensionerad och lokaliserad odling skall och kommer inte att medföra en förändrad statusklassificering för vattenförekomsten som helhet. Däremot blir miljöpåverkan större i närområdet kring odlingen än i resten av vattenförekomsten. Den lokala påverkan måste emellertid vara rimlig och acceptabel för att tillstånd skall beviljas för verksamheten, även om statusklassificeringen som avgör tillåtligheten baseras på hela vattenförekomsten.

Verksamhetsutövaren ansvarar för att både kontrollera vilken miljöpåverkan den egna verksamheten har samt att minimera verksamhetens påverkan på miljön. Recipientkontrollprogrammet är därför viktigt och syftar till att undersöka vilka miljöeffekter verksamheten medför. Ansvaret för uppföljningarna omfattar däremot endast den påverkan som den specifika verksamheten medför och verksamhetsutövaren är därför inte skyldig att utöver detta bidra med underlagsinformation för ex. statusklassificering av vattenförekomsten som helhet. Undersökningsplikten enligt egenkontrollansvaret bör heller aldrig gå så långt att den får karaktären av forskning. De utredningar som kan behöva genomföras för att ex. utreda ett näringstillskotts påverkan på hela ekosystemet i en vattenförekomst kan vara ett mycket komplext arbete för att en hög tillförlitlighet ska kunna uppnås, och omfattas därför inte av undersökningsplikten.

#### **4.1 Sammanställning av miljöpåverkan**

Vattenkemisk provtagning av totalkväve, totalfosfor och absorbans ger grundläggande kunskap om påverkan från fiskodlingen och bör utgöra basen i alla recipientkontrollprogram för fiskodlingar. Samtliga av de i denna rapport ingående fiskodlingarna har dessa parametrar i sina kontrollprogram. Sammanställningen av resultaten visade på ingen eller endast en lokal påverkan på näringshalterna i odlingarnas närhet samt ingen tydlig påverkan för vattenförekomsterna som helhet. Näringstillskotten medförde därför ingen förändring av statusklassificeringen, vare sig för vattenförekomsterna som helhet eller i de flesta fall för områdena närmast fiskodlingarna.

Tillskottet av näringsämnen gav inte heller någon tydlig effekt på växtplanktonen. De allra flesta provtagningspunkter uppvisade hög eller god ekologisk status med avseende på växtplankton, både uppströms och nedströms de inlandslokaliserade fiskodlingarna. På grund av den generellt högre näringsbelastningen i kustområdet uppgick statusen till mellan hög och måttlig ekologisk status i detta område. Ingen tydlig effekt av fiskodlingsverksamheten kunde däremot noteras och fiskodlingarna medförde inte heller någon förändras statusklassificering för vattenförekomsten.

Inte heller sammanställningarna av makrofyter och makrovegetationen visade på någon effekt av näringstillskottet på primärproducenterna. Makrofyter är emellertid inte en väl fungerande indikator på effekter av fiskodlingsverksamhet, trots att de normalt sett visar påverkan från näringstillskott. Eftersom många fiskodlingar är förlagda till regleringsmagasin för vattenkraft där regleringsamplituden kraftigt påverkar makrovegetationen, saknas makrovegetation i många fall helt i närheten av odlingarna eller uppvisar störningar i artsammansättningen som inte beror på odlingsverksamheten. Inte heller i kustområdena har makrovegetation visat sig vara en bra kvalitetsfaktor för uppföljning av fiskodlingsverksamhet. Detta eftersom ett flertal av de sju ingående indexarterna saknas eller är mycket sällsynta i områdena av andra orsaker än fiskodlingsverksamheten. Vid färre än fyra påträffade indexarter kan inte index beräknas för den enskilda transekten. Vid låg förekomstfrekvens av vissa indexarter i området blir det därför tillfälligheter som avgör om statusklassificeringar av makrovegetation kan genomföras eller inte. Den näringspåverkan som makrofyter eller makrovegetation skulle kunna påvisa följs därför mycket effektivare och säkrare upp av kvalitetsfaktorn växtplankton.

Sammanställningarna av sedimentprovtagningar visar att sedimenteringen är mycket lokal under odlingen med en utbredning på endast cirka hundra meter utanför kassarnas placering, vilket oftast motsvarar utbredningen av förankringsområdet runt odlingen. Inom detta område är glödförlusten, fosforhalten och kvävehalten ofta förhöjd i sedimentet. Variationerna kan emellertid vara stora mellan två närliggande provtagningspunkter även under fiskodlingen, sannolikt beroende på bottenstrukturen, strömmar och bottenlutningen, men även på grund av mellanårsvariationer. Lokala områden med ackumulationsbottnar under en odling uppvisar högre värden än en intilliggande provpunkt som är placerad på en transportbotten. Det finns inte någon standardiserad undersökningsmetodik som är anpassad för fiskodlingar gällande sedimentprovtagning. Enligt HVMFS 2013:19 bedöms emellertid statusen för bottensubstratet uppgå till hög status om högst 5 % av sjöns bottenarea är tydligt påverkad. Normalt uppgår bottenytan under en fiskodling till endast någon promille av vattenförekomstens bottenyta varför ingen påverkan på statusklassificeringen sker.

Det som avgör om sedimenteringen kan medföra ett problem för omgivande miljö är om syrefria förhållanden uppstår och hur omfattande utbredningen av dessa bottnar är. Det finns därför ett förslag till uppföljning av sedimenteringen som baseras på dessa frågeställningar. Lokala syrefria områden kan leda till att bottenfaunan lokalt försvinner och att den järnbundna fosforfraktionen frigörs. Denna fraktion utgör dock endast ca 5 % av den totala mängden fosfor som tillförs från en fiskodling (Carlsson 2012). Carroll et al. (2003) anger vid en genomgång av olika uppföljningar av bottenförhållandena under norska marina odlingar att trädaläggning, (eller att cirkulera kassarnas placering mellan olika områden), är det bästa sättet att hantera sedimenteringen under fiskodlingar i kalla vatten. Förekomsten av syrefria bottnar under odlingen är emellertid något som fiskodlare så långt som möjligt undviker eftersom de gaser som frigörs, framförallt svavelväte, är giftigt för fisken och förutsättningarna för fiskodling därmed försämras. Lokalt förekommande syrefria områden under en fiskodling påverkar däremot inte vattenförekomsten som helhet, vare sig direkt eller via sekundära effekter. Statusklassificeringen av vattenförekomsten påverkas därmed inte.

De sammanställningar av syrgasprovtagningar som genomförts inom ramen för denna rapport visar endast på en lokal påverkan på syrgashalten i vattnet. Direkt under odlingarna kan syrgashalten vid vissa enskilda tillfällen sjunka och uppvisa låga syrgashalter, framförallt i bottenvattnet. Syrgashalten uppnådde i nästan alla provtagna punkter i de inlandsbaserade odlingarna hög eller god ekologisk status (baserat på gränsvärden för syrgashalt i laxförande vatten). De fåtal provpunkter som underskred god ekologisk status var dock spridda från ca 26 km uppströms till 15 km nedströms odlingarna, vilket visar att enskilda provpunkter kan uppvisa lägre syrgashalter även utan påverkan från fiskodlingsverksamhet. I kustområdena uppnådde samtliga provtagningsresultat hög ekologisk status med avseende på syrgashalt oavsett avstånd till odlingarna. Inga provtagningar har dock genomförts direkt under odlingarna i kustområdet. Den lokala påverkan på syrgashalten medför därmed ingen påverkan på statusklassificeringen för vattenförekomsten som helhet.

Påverkan på bottenfauna sker dels via ökad tillgång till näringsämnen och dels via ökad sedimentering. Båda delarna ökar tillgången på föda för vissa arter och förändrar därmed artsammansättningen förutom att den totala biomassen av djur kan öka. Bottenfaunan kan även påverkas negativt om syrebrist uppstår i bottenområdet. I många av de sjöar där fiskodlingar förläggas medför den låga näringshalten och det relativt kalla vattnet att bottenfaunan är naturligt gles och artfattig. Många arter som nyttjas för indexberäkningar saknas därför i dessa områden då bedömningsgrunderna oftast tagits fram med underlag från andra typer av vatten. De glesa bestånden medför att naturliga variationer mellan provtagningar, med avsaknad av enskilda arter i vissa prover, kan få stora konsekvenser för statusklassificeringen. Sammanställningen av de fåtal bottenfaunaprovtagningar som genomförts i anslutning till de inlandslokaliserade odlingarna visade inte på någon negativ påverkan på bottenfaunan för vattenförekomsten som helhet. Individtätheten var relativt likvärdig i anslutning till odlingarna jämfört med på längre avstånd från verksamheterna. Bottenfaunaindexet BQI visade inte heller på någon påverkan av fiskodlingsverksamheterna. Men det relativt låga antalet individer i många av proverna medförde svårigheter att påträffa tillräckligt många indexgrundande arter för beräkning av BQI, varför statusklassificering inte kunde genomföras

i samtliga provpunkter. Baserat på de provpunkter där tillräckligt många arter påträffas medför fiskodlingarna ingen påverkan på statusklassificeringen för bottenfauna.

Sammanställningarna av de mikrobakteriella vattenprover som tagits inom ramen för denna rapport i sjöar med fiskodling visade att mängden bakterier generellt var högre i bottenvattnet än i ytvattnet. Sammanställningen visade även på en liten och lokal påverkan på mängden E. coli-bakterier i ytvattnet i direkt anslutning till odlingarna, men att vattnet vare sig uppströms eller inom något av avståndsintervallen nedströms odlingarna kunde klassificeras som dricksvatten hos användare. Vattnet innehöll i samtliga områden för stora mängder odlingsbara organismer och i många av provpunkterna även för stora mängder av framförallt koliforma bakterier för att tjäna som dricksvatten utan föregående behandling. Samtliga provtagningspunkter underskred däremot riktvärdena för råvatten med mycket god marginal, vilket innebär att vattnet kan nyttjas som råvatten vid dricksvattenhantering.

## **5 Slutsats**

Enligt sammanställningarna i denna rapport är miljöpåverkan från fiskodlingar i öppna kassar endast lokal om fiskodlingen är rätt dimensionerad i förhållande till vattenförekomstens storlek, utseende, strömförhållanden och näringsstatus samt rätt lokaliserad. Beroende på vilken kvalitetsfaktor som undersöks kan påverkan på vattenmiljön endast påvisas under eller i nära anslutning till fiskodlingarna. Sedimenteringen är ännu mer tydligt avgränsad och kan endast påvisas inom cirka 100 m från kassarna. Rätt dimensionerade och lokaliserade fiskodlingar medför därför ingen förändring av vattenförekomstens statusklassificering.

## **6 Slutord**

Tack till alla er som under framställandet av rapporten bidragit med underlagsmaterial, synpunkter, frågor, förslag till korrigeringar och även korrekturläst rapporten i flera omgångar!

Tack även till alla som hjälpt mig besvara de frågor som har uppkommit allt eftersom underlaget sammanställdes och utvärderades!

## 7 Referenser

- Alcontrol Laboratories. 2003. Detaljerad sedimentundersökning i Ryssbysjön 2003. Nässjö kommun, Miljö- och byggkontoret.
- AquAliens. 2008. Främmande arter i våra vatten slutrapport. 2008-01-31. 29 s.
- Brännäs, E., Nilsson, J. och Eriksson, L.-O. 2011. Rödingavel. En summering av det svenska avelsprogrammet från 1982-2011. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö. Rapport 9. 46 s.
- Byelashov, O. A. och Griffin M. E. 2014. Fish In, Fish Out: Perception of Sustainability and Contribution to Public Health, Fisheries, vol 39, nr.11. 531-535.
- Carlsson, S-Å. 2012. Fosfor från fiskfoder och fekalier. Jämförelse mellan Naturvårdsverkets (1980-talet) och motsvarande nutida studier av foder och fekalier. Vattenresurs. 9s.
- Carroll, M. L., Cochrane, S., Fieler, R., Velvin, R. och White, P. 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. Aquaculture. 226. 165-180.
- Dannewitz, J. 2003. Genetic and ecological consequences of fish releases. With focus on supportive breeding of brown trout *Salmo trutta* and translocation of European Eel *Anguilla anguilla*. Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology. 906. Uppsala. 36 s.
- Degerman, E. (opublicerad). Rainbow trout in Sweden. National board of Fisheries. 5 s.
- Del Rio-Rodriguez, R. E., Inglis, V och Millar, S. S. 1997. Survival of Escheria coli in the intestine of fish. Aquaculture research. 28. 257-264.
- Fausch, K. D., Taniguchi, Y., Nakano, S., Grossman, G. D. och Townsend, C. R. 2001. Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five Holarctic regions. Ecological applications. 11 (5). 1438-1455.
- Filipsson, O. 1994. Nya fiskbestånd genom inplantering eller spridning av fisk. Information från Sötvattenslaboratoriet. 2. 1-65.
- Fiskeriverket. 2007. Genetiska, ekologiska och samhällsekonomiska effekter av fiskutsättningar. 46 s.
- Geldreich, E. E. och Clarke, N. A. 1966. Bacterial pollution indicators in the intestinal tract of freshwater fish. Applied microbiology. Vol 14, no. 3. 429-437.
- Gönczi, A. 1989. A study of physical parameters at the spawning sites of the European grayling (*Thymallus thymallus* L.). Regul. Rivers Res. Manage. 3: 221-224.
- Hagelin, A., Calles, O., Greenberg, L., Piccolo, J och Bergman, E. 2015. Spawning migration of wild and supplementary stocked landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar*). River research and applications. 7 s.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2013. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2016. Vägledning kring EU-bad. Version 10. 2016-05-12. 28 s.
- Hayes, J. W. 1987. Competition for spawning space between Brown (*Salmo trutta*) and Rainbow Trout (*S. gairdneri*) in a lake inlet tributary, New Zealand. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1987, 44(1): 40-47.
- Hayes, J. W. 1989. Social interactions between 0+ brown and rainbow trout in experimental stream throughs. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 23:2. 163-170.
- Hedlund, M. 1998. Fiskbestånd, bottenfauna och djurplankton i Storumans regleringsmagasin. Lapplands vatten och fiskevård. 20 s.
- Hedlund, T. 2015. Förslag till uppföljande undersökningar av sediment under fiskodlingar – baserat på det norska MOM-systemet. 6 s.
- Hedlund, T. 2016a. Oligotrofiering av reglerade sjöar – en litteratursammanställning. Aquanord AB. 7 s.
- Hedlund, T. 2016b. Provfiske Storuman 2016. Aquanord AB. 18 s.
- Heggenes, J., Skaala, Ø., Borgstrøm, R & Igland, T. 2005. Minimal gene flow from introduced brown trout (*Salmo trutta* L.) after 30 years of stocking. J. Appl. Ichtyol. 22. 119-124.

- Hindar, K., Fleming, A. A., Jonsson, N., Breisten, J., Sægrov, H., Karlsbakk, E., Gammelsæter, M. & Dønnum, B. O. 1996. Regnbuørret i Norge: forekomst, reproduksjon og etablering. – NINA Oppdragsmelding 454: 1-32.
- Håkanson, L., Blenckner, T., Bryhn, A. C. och Hellström, S.-S. 2005. The influence of calcium on the chlorophyll-phosphorus relationship and lake Secci depths. *Hydrobiologia*. 537. 111-123.
- Håkanson, L. och Eklund, J. M. 2010. Relationships between chlorophyll, salinity, phosphorus, and nitrogen in lakes and marine areas. *Journal of coastal research*. Vol 26, ni 3. 412-423.
- Johansson, T., Nordvarg, L. och Håkanson, L. 2000. Övergödningseffekter av fiskodling i sötvatten. Vattenbruksinstitutionen, Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 25. 27 s.
- Jonsson, B. 2013. Rapport från provfisket i 27 sjöar år 2012. Allumite Konsult AB. Dalälvens vattenvårdsförbund. 69 s.
- Kocik, J. F. & Taylor, W. W. 1995. Effect of juvenile steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) on age-0 and age-1 brown trout (*Salmo trutta*) survival and growth in a sympatric nursery stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 52, No. 1.105-114
- Kullander, S.O., Nyman, L., Jilg, K. Delling, B. 2012. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Strålfeniga fiskar. Actinopterygii. Artdatabanken, SLU, Uppsala. 517 s.
- Laikre, L., Palmé, A., Josefsson, M., Utter, F. & Ryman, N. 2006. Release of alien populations in Sweden. *Ambio*. Vol 35, no 5. 255-261.
- Laikre, L., Palmé, A., Larsson, L. C., Charlier, J. & Ryman, N. 2008. Effekter av spridning av genetiskt främmande populationer. En kartläggning av förutsättningarna för uppföljande studier av utsättningar av djur och växter i Sverige. Naturvårdsverket. Rapport 5881. 219s.
- Laikre, L., Schwartz, M. K., Waples, R. S. Ryman, N. & The GeM Working Group. 2010. Compromising genetic diversity in the wild: unmonitored large-scale release of plants and animals. *Trends in Ecology and Evolution*. 25. 520-529.
- Landergren, P. 1999. Spawning of anadromous rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum): a threat to sea trout, *Salmo trutta* L., populations? *Fisheries research*. 40. 55-63.
- Lindberg, M., Rivinoja, P., Eriksson, L.O. & Alanärä, A. 2009. Post-release and pre-spawning behaviour of simulated escaped rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* in Lake Övre Fryken, Sweden. *Journal of Fish Biology*. 74. 691-698.
- Lindberg, M., Staffan, F., Eriksson, L.O. & Alanärä, A. (opublicerad). Differences in the timing of first feeding: implications on the establishment of non-native salmonids in Sweden? Department of Wildlife, Fish and Environmental Studies, Swedish University of Agricultural Sciences. 19 s.
- Livsmedelsverket. 2014. Vägledning dricksvatten. 2014-12-19. 158 s.
- Löfqvist M., 2015. Sedimentundersökning vid Vårviks fiskodling, Västra Silen, Bengtsfors kommun. Sweco. Uppdragsnummer: 1346016000.
- Milbrink, G., Vrede, T., Rydin, E., Persson, J., Holmgren, S., Jansson, M., Blomqvist, P. & Tranvik, L. 2003. Restaurering av regleringsmagasin – optimering av fisk- och planktonproduktion genom balanserad näringsanrikning. Slutrapport för perioden 2000-2003. 14 s.
- Naturvårdsverket. 1993. Fiskodling Planering, tillstånd, tillsyn. Allmänna råd. Rapport 10. 90s.
- Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. 101s.
- Naturvårdsverket. 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. Handbok 2007:4. 103s.
- Nilsson, J., Brännäs, E. och Andersson, T. 2014. Triploidisering av röding vid VBCN i Kälarne. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö. Rapport 9. 12 s.
- Nordström, M. C. och Bonsdorff, E. 2017. Organic enrichment simplifies marine benthic food web structure. *Limnology and oceanography*. 10 s.
- Nordwall, F., Eriksson, T., Eriksson, L.-O. och Näslund, I. 2002. Ekologi och skötselprincipet för strömlevande harr (*Thymallus thymallus* L.) Vattenbruksinstitutionen. Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 33. 48 s.
- Pakkasmaa, S. & Petersson, E. 2005. Fisk i fel vatten. Ekologiska konsekvenser av utsatt fisk. *Finfo* 2005:9. Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium. 116s.

- Persson, J., Vrede, T. och Holmgren, S. 2008. Responses in zooplankton populations to food quality and quantity changes after whole lake nutrient enrichment of an oligotrophic sub-alpine reservoir. *Aquat. Sci.* 70: 142-155.
- Petersson, E., Dannewitz, J., Järvi, T. och Dahl, J. Opubl. Survival, morphology and phenotypic plasticity of wild and sea-ranched brown trout stocked as eyed eggs or as 0+ parr. 26 s.
- Rydin, E., Vrede, T., Persson, J., Holmgren, S., Jansson, M., Tranvik, L. & Milbrink, G. 2008. Compensatory nutrient enrichment in an oligotrophic mountain reservoir – effects and fate of added nutrients. *Aquatic Sciences.* 70: 323-336.
- Saarinen, A. 2017. Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodling: uppföljning av återhämtningsstats vid Andersö och Järsö samt vid en ny lokal, Bergö. Forskningsrapporter från Husö biologiska station. No 145. Åbo akademi. 33s.
- Sægvog, H. Hindar, K, Urdal, K. 1996. Natural reproduction of anadromous rainbow trout in Norway. *Journal of fish biology.* 48. 292-294.
- Sparrevik, E. 2001. Utsättning och spridning av fisk. Strategi och bakgrund. Finfo 2001:8. Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium. 31 s.
- Svenskt vatten. 2008. Råvattenkontroll – Krav på råvattenkvalitet. 52 s.
- Widén, Å., Jansson, R., Johansson, M., Lindström, M, Sandin, L. och Wisaeus, D. 2015. Maximal ekologisk potential i Umälven. 294 s.
- Wikberg, D, Ekegerd, M och Hedlund, T. 2017. Bästa tillgängliga teknik för svensk matfiskproduktion av regnbåge och röding. *Odlingsteknik – ekonomi – miljöeffekter.* 17 s.
- Wiman, M. Bakteriespridning från fiskodlingar. Naturvårdsverket rapport 3450. 28 s.
- Wootton, R. J. 1998. *Ecology of teleost fishes*, second edition. Kluwer Academic Publishers.
- Östergren, J. 2009. Genetisk analys av rödingar från sjön Västansjön – möjliga följder av utsättningar av Hornavanröding. Institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU, Umeå.

## 7.1 Webbaserade referenser

- Artdatabanken. 2012. *Oncorhynchus mykiss* Regnbåge <http://www.artdatabanken.se> [2017-08-21]
- Dalälvens Vattenvårdsförening (DVVF). 2017. <http://www.dalalvensvuf.se/Index.html> [2017-07-04]<sup>6</sup>
- Fiskbasen. 2017. Regnbågsöring. <http://www.fiskbasen.se/regnbagsoring.html> [2017-08-18]
- HaV. 2015. Regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/arter/arter-och-naturtyper/regnbage.html> [2017-08-18]
- Landergren, P. 2001. Lek av regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) i gotländska vattendrag – hot mot naturliga havsöringsbestånd? <http://www.campusgotland.uu.se/ar/forskning/regnbage/> [2017-10-18]
- Nellbring, S. 2006 (senast reviderad 2016). *Oncorhynchus mykiss* Regnbåge. <https://www.havochvatten.se/download/18.4d5bde4215b8c13cf079514a/1493105202433/faktablad-oncorhynchus-mykiss.pdf>
- SERS. 2017. Svensk elfiskeregister <https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/databaser/elfiskeregistret/> [Utdrag via mail 2017-09-04]
- SLU. 1997. Samband mellan tillförsel och halt av P&N. <http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/Belastning-halt.ssi> [2017-11-08]
- SLU. 2018. Miljödata MVM. <http://miljodata.slu.se/mvm/> [2018-02-05]
- SMHI. 2009. Svenskt vattenarkiv. Sjödjup och sjövolym. 168 s. [http://www.smhi.se/k-data/hydrologi/sjoar\\_vattendrag/sjodjup\\_SVAR\\_2009.pdf](http://www.smhi.se/k-data/hydrologi/sjoar_vattendrag/sjodjup_SVAR_2009.pdf) 2014-01-20
- SMHI. 2012. Sjöareal och sjöhöjd. [https://www.smhi.se/polopoly\\_fs/1.35254!/Sj%C3%B6areal%202012\\_2.pdf](https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.35254!/Sj%C3%B6areal%202012_2.pdf)
- SMHI. 2017a. Marina miljöövervakningsdata. <http://www.smhi.se/klimatdata/oceanografi/havsmiljodata/marina-miljoovervakningsdata> [2017-09-17]
- SMHI. 2017b. Svenskt vattenarkiv (SVAR). Sjöar, vattendrag och avrinningsområden. <http://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/sjoar-och-vattendrag/> [2017-07-13]

<sup>6</sup> Det mesta materialet dock tillhandahållet via mail mellan 2017-06-22 och 2017-08-31.

## 8 Ordlista

BQI – Bentic quality Index. Ett indexvärde för bottenfauna baserat på olika arter av fjädermygglarvers toleranser. Beräknas i djupa områden av sjöar.

BQIm- Bentic quality Index, marin.

Cyanobakterier – Benämndes tidigare blågröna alger. Kan orsaka intensiva algblomningar och vissa arter kan producera gifter.

Dricksvattenanvändare – Mottagare och/eller konsument av dricksvatten från anläggning som tillhandahåller  $\geq 10\text{m}^3$  dricksvatten per dygn eller försörjer  $\geq 50$  personer med dricksvatten eller ingår i en kommersiell eller offentlig verksamhet.

EK-värde – ekologiskt kvalitetsvärde. Ett beräknat indexvärde för en specifik parameter som ingår i statusklassificering av en vattenförekomst.

Eutrof – näringsrik

Foderkoefficient (FK) – den mängd foder som åtgår för att producera ett kilo fisk

Glödförlust – Andel av vikten som försvinner vid förbränning av ett prov, vanligen vid  $>500^\circ\text{C}$ .

Humöst vatten – Brunfärgat vatten med hög andel humusämnen (dött organiskt material som vanligen återfinns i bl.a. myrmarker).

Klorofyll a – Används som ett mått över mängden växtplankton i vattnet.

Kyvett – Genomskinlig klar glasbehållare som används vid genomlysning av prover vid bland annat analys av absorbans.

Laxvatten – Laxfiskförande vatten, högre syrgas nivåer krävs i vattenmassan för dessa.

Makrofyter – Kärlväxter, d.v.s. upprättstående, flercelliga växter.

Makrovegetation – Kärlväxter samt makroalger (större alger)

Nm - nanometer

Primärproduktion – Produktion i det första steget i näringskedjan, d.v.s. gröna växter, alger och växtplankton.

Råvatten – Intagsvatten till en vattentäkt, vanligen från grundvatten eller ytvattentäkter. Har ännu inte behandlats genom filtrering eller med kemiska ämnen för att desinficera vattnet innan det når dricksvattenanvändaren.

TOC – Total organic carbon. Innehållet av kol som är bundet i organiskt material.

TS – Torrsubstans. Den mängd torrt material som återstår efter fullständig torkning av ett prov.

Utgående desinfikerat dricksvatten – Utgående vatten från anläggning som tillhandahåller  $\geq 10\text{m}^3$  dricksvatten per dygn eller försörjer  $\geq 50$  personer med dricksvatten eller ingår i en kommersiell eller offentlig verksamhet, men innan vattnet når kund.

Vattenförekomst – En avgränsad sjö, vattendrag eller hav anges som en vattenförekomst.

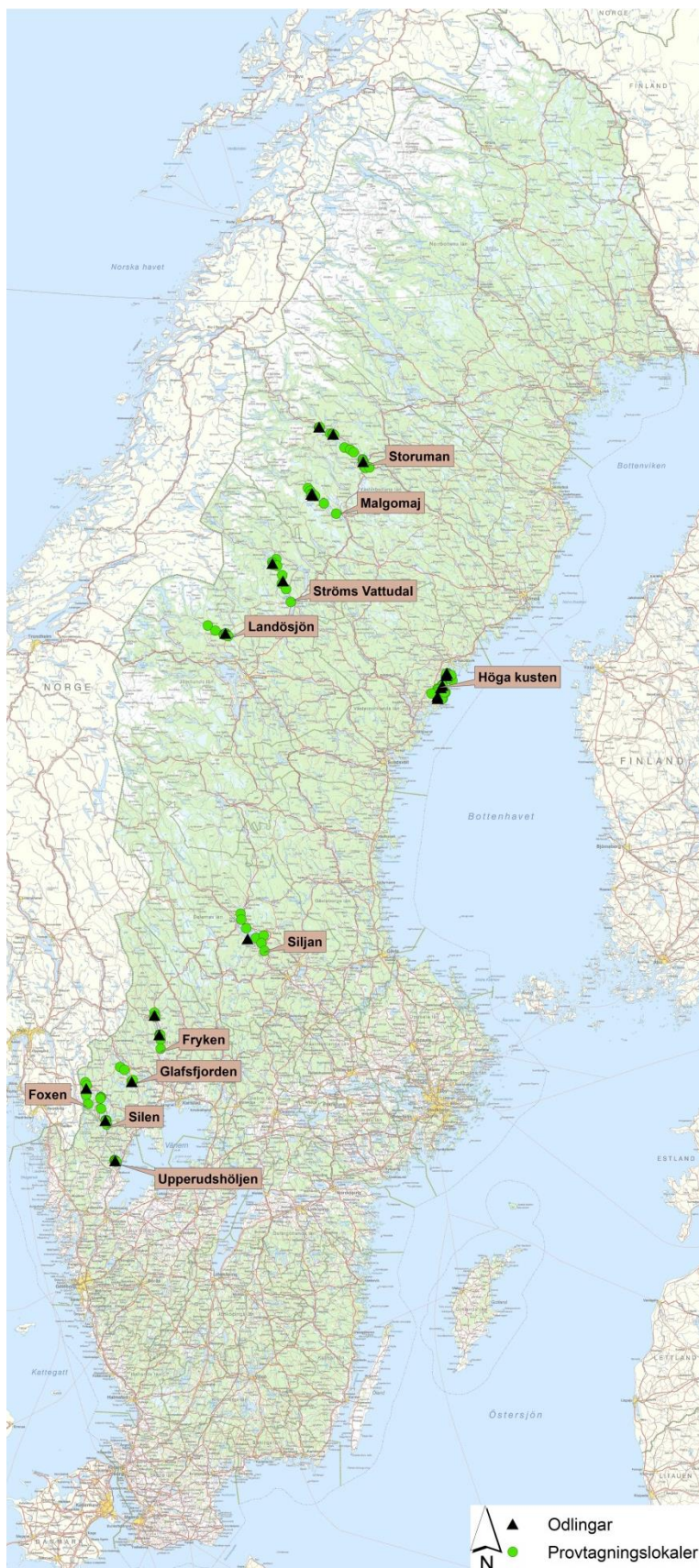


**KARTOR TILL RAPPORTEN  
MILJÖEFFEKTER FISKODLING I ÖPPNA SYSTEM**

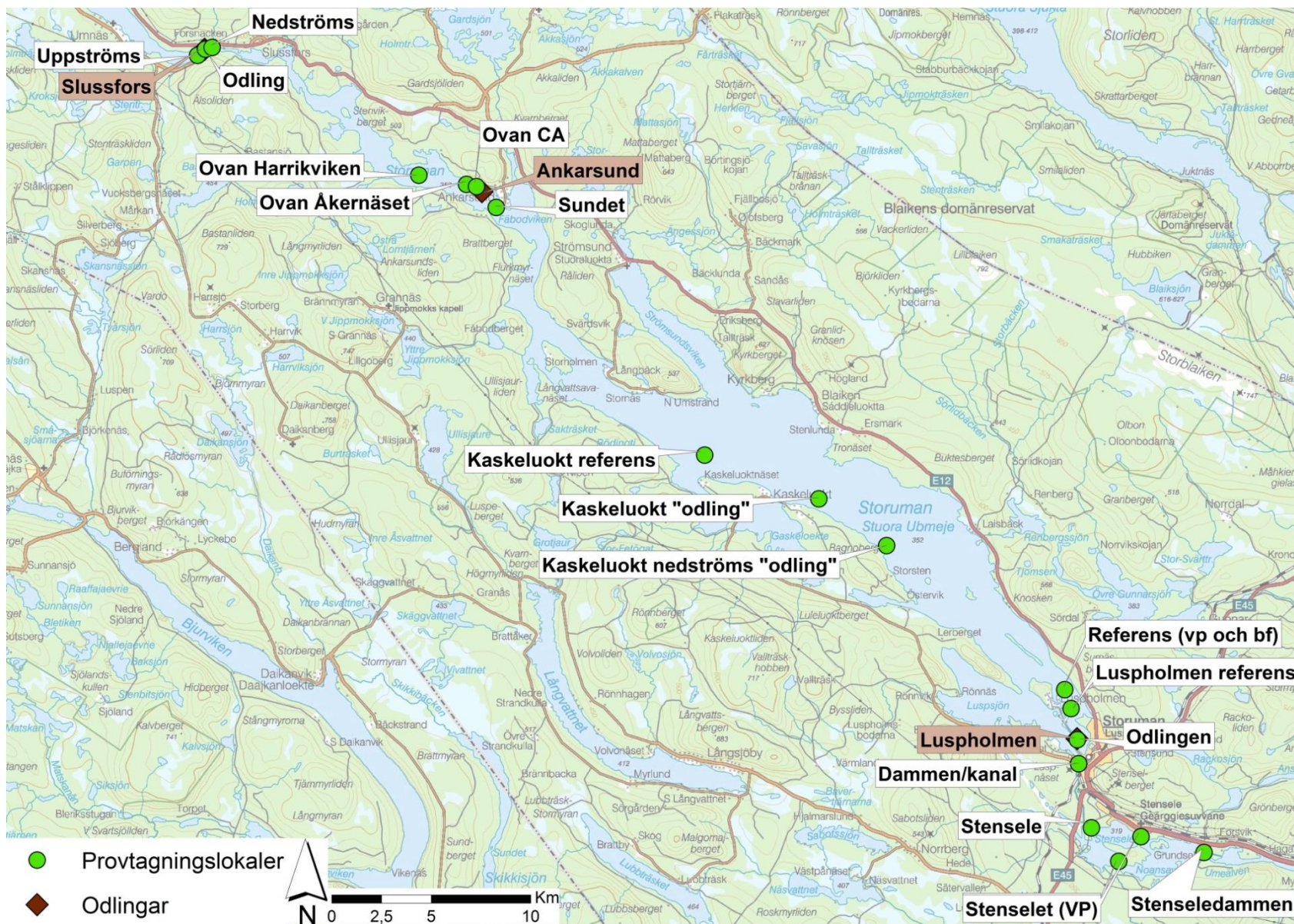
Kartunderlaget har hämtats från Lantmäteriets öppna data, <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/Kartor/oppna-data/villkor/> © Lantmäteriet.



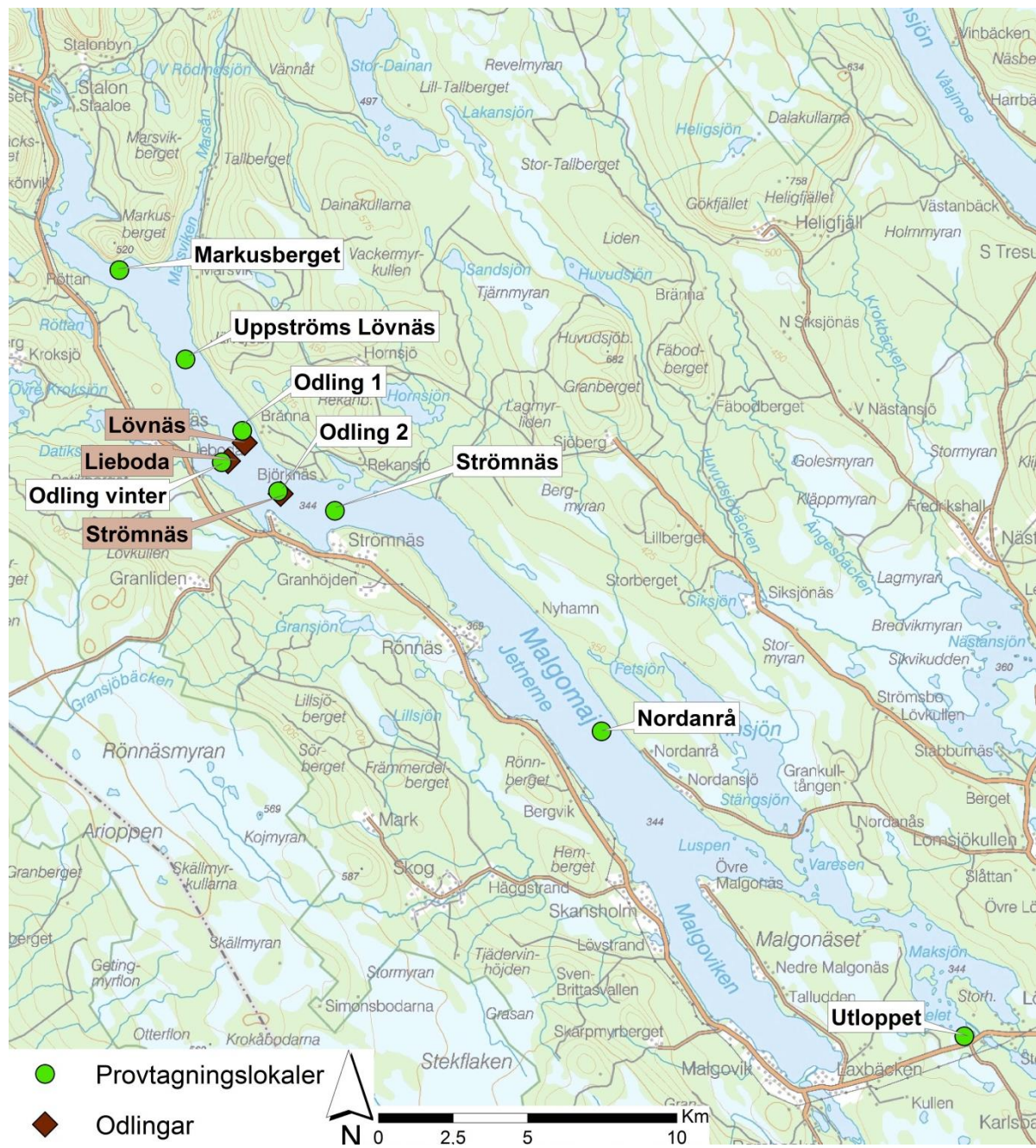
## Underlag från matfiskodlingar i öppna system



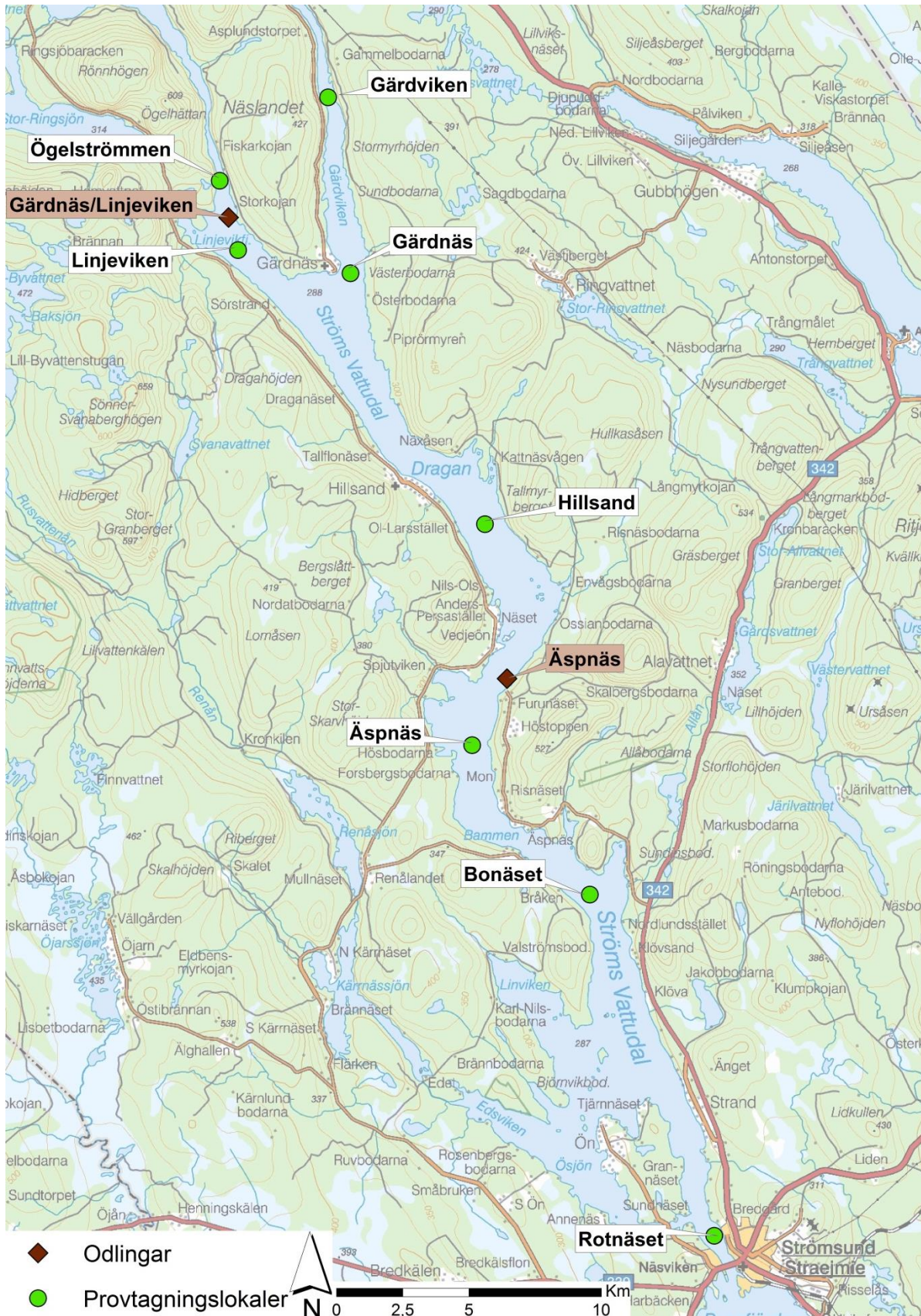
Storuman



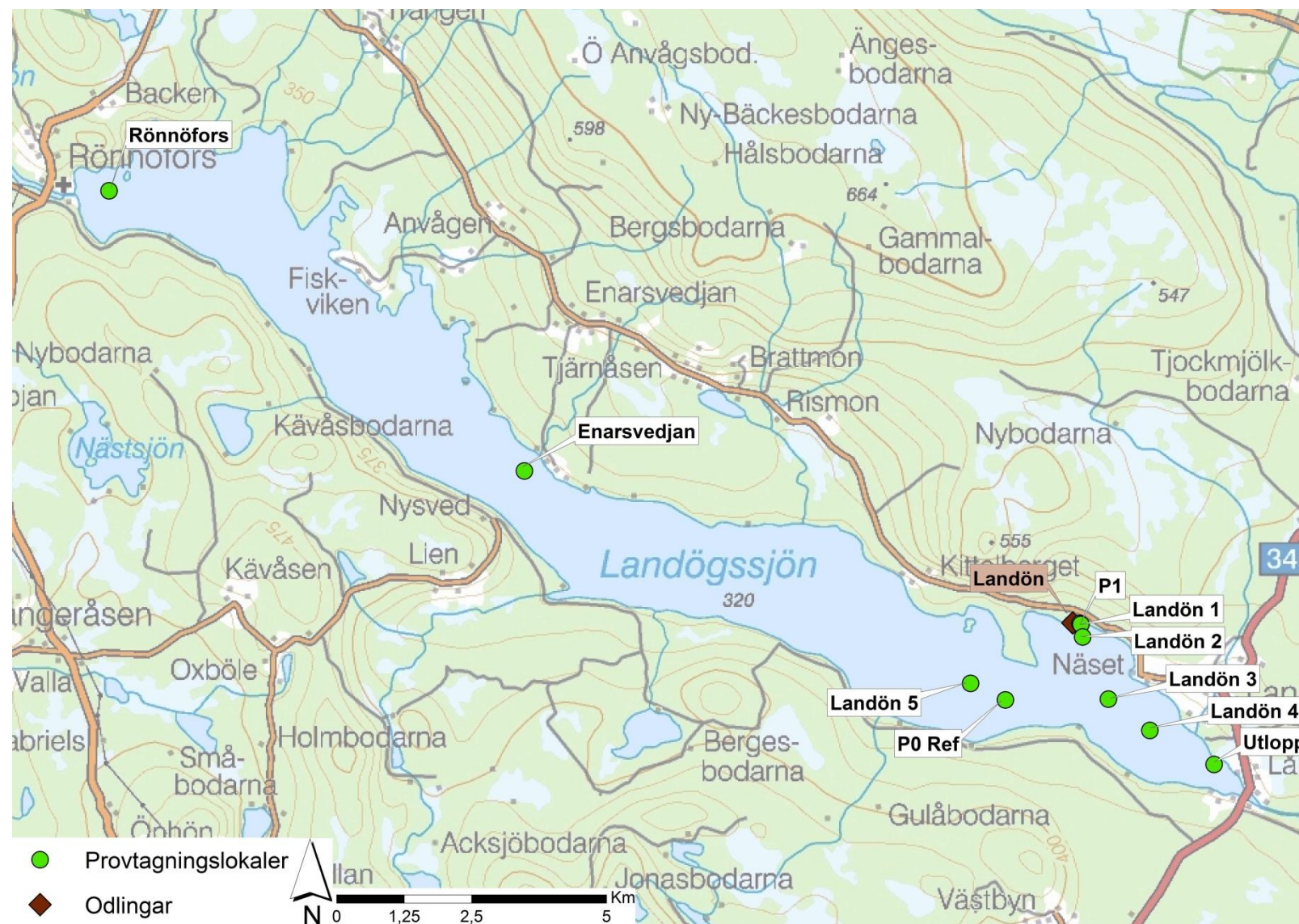
## Malgomaj



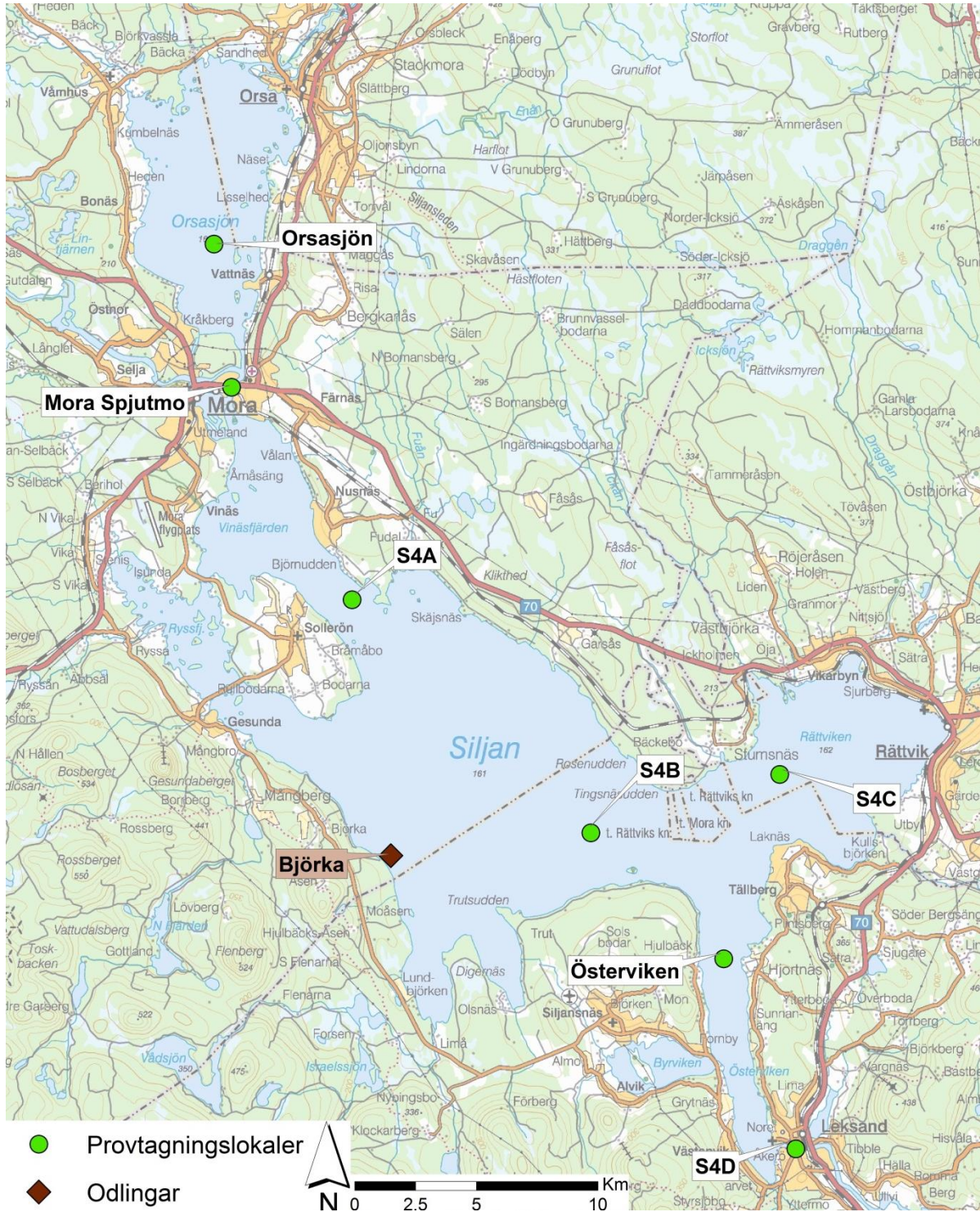
**Ströms Vattudal**



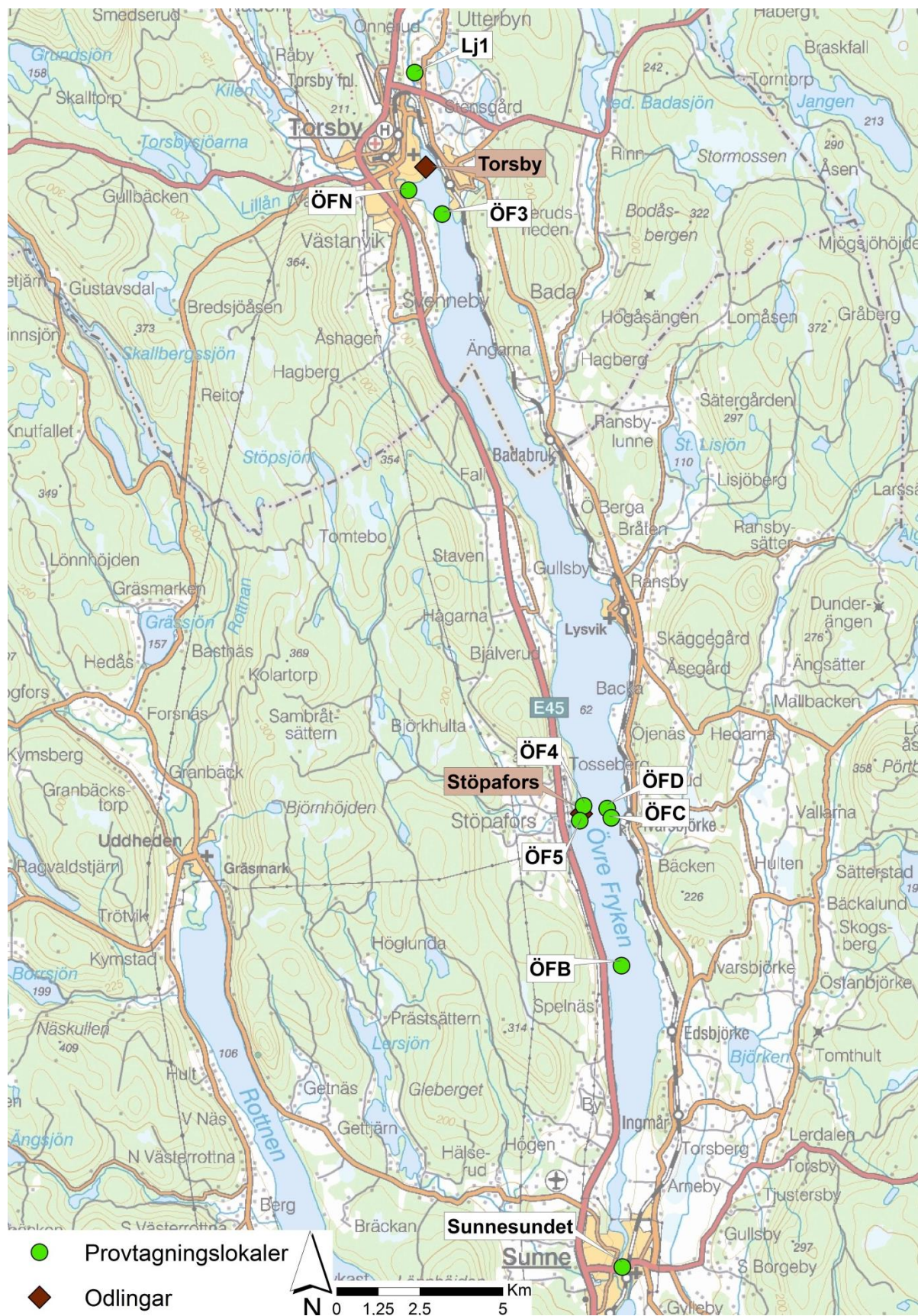
### Landösjön



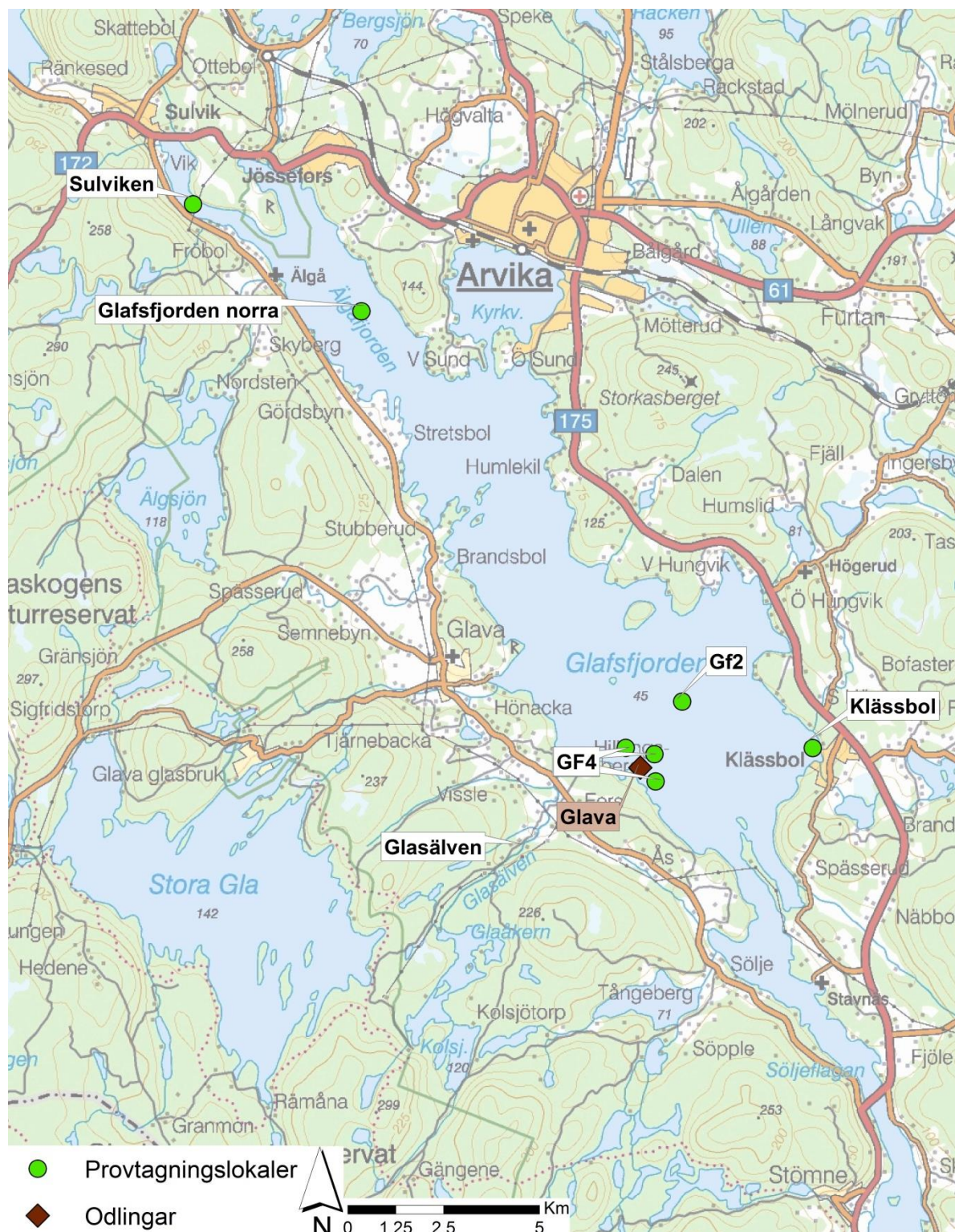
# Siljan



## Fryken



## Glafsfjorden

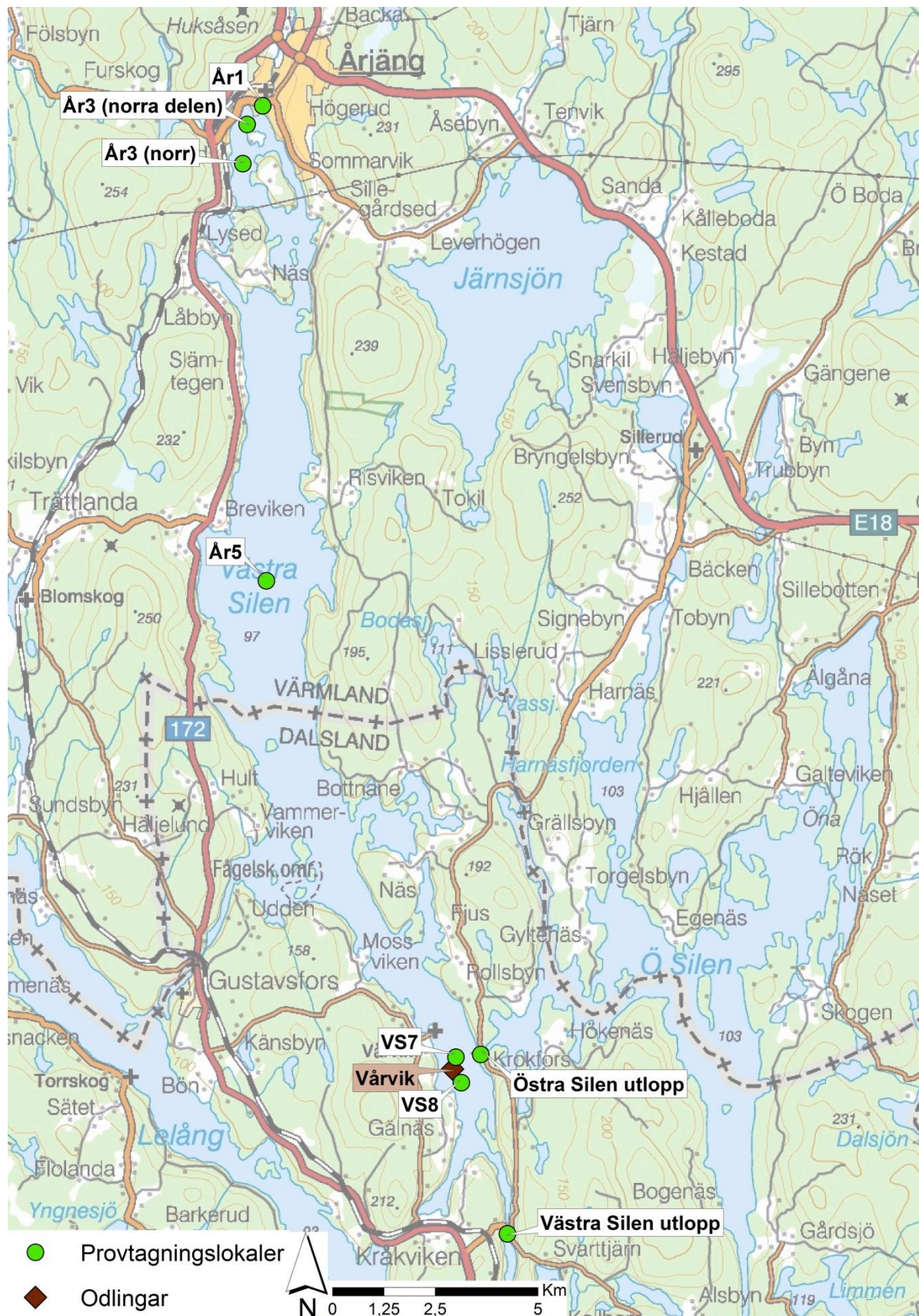




## Foxen



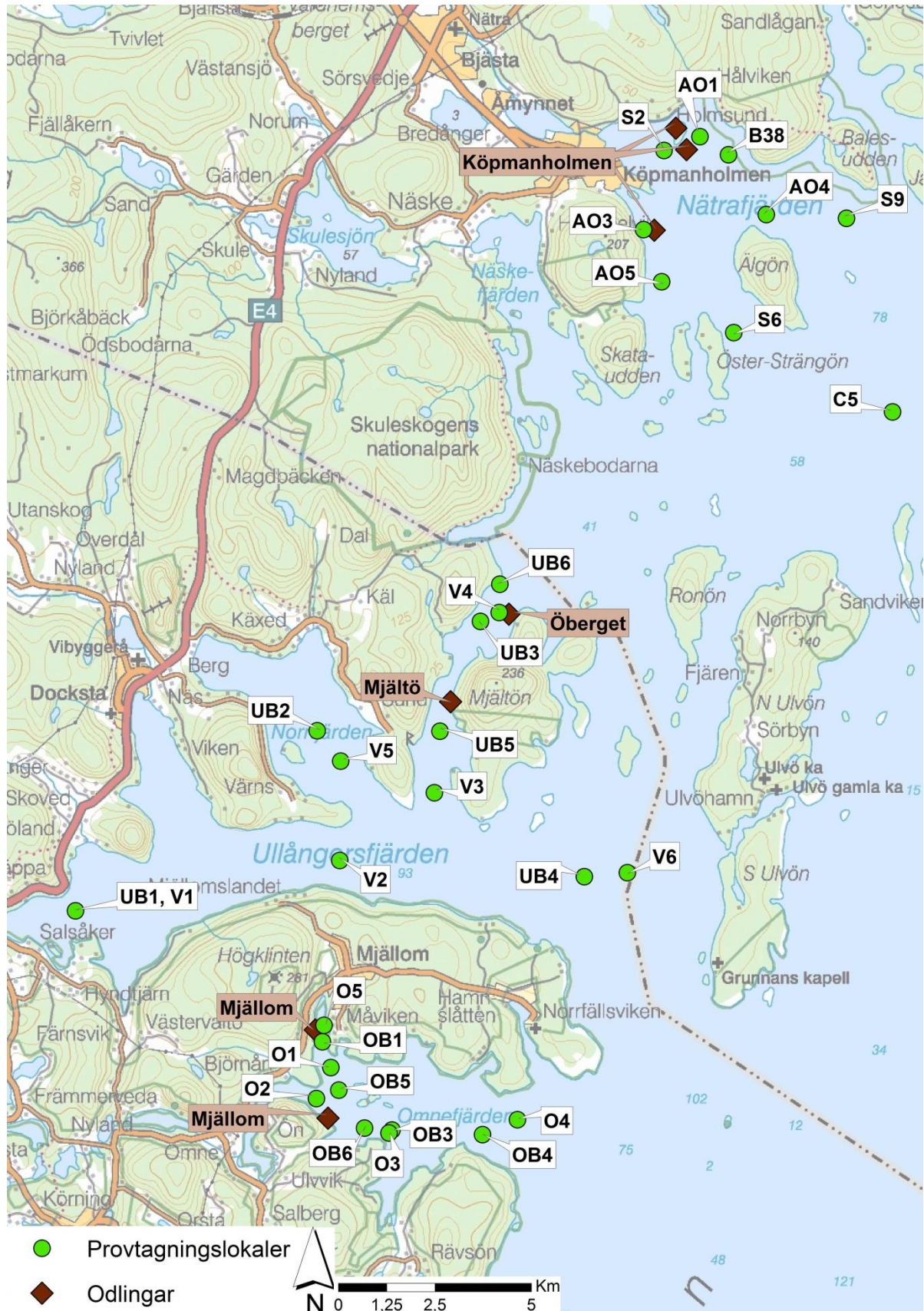
Silen



### Upperdshöljen



Höga kusten





## HANTERING OCH BEARBETNING AV RAPPORTENS UNDERLAGSDATA - MILJÖEFFEKTER FISKODLING I ÖPPNA SYSTEM

### Innehåll

<b>1. Datavärddar .....</b>	<b>77</b>
<b>2. Information om fiskodlingarna .....</b>	<b>77</b>
2.1. Grupperingar av odlingar i rapporten .....	77
2.2. Foderförbrukning och odlingsvolymmer .....	77
<b>3. Hantering av provpunkter .....</b>	<b>77</b>
3.1. Grupperingar av recipientprovpunkter .....	77
3.2. Jämförda provpunkter .....	78
<b>4. Recipientdata .....</b>	<b>79</b>
4.1. Näringsämnen .....	79
4.1.1. Dataunderlag och hantering av osäkerheter .....	79
4.1.2. Statusklassificering .....	79
4.1.3. Absorbans .....	80
4.2. Syrgas .....	80
4.3. Växtplankton .....	81
4.4. Makrovegetation .....	81
4.5. Sediment .....	82
4.6. Bottenfauna .....	82
4.7. Bakterier .....	82
4.8. Rymningar .....	83

## 1. Datavärddar

Underlag som har inhämtats från odlare omfattar rådata i tabellformat, analysrapporter från laboratorier, recipientkontrollprogram, årsrapporter, tillstånd m.m. I vissa fall har underlaget även hämtats direkt från de konsulter som utfört provtagningarna.

Dataunderlag har även inhämtats online eller via mail från följande datavärddar: SLU (Miljödata MVM), SMHI (via bl.a. Marina miljöövervakningsdata samt Svenskt vattenarkiv, SVAR) och Dalälvens Vattenvårdsförening (DVVF). Se referenslista i huvudrapporten för mer information.

De underlag som har efterfrågats från odlarna utgörs av tillståndsgiven produktion, verklig produktion (foderförbrukning) och datering på tillståndet/en. Kända tillfällen med rymningar och uppskattningar av förluster av odlad fisk via rymning har även efterfrågats samt resultat från provtagning av vattenkemi, syrgas, bakterier och eventuella biologiska provtagningar så som växtplankton, bottenfauna, makrovegetation och sediment samt de fastställda recipientkontrollprogrammen.

Det mottagna underlagsdatat har dock varit av mycket varierad kvantitet med avseende både antal provtagningstillfällen och provtagningspunkter samt de parametrar som analyserats.

## 2. Information om fiskodlingarna

### 2.1. Grupperingar av odlingar i rapporten

I rapporten har fiskodlingarna grupperats geografiskt för att minska den naturliga variationen i näringstillgång mellan de vatten där odlingar som jämförs mot varandra. Odlingarna placerade i sötvatten har därför delats in i "odlingar söder om Dalälven" (Glafsforden, Foxen, Silen, Håverud/Upperudshöljen, Fryken) respektive "odlingar från Dalälven och norrut" (Siljan, Landösjön, Ströms Vattudal, Storuman, Malgomaj). Odlingar längs Höga Kusten har utgjort en egen grupp, "kustområdet".

### 2.2. Foderförbrukning och odlingsvolym

Det tillgängliga underlaget från odlarna varierade med början från och med år 2000 - 2010 och fram till och med 2017. Eftersom dataunderlaget från 2008 och framåt var det mest heltäckande samtidigt som 2017 års undersökningar inte var helt färdiganalyserade, har perioden 2008-2016 valts för analyserna i denna rapport. Samtliga inkluderade odlingar har varit i drift under denna tidsperiod, däremot har vissa av odlingarna under perioden beviljats nya tillstånd, ofta större än föregående tillstånd och storleken på verksamheten kan därmed ha varierat under perioden. I vissa fall har verksamheten även minskat i de aktuella odlingarna, räknat som foderförbrukning per år. Minskningen har antingen varit planerad genom ex. omstrukturering av verksamheten eller oplanerad på grund av händelser som tvingat odlaren att tillfälligt minska sin produktion, t.ex. sjukdomsutbrott med följande sanering av odlingen.

## 3. Hantering av provpunkter

### 3.1. Grupperingar av recipientprovpunkter

I rapporten har jämförelser gjorts mellan provpunkter belägna nedströms odlingar och utvalda referenspunkter belägna uppströms odlingar. Jämförelserna har genomförts mot närmast rimliga uppströms liggande provpunkt och där underlagsdata har funnits tillgängligt för den aktuella tidsperioden. Detta innebär dock att vissa punkter som använts som "referens" är påverkade av andra uppströms liggande fiskodlingar, men jämförelserna har skett i enlighet med stycke 3.2 nedan. Samtliga provpunkter kan även vara påverkade av andra punktkällor och/eller diffusa utsläpp från exempelvis avloppsreningsverk, industri, skogsbruk och enskilda avlopp.

Avståndsberäkningar har genomförts vattenvägen från varje enskild provtagningspunkt till närmaste fiskodlingslokalisering. I de fall provtagningspunkter ligger mellan två odlingslokaliseringar har avståndet angetts som närmaste avstånd till den uppströms liggande fiskodlingen som därmed påverkar provtagningspunkten. I de fall fiskodlingsverksamheten förflyttats till en ny lokalisering under perioden 2008-2016 har avståndet beräknats till den lokalisering där fiskodlingsverksamheten sker det aktuella året.

### 3.2. Jämförda provpunkter

I respektive område har jämförelser gjorts enligt följande:

Storuman: Slussfors uppströms har utgjort referens till de två övriga provpunkterna vid Slussfors samt till provpunkten ovan Harrikviken vilken i sin tur utgjort referens till övriga provtagningspunkter i området runt Ankarsund och provtagningspunkterna vid Kaskeluokt men även referenspunkten för Luspholmens fiskodling. Referenspunkten för Luspholmen har slutligen utgjort referens för övriga provtagningspunkter vid och nedströms Luspholmens fiskodling.

Malgomaj: Markusberget har utgjort referens för samtliga övriga provtagna punkter i sjön.

Ströms Vattudal: Hillsand har utgjort referenspunkt för Bonäset, Rotnäset och Äspnäs. Gärdviken har utgjort referens för Gärdnäs och Ögelströmmen har utgjort referens för Hillsand och Linjeviken.

Landösjön: På grund av avsaknad av provtagningar i de övre delarna av sjön under den aktuella perioden har P0 utgjort referens till P1, Landön 5 har därefter utgjort referens till Landön 1-4 och punkten Rönnöfors har utgjort referens till punkterna Enarsvedjan och utloppet.

Siljan: Mora Spjutmo har utgjort referens till samtliga provtagningspunkter i Siljan.

Fryken: Övre Fryken Torsby (ÖF3) har utgjort referens till samtliga provtagna punkter som ligger nedströms denna provtagningspunkt i Övre Fryken. För provpunkterna Notnäs (ÖFN) och Torsby (ÖF3) har däremot Röbjörkeby (LJ1) använts som referenspunkt.

Glafs fjorden: Glafs fjorden norra har utgjort referens till de påverkade delarna av Glafs fjorden bortsett från åren 2015-2016 då provpunkten Sulviken ersatt Glafs fjorden norra. En provpunkt i Kyrkviken har helt uteslutits ur dataserierna då denna visar på kraftigt förhöjda näringshalter på grund av annan antropogen påverkan (provpunkten ligger precis utanför Arvika). För provpunkt GF4 har prover tagits i tre olika delpunkter GF4-1 (nordväst om odlingen), GF4-2 (nordost) eller GF4-3 (sydost) beroende på väderförhållandena vid provtagningsstillfället (se karta i bilaga 1). Prov har dock endast tagits vid en av dessa punkter vid ett och samma provtagningsstillfälle. De tre delprovpunkterna har i beräkningar och analyser använts som en enda provpunkt, benämnd GF4.

Foxen: Töcks utlopp har utgjort referens för övriga provpunkter.

Silen: Östra Silens utlopp har utgjort referens till provpunkterna i den södra delen av Västra Silen medan provpunkten V:a Silen norra delen (År3) har utgjort referens till djuphålan (År5).

Håverud: Åklångs utlopp har utgjort referens till samtliga provpunkter i Övre och Nedre Upperdshöljen.

Höga kusten: Den ytterst (östligaste) belägna provtagningspunkten för vardera område (Nätrafjärden, Ullångersfjärden, Omnefjärden) har jämförts med provpunkter närmare respektive fiskodling.

## 4. Recipientdata

### 4.1. Näringsämnen

#### 4.1.1. Dataunderlag och hantering av osäkerheter

Fosforhalten ska enligt HaVs föreskrifter (HVMFS 2013:19) provtas fyra gånger per år; två gånger under våren och två gånger under hösten i sjöar och vattendrag. Inom miljöövervakningen tas dessa prover vanligen under senvintern, vid vårcirkulationen, vid sommarstagnationen samt vid höstcirkulationen. Kustvatten (både brackvattenområden och marina kuster) ska provtas en gång per månad vilket även innefattar kväve.

Halterna av totalfosfor kan framförallt i norrländska oligotrofierade regleringsmagasin vara extremt låga, och kan i dessa områden underskrida analysgränserna hos laboratorerna. Till detta tillkommer svårigheter att jämföra värden mellan olika sjöar och kontrollprogram då det finns variationer mellan olika laboratorier både gällande analysmetod, rapporterings- och analysgränser samt noggrannheten i analyserna.

Vidare finns en risk att proverna kontaminerats vid provtagningstillfället om den person som utfört provtagningen inte varit tillräckligt aktsam och noggrann. Detta kan hända då provtagning skett från en båt som används i fiskodlingsverksamhet och därmed är nedsmutsad med fiskfoderrester eller om båten tidigare används i ett annat vatten utan att den rengjorts emellan. Kontamineringsrisk föreligger också ifall provtagningsutrustningen inte blivit rengjord mellan olika provtagningsstationer. Oförklarligt förhöjda halter av näringsämnen kan därför bero på kontaminering. Däremot är risken att genom dåliga rutiner eller andra orsaker till kontaminering erhålla för låga värden av näringsämnen i vattenproverna nästan obefintlig och kan i förekommande fall endast förklaras med felaktigheter i analyserna.

Rapporteringsgränser i dataunderlaget har för fosfor angetts till antingen 2 µg/l eller 5 µg/l (beroende på laboratorium), och vid ett antal provtillfällen har fosforhalten angetts ligga under denna gräns. När så varit fallet har rapporteringsgränsen använts istället för "mindre-än-värdet" (dvs.  $< 2 \mu\text{g/l} \rightarrow 2 \mu\text{g/l}$ ,  $< 5 \mu\text{g/l} \rightarrow 5 \mu\text{g/l}$ ). Såväl kontamineringsrisken som avrundningen av mindre-än-värde till rapporteringsgräns kan medföra att halterna av näringsämnen överskattas och med anledning av detta har ett konfidensintervall om 95 % använts, dvs. de 5 % högsta värdena har exkluderats från analyserna i rapporten. Beräkningarna av 95 % konfidensintervall har dock baserats på hela den tillgängliga dataserien för den aktuella provtagningspunkten och det aktuella provtagningsdjupet och inte endast på underlagsdata för perioden 2008-2016. Detta för att utöka underlagsmaterialet och därmed säkerheten i beräkningen.

Redovisningar av uppmätta värden av fosfor och kväve redovisas som medelvärden för varje provtagningspunkt för varje enskilt år. Provtagningar av fosfor har skett i samtliga sammanställda provtagningspunkter i underlagsdatat till denna rapport medan provtagning av kväve har skett i alla utom ett provtagningsprogram.

#### 4.1.2. Statusklassificering

Statusklassificering avseende näringsämnen har gjorts i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2013:19. Status i en provpunkt avgörs av en ekologisk kvalitetskvot (EK-värde) som för inlandsvatten anges som ett numeriskt värde från 0 och uppåt. EK-värdet beräknas utifrån totalfosforhalt, absorbans (420 nm/5 cm), höjd över havet och sjöns medeldjup. Underlagsdata ska komma från ytvattenprover och från olika perioder under året. Information om sjödjup har inhämtats från SMHI. Enligt föreskrifterna HVMFS 2013:19 ska statusklassificering göras på underlagsdata från minst tre år. Beräkningen skall ske för varje provtagningstillfälle för sig för att sedan vägas samman i ett årsmedelvärde och därefter ett treårsmedelvärde. I föreliggande rapport har underlagsdatat delats upp i treårsperioderna 2008-2010, 2011-2013 samt 2014-2016.



Vid statusklassificeringen har 95 % -konfidensintervall använts för uteslutning av enskilda avvikande analysresultat (outliers) baserat på hela den tillgängliga dataserien. Där erhållet analysresultat enligt laboratorium underskrider rapporteringsgränsen för analysen, har detta vid beräkningar ersatts med rapporteringsgränsens värde.

I figurerna för ekologisk kvalitetskvot (EK-värde) och i andra figurer i rapporten där bakgrunden är färglagd är denna färgkodad enligt en femgradig skala. För klassificeringar enligt HVMFS 2013:19 där EK-värden beräknas syftar färgskalan på följande klassificering (tabell 3).

Tabell 3. Färgskala över bedömningsklasser som använts vid färgkodning av figurbakgrunder.

Hög kvalitet/status	God kvalitet/status	Måttlig kvalitet/status	Otillfredsställande kvalitet/status	Dålig kvalitet/status
---------------------	---------------------	-------------------------	-------------------------------------	-----------------------

Tabell 4. EK-värden med motsvarande status för kvalitetsfaktorn näringsämnen i sötvatten. Källa: Havs- och vattenmyndigheten 2013.

Status	EK-värde näringsämnen (sötvatten)
Hög	> 0,7
God	0,5-0,7
Måttlig	0,3-0,5
Otillfredsställande	0,2-0,3
Dålig	< 0,2

För kväve-fosforkvot används färgkodningen i tabell 4 medan skalan baseras på Naturvårdsverkets rapport 4913 (1999).

Det var planerat att i föreliggande utredning även utföra statusklassificering och analys av dataunderlaget över näringsämnen i kustvatten. Efter genomgång av dataunderlaget och kontakt med det konsultföretag som utför provtagningen uteslöts dock detta på grund av alltför stora osäkerheter i dataunderlaget (främst kopplat till problem med analysmetoder och analysinstrument).

#### 4.1.3. Absorbans

Absorbansvärdet nyttjas i statusklassificeringen för näringsämnen genom att ingå i beräkningen av referensvärde för fosfor. Absorbans ger ett mått på vattnets färg samt innehåll av partiklar och lösta humusämnen m.m. vilket bland annat påverkar siktdjup och bottenvegetationens utbredning.

Vid statusklassificeringen skall *absorbans 420 nm mätt genom 5 cm kyvett* användas. Värdet för varje provtagningspunkt och tillfälle skall användas för beräkning av referensvärde baserat på det specifika provet. Vanligtvis analyserades inte absorbans före år 2011 varför absorbansvärdet vid dessa tillfällen istället har beräknats utifrån färgtal enligt formel i HVMFS 2013:19 ( $abs = \text{färgtal}/500$ ).

## 4.2. Syrgas

Enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) baseras statusklassificeringen av kvalitetsfaktorn syrgasförhållanden för sjöar på minimivärdet av syrgashalten per år, vattentemperatur och om varmvattenfiskar eller salmonider dominerar fiskfaunan. I figurerna i huvudrapporten visas färgskala utifrån klassgränserna för syrgasförhållanden för salmonider (se klassgränser i tabell 5).

Tabell 5. Statusklassificering av syrgaskoncentrationen i sjöar (HVMFS 2013:19).

Status	Temp (°C)	Klassgränser syrgashalt (sjöar)
Hög	-	> 9 mg/l
God	0-5	8-9 mg/l
	5-15	7-8 mg/l
	>15	6-7 mg/l
Måttlig	-	5-6 mg/l
Otillfredsställande	-	3-5 mg/l
Dålig	-	< 3 mg/l

För kustvatten baseras statusklassificeringen på medelvärdet av den undre kvartilen av uppmätta syrgashalter i bottenvattnet. Mätningarna ska ha utförts varje månad under tre år i följd. Om uträknat medelvärde är högre än 3,5 ml/l bedöms vattnet ha hög status. Om uträknat medelvärde är lägre än 3,5 ml/l anses syrgasbrist föreligga och då görs en bedömning om syrgasbristen är

säsongsmässig, flerårig eller ständig. Vid sammanställningen av denna rapport redovisas emellertid lägsta uppmätta syrgashalt för hela den sammanställda perioden för vardera provpunkt (vilket ger en hårdare bedömning än enligt HVMFS 2013:19) samt medelvärdet för den uppmätta provpunkten för det tillgängliga underlagsdatat. För kustområdet har underlagsdatat för lägsta uppmätta syrgashalt kompletterats med underlagsdata från sondmätningar under 2016.

Syrgasprovtagning har genomförts på varierade djup varför det angivna djupet avrundats till närmaste 5 meter vid sammanställningen, med undantag för gruppen som angetts till 1 meter, som omfattar intervallet 0,5-2 meter. Prover tagna djupare än 75 meter har grupperats till ">75m" och räknas som bottenprovtagningar eftersom vissa prover inom detta intervall redan benämns "bottenprov". Då det totala djupet i respektive provtagningspunkt inte är känt har det djupaste intervallet där prover tagits i vardera provpunkt benämns "botten", förutsatt att prover tagits djupare än 10 meter. I rapporten redovisas resultaten från provtagningar på en, fem respektive tio meters djup samt bottenprovtagningar.

Syrgas har provtagits vid sammanlagt 15 provtagningslokaler i kustområdet, 19 provpunkter fördelat på fem sjöar söder om Dalälven samt 22 provpunkter fördelat på tre sjöar och fyra fiskodlingstillstånd i området Dalälven och norrut.

### 4.3. Växtplankton

Växtplanktonprovtagningar ingår i ett flertal recipientkontrollprogram vid de olika odlingarna och är näst efter vattenkemiska provtagningar av näringshalten den vanligaste analysen inom kontrollprogrammen. Totalt har underlagsdata samlats in från 14 olika kontrollprogram.

Växtplanktonprover tas i sötvatten vid ett tillfälle per år som ett kvantitativt prov som representerar området ovanför temperatursprångskiktet för sjöar. Provet tas under juli-augusti när primärproduktionen är som högst och utvärderas med avseende på biomassa, andel cyanobakterier och Trofiskt PlanktonIndex (TPI). Kustvatten ska däremot provtas 3-5 gånger per år under juni till augusti, men klassificeras endast utifrån biovolym och klorofyll a. Provtagning har emellertid endast genomförts vid två tillfällen per år (juni och augusti) i de provpunkter som ingår i denna sammanställning.

Bedömningar och statusklassificeringar har genomförts i enlighet med HVMFS 2013:19 för varje provtagningspunkt och har baserats på treårsmedelvärden för perioderna 2008-2010, 2011-2013 samt 2014-2016.

För att underlätta tolkningen av figurerna för växtplankton i huvudrapporten visas klassgränserna för respektive geografiskt område som en färgskala i bakgrunden av figurerna. De typområden som använts för klassgränserna i bakgrunden i figurerna är "Norrländ, klara sjöar" för sjöarna från Dalälven och norrut, "Södra Sverige, humösa sjöar" för sjöarna söder om Dalälven samt "Bottenhavet typ 18" för lokalerna i kustvattenområdena.

### 4.4. Makrovegetation

Bedömningen av makrovegetation i kustvatten utgår från sambandet mellan dess djuputbredning från grundare till djupare vatten och tillgången på ljus. Bedömningen av makrofyter i sjöar utgår istället från olika växters preferenser längs en gradient av näringsämnen (fosfor och kväve) för vilket ett trofiskt makrofytindex (TMI), beräknas (HVMFS 2013:19). Vid en ökad näringstillgång (främst av fosfor) förändras växtsamhället mot arter som är mer konkurrenskraftiga vid högre fosforhalter.

Provtagning av makrovegetation sker genom dykinventering eller krattning och över flera transekter som går från djupt till grunt vatten. Provtagning i sjöar inkluderar även transekter längs stranden. Dykinventering ska ske en gång per år under juli-september.

De inventerade transekterna i kustområdet har inte markerats på kartorna i bilaga 1 men ligger inom samma undersökta fjärdar som övriga provpunkter. Inga undersökningar av makrofyter har däremot genomförts i någon av de ingående fiskodlingarnas kontrollprogram under perioden 2008-2016.

Slutsatser från en undersökning genomförd 2017 har dock lyfts in i resultatsammanställningen för att visa likheterna mellan resultaten.

#### 4.5. Sediment

Det finns inte några bedömningsgrunder, gränsvärden eller standardiserad provtagningsmetodik för sedimentation anpassade för fiskodlingar och den påverkan som dessa medför (Löfqvist, M. 2015). Alcontrol har dock tagit fram en egen skala med näringshalter i sediment vid en studie i Ryssbysjön i Småland (Alcontrol 2003) (tabell 6). Skalan har därefter kommit att användas i flera studier men är framtagen från lokala referensprover och ett regionalt jämförelsematerial. Inom ramen för denna rapport har det dock inte genomförts någon utvärdering av hur giltig skalan är för andra förhållanden i Sverige och framförallt i sediment under fiskodling.

Tabell 6. Riktvärden för kväve och fosfor, från sedimentundersökning Ryssbysjön 2003.

	Kväve (g/kg TS)	Fosfor (g/kg TS)
Mycket låg halt	<7	<1,5
Låg halt	7-14	1,5-2,1
Medelhög halt	14-21	2,1-3,1
Hög halt	21-28	3,1-4,1
Mycket hög halt	>28	>4,1

Provtagning av kväve, fosfor och glödförlust (upphettningsprov vanligen över 500 grader) har sammanställts från ytsediment inom totalt nio recipientkontrollprogram. I de flesta inlandsbaserade odlingar har tyngdpunkten vid provtagningen varit under eller i direkt anslutning till odlingarna medan provtagningarna vid de kustbaserade odlingarna huvudsakligen förlagts på längre avstånd från fiskodlingarna. Resultat och erfarenhet från de filmningar och övriga sedimentuppföljningar som genomförts, men som inte kunnat sammanställas i denna rapport, visar emellertid att sedimentationsmönstret är relativt likvärdigt mellan inlandsbaserade odlingar och kustbaserade odlingar. De provtagningspunkter som har placerats under eller i odlingarnas direkta närhet har av praktiska skäl inte markerats på kartorna i bilaga 1.

#### 4.6. Bottenfauna

Bottenfauna har provtagits för totalt elva fiskodlingar, varav sju i inlandsvatten och fyra i kustvatten. Vissa provpunkter har enbart provtagits enstaka gånger medan andra har provtagits varannat eller varje år. Resultat från provtagningar där för få indikatorarter påträffats för beräkning av BQI (Benthic Quality Index) har exkluderats från statusklassificeringarna men ingår i underlaget för individtäthet. Statusklassificering av bottenfauna (index BQI i sötvatten och BQIm i kustvatten) har genomförts enligt HVMFS 2013:19.

#### 4.7. Bakterier

Bakterieprovtagning har endast tagits inom ett kontrollprogram hos Matfiskodlarnas medlemmar. För att utöka underlaget har resultat därför även inkluderats från ytterligare en storskalig fiskodling, som dock inte ingår i medlemsorganisationen. Båda dessa odlingar är placerade i området från Dalälven och norrut och antalet odlingsbara organismer (st./ml), antal koliforma bakterier (st./100 ml) samt antal E. coli-bakterier (st./100 ml) har analyserats inom båda kontrollprogrammen. I det ena kontrollprogrammet har prover endast tagits som ytvattenprover (0,5 m) medan det i det andra programmet har tagits prover på varierande djup mellan 0,5 till 70 meter där prover mellan 0,5-5 meter har benämnts "ytvattenprover" medan resterande prover (15-70 meter) har benämnts "djupvattenprover", i likhet med grupperingen av djupintervallen vid syrgasprovtagningen. Då analysgränserna skiljer sig åt mellan analyslaboratorierna för de båda kontrollprogrammen men även emellanåt mellan olika provtagningstillfällen inom samma kontrollprogram har värden under analysgränserna ersatts med värdet för den halverade analysgränsen, d.v.s. <1 ind./100ml → 0,5 ind./100ml, <10 ind./100ml → 5 ind./100ml o.s.v.

#### 4.8. Rymningar

Samtliga odlare som ingår i denna sammanställning har blivit tillfrågade om det inträffat specifika händelser med större rymningar eller sabotage vid odlingarna och hur mycket som då försvunnit ut från kassarna. Odlarna har även blivit tillfrågade om det sker någon övrig förlust av fisk i samband med verksamheten. Den sammanställda informationen har dock inte varit tillräckligt heltäckande för att kunna säkerställa att den omfattar den totala mängden förrymd fisk under den aktuella perioden (2008-2016) och har därför uteslutits från resultaten. Samtliga av de fiskodlingsföretag som ingår i denna rapport och som odlar regnbåge har även blivit tillfrågade om tidpunkten för regnbågens lekmognad samt vattentemperaturen vid detta tillfälle. För att utöka underlaget har även tre sättfiskodlingsföretag i olika delar av landet som odlar regnbåge tillfrågats.

Vissa av de inrapporterade händelserna har följts upp med kontakter med omkringliggande fiskevårdsområden för att undersöka eventuella förändringar av fisketrycket i samband med de kända rymningstillfällena.

Förutom detta har sammanställningar av provfiskeundersökningar i de sjöar som ingår i denna rapport genomförts för att undersöka om odlad fisk påträffats vid dessa fisken. Det finns emellertid mycket få provfiskeresultat från dessa sjöar där de storskaliga fiskodlingarna är lokaliserade vars kontrollprogram är sammanställda i denna rapport, och framförallt efter att fiskodlingarna etablerats i sjöarna. De tre sjöar där provfiskeresultat hittats är Västra Silen, Storuman och Siljan.

I Västra Silen genomfördes provfiskeundersökningar under 1985 med totalt 72 bottensatta och fyra pelagiska nätansträngningar. I Storuman har provfiskeundersökningar genomförts under 2016 med 30 bottensatta nätansträngningar i området runt en av odlingarna i sjön, samt att provfiskeundersökningar under perioden 1992-1997 har genomförts i olika delar av sjön med totalt 231 nätansträngningar. Utöver detta finns information från ett privat, men väldokumenterat vinternätfiske i Storuman, några kilometer från en av fiskodlingarna. Statistiken från detta fiske sträcker sig över nio vintrar från 1985-1997 och personen fiskade med sex till tio nät per natt under 99-151 dygn/år. I Siljan har fyra provfiskeundersökningar genomförts inom den samordnade recipientkontrollen (1996, 2001, 2006 och 2012) med 20 bottensatta nät i vardera undersökning. Dessutom har ytterligare ett standardiserat provfiske genomförts under år 2000 med totalt 24 bottensatta nät i Österviken i Siljan.

För att undersöka förekomsten av regnbåge och regnbågsyngel i vattendrag i Sverige har även ett utdrag över samtliga fångster av regnbåge vid elfiskeundersökningar i Sverige plockats ut från Elfiskeregistret (SERS 2017). Informationen har använts för att undersöka hur ofta och var regnbåge påträffas i vattendrag i Sverige och framförallt förekomsten av årsyngel av regnbåge.