



Utredning av Ryaverkets påverkan på recipienten avseende ekologisk status av biologiska kvalitetsfaktorer

Sandra Andersson, Marine Monitoring AB

Titel

Utredning av Ryaverkets påverkan på recipienten avseende ekologisk status av biologiska kvalitetsfaktorer

Framtagen av

Marine Monitoring AB
Lysekil, Sweden
Sandra Andersson

Kvalitetsgranskning

prof. Leif Pihl
prof. Rutger Rosenberg

Datum

Mars 2017

Beställare

Gryaab AB

ISBN: 978-91-86461-64-5

*Omslagsbilder: Bilder tagna från provtagningar i recipienten 2016. Från höger: Havsborstmask *Alitta virens*; Mussla *Mysella bidentata*; ålgräs (*Zostera marina*), makroalger *Halidryx siliquosa* och *Saccharina latissima**

Foto © Sandra Andersson, Marine Monitoring AB.

MARINE MONITORING AB

Strandvägen 9, 453 30, Lysekil
Tel +46 523-101 82 | Mobil 0727 338 981 |
E-post info@marine-monitoring.se | www.marine-monitoring.se

Innehåll

1. Syfte och Bakgrund.....	5
1.1 Frågeställningar för fortsatt utredning av Ryaverkets påverkan på recipienten	6
1.1.1 Påverkan på vegetationen.....	6
1.1.2 Påverkan på bottenfauna	6
1.1.3 Alternativ utsläppspunkt vid Vinga	6
2. Inledning.....	7
2.1 Transport av näringsämnen	7
2.2 Påverkan på bottenförhållanden av ökad närsaltsbelastning.....	8
2.2.1 Växtplankton	8
2.2.2 Fintrådiga makroalger	9
2.3 Begränsningar på produktionen i Ryaverkets recipient	9
2.4 Mätstationer för miljöövervakning längs Bohuskusten	10
3 Växtplankton	10
3.1 Miljöstatus växtplankton.....	10
3.2 Ryaverkets påverkan på växtplanktonproduktion	12
3.3 Utbredning av giftiga och skadliga algblomningar inom recipienten.....	16
4. Utbredning av fintrådiga alger i Ryaverkets recipient.....	17
5. Påverkan på produktionen av förhållandet mellan DIN och DIP.....	18
5.1 N:P kvot för makroalger och växtplankton	19
5.2 DIN:DIP kvotens påverkan på växtplanktonproduktionen (inkl. HAB) vid Göta älvs mynning och längre norrut	19
5.2.1 Resultat från juni till september.....	24
5.2.2 Resultat från oktober till maj	24
5.3 DIN:DIP kvotens påverkan på fintrådiga alger vid Göta älvs mynning och längre norrut.....	25
6. Påverkan från effekter av Top-down reglering i jämförelse med Bottom-up reglering i recipienten	31
7. Hur påverkas statusklassning av makroalger i recipienten av Ryaverkets utsläpp.....	32
8. Kan Ryaverkets utsläpp av organiskt material påverka bottenförhållandena och statusklassning av bottenfauna inom recipienten?	34
9. Jämförelse av bottenfaunans miljöstatus utifrån provtagningarna 2016 med en studie i Nordre älvs estuarium 2008.	39
10. Utvecklingen sedan 70-talet. Har minskade avloppsutsläpp förbättrat bottenfaunans miljöstatus?	41
11. Jämförelse av bottenfaunans status inom Ryaverkets recipient med övriga västkusten.....	43
12. Sammanfattning och bedömningar.....	44
12.1 Sammanfattning vegetation och växtplankton (inklusive skadliga algblomningar).....	44
12.2 Sammanfattning bottenfauna	45
12.3 Betydelsen av Ryaverkets utsläpp relativt problem med övergödning i recipienten och norr om Göta älv	45

12.4 Ryaverkets påverkan på möjlighet att uppnå miljö kvalitetsnormerna (MKN) 2027	47
13 Referenser	49
14. Bilagor.....	54
Bilaga 1. Mätdata från övervakningsstationer längs Bohuskusten	54
.....	70
Bilaga 2.	70
Miljökonsekvenser av en alternativ utsläppspunkt vid Vinga.....	70
1. Inledning.....	70
2. Påverkan på bottenmiljön från en alternativ utsläppspunkt vid Vinga.....	70
3. Bedömning av Ryaverkets påverkan på kemisk status och möjligheten att uppnå MKN i nuvarande recipient	72
4. Bedömning av Ryaverkets påverkan på kemisk status och möjligheten att uppnå MKN vid en alternativ utsläppspunkt vid Vinga.....	73
5. Bedömning av Ryaverkets påverkan på ekologisk status och möjligheten att uppnå MKN (ekologisk status) 2027 vid en alternativ utsläppspunkt vid Vinga	73
6. Referenser	74

1. Syfte och Bakgrund

All avloppsverksamhet klassas som miljöfarlig verksamhet och genomgår tillståndsprövning. Gryaabss avloppsreningsverk (Ryaverket) miljö tillstånd är från 1994 och utgick från den dåvarande miljöskyddslagen. Sedan 1999 har miljöskyddslagen ersatts av Miljöbalken, och Ryaverkets verksamhet ska tillståndsprövas utifrån denna lagstiftning. Prövningen utförs av Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Inför tillståndsprövningen är det av stor vikt att utreda miljöförhållandena i Ryaverkets påverkansområde (recipienten). Ryaverket släpper idag ut ca 1000-1200 ton kväve och 25-30 ton fosfor per år till recipienten (Mattsson 2016), vilket motsvarar ca 20 % av Göta älvs (södra grenen) näringstransport till havet (DHI 2016a). Ryaverket släpper även ut 1500-2000 ton organiskt kol (TOC).

Marine Monitoring AB utförde en litteratursammanställning av de undersökningar samt utredningar som utförts inom Ryaverkets recipient för perioden 2005-2015 (Börjesson 2016). I sammanställningen redovisades även de biologiska samt fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer som är kopplade till recipientens ekologiska statusklassning. Denna studie visade att bristen på relevant data med avseende på bottenfauna och makroalger var stor för det aktuella området. Inför den fortsatta analysen kring Ryaverkets påverkan på recipienten med avseende på bl.a. makroalger och bottenfauna var behovet av ytterligare data stort, och nya fältundersökningar utfördes och redovisades under 2016 (Andersson 2016a; Andersson m.fl. 2016). Recipientområdets omfattning i dessa studier beslutades i samråd med Länsstyrelsen i Västra Götalands län och utgjordes av vattenförekomsterna Asperöfjorden, Rivö fjord, Danafjord, Stora Kalvsund och Björköfjorden (figur 1). Studien av bottenfauna 2016 resulterade i *Otillfredsställande* status i Rivö fjord och Asperöfjorden, och *Måttlig* status i resterande vattenförekomster inom Ryaverkets recipient. Baserat på djuputbredning av makroalger var statusen *God* i alla vattenförekomster undantaget Danafjord som fick *Hög* status.

Det svenska miljömålssystemet består av 16 miljö kvalitetsmål där ett av målen är *Ingen övergödning* (www.miljomal.se). I havet orsakar övergödning bl.a. algbloomingar, utbredning av fintrådiga alger och syrebrist på bottarna. Vid kraftiga algbloomingar kan även hälsan hos människor och djur påverkas om blomningarna orsakas av giftbildande alger (HAB). För att nå de svenska miljömålen måste miljö kvalitetsnormerna (MKN), dvs. kravet på vattnets kvalitet, uppfyllas (Vattenmyndigheten 2016). Generellt ska alla vattenförekomster uppnå *God* ekologisk status och statusen får inte försämrats fram till 2027. I Västerhavets vattendistrikt anses övergödning vara ett av de mest omfattande miljöproblemen, vilket främst beror på hög tillförsel av kväve och fosfor från jordbruk, skog, avloppsreningsverk och enskilda avlopp (Vattenmyndigheten 2016). Om MKN ska uppnås för vattenförekomsterna i Västerhavets vattendistrikt behöver tillförseln av kväve och fosfor minska (Vattenmyndigheten 2016). För att minska transporten av näringsämnen till havet har bl.a. åtgärder genomförts i tätorters avloppsvatten under lång tid. Åtgärderna har resulterat i att utsläpp av organiska ämnen och fosfor har minskat påtagligt. Rening av kväve har införts på senare tid och börjar bli allt mer effektiv även om det är större utmaningar att nå ner till riktigt låga utsläppsnivåer.

Följande rapport presenterar den fortsatta utredningen angående Ryaverkets påverkan på recipienten med avseende på bottenförhållanden. Syftet är att belysa betydelsen av utsläppen från Ryaverket relativt problemen med övergödning. Fokus ligger på bottenfauna och vegetation och ett antal frågeställningar ingår i bedömningen. Frågeställningarna presenteras nedan och utreds därefter i separata avsnitt i rapporten. Slutligen sammanfattas resultaten och en bedömning av Ryaverkets påverkan på recipienten presenteras i avsnitt 12.

1.1 Frågeställningar för fortsatt utredning av Ryaverkets påverkan på recipienten

1.1.1 Påverkan på vegetationen

- Är förhållandet mellan kväve och fosfor en viktig faktor för förekomsten av fintrådiga alger och skadliga växtplankton (HAB: Harmful algae blooms) i Göta älvs mynning och i områden norr om Ryaverkets recipient?
- Hur ser utbredningen av HAB ut inom recipienten?
- Hur är påverkan från Top-down (överfiske) i jämförelse med Bottom-up (övergödning) inom recipienten?
- Hur påverkas statusklassningen av makroalger inom recipienten av Ryaverkets utsläpp?

1.1.2 Påverkan på bottenfauna

- Kan Ryaverkets utsläpp av organiskt material (BOD/COD/TOC) påverka bottenförhållandena och statusklassningen enligt vattendirektivet inom påverkansområdet?
- Bottenfaunans status utifrån provtagningar 2016 skall jämföras med en studie i Nordre älv estuarium 2008. Sötvattenpåverkan inkl. annat som älvvattnet för med sig, är likartad i de två estuarierna, men Nordre älv är så gott som opåverkad av större fartyg, hamnverksamhet, storstadsområdet Göteborg, industriutsläpp och Ryaverkets utsläpp.
- Utsläpp av föroreningar med avlopp har minskat avsevärt sedan 1970-talet. Hur har detta påverkat bottenfaunans status?
- Statusklassning i Ryaverkets recipient skall jämföras med den nationella statusklassningen av övriga vattenförekomster längs västkusten inkl. Halland.
- Hur stor påverkan har Ryaverkets utsläpp för statusklassningen av bottenfauna inom recipienten?

Provtagning av bottenfauna och makroalger samt följande utredning skall slutligen belysa hur Ryaverkets utsläpp påverkar möjligheten att uppnå miljö kvalitetsnormerna (MKN) år 2027 inom recipienten.

1.1.3 Alternativ utsläppspunkt vid Vinga

Utöver påverkan på recipienten från Ryaverkets utsläppspunkt i Göta älv, skall även en marinbiologisk bedömning utreda påverkan på bottenmiljön av en alternativ utsläppspunkt under språngskiktet vid Vinga. Utsläpp av BOD/COD, kväve, fosfor och miljöfarliga ämnen, skall beaktas. Påverkansområdet vid den alternativa utsläppspunkten vid Vinga baseras på DHI:s spridningsmodell (Corell m.fl. 2016). Litteraturstudien skall även belysa om det finns en risk att den ekologiska statusen, och möjligheten att uppnå miljö kvalitetsnormerna (MKN) år 2027, försämras inom berörda vattenförekomster om utsläppspunkten flyttas till Vinga.

Litteraturstudien av en alternativ utsläppspunkt vid Vinga presenteras som en delrapport i bilaga 2.



Figur 1. Karta över Ryaverkets påverkansområde (recipienten) vilket i denna utredning representeras av vattenförekomsterna Asperöfjorden, Rivö fjord, Dana fjord, Stora Kalvsund och Björköfjorden. I kartan presenteras även mätstationer för hydrografi och bottenfauna från nationell och regional miljöövervakning. På stationerna för Bottenfaunaprovtagning utförs provtagning årligen sedan 1991 inom nationell och regional övervakning på station DANA. Brännö provtogs 2014 och 2015. Övriga stationer provtogs mellan åren 1977 och 1992.

2. Inledning

2.1 Transport av näringsämnen

Det pågår en ständig transport av näringsämnen till havet från avrinningsområden, antropogena punktkällor och atmosfäriskt nedfall. Halter av näringsämnen i det kustnära ytvattnet påverkas även av läckage från sediment och utbyte med utsjön (DHI 2016b). Till Bohuskustens vattenområde domineras kvävetillförseln via landavrinning av Göta älv (39 %) och av Glomma (42 %) i Norge. För totalfosfor domineras tillförseln istället av utbytet med sedimentet (52 %), medan Göta älv står för ca 15 % och Glomma för ca 25 % av fosfortillförseln (DHI 2016b).

Trots att åtgärder har satts in och kväve- och fosforutsläppet från jordbruk och avloppsreningsverk har minskat syns ingen tydlig trend av minskade transporter till havet. Mycket av näringsbelastningen till havet via vattendrag kommer från markens läckage av kväve och fosfor och en anledning till att transporten inte minskat påtagligt kan vara att vattenföringen har ökat under senare år. Lokala åtgärder mot övergödning har inte heller gett några synbara effekter på miljön. Anledningen anses vara att mycket av det historiska läckaget av näringsämnen ligger kvar i vattensystemen och ekosystemen reagerar långsamt på minskad tillförsel av kväve och fosfor (www.miljomal.se).

Trots att den generella bilden är att näringstransporten till västerhavet inte har minskat nämnvärt finns en nedåtgående trend av koncentrationerna i vattnet av totalkväve, oorganiskt kväve (ammonium, nitrit och nitrat) och oorganiskt fosfor (Edman 2017b). En minskande trend noterades även för totalfosfor fram till 2009, men på senare år har totalfosfor istället ökat på majoriteten av mätstationerna längs Bohuskusten. Förhöjda koncentrationer av fosfor kan relateras till låga syrehalter då fosfatjoner löses ut från sedimenten och transporteras till ytvattnet. Det finns även en nedåtgående trend i halter av klorofyll längs Bohuskusten (Edman 2017b).

Kvävetillförseln till Ryaverkets recipient domineras av tillförsel från Göta älv som transporterar ca 6000 ton kväve per år till havet och det finns inget som tyder på att transporten har minskat sedan slutet av 90-talet (DHI 2016a). I jämförelse transporteras ca 2000 ton kväve till recipienten via Kattegattvatten (Rydberg 2008). Fosfor inom recipienten domineras istället av tillförseln från havet, motsvarande ca 300 ton fosfor per år (Rydberg 2008). I jämförelse transporteras ca 142 ton fosfor till recipienten via Göta älv (DHI 2016a).

Efter att avloppsrening införts och utvecklats sedan början av 1970-talet har den totala kvävebelastningen på Göta älvs mynningsområde minskat med ca 20 % och fosforbelastningen med ca 50 % (Rydberg 2008). Även belastningen av organiskt material har minskat avsevärt sedan Ryaverkets tillkomst, samtidigt har även tillförseln från Göta älv minskat under denna period (GÄVVF 2016).

År 2015 var reningskapaciteten i Ryaverket 65 % för kväve, 94 % för fosfor och 97 % för partikulärt material (suspenderade ämnen). Under de senaste 20 åren har Ryaverket förbättrat avskiljningen av kväve, fosfor och partiklar vid tre tillfällen, (Kväve 1998, 2010; fosfor 2005, 2010; partiklar 2010), vilket har resulterat i sjunkande utsläppshalter till recipienten över tiden (DHI 2016a).

2.2 Påverkan på bottenförhållanden av ökad närsaltsbelastning

I ytvattnet där ljustillgången är tillräcklig påverkar halterna av näringsämnen i vattenmassan produktionen av växtplankton och annan vegetation. All växtproduktion kräver solljus och biotillgängliga näringsämnen, dvs. oorganiskt kväve (ammonium nitrit och nitrat) och fosfor (fosfat) för tillväxt. Den optimala kvoten för maximal tillväxt, den s.k. N:P kvoten, avgör om något ämne är begränsande för tillväxten. För växtplankton krävs det generellt 16 kväveatomer för varje fosforatom, dvs. den optimala kvoten för tillväxt är 16. För makroalger är kvoten istället 30.

En ökad belastning av näringsämnen i vattenmassan kan resultera i kraftiga blomningar av växtplankton. Mängden växtplankton i vattenmassan påverkar därefter ljustillgången och således även djuputbredning av flerårig vegetation, såsom makroalger och ålgräs (*Zostera marina*). En ökad produktion kan även påverka den bottenlevande faunan genom en ökad födotillgång, men också ge syrebrist vid nedbrytning av nedfallande organiskt material. I grunda vikar, som är viktiga habitat för många arter, kan en övergödningssituation resultera i ökad utbredning av fintrådiga alger som kan bilda så kallade "algmattor", vilka har en negativ inverkan på de arter som vistas inom området.

2.2.1 Växtplankton

De dominerande grupperna av växtplankton med avseende på antal är dinoflagellater och kiselalger. Dinoflagellater använder en piskliknande svans för att röra sig genom vattnet och deras kropp är täckt av komplicerade skalplattor. Kiselalgernas skal är stela och består, som namnet antyder, av kisel. Kiselalger kan inte själva röra sig utan förlitar sig på havsströmmar för att ta sig fram i vattnet. En annan stor grupp av växtplankton är cyanobakterier som kan fixera kväve direkt ur luften. I Östersjön förekommer kraftiga blomningar av cyanobakterier som kan vara giftiga för både djur och människor.

Växtplankton reagerar på förändringar i närsaltsbelastning vilket är en anledning till att de används som indikator inom de nationella bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007). Vid hög

näringstillgång kan växtplankton växa okontrollerat och bilda skadliga algbloomingar (HAB). Dessa blomningar kan producera giftiga ämnen som är skadliga för fisk, skaldjur, däggdjur, fåglar och även människor. Även alger som inte är giftiga kan orsaka skadliga blomningar om de förekommer i så stora mängder att de täpper till gälarna på fisk.

2.2.2 Fintrådiga makroalger

Fintrådiga makroalger har en stor yta i förhållande till volym i jämförelse med fleråriga arter och kan snabbt ta upp näringsämnen i vattnet (Wallentinus 1984). Fintrådiga alger har dock en liten lagringskapacitet av fosfor och de behöver därför kontinuerlig tillförsel av näringsämnen för att tillväxa, vilket innebär att snabbväxande alger kan bli mer fosforbegränsade än fleråriga algar (Pedersen m.fl. 2010), samtidigt kan de fintrådiga algerna konkurrera ut flerårig vegetation vid hög näringstillgång. Fintrådiga alger på 0-1 meters djup i Bohuslän utgörs främst av fintrådiga grönalger som domineras av släktena *Ulva* och *Cladophora*. Mattorna börjar tillväxa under maj månad med högst biomassa i mitten av sommaren (Pihl m.fl. 1996), men tillväxer fram till oktober. Heltäckande mattor av fintrådiga alger påverkar bottenmiljön genom att de konkurrerar ut den fleråriga vegetationen samt hindrar torsk och annan rovfisk att söka föda och planktoniska larvstadier att bottenfälla (Isaksson m.fl. 1993, Pihl m.fl. 1995). Algmattor kan även utsöndra giftiga ämnen och ge upphov till syrebrist och lokal förekomst av giftigt svavelväte, vilket slår ut både bottenlevande djur och vegetation. Vid syrebrist avges dessutom ammonium och fosfat från sedimentet (Sundby m. fl. 1992) vilket ytterligare gynnar tillväxten.

2.3 Begränsningar på produktionen i Ryaverkets recipient

Vattenomsättning och djup är två viktiga faktorer som avgör hur känsligt ett område är mot övergödning (Pihl m.fl. 1999a; Erlandsson m.fl. 2009). På västkusten anses norra Bohuslän vara de mest känsliga områdena för tillväxt av fintrådiga alger (Pihl m.fl. 1999a). Anledningen är att stora delar utgörs av grundområden med dålig vattenomsättning där fintrådiga alger ansamlas. Även området kring Orust-Tjörn anses övergödningkänsligt, vilket baseras på att det finns flera tröskelbassänger med dålig vattenomsättning och syrebrist som uppstår vid nedbrytning av organiskt material. Uppehållstiden för ytvattnet inom fjordsystemet bidrar även till en lokal förhöjd primärproduktion och tillåter sedimentation av den lokala planktonproduktionen till bottenarna (Erlandsson m.fl. 2009).

Inom recipientområdet för Ryaverket anses vattenomsättningen i regel vara god och utbredningen av fintrådiga alger i grunda vikar samt sedimentation av planktonproduktionen förhållandevis liten (Erlandsson m.fl. 2009), vilket bidrar till höga syrehalter i bottenvattnet. Enligt beräkningar med SMHI:s kustzonsmodell transporteras en liten del av Göta älvs vatten till Göteborgs södra skärgård och största delen av näringstransporten följer med den Baltiska strömmen norrut (Erlandsson m.fl. 2009). Uppehållstiden inom recipienten har uppskattats till 6 dagar i Danafjord under sommaren och vid Älvsborgsbron till 24 timmar (Rydberg 2008). Asperöfjorden som ligger mer skyddat har ett sämre vattenutbyte vilket kan vara en av anledningarna till att området har en sämre miljöstatus baserat på bottenfaunaprovtagningen 2016 (Andersson m.fl. 2016).

Vattenomsättningen inom recipientområdet har således en betydande roll för hur stor påverkan Ryaverkets utsläpp av näringsämnen har på recipienten gällande bottenfauna, makroalger och växtplankton. Produktionen inom recipienten kan även begränsas av ljus till följd av att mycket partiklar transporteras med älvvattnet. Det är främst i den inre delen av recipienten, närmast älvmyningen, som produktionen är ljusbegränsad. Längre ut är produktionen istället begränsad av fosfat men även av ljuset vissa tider på året (Garde m.fl. 2005, Rydberg 2010).

2.4 Mätstationer för miljöövervakning längs Bohuskusten

För att utreda påverkan från Ryaverket och Göta älv på produktionen i recipienten och längre norrut presenteras data från några utvalda mätstationer inom Bohuskustens vattenvårdsförbunds (BVVF) regionala miljöövervakning av näringsämnen, klorofyll a och växtplankton (Figur 2).

Klorofyll a (nämns i fortsättningen endast som klorofyll) är ett pigment som återfinns i växtplankton och indikerar således växtplanktonbiomassa i vattenmassan. Klorofyll provtas en gång i månaden på 14 stationer längs Bohuskusten. På sex av dessa stationer tas även vattenprover för analys av växtplankton med avseende på artförekomst, celler per liter och biovolym.

Inom recipientområdet provtas klorofyll vid mätstationerna Skalkorgarna (Rivö fjord) och Danafjord. I Danafjord provtas även växtplankton. Längre söderut övervakas klorofyll vid Valö som anses förhållandevis opåverkad av Göta älv och behandlas vidare som en referensstation. Norr om recipientområdet ligger mätstationer vid Instö Ränna och Åstol som är påverkade av Göta- och Nordre älvs utflöde av näringsämnen. Vid Instö ränna provtas klorofyll och vid Åstol både klorofyll och växtplankton. Prover tas även inne i fjordsystemet vid Orust och Tjörn men endast en liten del av det utsötade vattnet från Göta- och Nordre älv tar sig in i fjordsystemet (Björk m.fl. 2000), och det finns i detta område många lokala näringskällor som bedöms påverka utbredning av plankton och även fintrådiga alger (Carlsson 2008). Av de två anledningarna diskuteras inte stationerna inom fjordsystemet vidare i denna utredning. Istället beaktas två mätstationer längre norrut, Stretudden vid Brofjorden och Kosterfjorden, där både klorofyll och växtplankton övervakas. Ytterligare en mätstation som ingår i den nationella miljöövervakningen och är placerad vid Fladen används som referens, dvs. opåverkad av Göta älvs näringstransport, i jämförande syfte.

3 Växtplankton

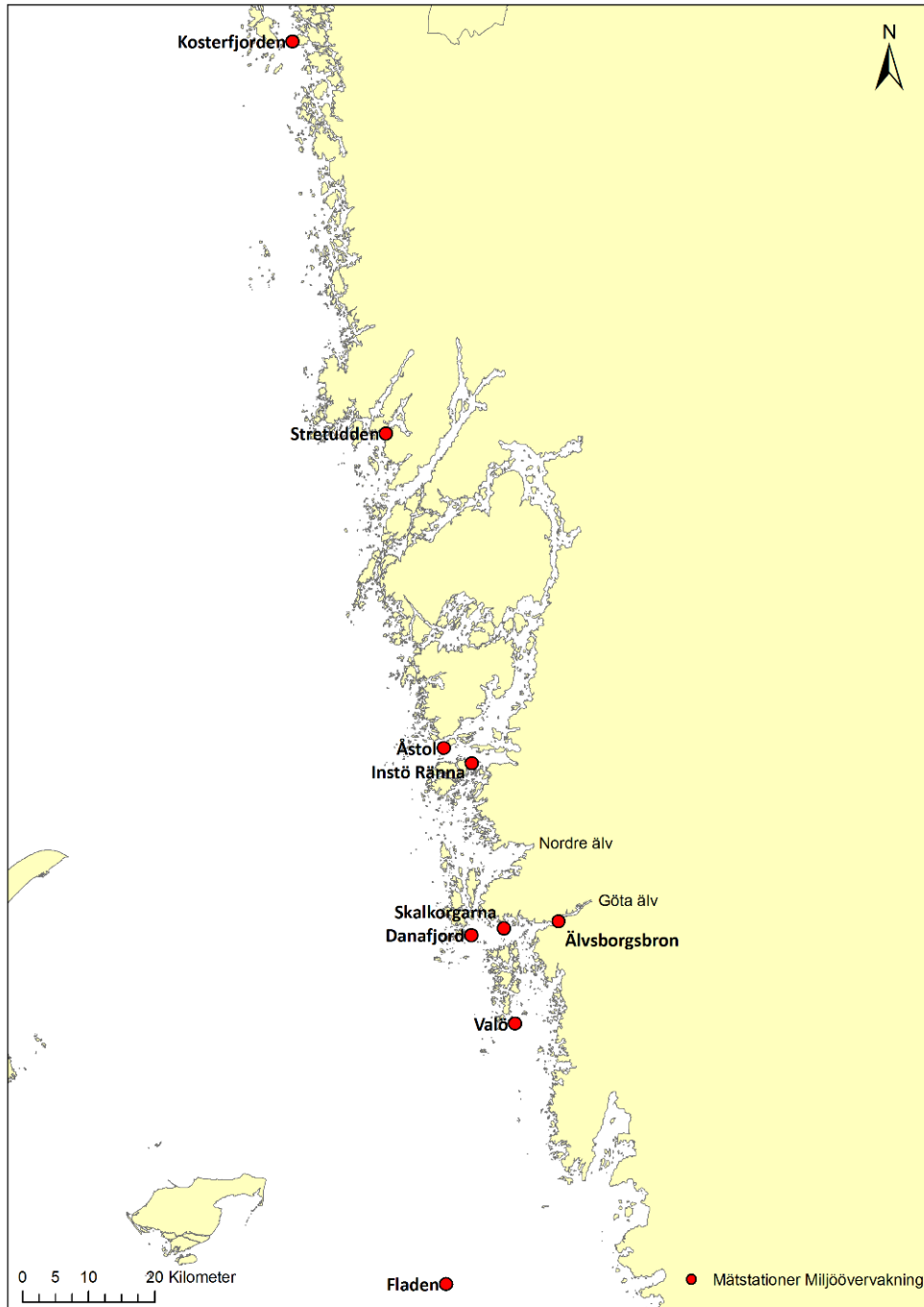
3.1 Miljöstatus växtplankton

Vid statusklassning utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för växtplankton används antingen klorofyll a eller en sammanvägd bedömning av både klorofyll a och biovolym på de stationer där båda parametrarna mäts. Miljöstatusen baseras på data från juni till augusti. På flera mätstationer försämrades miljöstatusen från *God* till *Måttlig* i slutet av 1990-talet. Sedan mitten av 2000-talet har det emellertid skett en förbättring på alla undersökta stationer med undantag för Instö Ränna där statusen varit *Måttlig* alternativt *Otillfredsställande* sedan 1992 (Mohlin och Johansen 2017).

Inom recipienten är miljöstatusen för växtplankton *Otillfredsställande* i Rivö fjord enligt den nationella statusklassningen av vattenförekomster som presenteras i Vatteninformationssystem Sverige (VISS). Bedömningen baseras på en satellitanalys samt data från SMHI vid Skalkorgarna mellan åren 2009 och 2011. Baserat på BVVF:s övervakning av växtplankton har emellertid miljöstatusen förbättrats de senaste åren då den varit *God* vid Skalkorgarna mellan åren 2012 och 2015 (Mohlin och Johansen 2017). Den senaste provtagningen (2016) resulterade emellertid i att statusen blev *Måttlig* (bedömning utifrån en 3-års period: 2014-2016, Mohlin och Johansen 2017). I Danafjord har statusen varit *Hög* sedan 2010 (VISS, Mohlin och Johansen 2017). Enligt den nationella statusklassningen är statusen *Hög* i Stora Kalvsund och *God* i Björköfjorden, baserat på satellitdata och data från SMHI (VISS).

På den södra lokalen Valö, som bedöms vara förhållandevis opåverkad av Göta älv och Ryaverkets utsläpp, har statusen varit *God* sedan 2004 med några få undantag. Vid Instö Ränna, som är påverkad av Nordre älv, har statusen varit *Måttlig* sedan 2004 med undantag för 2008 då statusen var

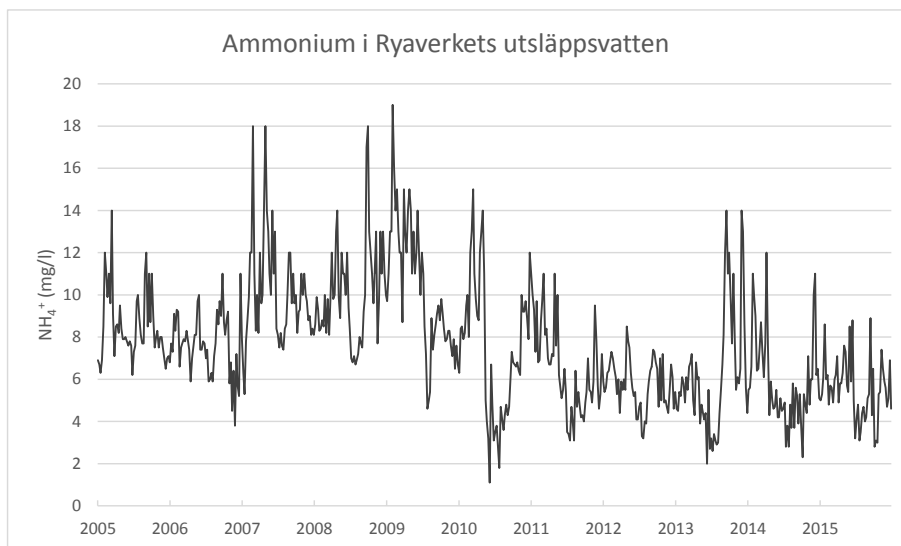
Otillfredsställande. Vid Åstol som ligger något mer exponerat än Instö Ränna har statusen varit *God* sedan 2011. På de nordliga lokalerna, Stretudden och Kosterfjorden, har miljöstatusen varit *Hög* alternativt *God* sedan mitten av 2000-talet.



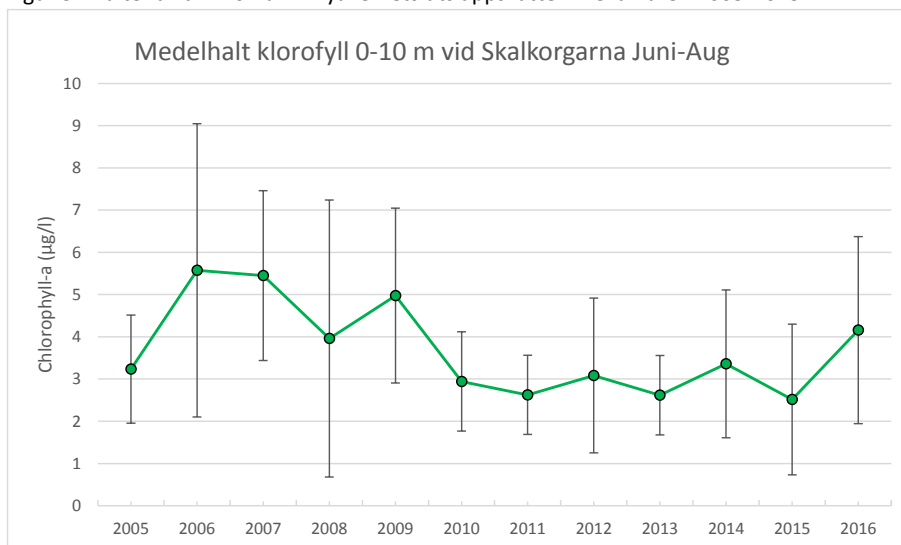
Figur 2. Placering av utvalda mätstationer i Bohuskustens vattenvårdsförbunds (BVVF) regionala miljöövervakning.

3.2 Ryaverkets påverkan på växtplanktonproduktion

Ryaverkets utsläpp av kväve resulterar i förhöjda halter av ammonium vid Skalkorgarna samtidigt som utsläppshalterna av fosfor verkar ha en obetydlig påverkan (DHI 2016a, Rydberg 2008). Det största tillskotten av fosfor i recipienten transporteras istället via Kattegattvatten (Rydberg 2008). Ryaverket införde en utökad kväverening år 2010 vilket resulterade i minskade halter av ammonium i utsläppsvattnet mellan åren 2010 och 2015 (figur 3). Samtidigt minskade ammoniumhalten vid Skalkorgarna (DHI 2016a) och miljöstatus av växtplankton förbättrades från *Måttlig* till *God* under samma period (Mohlin och Johansen 2017). DHI (2016a) delade in data på klorofyll från Skalkorgarna i två tidsperioder, dvs. före (2005-2010) och efter (2011-2015) den förbättrade kväve- och fosforeringen i Ryaverket 2010. Resultaten indikerade att även klorofyllhalten i vattnet minskade vid Skalkorgarna efter 2010 (notera att denna uppdelning baseras på djup 0-5 m under perioden juni-sept). Vid en statistisk analys med samma gruppering av år men med data motsvarande den som används vid statusklassning av växtplankton, dvs. klorofyllhalt på 0-10 meters djup under perioden juni till augusti, noteras signifikant lägre halter av klorofyll vid Skalkorgarna efter att förbättrad rening infördes 2010 (icke-parametrisk statistik: Kruskal-Wallis test $P < 0,05$) (figur 4).



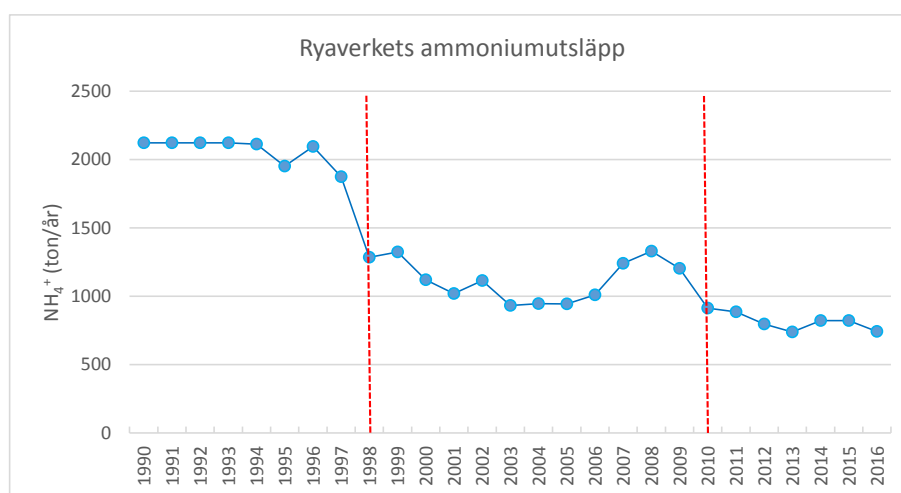
Figur 3. Halter av ammonium i Ryaverkets utsläppsvatten mellan åren 2005-2015.



Figur 4. Medelhalt av klorofyll på 0-10 meters djup i juni-augusti vid Skalkorgarna mellan åren 2005-2015. Variationen presenteras som standardavvikelse. Källa: SMHI:s databas över havsmiljödata (SHARK).

Rening av kväve i Ryaverket startade 1998 när det första kväverenningssteget togs i drift. För att utreda huruvida utökad rening i Ryaverket påverkat halterna av ammonium och klorofyll vid Skalkorgarna under en längre tidsperiod har data på ammonium och klorofyll i ytvattnet (0-5 m) under åren 1990-2016 från oktober till mars (djup och tidsperiod baseras på sammanställning av data i tidigare trappor: Rydberg 2008; DHI 2016a) sammanställts och delats in i tre tidsperioder: innan kväverening (1990-1997), efter det första reningssteget (1998-2009) och efter det andra reningssteget (2010-2016) (figur 5). Vid en statistisk analys av skillnader mellan dessa tre tidsperioder visar resultaten att medelhalten av ammonium och klorofyll vid Skalkorgarna har minskat signifikant med 49 %, motsvarande 1,4 μmol per liter, respektive 19 %, motsvarande 0,9 μg per liter, vid en jämförelse av tidsperioden 2010-2016 med perioden innan kväverening infördes i Ryaverket (tabell 1; figur 6). Data av klorofyll har analyserats med 1-faktors ANOVA och p.g.a. det obalanserade dataunderlaget har post hoc testet Unequal N HSD används vid jämförelse av tidsperioder. Data av ammonium uppfyllde inte homogena varianser (trots transformering) och testades istället med icke-parametrisk statistik: Kruskal-Wallis test $P < 0,05$. Resultaten har även jämförts med mätdata i ytvattnet från stationerna Älvsborgsbron (0-2 m) och Instö Ränna (0-5 m) från samma tidsperiod (figur 6). Halterna av klorofyll har inte minskat på någon av stationerna mellan åren 1990-2016 (1-faktors ANOVA $p < 0,05$), däremot har halterna av ammonium minskat signifikant vid Älvsborgsbron mellan de tre analyserade tidsperioderna (Kruskal-Wallis test $P < 0,05$). Vid Instö Ränna minskade ammoniumhalten signifikant efter 1997 men har de senaste åren (2010-2016) ökat igen (1-faktors ANOVA $P < 0,05$ Post-hoc test: Unequal N HSD). Ammoniumhalterna vid Instö Ränna är emellertid betydligt lägre i jämförelse med de andra två stationerna och bedöms inte påverka klorofyllhalterna i vattnet nämnvärt.

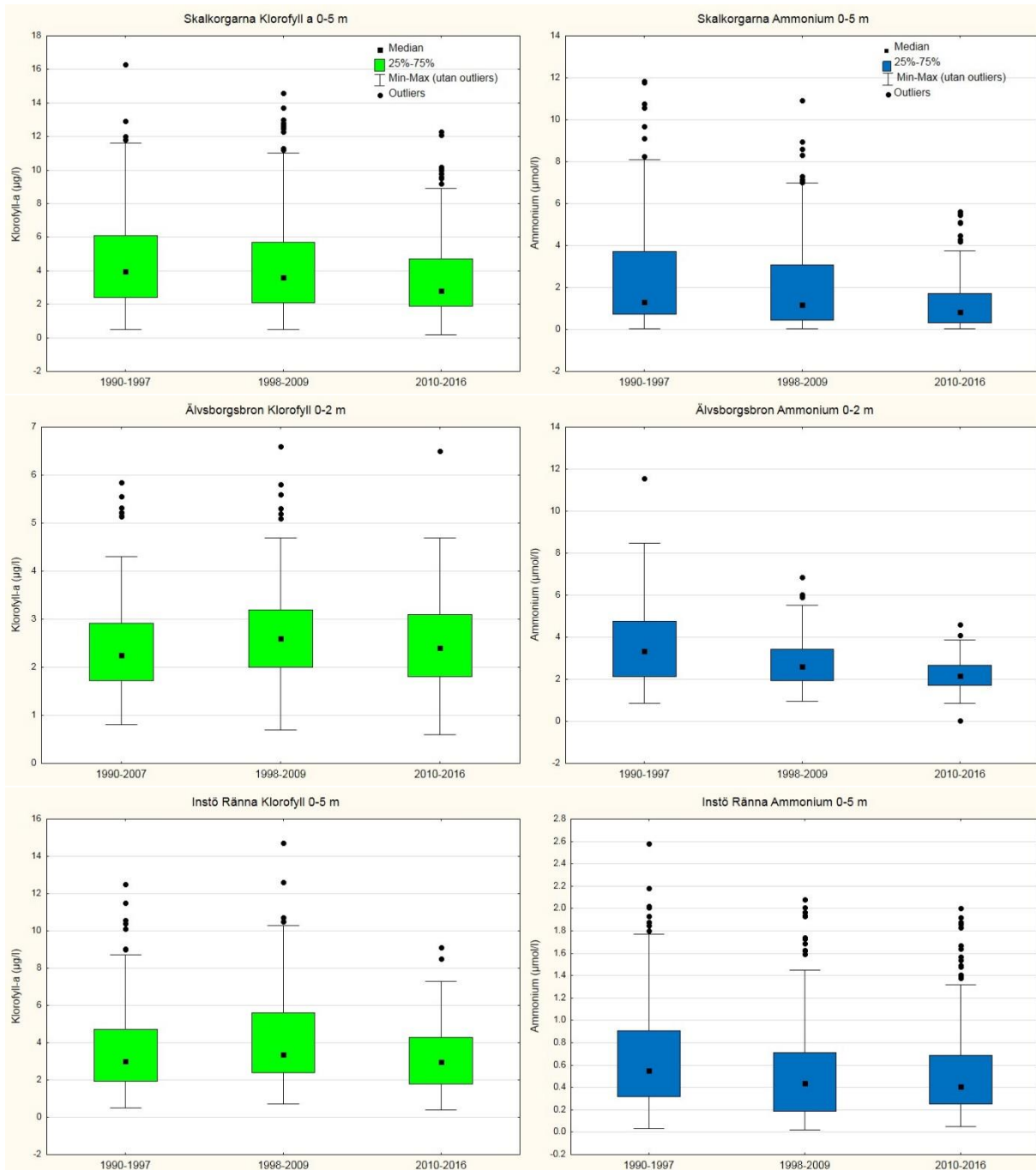
Resultaten visar att halterna av ammonium minskat både vid Skalkorgarna och vid Älvsborgsbron efter 1997, och båda stationerna kan vara påverkade av Ryaverkets utsläpp av ammonium. Samma tydliga minskning syns inte vid Instö Ränna. Klorofyllhalterna över tid är oförändrade vid Älvsborgsbron och Instö Ränna men minskade efter det andra reningssteget vid Skalkorgarna där ammoniumhalterna är betydligt högre än vid Instö Ränna och växtplanktonproduktionen inte lika ljusbegränsad som vid Älvsborgsbron. Det finns således ett visst samband mellan utökad rening av ammonium i Ryaverket och klorofyllhalterna vid Skalkorgarna.



Figur 5. Ryaverkets utsläpp av ammonium mellan åren 1990 till 2016 presenterat som ton per år. De röda streckade linjerna markerar när det första och andra kväverenningssteget togs i drift i Ryaverket.

Tabell 1. Klorofyll a och ammonium vid Skalkorgarna före och efter kväverening vid Ryaverket. År 1998 togs ett första kväverenningssteg i drift och 2010 det andra steget. Medelvärde från mars till oktober 1990-2016 i ytvattnet (0-5 m).

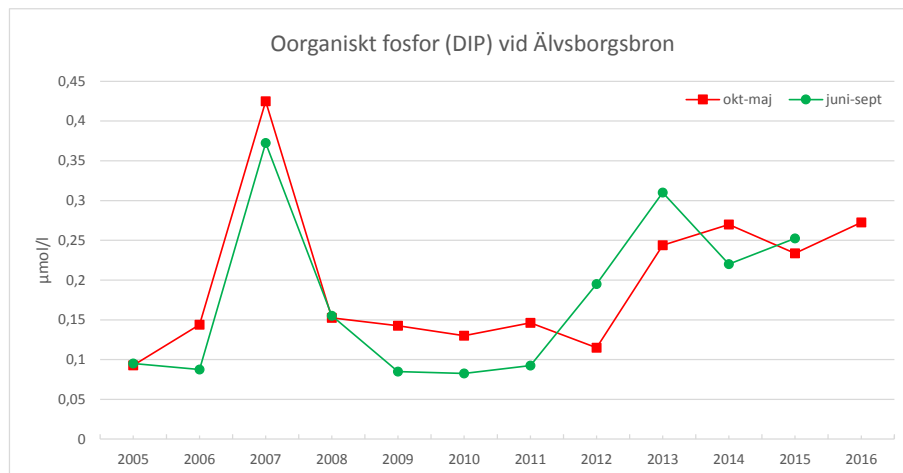
Medelvärde	Ammonium ($\mu\text{mol/l}$)	Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$)
1990-1997	2,81	4,73
1998-2009	2,04	4,49
2010-2016	1,44	3,82



Figur 6. Halter av klorofyll och ammonium vid Skalkorgarna, Älvsborgsbron och Instö Ränna. Data presenteras i en box-and-whiskers plot och anges som medianvärde, undre och övre kvartilen (25-75 % av värdena) max och minvärde samt outliers. Extremvärden har tagits bort i graferna. Notera olika skalor på Y-axeln mellan stationer. Källa: SMHI:s databas över havsmiljödata (SHARK).

Att Ryaverkets minskade utsläpp av ammonium skulle påverka produktionen av växtplankton vid Skalkorgarna överensstämmer inte med förhållandet mellan biotillgängligt kväve och fosfor (DIN:DIP). Kvoten visar att produktionen i ytvattnet är starkt fosfatbegränsad, både med och utan ammoniumhalter i vattnet (se vidare avsnitt 5). Det innebär att upptaget av näringsämnen och tillväxten borde vara oförändrad så länge inte fosfathalterna ökar eller minskar i vattenmassan. DHI (2016a) påvisade att fosfathalten vid Skalkorgarna inte påverkades av den utökade reningen 2010 i Ryaverket. Det kan även konstateras att fosfathalterna ökar med djupet vid Skalkorgarna och Älvsborgsbron (DHI 2016a; se vidare avsnitt 5.2), vilket kan förklaras av att det finns mer fosfat i Kattegattvattnet än i Göta älv som transporteras in i området. Trots detta finns det signifikant högre halter av fosfat i ytvattnet vid Skalkorgarna i jämförelse med andra mätstationer längs kusten, vilket tyder på att det sker en transport av fosfat i det utsötade ytvattnet från Göta älv. I Göta älvs mynningsområde finns en för estuarium typisk ingående saltvattenström (reaktionsström) längs botten som har högre halter av fosfat och lägre halter av ammonium och nitrat än det söta ytvattnet (DHI 2016a). Anledningen till de förhöjda fosfathalterna i ytvattnet kan vara ett resultat av en uppblandning av fosfat från Kattegattvattnet till ytvattnet från den av Göta älv orsakade reaktionsströmmen som i tidigare studier ansågs vara den dominerande källan av fosfat till Göta älvs mynning (Isæus m.fl. 2005).

På senare år har halterna av oorganiskt fosfor ökat vid Älvsborgsbron, både under sommarmånaderna och mellan oktober till maj (figur 7). De förhöjda halterna av fosfat har däremot inte påverkat mängden växtplankton vid Älvsborgsbron (figur 19 avsnitt 5.2), vilket kan vara ett resultat av en ljusbegränsning (Garde m.fl. 2005). Vid Skalkorgarna finns det inget som tyder på att halterna av fosfat i ytvattnet ökade under samma period, däremot försämrades miljöstatusen för växtplankton till *Måttlig* vid Skalkorgarna år 2016 (Mohlin och Johansen 2017). Bedömningen baseras på data från 2014-2016 och de förhöjda halterna av fosfat i älvvattnet kan vara en bidragande del till den försämrade statusen vid Skalkorgarna.



Figur 7. Medelhalt av oorganisk fosfor (DIP) under sommaren och mellan oktober till maj på mätstation Älvsborgsbron mellan åren 2005-2015. Källa: SMHI:s databas över havsmiljödata (SHARK).

Samtidigt som kvoten mellan oorganiskt kväve och fosfor indikerar att en minskad halt av kväve inte borde ha någon effekt på klorofyllhalten i vattnet vid Skalkorgarna kan Ryaverkets utsläpp av ammonium, i jämförelse med älvvattnet som domineras av nitrat, påverka upptaget av närsalter hos växtplankton. Studier har visat att växtplankton kan ta upp 11 gånger mer ammonium än nitrat och att

ammonium t.o.m. kan hämma upptaget av nitrat (Dortch 1990). Anledningen är att nitrat måste omvandlas till ammonium inne i växtcellen för fortsatt assimilation, vilket förbrukar energi. Det finns dock många omkringliggande faktorer som påverkar näringsupptaget och det är inte självklart att tillgång på ammonium ökar växtplanktons tillväxthastighet. I en litteraturstudie som inkluderade 70 studier var det endast i 22 studier som tillväxthastigheten ökade vid upptag av ammonium i jämförelse med nitrat (Dortch 1990). Andra faktorer som kan påverka upptag och tillväxthastighet, förutom kvävet form, är ljusstillgång, temperatur och näringshalten i vattnet. I vissa studier har exempelvis upptag av ammonium visat sig vara mindre ljusberoende än upptag av nitrat och en begränsad näringstillgång ökar preferensen för ammonium (Dortch 1990, Harrison och Hurd 2001). Det finns även stora variationer mellan arter. Resultaten indikerar att en preferens för ammonium skulle kunna förklara en påverkan från Ryaverket på mängden växtplankton vid Skalkorgarna. Dessutom är området ljusbegränsat vilket också skulle kunna förklara ett ökat upptag av ammonium.

Ytterligare ett samband mellan Ryaverkets utsläppshalter av ammonium och klorofyllhalt i vattnet vid Skalkorgarna förekommer under åren 2007, 2008 och 2009 då det pågick ombyggnader i reningsverket varpå utsläppen av ammonium ökade (figur 3). Under denna period noterades förhöjda klorofyllhalter i vattnet vid Skalkorgarna (figur 4) och miljöstatusen av växtplankton försämrades från *Måttlig* till *Otillfredsställande* (Mohlin och Johansen 2017).

3.3 Utbredning av giftiga och skadliga algblomningar inom recipienten

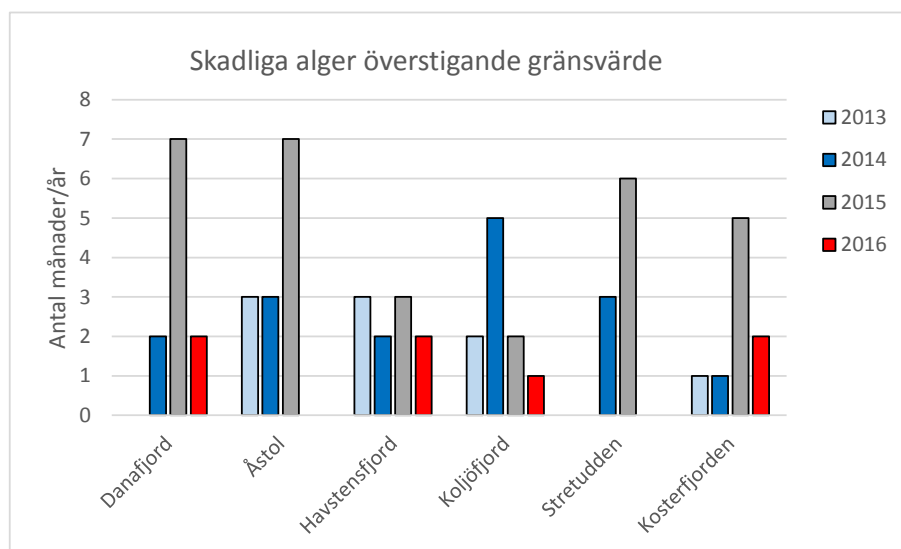
I BVVF:s regionala övervakning av växtplankton analyseras även förekomst av skadliga och giftiga alger, vilket sammanställs av SMHI. För många av de skadliga alger som förekommer längs svenska västkusten har Livsmedelsverket fastställt varningsgränsvärden. De skadliga alger som förekom över gränsvärdena på de sex övervakningsstationerna mellan åren 2013 och 2016 var dinoflagellaterna *Alexandrium* spp. och *Dinophysis* spp. samt kiselalgen *Pseudo-nitzschia* spp. Under 2014 överskred även arten *Protoceratium reticulatum* gränsvärdena vid Åstol, Havstensfjord och Koljöfjorden (Mohlin och Johansen 2014; 2015; 2016; 2017). Släktet *Alexandrium* är det mest toxiska släktet i svenska vatten och varningsgränsen är endast 200 celler per liter. *Alexandrium* producerar ett paralytiskt gift som kan leda till förlamning hos människor. Släktet *Dinophysis* producerar diarrégifter som inte är akut dödliga men ger magsjuka i ett par dagar. Gifterna som *Dinophysis* producerar är de vanligast förekommande längs Bohuskusten. Kiselalger i släktet *Pseudo-nitzschia* producerar ett gift som bland annat kan orsaka minnesförlust. Alla dessa tre gifter kan ackumuleras i musslor och därmed föras vidare till människor.

Hos vissa arter av växtplankton finns det en preferens för ammonium jämfört med nitrat. Studier på arter som producerar gift har emellertid visat lite påverkan på upptag- och tillväxthastighet beroende av kvävet form i vattnet (Davidson m.fl. 2012). I en studie av släktet *Pseudo-nitzschia*, som förekommer längs Bohuskusten, påvisades ingen skillnad i tillväxthastighet vid upptag av ammonium alternativt nitrat (Thessen m.fl. 2009), och i en annan studie fanns t.o.m. en preferens för nitrat (Cochlan m.fl. 2008). Det finns flertalet studier som visar att arter av giftproducerande växtplankton producerar mer gift när något näringsämne är begränsande, dvs. när näringstillgången avviker från den optimala kvoten för tillväxt. Studier har visat att giftproduktionen hos bl.a. *Alexandrium* ökar när fosfor är det begränsande näringsämnet, dvs. vid höga N:P kvoter. Samtidigt finns det några motsägande studier som visat på en minskad giftproduktion vid höga N:P kvoter och även här kan det finnas skillnader mellan arter (Davidson m.fl. 2012).

Utbredningen av giftiga och skadliga växtplankton inom Ryaverkets recipientområde baseras på mätstationen i Danafjord. I figur 8 presenteras antal månader per år som giftproducerande alger som kan vara skadliga för människor överskred livsmedelsverkets gränsvärden på de stationer där

växtplankton provtas. Informationen är tagen ur SMHIs årsrapporter från provtagningen 2013, 2014, 2015 och 2016 (Mohlin och Johansen 2014; 2015; 2016; 2017). Resultaten demonstrerar att det finns en variation mellan stationer inom år men det finns inget som tyder på att förekomst av skadliga alger är vanligare i Danafjord än på andra undersökta stationer längs Bohuskusten. Miljöstatusen baserat på växtplankton har dessutom varit *Hög* i Danafjord under en längre tid.

Andra arter som inte är giftiga för människor, och därför inte har några gränsvärden hos livsmedelsverket, kan orsaka fiskdöd vid mycket höga tätheter. Dessa arter förekom på alla stationer vid provtagningarna 2013, 2014, 2015 och 2016 men noterades endast i skadliga tätheter under 2013 på alla stationer utom Danafjord och under 2015 vid stationerna Danafjord och Åstol.



Figur 8. Presentation av antal månader per år som skadliga växtplankton överskrider livsmedelsverkets gränsvärden på de sex stationer som ingår i Bohuskustens vattenvårdsförbunds övervakning av växtplankton.

4. Utbredning av fintrådiga alger i Ryaverkets recipient

På grunda mjukbottnar kan fintrådiga algmattorna användas som mått på graden av störning i ett område (www.marbipp.tmbi.gu.se). En *liten* störning innebär att botten eller vegetationen täcks till 25 % av fintrådiga algmattor och ekosystemet bedöms fortfarande fungera även om känsliga arter påverkas. Vid en *måttlig* störning täcks 50 % av bottenmiljön av algmattor varpå flertalet arter är påverkade och ekosystemets struktur och funktion har förändrats. Vid en *kraftig* störning täcks 75 % av botten av algmattor varpå bottenmiljön ändrat karaktär och flertalet av de ursprungliga arterna har minskat kraftigt.

I Länsstyrelsens rapport "Finn de områden som göder havet mest" (Erlandsson m.fl. 2009) presenteras en bedömning av vattenförekomsternas miljöstatus med avseende på utbredning av fintrådiga alger i grunda vikar (0-1 m djup) mellan åren 1998 och 2007. Bedömningen baseras på data från Bohuskustens vattenvårdsförbunds (BVVF) övervakning av fintrådiga alger med flygfotografering. Under dessa år var det få vikar inom Ryaverkets recipientområde som var påverkade av fintrådiga alger med täckningsgrad överstigande 5 %, och endast 1999 och 2007 noterades täckningsgrader upp till 25 %. I södra skärgården noterades emellertid högre tätheter av alger och i skyddade områden inom ögruppen vid Brännö, Asperö och Styrösö noterades täckningsgrader upp till 50 % under åren 2001 och

2003 (Pihl m.fl. 1999b, 2001; Nilsson och Pihl 2002, Jenneborg m.fl. 2004; Jenneborg 2005-2007). De låga täckningsgraderna av fintrådiga alger resulterade i en *God* status i Danafjord, Rivö fjord, Asperöfjord och Björköfjorden. Det något sämre vattenutbytet i sundet mellan Öckerö och Hönö resulterade i att Stora Kalvsund fick *Måttlig* status och södra skärgården klassificerades som *Otillfredsställande*. I norra Bohuslän förekom stora områden som bedömdes vara starkt påverkade av övergödning baserat på mattor av fintrådiga makroalger med *Otillfredsställande* och *Dålig* miljöstatus. Vid Nordre älvs utlopp och i fjordsystemet vid Orust och Tjörn var miljöstatusen i regel *Måttlig*.

Miljöstatusen bedöms främst påverkas av vattenomsättning då höga koncentrationer av snabbväxande fintrådiga makroalger sammanfaller med områden med litet vattenutbyte i norra Bohuslän, där belastningen av näringsämnen är mindre i jämförelse med Göteborgsområdet. I Ryaverkets recipient är vattenomsättningen hög, både Rivö fjord och Dana fjord samt Björköfjorden och Stora Kalvsund anses ha ett stort vattenutbyte med undantag för sundet mellan Öckerö och Hönö. I Göteborgs södra skärgård är vattenomsättningen lägre pga. många öar som ligger tätt samlade.

Utifrån BVVF:s kontrollprogram av fintrådiga alger i Bohuslän de senaste åren (Jenneborg 2008, 2009, 2011, 2012, 2015) är täckningsgraden av fintrådiga alger i majoriteten av de undersökta vikarna låg (0-5 %) i Göteborgsområdet. Det är dock vanligare med täckningsgrad runt 25 % inom Ryaverkets recipient i jämförelse med tidigare år. I sundet mellan Öckerö och Hönö, Björköfjorden och norra Rivöfjorden (Nötö) förekommer dessutom täckningsgrad upp till 50 % vissa år och inom ögruppen vid Brännö, Asperö och Styrsö påträffas täckningsgrad upp till 75 %, vilket inte noterades mellan åren 1998 och 2007. Det innebär att förhållandena har försämrats något sedan 2007 med högre täckningsgrad i delar av området. Det finns således inget som tyder på att minskade kvävehalter från Göta älv minskat utbredningen av fintrådiga alger inom recipienten. I norra Bohuslän är situationen i regel oförändrad då det fortfarande förekommer stora områden där täckningsgraden av fintrådiga alger överstiger 50 och 75 %.

En annan studie över övergödningssituationen i grundområden i Göteborgs skärgård utfördes av Miljöförvaltningen på Göteborg stad under sommaren 2013, där utbredning av fintrådiga alger studerades med flygfotografering (Wikström m.fl. 2014). Resultaten demonstrerade att flera vikar, framförallt i södra skärgården, indikerade en övergödningssituation baserat på utbredning av fintrådiga alger. Inom påverkansområdet från Ryaverket låg en av lokalerna som ingick i miljöförvaltningens studie i Björköfjorden där täckningsgraden av fintrådiga grönalger var 17 %, en annan lokal låg exponerat vid Norra Galterö där inga fintrådiga alger observerades.

Det är viktigt att notera att i BVVFs kontrollprogram av fintrådiga alger är det främst mattor av flytande fintrådiga grönalger som analyseras. Djupare än 1 meter är det vanligt att snabbväxande brunalger ansamlas i ålgräs- och natingångar i Göteborgs skärgård och påverkar utbredningen av dessa viktiga miljöer (Andersson 2016b).

5. Påverkan på produktionen av förhållandet mellan DIN och DIP

Nedanstående kapitel diskuterar situationen vid Göta älvs mynning och i områden längre norrut längs Bohuskusten gällande löst oorganiskt kväve (DIN) och löst oorganiskt fosfor (DIP), vilket är i den form näringsämnen tas upp av växtplankton och vegetation. DIN:DIP kvoten avgör om produktionen av växtplankton, som även inkluderar skadliga alger (HAB), och fintrådiga alger är kväve- eller fosforbegränsad.

Kapitlet inleds med en övergripande beskrivning av den optimala kvoten för maximal tillväxt hos växtplankton och fintrådiga alger utifrån litteraturen. Därefter presenteras halter av DIN, DIP och klorofyll på de utvalda mätstationer som övervakas årligen inom BVVF:s övervakningsprogram. Vidare

diskuteras DIN:DIP kvotens påverkan på klorofyllhalten i vattnet, vilket indikerar växtplanktonproduktion. Påverkan från DIN:DIP kvoten på fintrådiga algers tillväxt presenteras i ett separat avsnitt då situationen i grundområden är ett komplext system och det är svårt att härleda produktionen endast till halterna av DIN och DIP i ytvattnet vid närliggande mätstationer i öppna vattenmassan.

5.1 N:P kvot för makroalger och växtplankton

Den optimala mol-kvoten mellan kväve (N) och fosfor (P) för maximal tillväxt är 30 för makroalger och 16 för växtplankton. Det innebär att om kvoten överstiger 30 för makroalger och 16 för växtplankton är tillväxten begränsad av fosfor och överblivet kväve blir kvar i vattenmassan. Är kvoten istället under 30 resp. 16 begränsas tillväxten av kväve och överblivet fosfor blir kvar i vattenmassan.

Den optimala kvoten för tillväxt är artspecifik och det finns även en stor påverkan från abiotiska miljöfaktorer såsom ljusstillgång, temperatur, vattenrörelser och näringstillgång i vattnet. Kvoten på 30 för makroalger är ett medelvärde från 92 arter av både fleråriga och ettåriga makroalger med en variation mellan 10 och 80 (Atkins och Smith 1983). I Bohuslän finns det studier från grundområden som resulterade i en N:P kvot på 27 för optimalt upptag hos de vanligaste arterna av fintrådiga snabbväxande grönalger (*Ulva* spp., *Cladophora* spp.) (Pihl m.fl. 1996; Sundbäck m.fl. 2003). Kvoten för växtplankton bygger på den s.k. Redfieldkvoten men även den har visat sig variera mellan arter och typ av miljö. Geider och La Roche (2002) sammanfattade flera publicerade studier och kom fram till att i optimala näringsförhållanden, dvs. när inget näringsämne begränsar, varierar kvoten för maximal tillväxt hos växtplankton mellan 5 och 19 med flest observationer under 16. Även om medelkvoten från flertalet studier hamnade nära Redfieldkvoten förekom lokala variationer mellan 5 och 34. I sötvatten anses kvoten istället ligga mellan 22 och 38 (Ekholm 2008).

Med avseende på påverkan från abiotiska miljöfaktorer på den optimala kvoten för tillväxt hos växtplankton är det främst skillnader mellan tillgång på fosfor och kväve i vattnet som diskuteras i litteraturen. I Atkins och Smith (1983) presenteras den optimala kvoten för maximal tillväxt hos växtplankton som mer än 30 när fosfor var begränsande och mindre än 10 då kväve var begränsade. Enligt Klausmeier m.fl. (2004) varierar kvoten mellan 8 och 45 beroende av vilket näringsämne som begränsar. Olika arter kan också vara olika bra på att hantera näringsbegränsning, vilket kan resultera i att vissa arter gynnas mer av exempelvis ett kväveöverskott än andra.

Eftersom det är oorganiskt kväve (DIN: ammonium, nitrat, nitrit) och fosfor (DIP: fosfat) som är biotillgängligt för växtplankton och alger är det DIN:DIP kvoten som utreds vidare i följande kapitel.

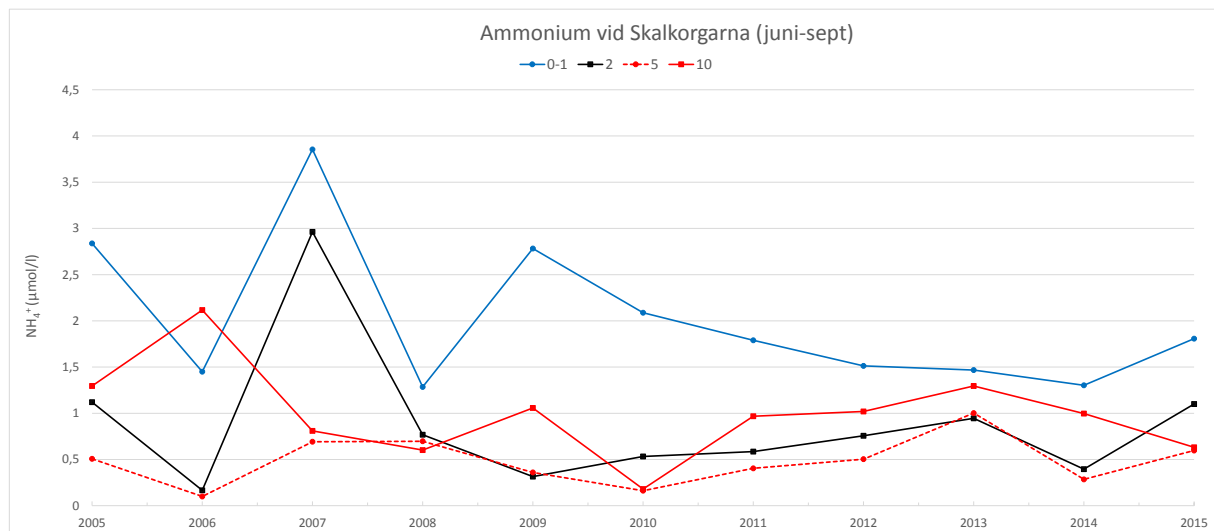
5.2 DIN:DIP kvotens påverkan på växtplanktonproduktionen (inkl. HAB) vid Göta älvs mynning och längre norrut

I nedanstående avsnitt presenteras medelhalter av oorganiskt kväve och fosfor samt DIN:DIP kvoten från utvalda mätstationer längs Bohuslän. DIN:DIP kvoten sätts även i relation till klorofyllhalten i vattnet. Data presenteras från två mätstationer inom recipientområdet, två referensstationer samt fyra stationer längre norrut längs Bohuskusten. Data har insamlats under en 10 års period (2005-2015) och har hämtats från SMHI:s databas (SHARK). Ett representativt djup för Ryaverkets och Göta älvs påverkan avseende växtplanktonproduktionen och utbredningen av fintrådiga alger är svårt att definiera. Enligt DHI:s spridningsmodell förekommer halter av kväve från Ryaverkets utsläpp främst i ytvattnet (Corell m.fl. 2016). Detta överensstämmer med ammoniumhalten (dominerande kväveform i Ryaverkets utsläpp) vid Skalkorgarna på 0-1 meters djup (figur 9). Även halterna av DIN, som domineras av nitrat från Göta älv, är högst den översta djupmetern vid Skalkorgarna (figur 10). Detta indikerar att Göta älvs utsötade vatten främst transporteras i ytan, vilket även är tydligt med avseende på salthalt (DHI 2016a). Tidvis omblandas emellertid det utsötade vattnet med det underliggande

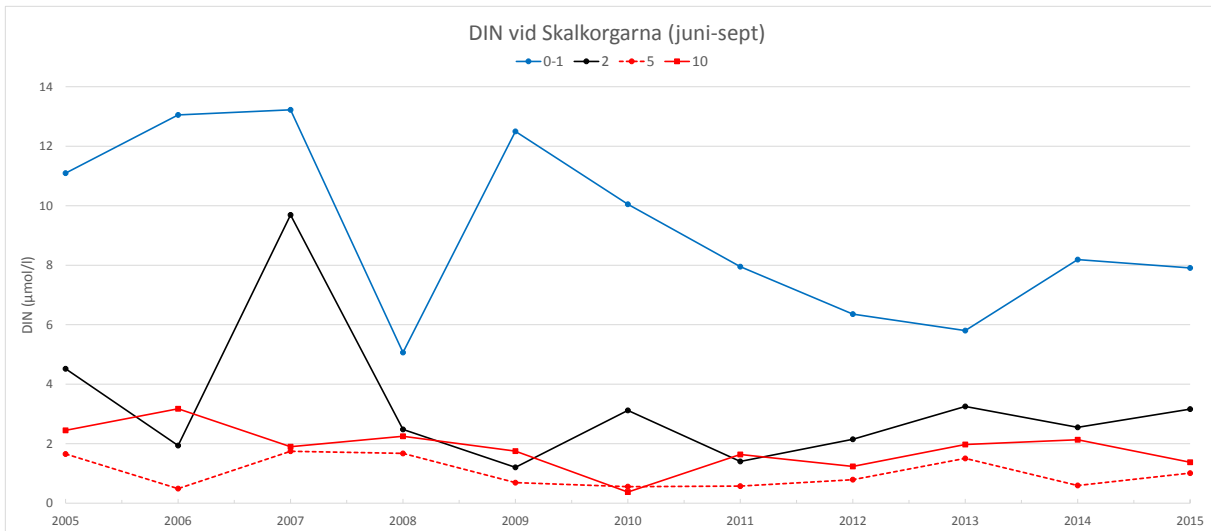
Kattegattvattnet vilket påverkar halterna av närsalter och klorofyll både i ytvattnet och djupare (Rydberg 2008). Förekomst av oorganisk fosfor har ett annat mönster då halterna ökar med djupet (figur 11). Detta kan förklaras av att det finns mer fosfor i Kattegattvattnet än i Göta älv som transporteras in i området (Rydberg 2008; DHI 2016a; Garde m.fl. 2005). Även klorofyllhalten vid Skalkorgarna dominerar i ytvattnet med lägsta halter på 10 meters djup (figur 12). Instö ränna, som är påverkad av Nordre älvs utflöde, har samma mönster som Skalkorgarna gällande halter av DIN, DIP och klorofyll, även om halterna av DIN är lägre vid Instö Ränna (figur 13-15). Detta kan förklaras av det geografiska läget då avståndet till älvmyningen är ca dubbelt så långt vid Instö Ränna i jämförelse med Skalkorgarna (figur 2).

Ovanstående resonemang innebär att Ryaverket och Göta älvs vatten har störst påverkan på ytvattnet inom recipienten. Av den anledningen, samt att näringsrikt ytvatten förväntas driva in i grunda vikar och påverka tillväxt av fintrådiga alger, presenteras data från den översta djupmetern. Även på övriga mätstationer presenteras halter i ytvattnet för att göra data jämförbara. Till skillnad från stationerna som är påverkade av det näringsrika ytvattnet från Göta älv är det liten skillnad i halter av DIN och DIP mellan 0 och 10 meters djup i Norra Bohuslän (figur 16-17). Klorofyllhalten dominerar dock fortfarande i ytvattnet (figur 18).

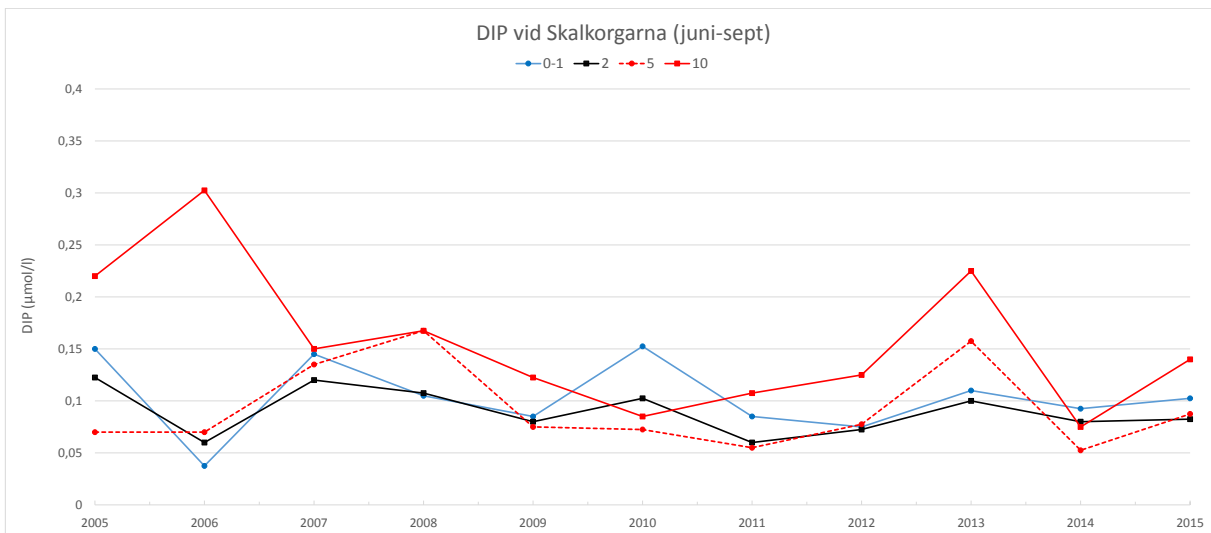
Data har delats in i två perioder; oktober till maj och juni till sept. Juni till september är de månader som fintrådiga makroalger tillväxer i grundområden och klassificering av ekologisk status baserat på växtplankton görs under sommarmånaderna juni-augusti. Variationen inom år är stor, framförallt mellan oktober och maj till följd av vårbloomingen som dominerar under månaderna februari-mars. Under vårbloomingen ökar klorofyllhalten i vattnet samtidigt som DIN och DIP halterna sjunker. Medelvärden presenteras i figurer för att illustrera skillnader mellan områden och år. För att graferna ska vara mer tolkningsbara presenteras inte den statistiska variationen som istället illustreras i figurer från respektive station i bilaga 1.



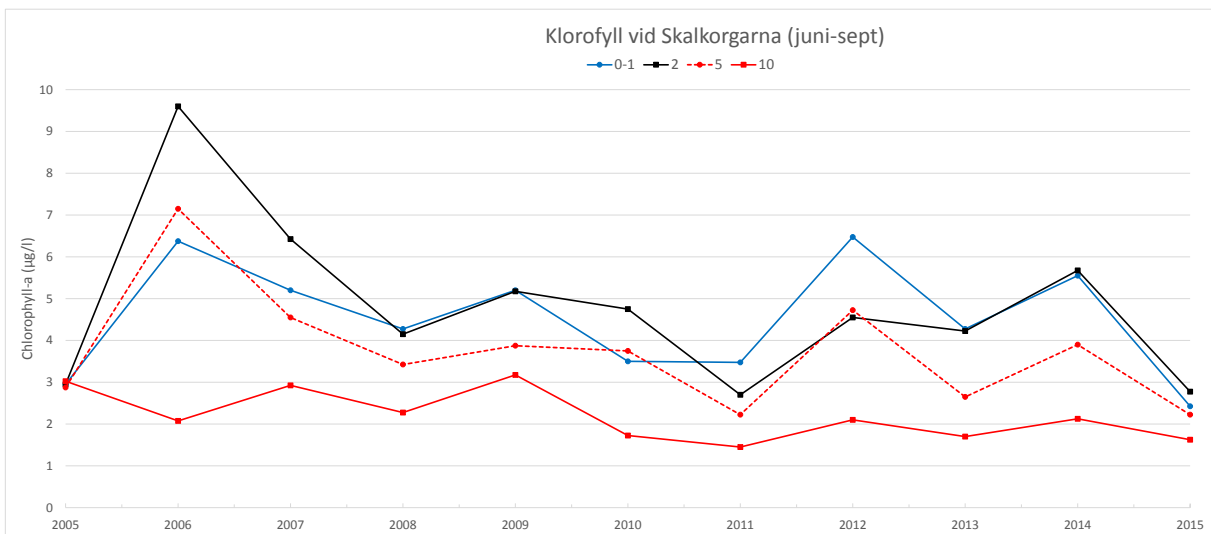
Figur 9. Medelhalt av ammonium (NH_4^+) på olika djup mellan 0-10 meter vid Skalkorgarna under sommarmånaderna juni till september under tidsperioden 2005-2015.



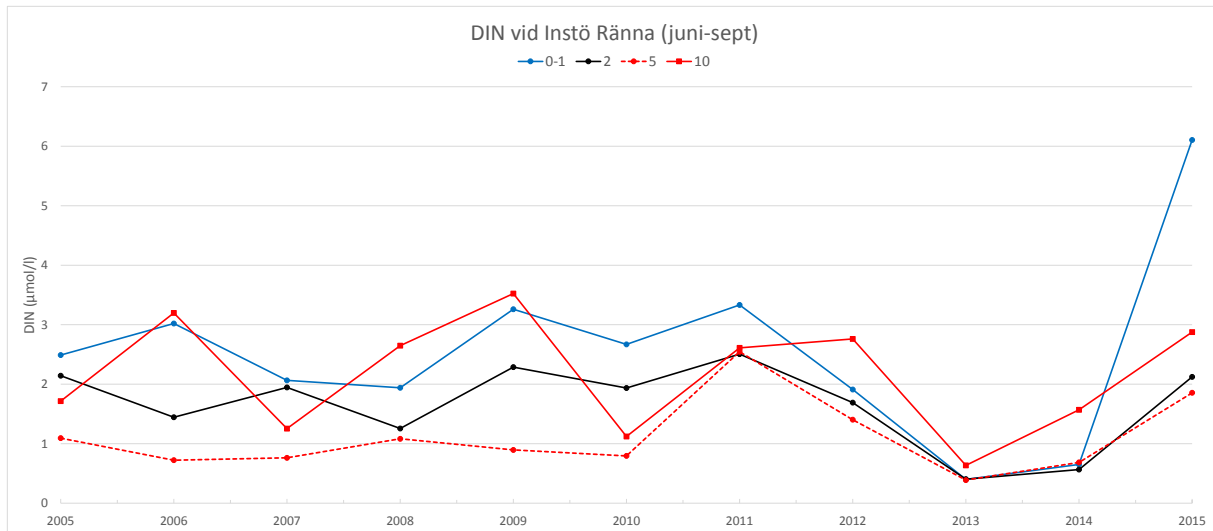
Figur 10. Medelhalter av oorganiskt kväve (DIN) på olika djup mellan 0-10 meter vid Skalkorgarna under sommarmånaderna juni till september under tidsperioden 2005-2015.



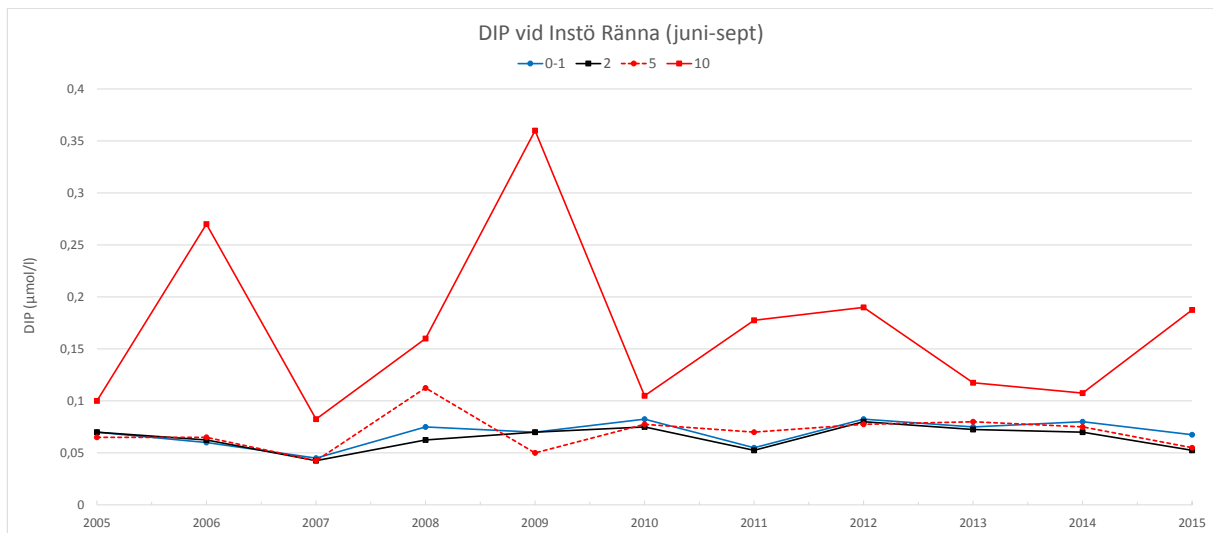
Figur 11. Medelhalter av oorganisk fosfor (DIP) på olika djup mellan 0-10 meter vid Skalkorgarna under sommarmånaderna juni till september under tidsperioden 2005-2015.



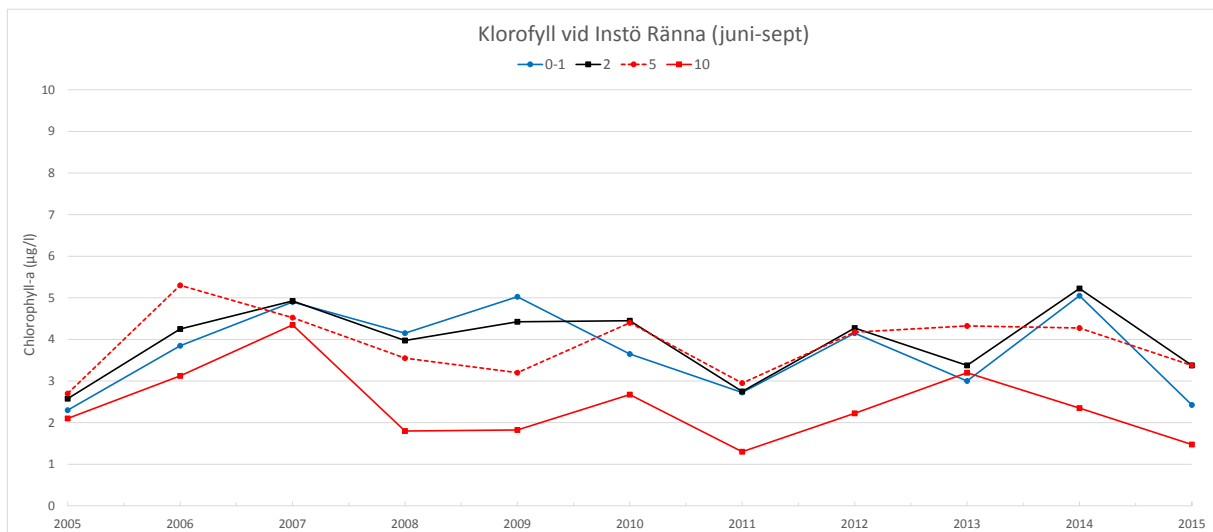
Figur 12. Medelhalter av klorofyll a på olika djup mellan 0-10 meter vid Skalkorgarna under sommarmånaderna juni till september under tidsperioden 2005-2015.



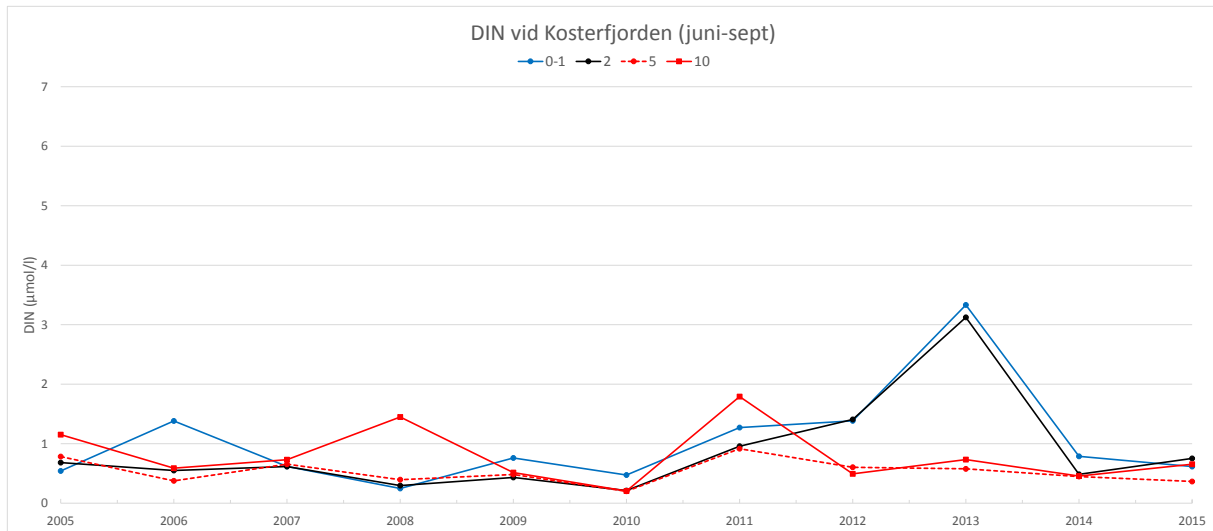
Figur 13. Medelhalter av oorganiskt kväve (DIN) på olika djup mellan 0-10 meter vid Instö Ränna under sommarmånaderna juni till september under tidsperioden 2005-2015.



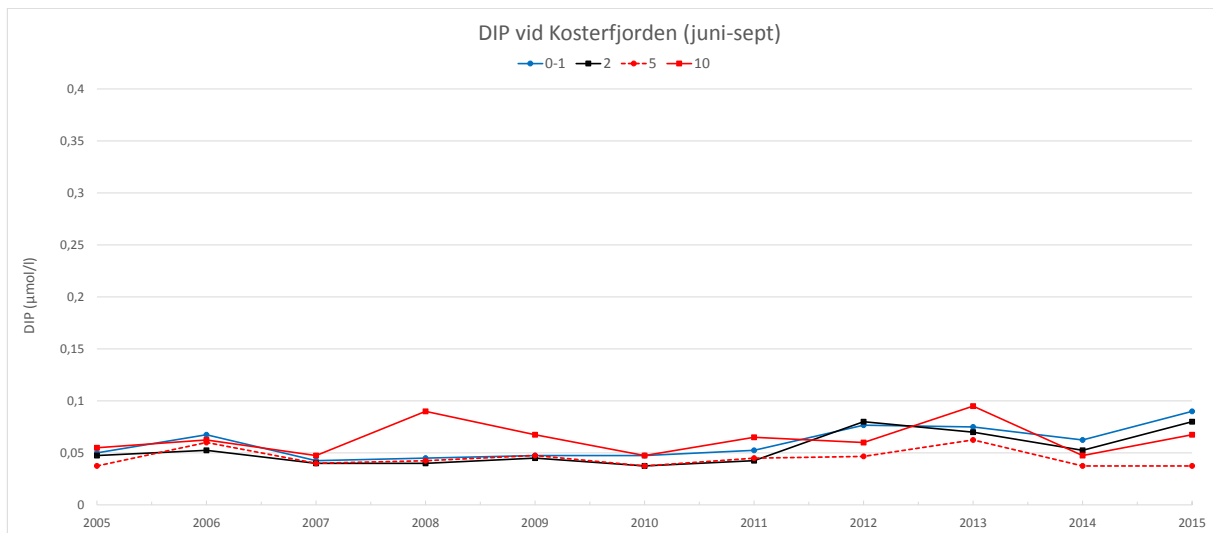
Figur 14. Medelhalter av oorganisk fosfor (DIP) på olika djup mellan 0-10 meter vid Instö Ränna under sommarmånaderna juni till september under tidsperioden 2005-2015.



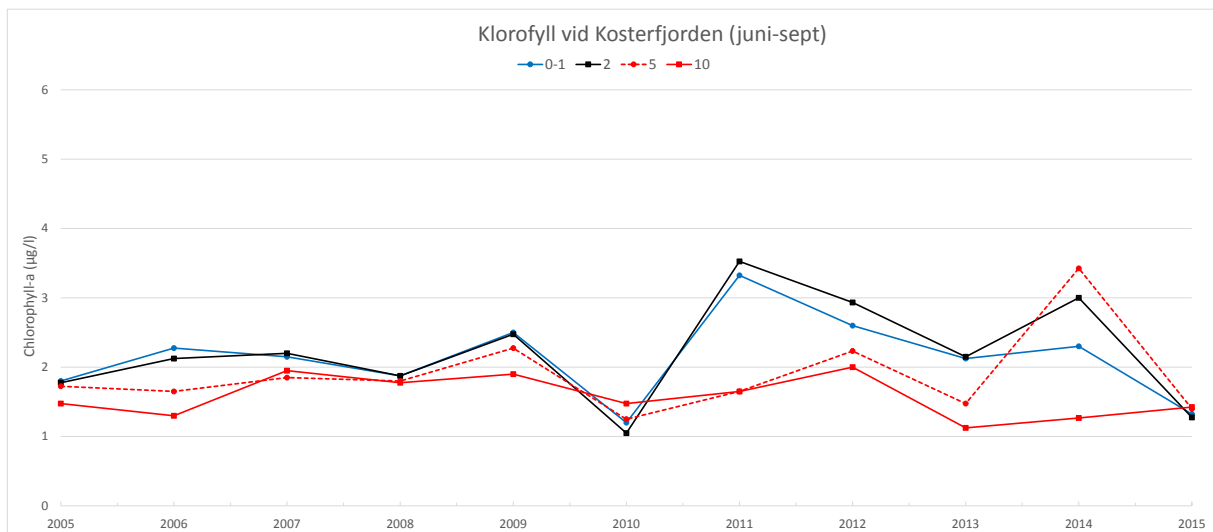
Figur 15. Medelhalter av klorofyll a på olika djup mellan 0-10 meter vid Instö Ränna under sommarmånaderna juni till september under tidsperioden 2005-2015.



Figur 16. Medelhalter av oorganiskt kväve (DIN) på olika djup mellan 0-10 meter vid Kosterfjorden under sommarmånaderna juni till september under tidsperioden 2005-2015.



Figur 17. Medelhalter av oorganisk fosfor (DIP) på olika djup mellan 0-10 meter vid Kosterfjorden under sommarmånaderna juni till september under tidsperioden 2005-2015.



Figur 18. Medelhalter av klorofyll a på olika djup mellan 0-10 meter vid Kosterfjorden under sommarmånaderna juni till september under tidsperioden 2005-2015.

5.2.1 Resultat från juni till september

Skillnader i halter av DIN, DIP och klorofyll mellan de utvalda mätstationerna längs Bohuskusten har testats statistiskt i programmet Statistica (ver.11). Till följd av stora variationer i dataunderlaget uppnåddes inte homogena varianser (trots transformering av data), varpå någon analys inte kunde utföras med ANOVA. Skillnader mellan stationer testades istället med icke-parametrisk Kruskal-Wallis test som inte är lika känslig för stora variationer, samtidigt är det svårare att få signifikanta resultat. Under sommarmånaderna noteras signifikant ($P < 0,05$) högre halter av klorofyll och DIN i ytvattnet i Rivö fjord (Skalkorgarna) i jämförelse med områden längre norrut (Kosterfjorden och Stretudden) och referenslokalerna Valö och Fladen (figur 19). Signifikant högre halter av klorofyll i ytvattnet noterades även vid Danafjord i jämförelse med referenslokalerna. Liknande halter som vid Skalkorgarna av klorofyll och DIN observeras på mätstationen Instö ränna som är påverkade av Nordre älvs utsläpp av näringsämnen. Vid Skalkorgarna är även halterna av DIP signifikant högre i jämförelse med övriga stationer, undantaget Instö Ränna.

Eftersom Ryaverkets utsläpp av kväve domineras av ammonium och Göta älvs vatten domineras av nitrat presenteras DIN halter både med och utan ammonium inkluderat vid beräkning av DIN:DIP kvoten i recipienten. Resultaten visar att det råder ett kraftigt kväveöverskott vid Skalkorgarna både med och utan ammonium, vilket innebär att produktionen är fosfatbegränsad oavsett Ryaverkets utsläpp (figur 20). Med hänseende till variationen mellan arter har DIN:DIP kvoten legat förhållandevis nära den optimala kvoten för maximal tillväxt av växtplankton, dvs inget näringsämne begränsar, mellan åren 2005 och 2013 i Danafjord (undantaget år 2007 och 2011) (figur 21). År 2014 och 2015 ökade emellertid halterna av DIN i Danafjord (figur 22), en ökning som inte gav någon effekt växtplanktonproduktionen eller miljöstatusen för växtplankton (Mohlin och Johansen 2017), vilket kan vara ett resultat av att fosfathalterna låg på en konstant nivå (figur 23) och produktionen blev därför fosfatbegränsad.

I västerhavet anses kväve vara det begränsande ämnet för produktion av växtplankton och fintrådiga alger. Det innebär att kväve är produktionens bränsle, dvs. ökar kvävehalten ökar även produktionen och vice versa. Både söder (Valö) och norr om Göta älv, mellan Åstol och Kosterfjorden, samt vid referensstationen Fladen ligger DIN:DIP kvoten i ytvattnet mellan ca 5 och 25 (figur 24). Eftersom det finns en variation mellan arter och påverkan från abiotiska miljöfaktorer på upptaget av näringsämnen går det inte att med säkerhet säga om något ämne begränsar men det troliga är att mycket av produktionen begränsas av kväve (figur 25-26).

5.2.2 Resultat från oktober till maj

Växtplankton och därmed även skadliga alger (HAB) förekommer även på hösten och under våren längs Bohuskusten när ljuset inte är begränsande (Mohlin och Johansen 2017). Ytvattnets näringsinnehåll är högre under vintern och indikerar hur mycket näring som är tillgängligt för den kommande växtsäsongen. Växtplankton har en kraftig blomning som dominerar i februari och mars, vilket kallas för vårblooming. Höga halter av klorofyll noteras även i april-maj och oktober medan de lägsta halterna observeras mellan november till januari (se rådata i bilaga 1). Det är således en stor variation både gällande klorofyll i vattnet och halter av löst oorganiskt kväve och fosfor under höst och vår.

Under perioden oktober till maj finns inga större skillnader i medelhalterna av klorofyll mellan stationer längs Bohuskusten (figur 27). Det är främst mellan åren 2010-2012 som några stationer avviker med en kraftig vårblooming. Den största avvikelser från sommarmånaderna är de förhållandevis låga halterna vid Skalkorgarna och Instö Ränna (figur 19, 27). Halterna av oorganiskt kväve är höga vid Skalkorgarna och vid Instö Ränna och till viss del även vid Danafjord och Åstol i jämförelse med referenslokaler och norra Bohuslän (figur 28) medan liknande halter av oorganisk fosfor noteras mellan områden (figur 29). Det resulterar i att DIN:DIP kvoten är hög vid dessa stationer

varpå produktionen är kraftigt begränsad av fosfat (figur 30-31). På stationerna i norra Bohuslän tyder resultaten på att inget ämne är begränsande för vårbloomningen.

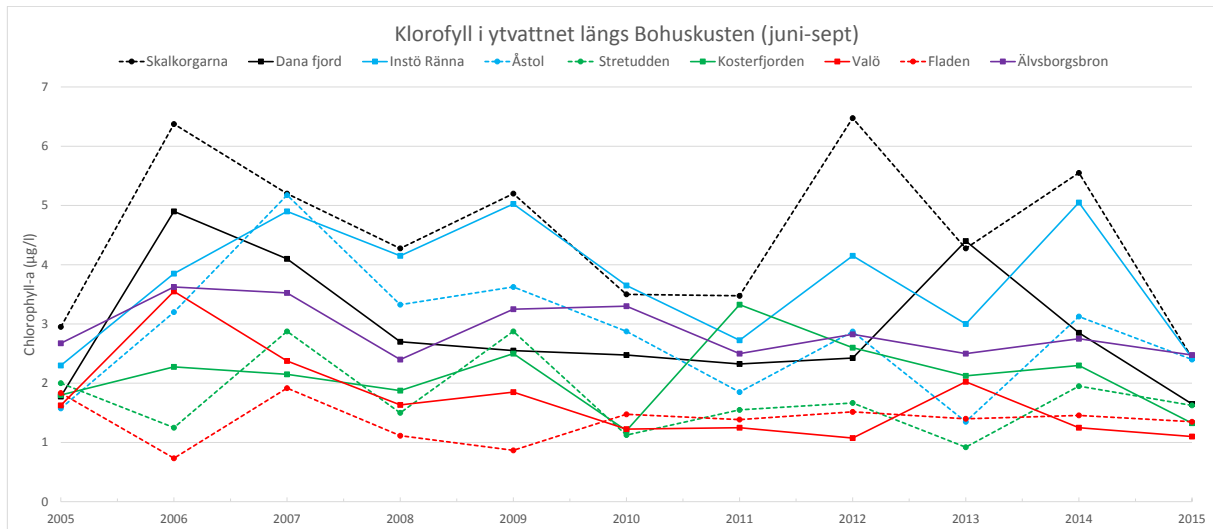
5.3 DIN:DIP kvotens påverkan på fintrådiga alger vid Göta älvs mynning och längre norrut

Förekomst av lösdrivande fintrådiga algmattor har visat sig vara positivt korrelerad till mängden organiskt material som finns lagrat i sedimentet (Pihl m.fl. 1999a), vilket indikerar att sedimentet är en självgenererande näringskälla. En studie i Bohuslän visade att sedimentet kan tillföra mellan 54 och 100 % av fintrådiga algers kvävebehov och mellan 31 och 70 % av fosforbehovet (Sundbäck m.fl. 2003). En annan studie resulterade i att sedimentet tillförde 20 % av algernas kvävebehov och 70 % av fosforbehovet (Engelsen 2008).

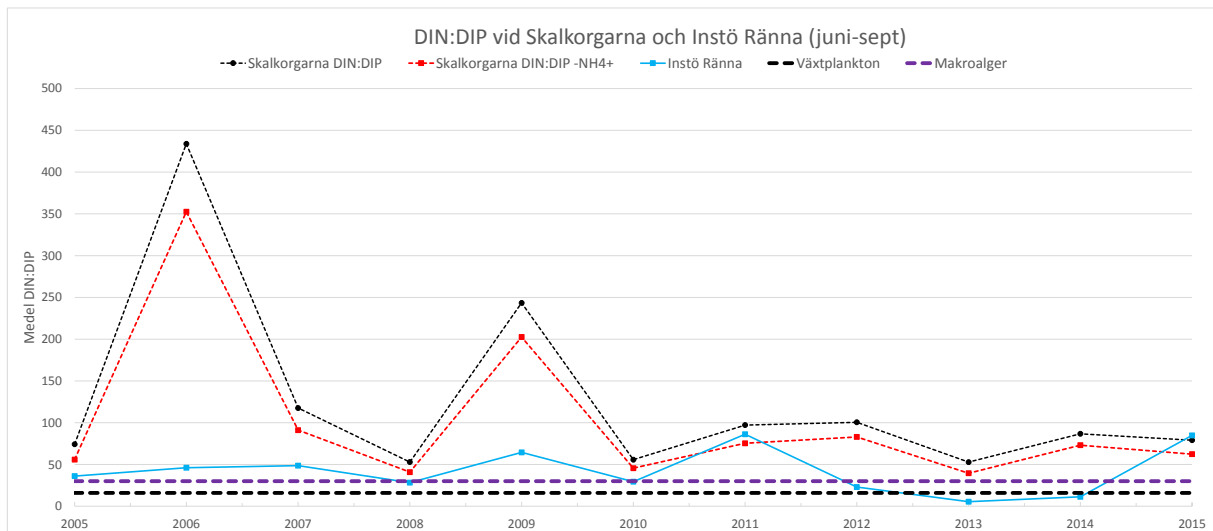
Baserat på resonemanget om sedimentet som självgenererande källa finns det indikationer på att grunda vikar med hög organisk halt i sedimentet kan vara mättat på kväve och fosfor. Samtidigt finns det motsägande studier som indikerar att sedimentets roll som närsaltskälla inte är avgörande för algmattornas tillväxt. Det innebär att tillförsel av näring utifrån, framförallt kväve, kan påverka utbredningen av fintrådiga alger då fosfor inte längre är begränsande. Här kan även Ryaverket ha en betydande roll då studier på västkusten har visat att de arter som dominerar i mattor av fintrådiga alger i grunda vikar (*Ulva* spp. och *Cladophora* spp.) har en preferens för ammonium före nitrat (Wallentinus 1984; Bracken och Stachowicz 2006). Hos många andra fleråriga arter av makroalger har ett upptag av ammonium dessutom resulterat i en ökad tillväxthastighet. Samtidigt finns det motsägande studier på arter där tillväxthastigheten inte påverkas av kvävet form i vattnet (studierna finns presenterade i Harrison och Hurd 2001). I studien av Wallentinus (1984) presenteras även upptaget av ammonium hos arter av fintrådiga brunalger (*Ectocarpus* spp. och *Pilayella* spp.) som är vanligt förekommande i ålgräs- och natingångar längs västkusten. Resultaten visade att brunalgerna inte var lika effektiva på att ta upp ammonium som fintrådiga grönalger.

Den optimala kvoten för maximal tillväxt hos arter av fintrådiga alger som dominerar i grunda vikar längs Bohuskusten har i studier visat sig vara 27 (Pihl m. fl. 1996, Sundbäck m.fl. 2003). Det innebär att produktionen är fosforbegränsad i Rivö fjord (Skalkorgarna) under sommarmånaderna när algerna tillväxer (figur 20). I norra delen av Rivö fjord finns det skyddade grunda områden där fintrådiga alger kan ansamlas (se vidare avsnitt 4). Om det råder ett överskott av fosfat i dessa grundområden, baserat på resonemanget om sedimentet som självgenererande källa, kan indrivande vatten med höga halter av kväve påverka tillväxten av fintrådiga alger med en eventuell större påverkan från Ryaverkets utsläpp av ammonium.

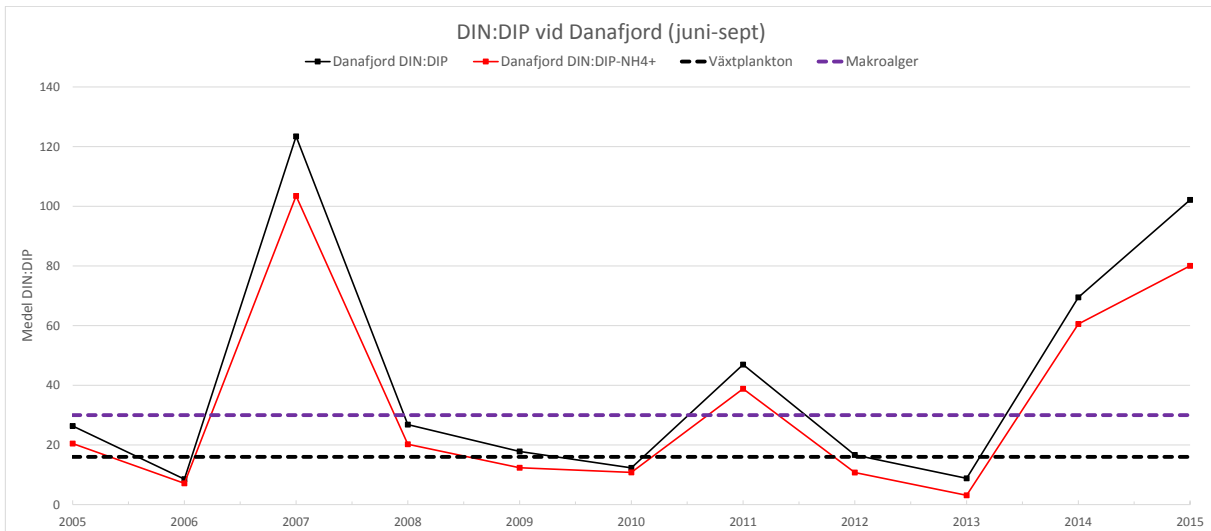
I Danafjord och på övriga mätstationer norr om Ryaverkets påverkansområde är tillväxten av fintrådiga alger istället kvävebegränsad (figur 21, 24). Det innebär att algerna kan nyttja det kväve som finns i vattenmassan och kvävetillförsel utifrån gynnar utbredningen av fintrådiga alger i skyddade grunda vikar inom dessa områden.



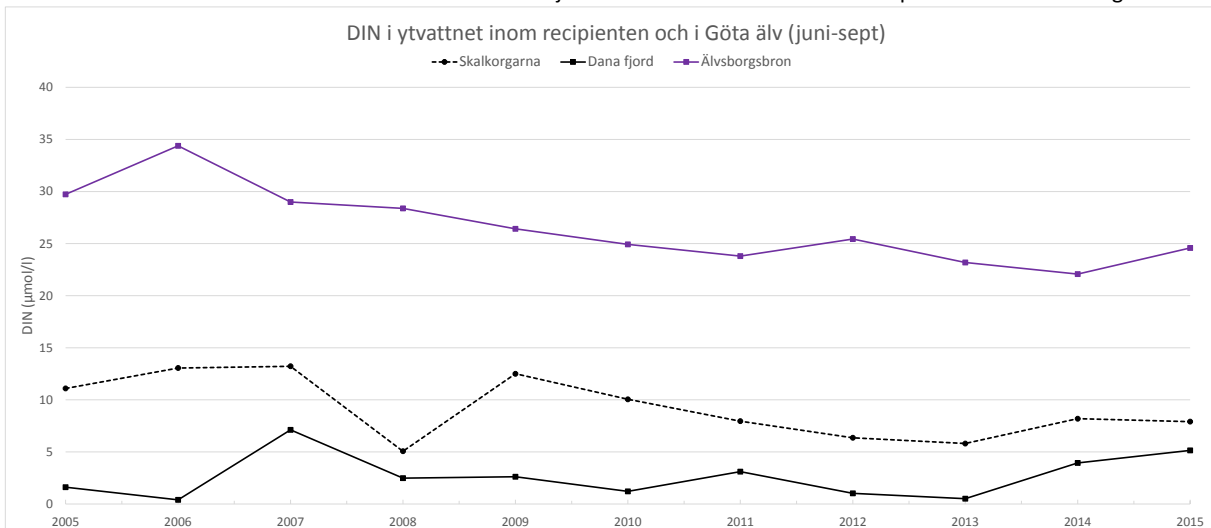
Figur 19. Medelhalter av klorofyll a i ytvattnet (0-1 m) under sommarmånaderna juni t.o.m. september på stationerna Skalkorgarna och Dana fjord (Ryaverkets påverkansområde), Älvsborgsbron (Göta älv), Valö och Fladen (referensstationer) samt stationer norr om Göta älvs utflöde: Instö Ränna, Åstol, Stretudden och Kosterfjorden.



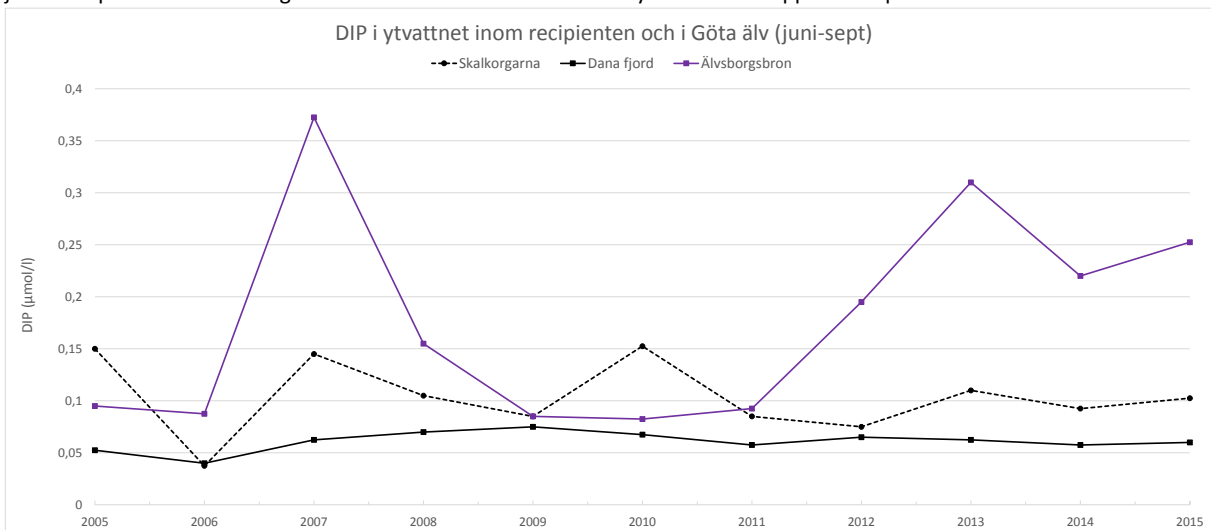
Figur 20. Medelkvoten mellan löst oorganiskt kväve (DIN) och löst oorganiskt fosfor (DIP) vid Skalkorgarna och Instö Ränna under sommarmånaderna juni till september. Den svarta linjen inkluderar både nitrat och ammonium i DIN och den röda linjen inkluderar endast nitrat i DIN. Skillnaden ger en indikation av påverkan från Ryaverkets utsläpp av ammonium på DIN:DIP kvoten då Göta älvs vatten domineras av nitrat. De streckade linjerna illustrerar N:P kvoten för växtplankton (16) och makroalger (30).



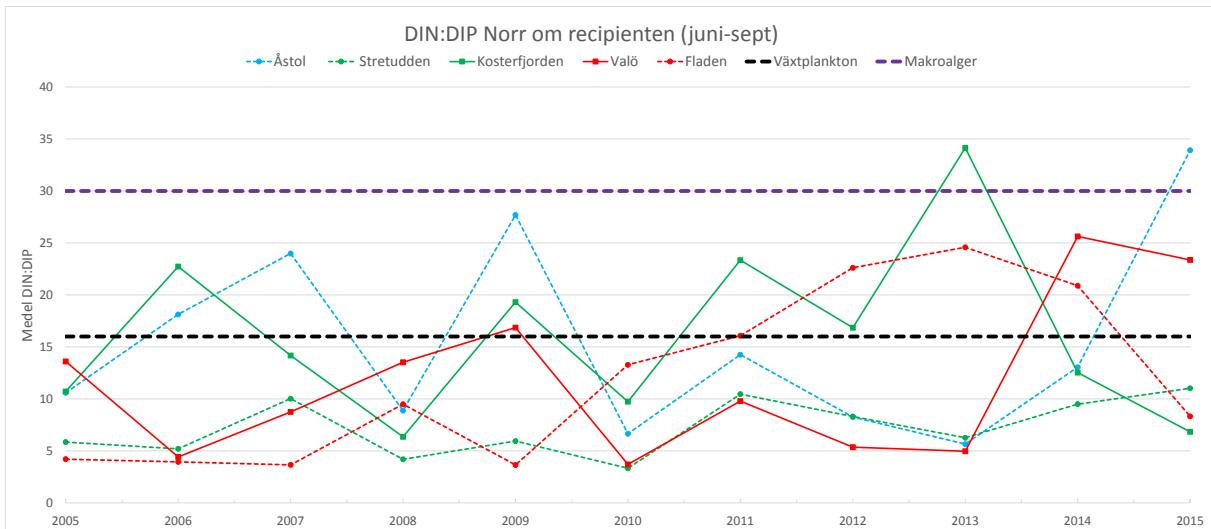
Figur 21. Medelkvoten mellan löst oorganiskt kväve (DIN) och löst oorganisk fosfor (DIP) vid Danafjord under sommarmånaderna juni till september. Den svarta linjen inkluderar både nitrat och ammonium i DIN och den röda linjen inkluderar endast nitrat. Skillnaden ger en indikation av påverkan från Ryaverkets utsläpp av ammonium på DIN:DIP kvoten då Göta älvs vatten domineras av nitrat. De streckade linjerna illustrerar N:P kvoten för växtplankton och makroalger.



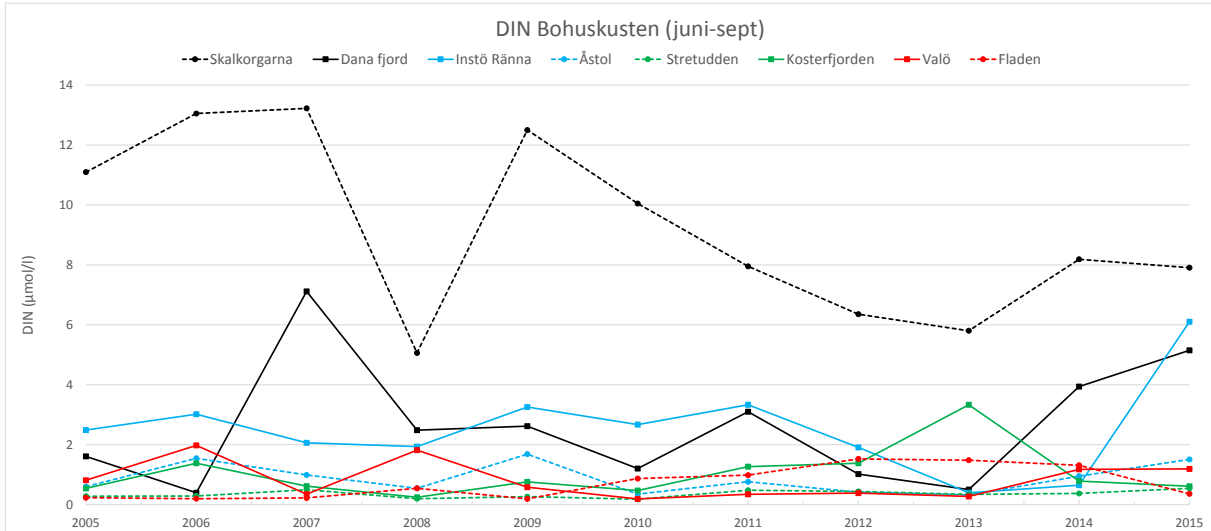
Figur 22. Medelhalter av löst oorganiskt kväve (DIN) vid Skalkorgarna, Danafjord och Älvsborgsbron under sommarmånaderna juni till september. Även årliga medelhalter av ammonium från Ryaverkets utsläppsvatten presenteras.



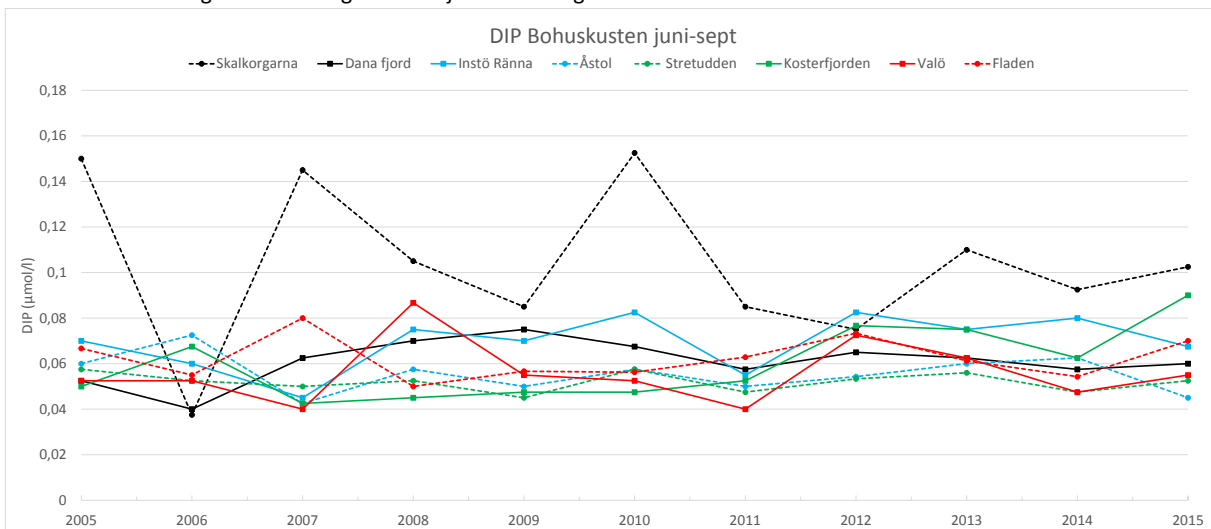
Figur 23. Medelhalter av löst oorganisk fosfor (DIP) vid Skalkorgarna, Danafjord och Älvsborgsbron under sommarmånaderna juni till september. Även årliga medelhalter av fosfat från Ryaverkets utsläppsvatten presenteras.



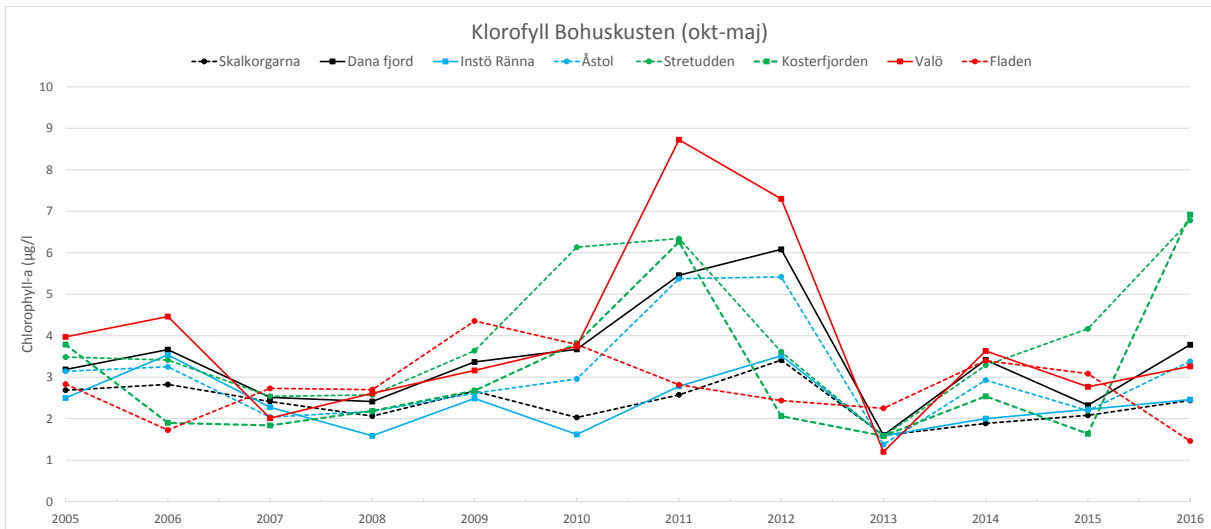
Figur 24. Medelkvoten mellan löst oorganiskt kväve (DIN) och löst oorganisk fosfor (DIP) på stationer norr om Göta älv under sommarmånaderna juni till september. De streckade linjerna illustrerar N:P kvoten för växtplankton (16) och makroalger (30).



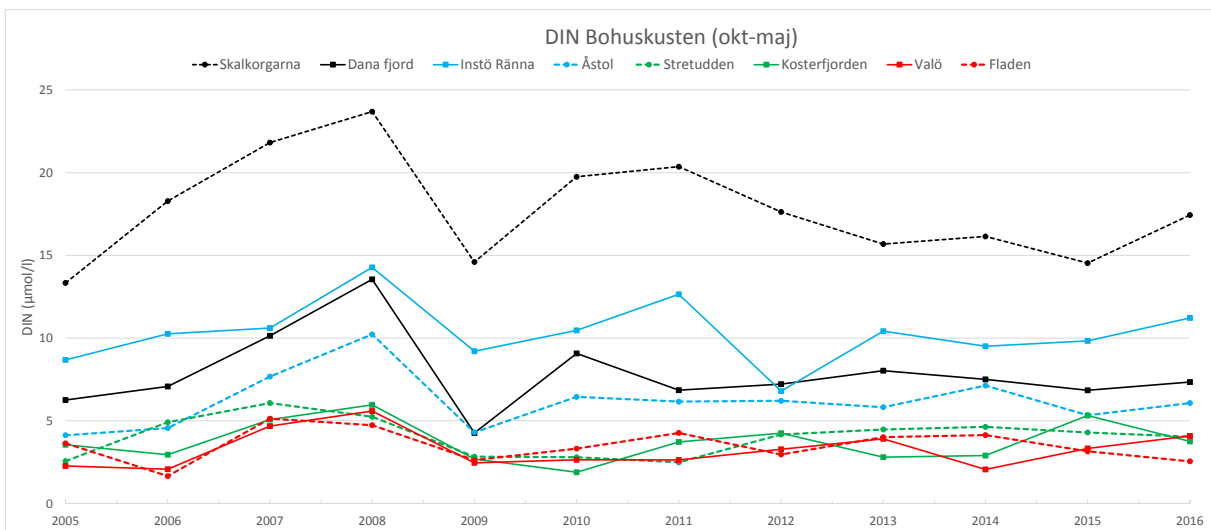
Figur 25. Medelhalter av löst oorganiskt kväve (DIN) under sommarmånaderna juni till september på mätstationer längs Bohuskusten som ingår i BVVF:s regionala miljöövervakning.



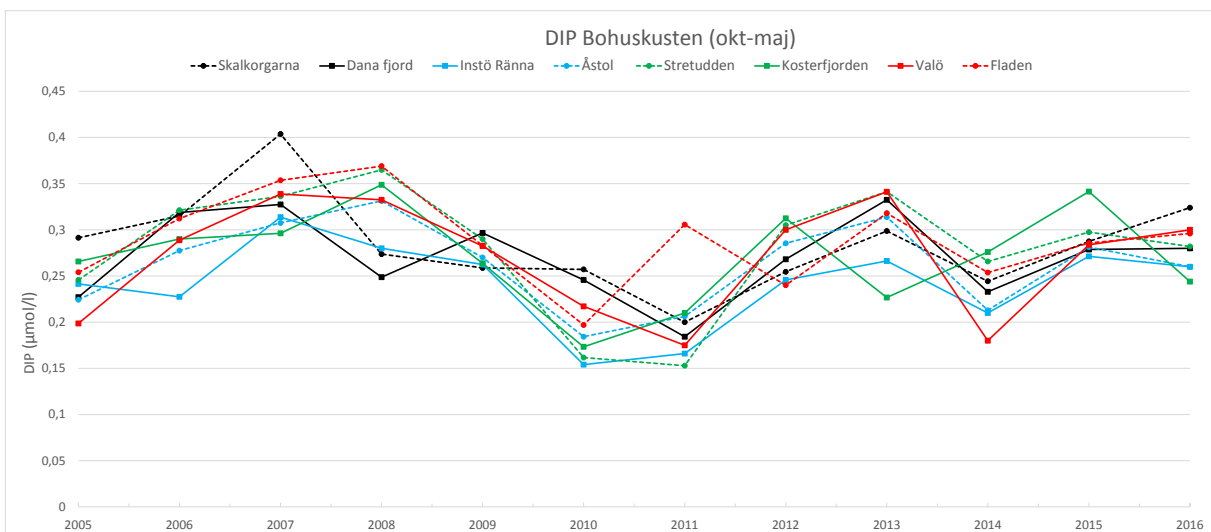
Figur 26. Medelhalter av löst oorganisk fosfor (DIP) under sommarmånaderna juni till september på mätstationer längs Bohuskusten som ingår i BVVF:s regionala miljöövervakning.



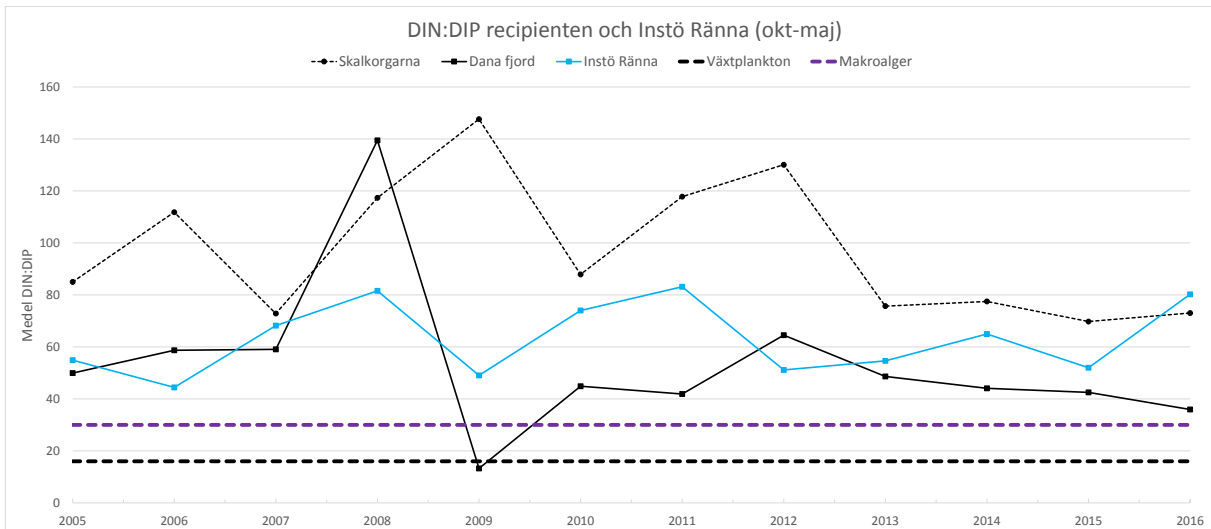
Figur 27. Medelhalter av klorofyll a i ytvattnet (0-1 m) under tiden oktober till maj på mätstationer längs Bohuskusten som ingår i BVVF:s regionala miljöövervakning.



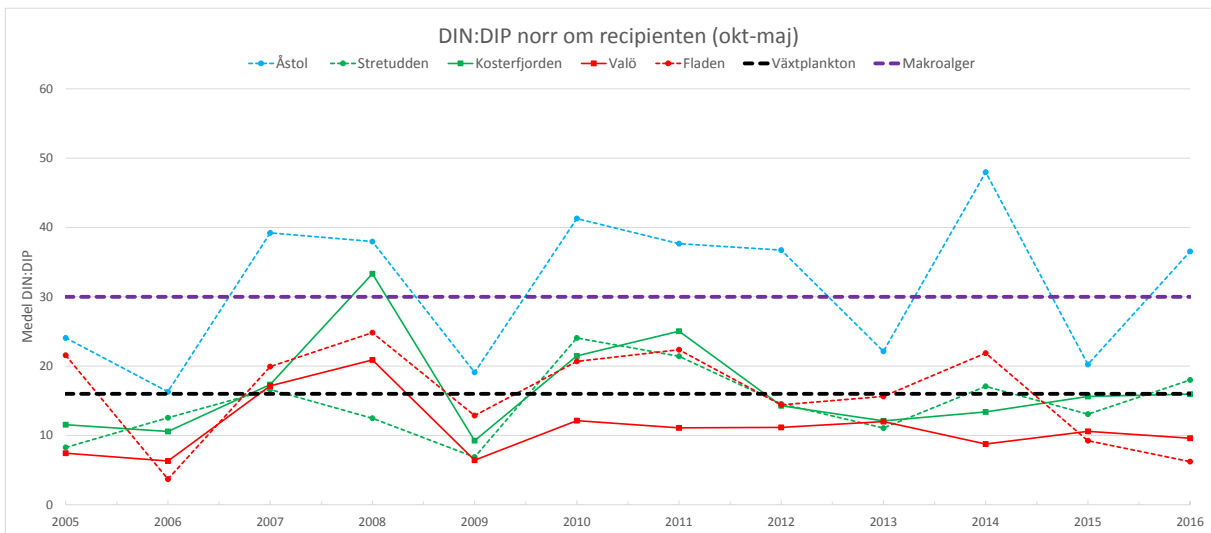
Figur 28. Medelhalter av löst oorganiskt kväve (DIN) under tiden oktober till maj på mätstationer längs Bohuskusten som ingår i BVVF:s regionala miljöövervakning.



Figur 29. Medelhalter av löst oorganisk fosfor (DIP) under tiden oktober till maj på mätstationer längs Bohuskusten som ingår i BVVF:s regionala miljöövervakning.



Figur 30. Medelkvoten mellan löst oorganiskt kväve (DIN) och löst oorganisk fosfor (DIP) vid Skalkorgarna, Dana fjord och Instö Ränna under tiden oktober till maj. De streckade linjerna illustrerar N:P kvoten för växtplankton (16) och makroalger (30).



Figur 31. Medelkvoten mellan löst oorganiskt kväve (DIN) och löst oorganisk fosfor (DIP) på stationer norr om Göta älv under tiden oktober till maj. De streckade linjerna illustrerar N:P kvoten för växtplankton (16) och makroalger (30).

6. Påverkan från effekter av Top-down reglering i jämförelse med Bottom-up reglering i recipienten

I svenska havsområden anses påverkan från övergödning (bottom-up) i kombination med överfiske (top-down) vara anledningen till att det skett ett skifte från flerårig vegetation till snabbväxande ettåriga makroalger i grunda havsområden. Övergödningens problematik och förekomst av fintrådiga alger inom Ryaverkets recipient har diskuterats tidigare i denna rapport och nedanstående avsnitt behandlar istället trofiska kedjereaktioner från överfiske. Överfiske på större rovfisk kan resultera i en ökad mängd små rovfiskar och krabbor eftersom predationstrycket på dessa arter minskar. De mindre predatorerna minskar i sin tur mängden algbetande djur, framförallt små kräftdjur och snäckor, i kustzonen vilket kan ha en positiv effekt på mängden snabbväxande fintrådiga alger (Baden m.fl. 2012). Överfiske kan t.o.m. ha lika stor reglerande effekt på biomassan av fintrådiga alger som övergödning (Östman m.fl. 2016).

På grunda hårbottenar med makroalger i Bohuslän domineras fiskesamhället av läppfiskar, torskfiskar och simpbor, och på grunda mjukbottenar dominerar istället arter av plattfisk och torskfisk (Pihl m.fl. 1994; Pihl och Wennhage 2002). Torsk anses vara den viktigaste rovfisken längs svenska västkusten. Torskbestånden har minskat drastiskt sedan 1960-talet, avseende såväl storleksammansättning som täthet och utbredning. Kustbeståndens nedgång är sannolikt en effekt av ett stort fisketryck (Svedäng m.fl. 2004; Vitale m.fl. 2008; Fiskeriverket 2009, Moksnes m.fl. 2011). Historiskt sett var Bohuskusten mycket produktivt på fisk men förekomsten under 2000-talet av vuxen bottenlevande fisk är sparsam och idag förekommer inget kustnära yrkesfiske på större rovfisk (Svedäng m.fl. 2004, Svedäng m.fl. 2016, Bergström m.fl. 2016). Äggtrålning längs kusten indikerar emellertid att det fortfarande finns torsklekplatser längs Bohuskusten. Resultaten tyder också på att den reproducerande torsken längs kusten utgör ett eget bestånd (Svedäng m.fl. 2016).

Samtidigt som större rovfisk har minskat i Bohuslän har mindre fiskarter såsom smörbultar och storspigg ökat och små kräftdjur nästan försvunnit i grunda områden (Baden m.fl. 2012). Experimentella studier i Skagerrak har visat att små betande kräftdjur kan kontrollera tillväxten av fintrådiga alger, även vid hög närsaltsbelastning, vid frånvaro av intermediära predatorer (Moksnes m.fl. 2008; Persson m.fl. 2008; Andersson m.fl. 2009a; Baden m.fl. 2010). Denna utveckling styrker teorin om att överfiske kan orsaka en trofisk kedjereaktion i kustekosystemet.

I Göteborgs skärgård förväntas samma utveckling som övriga Bohuskusten med låg förekomst av större rovfisk. Inom området har bottenlevande fisk studerats i det fiskefria området vid Vinga som etablerades i samband med projektet "Säkrare farleder". Fiskefria områden kan öka mängden stor fisk och således indirekt minska de negativa effekterna från övergödning i kustnära grundområden. Provfiske inom fredningsområdet vid Vinga utfördes 2002-2006 samt år 2015. Resultaten påvisade ingen signifikant ökning av större rovfiskar och torsk inom det fiskefria området men fångsterna var genomgående högre än i referensområdet. Studien visade emellertid att de viktigaste rovfiskena var torsk och glyskolja där den senare ökade signifikant inom det fiskefria området (Wikström m.fl. 2016). Liknande resultat som vid Vinga noterades i ett fiskefritt område i Havstensfjord och en förklaring till att större rovfisk inte ökade var att områdena är för små med avseende på torskens rörlighet för att ge någon effekt på återhämtning (Wikström m.fl. 2016).

Sammanfattningsvis kan avsaknad av större rovfisk inom Ryaverkets recipient påverka utbredningen av fintrådiga alger inom skyddade grundområden baserat på studier i andra kustnära områden längs Bohuskusten.

7. Hur påverkas statusklassning av makroalger i recipienten av Ryaverkets utsläpp

Siktdjup är ett mått på vattnets innehåll av partiklar, dvs. graden av ljusstillgång i vattnet, vilket är avgörande för vegetationens djuputbredning. En ökad mängd växtplankton kan reducera siktdjupet, samtidigt kan ett minskat siktdjup vara ett resultat av höga halter av humus och partikulärt material som ökar vid kraftig avrinning från land. Det går därför inte alltid att relatera ett minskat siktdjup till mängden växtplankton i vattenmassan i kustnära områden.

Siktdjup finns med som en kvalitetsfaktor i de nationella bedömningsgrunderna. Bedömningsgrunderna tar hänsyn till områden där siktdjupet är naturligt lägre till följd av den stora mängden suspenderat material som tillförs området, vilket innebär att västkustens fjordar och Göta älvs- och Nordre älvs estuarium har ett lägre referensvärde vid statusklassning (Naturvårdsverket 2007). Siktdjupet bedömdes 2016 (baserat på perioden 2014-2016) till *God* vid mätstationerna Danafjord och Kosterfjorden och som *Måttlig* vid Valö, Skalkorgarna och Åstol samt *Otillfredställande* vid Instö Ränna och Älvsborgsbron (Edman 2017a).

I figur 32 presenteras skillnader i siktdjup mellan områden längs Bohuskusten under sommarmånaderna när makroalger och ålgräs tillväxer. Resultaten påvisar som förväntat att Älvsborgsbron har sämst siktdjup följt av Skalkorgarna och Instö ränna som båda är påverkade av Göta älvs grumliga vatten. De största siktdjupen noteras i norra Bohuslän. Vid Fladen noteras dock förvånansvärt dåligt siktdjup.

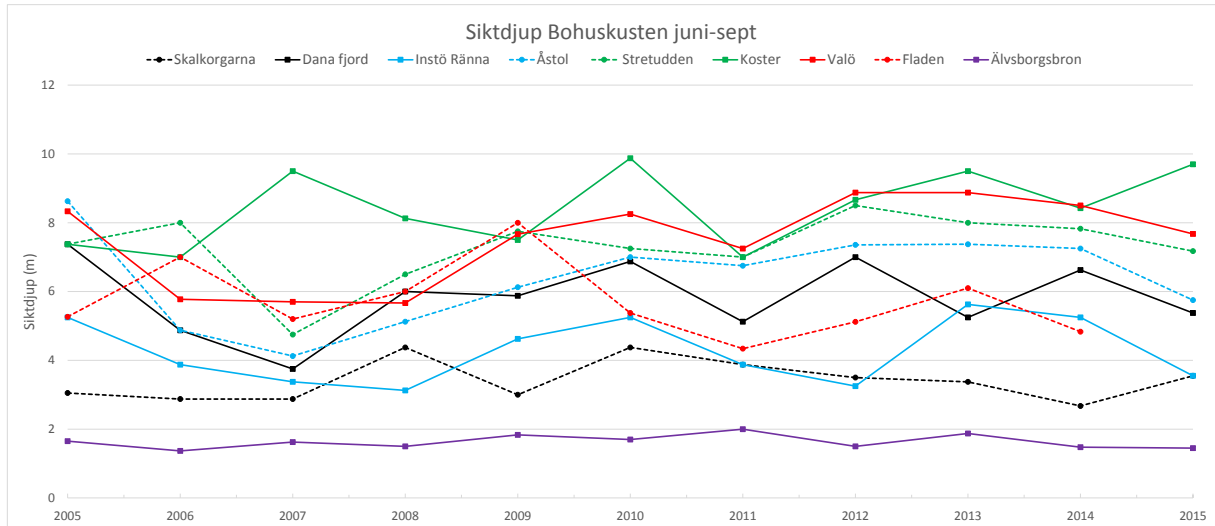
I den inre delen av recipienten begränsas växtplanktonproduktionen av fosfat och ljusstillgång och miljöstatusen har varit *God* vid Skalkorgarna sedan 2012, men har senaste året bedömts till *Måttlig*. Vid Danafjord har miljöstatusen varit *Hög* sedan 2010. På grund av den förhållandevis höga miljöstatusen bedöms påverkan av växtplanktonproduktionen på siktdjupet vara liten. Den sämre ljusstillgången i Rivö fjord bedöms således vara ett resultat av höga halter av partiklar som transporteras till området med Göta älv.

I Ryaverkets recipient inventerades under sommaren 2016 djuputbredning av de fleråriga arter som ingår vid statusklassning av makroalger (Andersson 2016a). Fleråriga makroalger förekom på förvånansvärt stora djup inom hela området och miljöstatusen var *God* i alla vattenförekomster, undantaget Danafjord som hade *Hög* miljöstatus. Miljöstatusen överensstämmer således med den nationella miljöövervakningen av makroalger i Skagerrak och Halland som representerar både mellan- och ytterskärgården (Tobiasson m.fl. 2014). Statusen av makroalger klassificerades i enlighet med nationella bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007) och beskrivs utförligt i rapporten Andersson (2016a).

Någon påverkan från salthaltens fluktuationer på artsammansättningen av makroalger observerades inte under inventeringen. Djuputbredningen av ålgräs var vad som förväntas längs Bohuskusten även om ängarna var påverkade av övergödning och sedimentpålagring.

Det är viktigt att beakta att majoriteten av de undersökta lokalerna vid inventeringen av makroalger låg tämligen våg- eller strömxponerat. Anledningen var att i skyddade områden uppfylldes inte kravet för hårt substrat på tillräckligt stort djup. Det innebär att påverkan från en hög närsaltsbelastning kan vara större i grunda områden med sämre vattenomsättning. I dessa grundområden förväntas fintrådiga alger lättare tillgodogöra sig ett tillskott av kväve baserat på tidigare resonemang om DIN:DIP kvoten och sedimentet som självgenererande näringskälla, framförallt gällande fosfor (avsnitt 7.3). Studier inom Göteborgs skärgård visar dessutom att tångbälten med påväxt av fintrådiga alger förekommer inom grundområden (Göteborg stad 2011; 2012; Andersson 2016b). Även ålgräs och

nating påträffas samtidigt som lösliggande mattor av fintrådiga alger är vanliga och den areella utbredningen av ålgräs har, liksom övriga kusten, minskat över tiden (Lawett opublicerad data; Göteborg stad 2015; Andersson 2016b).



Figur 32. Medelsiktdjup under sommarmånaderna juni till september på 2 stationer i Ryaverkets recipient (Skalkorgarna och Dana fjord), fyra stationer norr om Göta älv (Instö Ränna, Åstol, Stretudden och Kosterfjorden) och på två referenslokaler (Valö och Fladen). Källa: SMHI:s databas över havsmiljödata (SHARK).

8 Kan Ryaverkets utsläpp av organiskt material påverka bottenförhållandena och statusklassning av bottenfauna inom recipienten?

Utsläpp av organiska ämnen från avloppsvatten presenteras som totalt organiskt kol (TOC), kemisk syreförbrukning (COD) och biokemisk syreförbrukning (BOD). TOC är ett mått på kolinnehållet i både löst och partikulärt bundet material i vattnet. COD är ett mått på den mängd syre som behövs för fullständig kemisk nedbrytning av organiska ämnen i vattnet. BOD är mängden syre som förbrukas vid biologisk nedbrytning av organiskt material med hjälp av mikroorganismer. När organiskt material från avloppsvatten tillförs ett recipientområde, bryts det ner av mikroorganismer samtidigt som syre konsumeras, vilket kan resultera i låga syrehalter i vattnet och vara förödande för de organismer som lever där.

Ryaverket släppte 2015 ut 1647 ton TOC och 5 916 ton COD, varav 1 150 ton utgjordes av BOD. Utsläpp till Kattegatts kustområde från kommunala reningsverk (inkl. Ryaverket) var år 2014 7211 ton COD och 1 335 ton BOD (Naturvårdsverket och SCB 2016). Samtidigt släpper industrier, dominerat av massa- och pappersindustrin, ut 8 529 ton COD till Kattegatt.

Av mängden lättnedbrytbara organiska substanser (BOD) som Ryaverket släpper ut är 1/3 partikulärt bundet, vilket motsvarar ca 3-400 ton per år. Resterande BOD är löst i vattnet och förväntas brytas ner och förbruka syre i vattenmassan. Syrehalter nedströms Ryaverkets utsläpp presenteras i figurerna 33-36. Eftersom syrehalterna inte ligger på några kritiskt låga nivåer, dvs. under 3,5 ml/l (Naturvårdsverket 2007) bedöms utsläppet av TOC, BOD och COD inte påverka organismerna i vattenmassan nedströms Ryaverkets utsläppspunkt. Det är främst på bottenarna som nedbrytning av organiskt material kan resultera i låga syrenivåer och syrgasfria förhållanden. Det är därför främst den del av BOD som kan sedimentera, dvs. det partikulärt bundna, som kan påverka bottenfaunan. Det lösta organiska materialet kan emellertid också ha en viss inverkan på bottenförhållandena via det mikrobiologiska kretsloppet.

När rening av avloppsvatten startade i Ryaverket minskade utsläpp av mängden organiskt material (mätt som BOD) från ca 16000 ton (1971) till ca 6000 ton (1975) per år. Därefter minskade utsläppet årligen fram till mitten av 1980-talet då nivåerna var nere på mellan 1000 och 1500 ton per år och har därefter legat på en förhållandevis konstant nivå.

Samtidigt som Ryaverket släpper ut organiskt material är det även stora mängder suspenderat material som följer med älvvattnet ut till älvmyningen där det sedimenterar, vilket styrks av att Göteborgs hamn behöver underhållsmuddra hamnområdet med jämna mellanrum. En studie av Göta älvs transport av suspenderat material som utfördes av SGI (Statens geotekniska institut), påvisade att årsvariationen är stor men i medeltal uppskattas att ca 31 000 ton per år (TSS_{tot}) transporteras till Göteborgsgrenen. Större delen är emellertid oorganiskt material och transporten av organiskt material motsvarar ca 4000 ton per år (Göransson m.fl. 2011). I Göransson m.fl. (2011) jämförs flera olika studier som presenterar transporten av suspenderat material i Göta älv. Resultaten varierar kraftigt vilket anses vara ett resultat av olika metoder och analyser. Inom den nationella miljöövervakningen (PMK) presenteras den årliga materialtransporten i Göta älv av Göta älvs vattenvårdsförbund. Metoden mäter torrs substans (TS) och Glödningsrest och materialtransporten är ca 411 000 ton per år, baserat på provtagningen 2015, varav ca 122 000 ton utgörs av organiskt material (GÄVVF 2016). Skillnaden från resultaten i Göransson m.fl. (2011) anses vara att vid analys av TS ingår allt material, dvs. även mindre fraktioner och lösta ämnen (kväve, fosfor, magnesiumjoner mm.), medan totala mängden suspenderat material i Göransson m.fl. (2011) endast representerar fraktioner över ca 1,6

µm. I jämförelse med metodiken i Göransson m.fl. (2011) var Ryaverket utsläpp år 2016 i storleksordningen 150 ton per år (Mattsson *pers komm.*).

I undersökningar från slutet av 1960-talet kunde det konstateras mycket organiskt material och kväve i sedimentet i höjd med Rya nabbe, nedströms Älvsborgsbron, samt i Rivö fjord. Vid Rya nabbe observerades även svavelvätedoft vilket indikerar en hög syreförbrukning (Rindegård och Hallquist 1968). I Asperöfjorden observerades samma typ av sediment som i Rivö fjord medan Danafjord och Stora Kalvsund hade låga halter av kväve och organiskt kol i sedimentet. I Björköfjorden observerades däremot liknande höga halter av organisk substans och kväve som i inre delen av recipienten och en svag lukt av svavelväte noterades (Rindegård och Hallquist 1968).

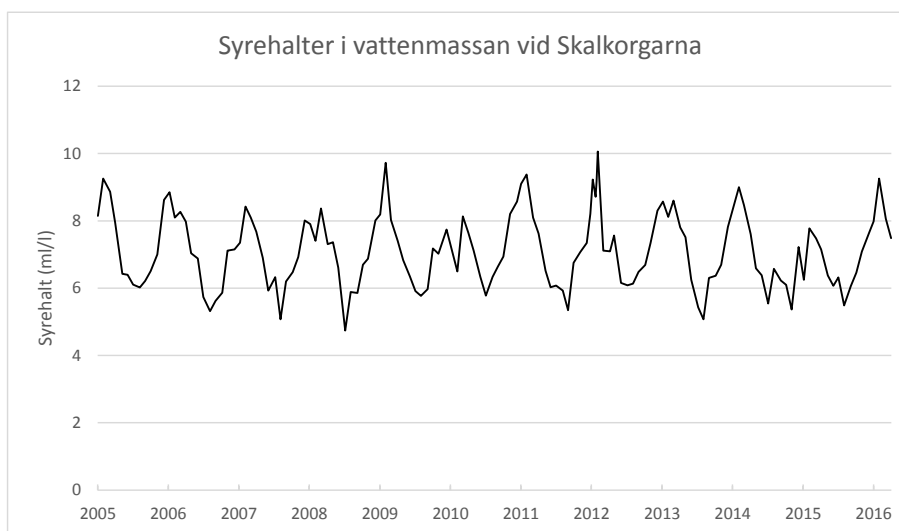
Provtagningar av sedimentet vid Älvsborgsbron år 2000 påvisade att området hade en god sedimentationsmiljö (Cato 2006). Cato (2006) konstaterade att den organiska kolhalten (TOC) i sedimentet var inom ett för Bohuskusten normalt intervall, motsvarande *God* status. Även kvävehalten i sedimentet indikerade att andelen av kväverikt marint detritus (såsom plankton) minskat sedan början av 1990-talet vilket tyder på en minskad eutrofieringssituation i Göta älvs estuarium. Istället dominerade terrestriskt organiskt material som följer med älvvattnet och förväntas således sedimentera på bottenarna i den inre delen av Ryaverkets recipient.

Det partikulärt bundna organiska materialet är jämförbart med mätningar av partikulärt organiskt kol (POC) i recipienten som mäts vid Danafjord. Det som är intressant att studera är om det partikulärt bundna kolet sedimenterar och påverkar bottenförhållandena och därför är halterna av POC under språngskiktet mest relevant. I Länsstyrelsens rapport "Finn de områden som göder havet mest" (2009) diskuteras betydelsen av vattenutbyte och sedimentation (Erlandsson m.fl. 2009). Enligt SMHI:s kustzonsmodell är sedimentationen låg i Göteborgsområdet. Det finns emellertid högre halter av partikulärt organiskt kol under 20 meter i Danafjord än i Havsstensfjord (som har en mindre vattenomsättning) (figur 37). Erlandsson m.fl. (2009) tolkar detta som att mycket av det organiska material som sedimenterar i Danafjord består av partiklar från älvvattnet som har en högre sedimentationshastighet än lokalt producerat POC, såsom växtplankton.

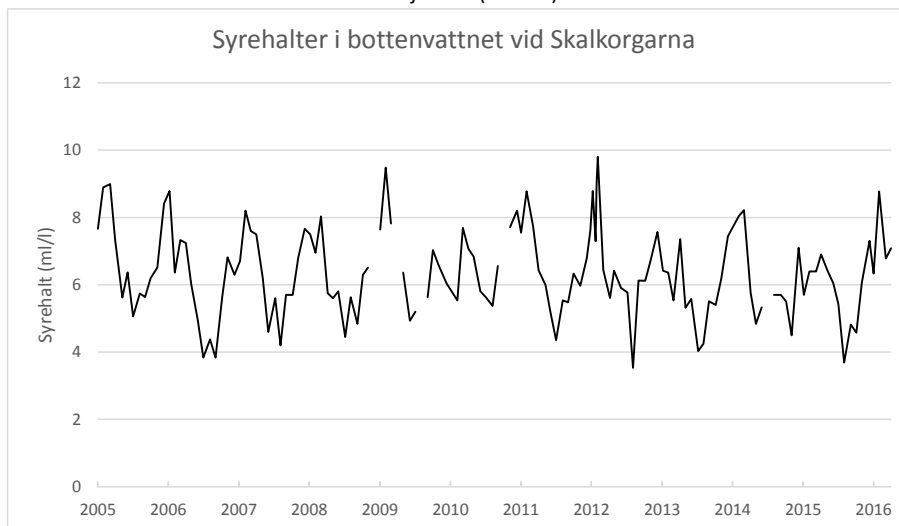
Syrehalter i bottenvattnet i Ryaverkets recipient har bedömts till miljöstatus *Hög* baserat på data mellan åren 2012 och 2016 (Hultcrantz 2016a, 2016b; Edman 2017a), vilket tyder på en god syresättning av bottenarna och nedbrytning av organiskt material verkar inte påverka syrehalterna i bottenvattnet. Det är dock viktigt att beakta att i den inre delen av recipienten mäts syrehalterna endast på ca 15 meter vid Skalkorgarna och den ekologiska statusen i området baserat på bottenfaunaprovtagning 2016 indikerar sämre syreförhållande djupare inom området då miljöstatusen är *Otillfredsställande* och svavelvätedoft noterades i två prover på 17 och 20 meters djup (Andersson m.fl. 2016).

Bohuskustens vattenvårdsförbund utförde mätningar av sedimentationshastighet i Danafjord år 1995 och vid Skalkorgarna år 2000 (Cato 2006). I Danafjord var sedimentationshastigheten 1,3 mm/år och vid Skalkorgarna 2,7 mm/år. Resultaten avviker inte från mätningar på andra stationer längs kusten där exempelvis Stenungssund (station F4) har en sedimentationshastighet på 1,0 mm/år, Kosterfjorden 4,2 mm/år och Brofjorden 3,4 mm/år (Cato 2006). Vid provtagningen av bottenfauna 2016 utfördes även provtagning med sedimentprofilkamera i Asperöfjorden och Rivö fjord (Andersson m.fl. 2016; se även avsnitt 9). Bilder från provtagningen presenteras i figur 38. I jämförande syfte presenteras även sedimentprofiler från Havstensfjord och från utkanten av mudderdeponin vid Vinga (figur 39). Det finns ett lager av löst material på sedimentytan i recipienten men det syns ingen tydlig skillnad i jämförelse med Vinga och Havsstensfjord, vilket indikerar att sedimentationen är likartad i de olika områdena.

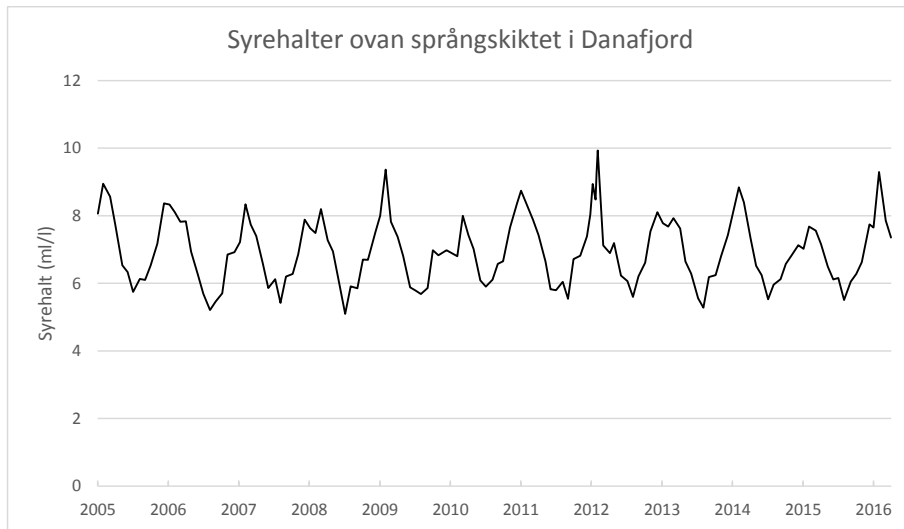
Sammanfattningsvis är det mycket organiskt material som transporteras via Göta älv till recipienten. Det finns mätdata som tyder på att dessa partiklar sedimenterar i mynningsområdet vilket kan påverka miljöstatusen av bottenfauna som är *Otillfredställande* i Rivö fjord och Asperöfjorden utefter provtagningar 2016 (Andersson m.fl. 2016). Även Ryaverket släpper ut partikulärt bundet organiskt material. Syrehalterna i bottenvattnet indikerar emellertid att sedimentation och nedbrytning av organiskt material inte resulterar i några kritiskt låga syrehalter i bottenvattnet. Det finns ingen tillgänglig mätdata på hur stor del av Ryaverkets utsläpp av organiska partiklar som sedimenterar i förhållande till Göta älvs transport av suspenderat organiskt material och det är därför omöjligt att bedöma Ryaverkets påverkan på bottenfauna i recipienten avseende utsläpp av organiska ämnen.



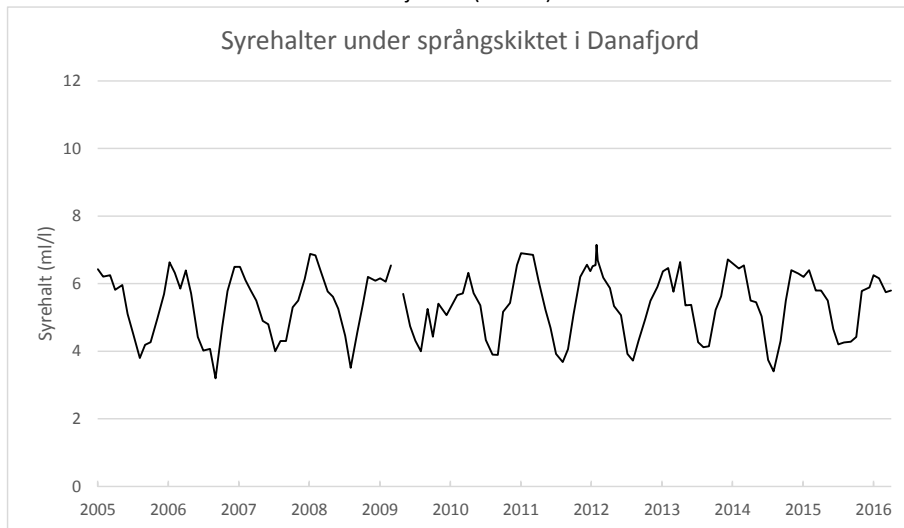
Figur 33. Syrehalter (ml/l) i vattenmassan (0-10 m djup) vid Skalkorgarna mellan åren 2006-2016. Källa: SMHI:s databas över havsmiljödata (SHARK).



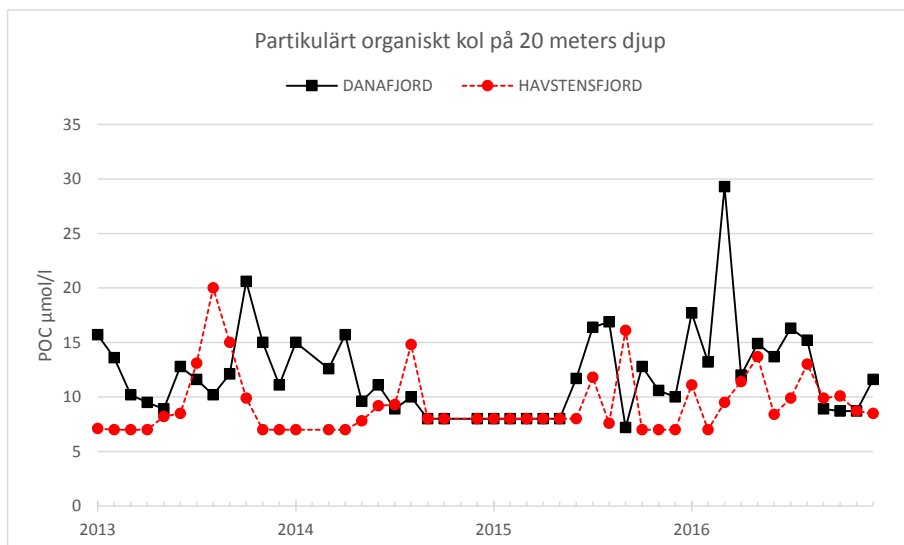
Figur 34. Syrehalter (ml/l) i bottenvattnet vid Skalkorgarna mellan åren 2006-2016. Källa: SMHI:s databas över havsmiljödata (SHARK).



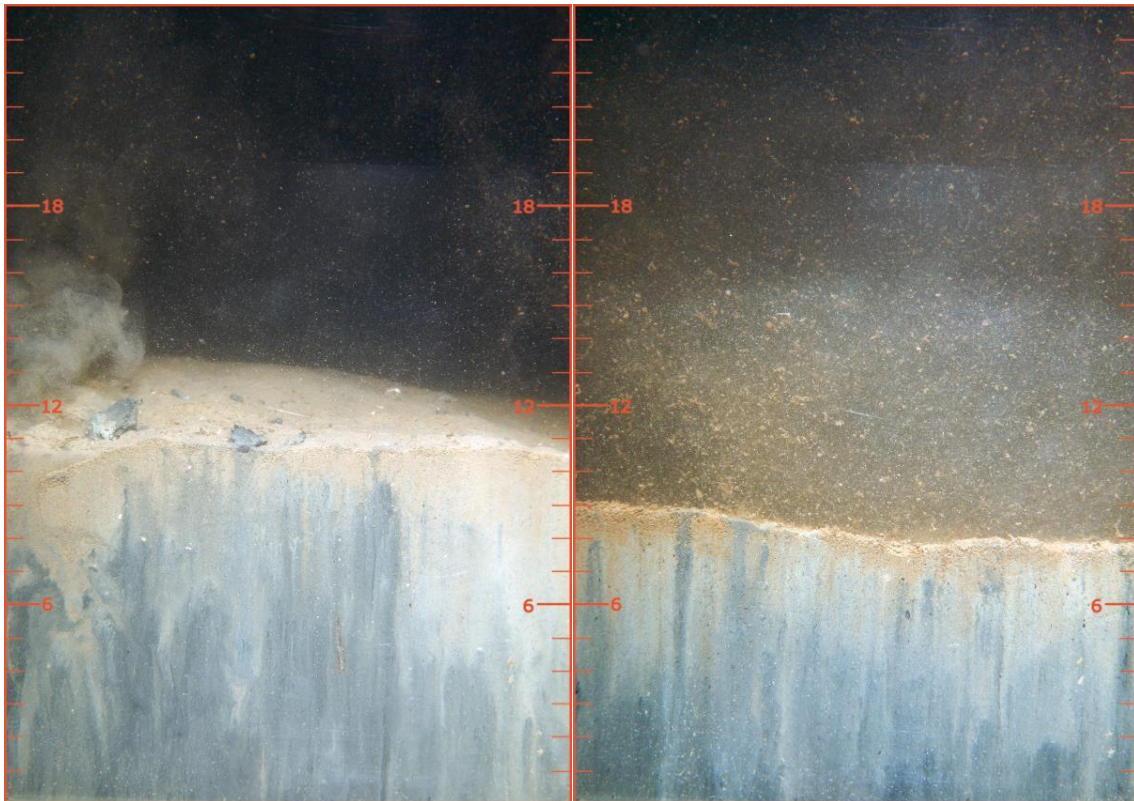
Figur 35. Syrehalter (ml/l) i vattenmassan (0-15 m djup) vid Danafjord mellan åren 2006-2016. Källa: SMHI:s databas över havsmiljödata (SHARK).



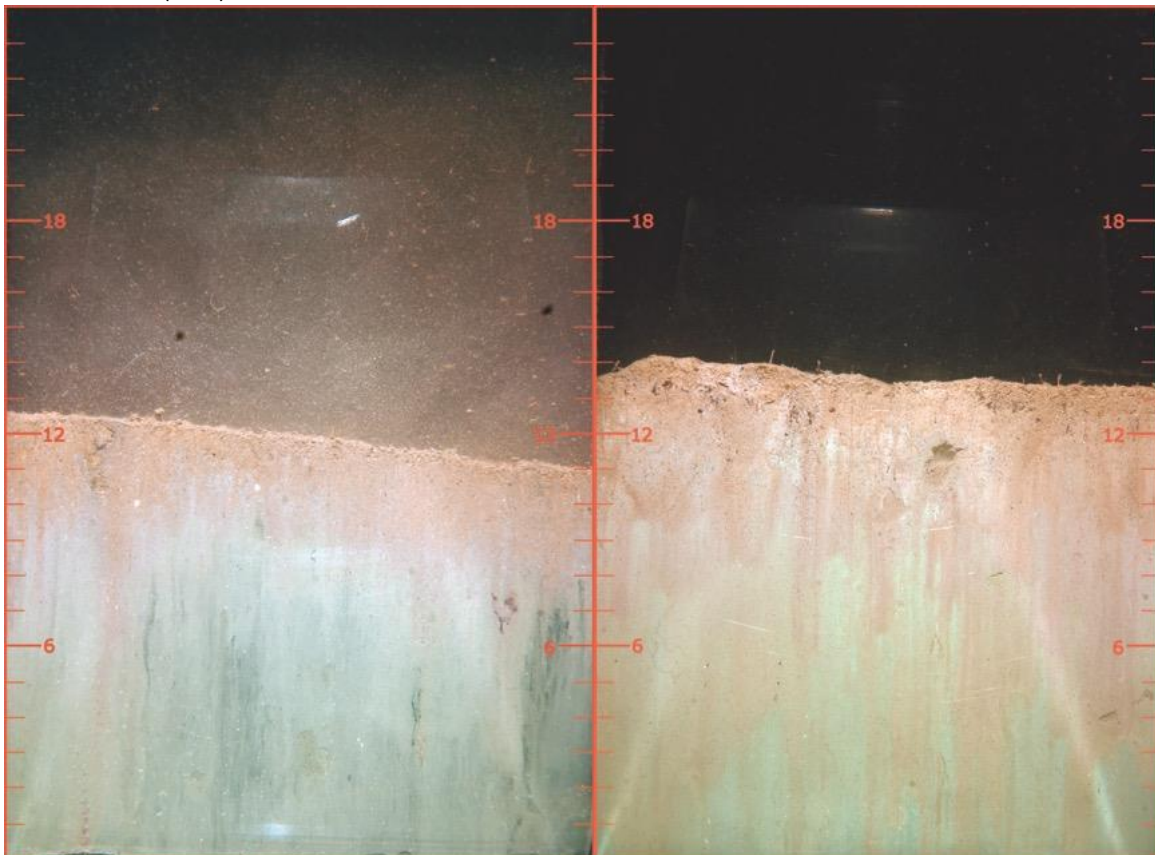
Figur 36. Syrehalter (ml/l) i bottenvattnet vid Danafjord mellan åren 2006-2016. Källa: SMHI:s databas för miljöövervakning (SHARK).



Figur 37. Halter av partikulärt organiskt kol (POC) i Danafjord och Havstensfjord på 20 meters djup. Källa: SMHI:s databas för miljöövervakning (SHARK).



Figur 38. Sedimentprofiler från provtagningarna 2016 vid station Rivö 3 (t.v.) och Asperö 4 (t.h.). Rivö 3 var den enda stationen som klassificerades som *God* medan övriga stationer i både Rivö fjord och Asperöfjorden hade *Måttlig* status enligt BHQ index. Den röda ramen i bilden är angiven i cm-skala. För stationernas placering och metodik se Andersson m.fl. (2016).



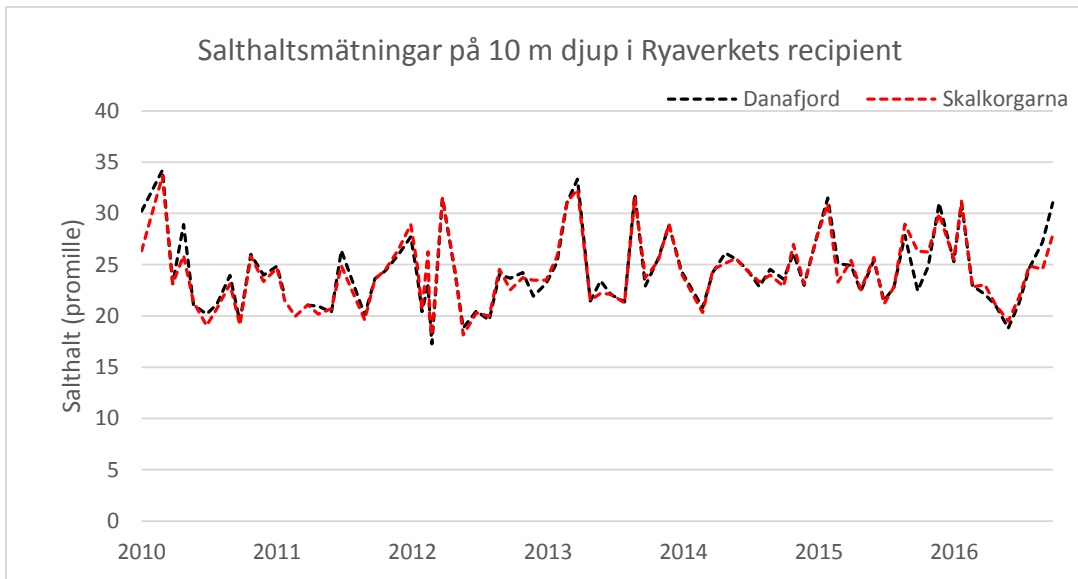
Figur 39. Sedimentprofiler från Havstensfjord på 21 meter år 2012 (t.v.) samt strax utanför mudderdeponin vid Vinga på 50 meter 2011 (t.h.). Båda stationerna har klassificerats till *God* miljöstatus baserat på BHQ index.

9 Jämförelse av bottenfaunans miljöstatus utifrån provtagningarna 2016 med en studie i Nordre älvs estuarium 2008.

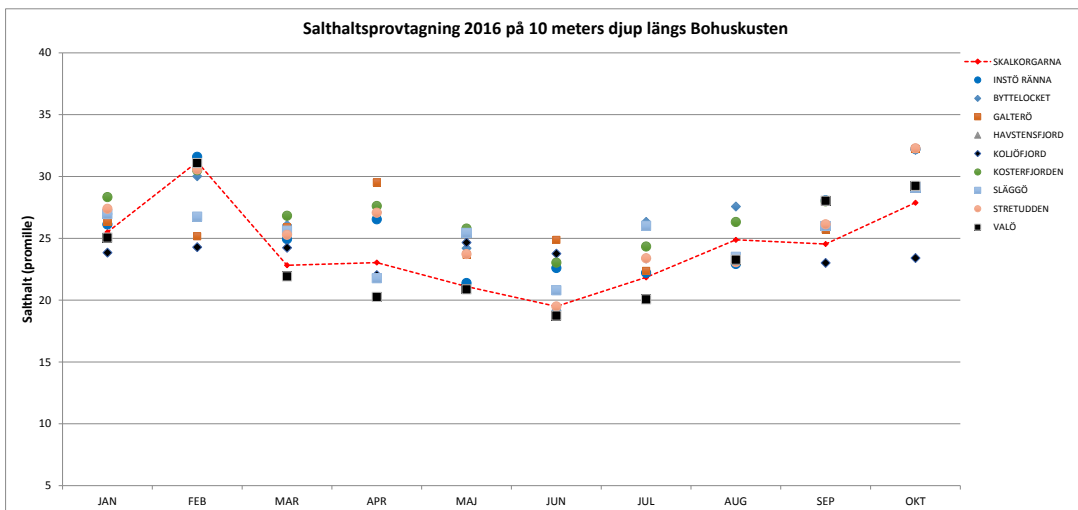
Rivö fjord och Nordre älvs estuarium har tidigare klassats som övergångsvatten och bedöms vara påverkat av sötvattenspåslaget från Göta älv (södra grenen) och Nordre älv. Nordre älvs estuarium påverkas emellertid inte av Ryaverket, fartygstrafik, hamn- och industriverksamhet samt andra punktkällor i storstaden Göteborg. Av den anledningen jämförs i följande avsnitt resultaten från bottenfaunaprovtagningen 2016 i Ryaverkets recipient (Andersson m.fl. 2016) med en liknande studie som utfördes i Nordre älv 2008 (Andersson m.fl. 2009b). De vattenförekomster i Ryaverkets recipient som kan vara jämförbara med studien i Nordre älv är Rivö fjord och Asperöfjorden. I dessa två områden utfördes, liksom i Nordre älv, både provtagning av bottenfauna och sedimentprofiler (SPI) vid undersökningen 2016. Det innebär att miljöstatusen inom områdena har bedömts utifrån två miljökvalitetsindex, BQI (Benthic Quality index) och BHQ (Benthic Habitat Quality) (se vidare Andersson m.fl. 2016 för beskrivning av provtagning och bedömning enligt de två metoderna).

Salthalt påverkar de bottenlevande djuren och antalet arter ökar med djupet då många marina arter kräver en högre och stabilare salthalt. Ovanför salthaltssprångskiktet, som ligger mellan 15-20 meters djup i Kattegatt och Skagerrak, varierar salthalten generellt mellan ca 20 och 30 promille beroende av bl.a. tillrinning från land. Eftersom BQI, som används vid statusklassning av bottenfauna i de nationella bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007), avspeglar den stress som bottenarna utsätts för kan det uppstå problem vid statusklassning i områden där antalet arter är naturligt lågt på grund av låga salthalter och stora salthalts fluktuationer.

Flera av stationerna i Nordre älv provtogs för grunt (<10 m djup) för att vara jämförbara med provtagningen i Asperöfjorden (13-16 m djup) och Rivö fjord (11-20 m). Djupet på de fyra yttersta stationerna i Nordre älvs estuarium var mellan 11 och 16 meter, varpå dessa stationer används vid jämförelsen med Ryaverkets recipient. Artantalet på respektive station var generellt lägre i Nordre älv (4-6 arter) än i Rivö fjord (7-22 arter) och Asperöfjorden (8-17 arter). Endast den yttersta lokalen hade artantal motsvarande Ryaverkets recipient (15 arter). I stort sett alla arter som observerades vid provtagningen i Nordre älv förekom i proverna från Rivö fjord och Asperöfjorden med liknande individantal. Det var ingen skillnad i ekologisk status mellan områden som var *Otillfredsställande* i både Nordre älv och Ryaverkets recipient. Provtagningen av sedimentprofiler (SPI) påvisade emellertid en högre status än bottenfaunaprovtagningen motsvarande *God* i Nordre älv och *Måttlig* i Ryaverkets recipient. BHQ indexet har tidigare visat en stark statistisk korrelation med bottenfaunans artantal och individantal (Nilsson och Rosenberg 2000). I studien av Nordre älv bedömdes skillnaden i status mellan provtagningsmetoder vara ett resultat av sötvattenspåverkan från älven och bottenfaunan ansågs påverkad av stress från salthalts fluktuationer. Bottenfaunans ekologiska status var således vad som kan förväntas i ett övergångsvatten, framförallt då bottenarna inte ansågs ha någon väsentlig antropogen störning. Det kan dock finnas en påverkan från nedfallande organiskt material då statusen av växtplankton har varit *Otillfredsställande* till *Måttlig* vid Instö Ränna sedan början av 1990-talet (Mohlin och Johansen 2017). Det är svårt att dra liknande slutsatser som för Nordre älv i Rivö fjord och Asperöfjorden där det finns många olika stressfaktorer som kan påverka bottenfaunan. Resultaten från studien i Nordre älv indikerar emellertid att den ekologiska statusen i ett övergångsvatten kan försämrans av en naturlig stress orsakad av låga salthalter och salthalts fluktuationer. Mätningar av salthalt visar att det inte är någon skillnad i salthalt på 10 meters djup vid Skalkorgarna och Danafjord (figur 40) och resultaten indikerar att det inte förekommer någon kraftig påverkan på bottenfaunan av låga salthalter inom de provtagna djupintervallen i Rivö fjord och Asperöfjorden. Salthalts fluktuationer på 10 meters djup vid Skalkorgarna bedöms dessutom vara normala för Bohuskusten (figur 41) (Andersson m.fl. 2016). Påverkan kan dock vara större närmare älvmyningen.



Figur 40. Salthalter på 10 meters djup vid mätstationerna Skalkorgarna och Danafjord. Källa: SMHI:s databas för miljöövervakning (SHARK).



Figur 41. Salthalter på 10 meters djup vid olika miljöövervakningsstationer längs Bohuskusten. Källa: SMHI:s databas för miljöövervakning (SHARK).

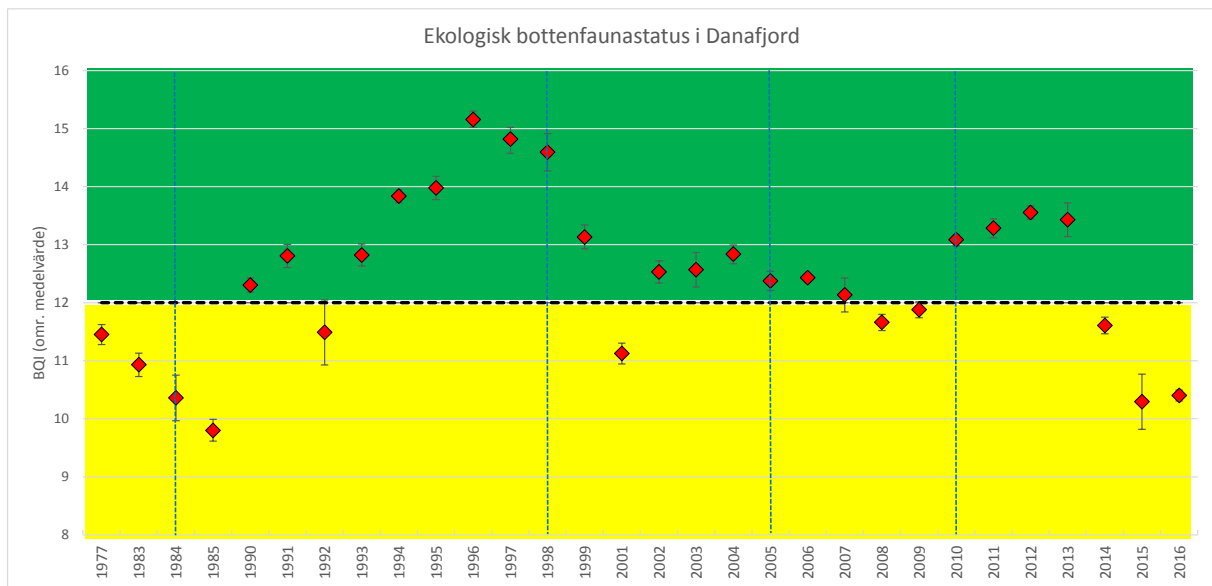
10 Utvecklingen sedan 70-talet. Har minskade avloppsutsläpp förbättrat bottenfaunans miljöstatus?

Före 1972 släpptes merparten av avloppsvattnet från Göteborg stad ut orenat till Göta älv med biflöden. Innan Ryaverkets tillkoppling 1972 var utsläppet av fosfor 650 ton per år till recipienten. År 1975 hade mängderna minskat till 450 ton. Utsläppet av fosfor fortsatte därefter att sjunka och var i början av 1990-talet ca 50 ton per år. Därefter har utsläppet legat på en förhållandevis konstant nivå fram till 2005 och 2010 när ytterligare fosforrening infördes. År 2015 var fosforutsläppet ca 25 ton per år. Ryaverkets utsläpp av kväve har inte förändrats lika drastiskt som för fosfor. I början av 1990-talet, och troligtvis sedan 1972, var kväveutsläppet ca 2500 ton per år. Kväverening infördes 1998 och utökades 2010. Sedan dess har utsläppet varierat mellan 1000 och 1200 ton per år. Utsläppen av partikulärt organiskt material (suspenderade ämnen) minskade påtagligt redan vid starten av Ryaverket. När Ryaverket togs i drift minskade utsläppet från ca 25000 till ca 5000 ton per år, därefter har det minskat successivt till dagens nivå på 500-700 ton per år (Mattsson pers. komm.).

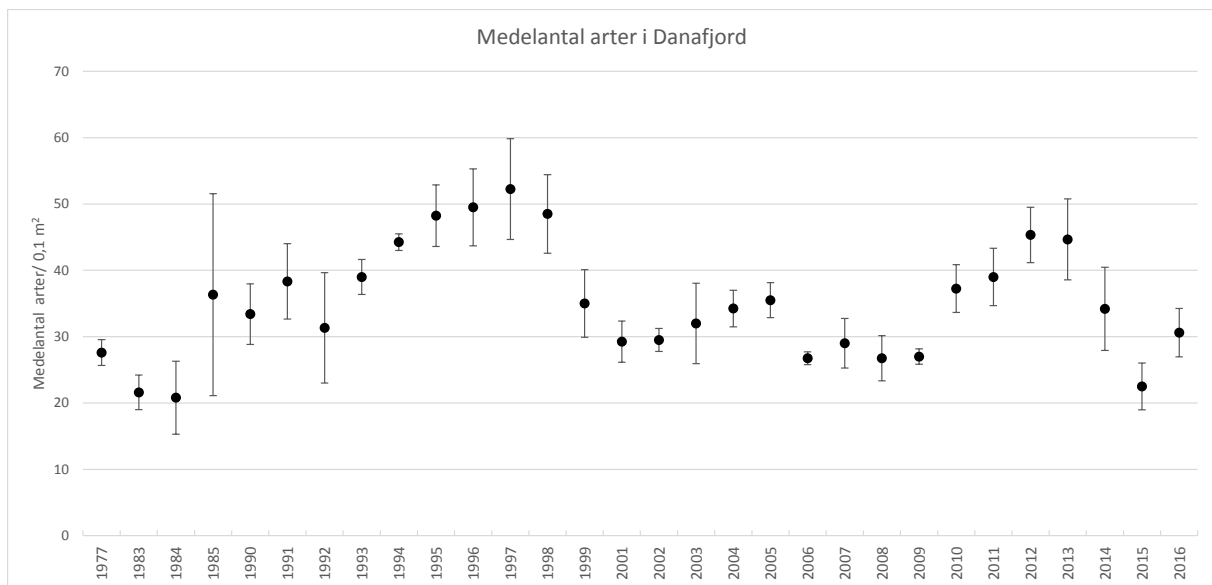
I syfte att utreda hur miljöstatus av bottenfauna, som baseras på indexet BQI (Benthic quality Index) i enlighet med nationella bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007), förändrats sedan 1970-talet har data insamlats från Danafjord mellan åren 1977 och 2016. Det finns ingen tillgänglig data innan 1972, när Ryaverket tillkopplades, som kan användas i jämförande syfte vid statusklassning av bottenfauna. I Danafjord har provtagning av bottenfauna utförs årligen inom nationellt och regionalt övervakningsprogram. I övriga berörda vattenförekomster inom Ryaverkets recipient finns ingen årlig övervakning eller tillgänglig data som kan användas vid statusklassning av bottenfauna.

Förändringar över tid mellan åren 1977 och 2016 avseende bottenfaunans status och medelantal arter i Danafjord presenteras i figur 42 respektive 43. Informationen baseras på fem stationer inom området där bottenfauna provtagits olika år (figur 1). Notera att data mellan åren 1978-1982 saknas då information från dessa år inte kan användas vid statusklassning eftersom resultaten från flera prover slagits samman (poolats). Mellan åren 1977 och 1985 provtogs bottenfauna på 25 meters djup vid station G14. År 1985 provtogs även station GOTE (30 m djup) och data från båda stationerna har används vid klassificering av status detta år. Station GOTE provtogs även 1990. År 1991 startade den nationella och regionala övervakningsprogrammet av bottenfauna på station DANA (26-30 m djup) som sedan har pågått årligen fram till idag med undantag för år 1992 när bottenfaunaprovtagningen istället utfördes på station BC64 (20 m djup). Detta år försämrades miljöstatusen i jämförelse med närliggande år, vilket kan vara ett resultat av skillnader i djup. Det finns tillgänglig data av bottenfauna från station DANA fram till år 2014. Från och med 2014 provtas även station Brännö inom den regionala miljöövervakningen, varpå data från båda dessa stationer används vid statusklassning detta år. Från station Brännö finns även tillgänglig data från 2015. Miljöstatus år 2016 baseras på bottenfaunaprovtagning på 5 stationer inom vattenförekomsten som utfördes i samband med Gryaabs utredning om Ryaverkets påverkan på recipienten avseende statusklassning av kvalitetsfaktorn bottenfauna (Andersson m.fl. 2016). Att inte data finns tillgängligt från station Dana år 2015 och 2016 kan påverka jämförelsen av miljöstatus mellan år.

Trots att Ryaverkets utsläpp av kväve, fosfor och organiskt material har minskat avsevärt sedan slutet av 70-talet demonstrerar resultaten en liten förändring av miljöstatus och medelantal arter över tid mellan åren 1977 och 2016 i Danafjord (figur 42, 43). I början av tidsperioden var statusen *Måttlig* medan den i regel var *God* under hela 1990-talet och början av 2000-talet. År 2007 var statusen återigen *Måttlig* för att sedan övergå i *God* 2010. Sedan 2014 har statusen varit *Måttlig*. En större påverkan och förändring av bottenfaunan är mer trolig närmare älvmynningen, där jämförande data saknas över tiden.



Figur 42. Tidsserie med årliga BQI medelvärden från Danafjord. Spridningsmåttet utgörs av 20 % percentilen (nedre gränsen) och 80 % percentilen (övre gränsen). Den streckade svarta linjen presenterar klassgränsen mellan *God* (grön) och *Måttlig* (gul) status. Notera att det är 20 % percentilen, dvs. den nedre delen av spridningsmättet, som skall jämföras med klassgränserna för miljöstatus. De streckade vertikala linjerna presenterar de år som utökad kväve- och/eller fosforförorening infördes i Ryaverket.



Figur 43. Medelantal av arter per 0,1 m² i Danafjord mellan åren 1977-2016. Variationen presenteras som standardavvikelse.

11 Jämförelse av bottenfaunans status inom Ryaverkets recipient med övriga västkusten

Studien av bottenfauna i Ryaverkets recipient år 2016 resulterade i *Otillfredsställande* status i Rivö fjord och Asperöfjorden och *Måttlig* status i Danafjord, Björköfjorden och Stora Kalvsund (Andersson m.fl. 2016). Statusen av bottenfauna klassificerades i enlighet med nationella bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007) och beskrivs utförligt i rapporten Andersson m.fl. (2016).

Längs svenska västkusten finns 240 vattenförekomster varav ekologisk status baserat på kvalitetsfaktorn bottenfauna bedömts på 235 stycken i den nationella statusklassningen (VISS). Utav dessa är statusen *Måttlig* på 226 stycken. Inom flertalet av vattenförekomsterna finns ingen data från bottenfaunaprovtagning varpå bedömningen är extrapolerad från närliggande vattenförekomster av samma vattentyp. I många vattenförekomster har bottenfauna dessutom provtagits på endast en station som kan ligga på djup som inte är representativt för området. I dessa fall har andra kvalitetsfaktorer tagits med i bedömningen av ekologisk status. Det finns några vattenförekomster som avviker från *Måttlig* ekologisk status. I Hallands län avviker Inre Kungsbackafjorden och Kyrkefjällssund med *Otillfredsställande* status av bottenfauna. I Kyrkefjällssund har provtagning av bottenfauna utförts på maximalt 11 m djup och större delen av området utgörs av erosionsbottnar. Provtagning i Inre Kungsbackafjorden har utförts på stationer mellan 5 och 9 meters djup, samt på en station på 16 meters djup som provtas årligen. På stationerna har det varit stora svängningarna i bottenfaunans biomassa och individtäthet över tiden vilket tyder på en stressad miljö. Den organiska belastningen är dessutom hög och tidvis förekommer syrefattiga förhållanden. På den djupare stationen noteras en ackumulationsbotten vilket resulterar i att mycket organiskt material ansamlas (Göransson och Olsson 2015). Även om djupen varierar kan bottenfaunan i Rivö fjord och Asperöfjorden utsättas för liknande typer av stressfaktorer som i inre Kungsbackafjorden avseende belastning av organiskt material och salthalts fluktuationer.

I västra Götalands län avviker vattenförekomsterna i fjordsystemet vid Orust (Byfjorden, Havsstensfjord, Ljungkile, Kalvöfjord, Borgilefjorden och Koljöfjord) med *Otillfredsställande* ekologisk status. Statusen baseras på bottenfaunaprovtagning i Havsstensfjord med stöd av bl.a. fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer. Statusen av bottenfauna är *Måttlig* inom området undantaget Byfjorden och Ljungkile där statusen är *Dålig*. Fjordsystemet är inte direkt jämförbart med Ryaverkets recipient då det är stora skillnader i vattenomsättning varpå fjordsystemet bedömts som övergödningskänsligt (Erlandsson m.fl. 2009).

I Norra Bohuslän avviker vattenförekomsterna Fjällbacka yttre skärgård, Mn Bohusläns skärgårds kustvatten, Nn Bohusläns skärgårds kustvatten och Södra Kosterfjorden med *God* ekologisk status. Statusen baseras delvis på bottenfauna men i Fjällbacka yttre skärgård och Södra Kosterfjorden är miljöstatusen på bottenfauna *Måttlig*, vilket innebär att andra kvalitetsfaktorer tagits med i bedömningen.

Sammanfattningsvis avviker inte miljöstatusen baserad på kvalitetsfaktorn bottenfauna i Danafjord, Stora Kalvsund och Björköfjorden från större delen av vattenförekomsterna längs svenska västkusten. I Rivö fjord och Asperöfjorden är förhållandena annorlunda då statusen är sämre än andra kustområden med liknande vattenomsättning.

12 Sammanfattning och bedömningar

I följande avsnitt sammanfattas resultaten från de olika frågeställningar som utredningen baseras på. Därefter belyses betydelsen av Ryaverkets utsläpp relativt problem med övergödning i recipienten och norr om Göta älv. Ryaverkets påverkan på möjligheten att uppnå miljö kvalitetsnormerna presenteras därefter i ett separat avsnitt.

Det är viktigt att poängtera att bedömningar och slutsatser som presenteras i denna utredning främst baseras på de biologiska kvalitetsfaktorerna och förutsätter att näringsbelastning och hydrografiska förhållanden inte förändras inom Ryaverkets recipient.

12.1 Sammanfattning vegetation och växtplankton (inklusive skadliga algbloomingar)

Ryaverkets påverkansområde har generellt en hög vattenomsättning och är inte lika övergödningssensibelt som delar av norra Bohuslän och fjordsystemet vid Orust och Tjörn avseende utbredning av fintrådiga alger eller sedimentation av lokal växtplanktonproduktion. Miljöstatus baserat på växtplanktonproduktionen har varit *God* alternativt *Hög* i recipienten de senaste åren undantaget 2016 då statusen var *Måttlig* i Rivö fjord. Det innebär att produktionen av växtplankton inte avviker nämnvärt från övriga mätstationer längs Bohuskusten, och statusen i Danafjord är t.o.m. högre än vid referenslokalen Valö som ligger söder om Göta älvs mynningsområde och anses förhållandevis opåverkad av Göta älv. Giftiga och skadliga algbloomingar (HAB) förekommer över Livsmedelverkets varningsgränsvärden i Ryaverkets recipient, men det finns inget som indikerar att produktionen skulle vara högre än i andra områden norr om Göta älv.

I Ryaverkets recipient är täckningsgraden av fintrådiga alger i större delen av dess grundområden mindre än 5 %. Det finns dock ansamlingar av fintrådiga alger i några skyddade grunda vikar i sundet mellan Öckerö och Hönö, i Björköfjorden och i norra Rivöfjorden och situationen har försämrats något på senare år i dessa områden. Inom dessa grunda vikar är störningen *Liten* (25 % täckning av botten), vilket innebär att känsliga arter är påverkade men andra arter kan upprätthålla systemets funktion, alternativt *Måttlig* (50 % täckning av botten), vilket innebär att ekosystemets struktur och funktion har förändrats. Även om mycket av näringen i skyddade grunda vikar kan recirkuleras via sedimentet, visar studier att näringstillförsel utifrån potentiellt ökar produktionen av fintrådiga alger. Detta gäller främst tillförsel av oorganiskt kväve där Ryaverkets utsläpp av ammonium kan få extra stor betydelse då det finns en preferens för ammonium före nitrat hos fintrådiga grönalger.

Studier har påvisat att avsaknad av större rovfisk kan öka utbredningen av fintrådiga alger i grunda vikar till följd av en s.k. top-down effekt. I Bohusläns kustnära områden har ett stort fisketryck resulterat i att bestånden av stor rovfisk, såsom torsk, minskat drastiskt sedan 1960-talet. Avsaknad av stor bottenlevande fisk i Ryaverkets recipient kan således resultera i att effekten från övergödning förstärks av att mindre algbetande kräftdjur och snäckor inte kan kontrollera tillväxten av fintrådiga alger p.g.a. att predationstrycket är stort på dessa organismer.

Löst oorganiskt kväve (DIN) och löst oorganiskt fosfor (DIP) är de former i vilka näringsämnen är biotillgängligt för växtplankton och annan vegetation. Kvoten mellan DIN och DIP avgör om produktionen är begränsad av något ämne. I Västerhavet begränsas i regel växtproduktionen av kvävekoncentrationen i vattnet. Vid utloppet från Göta älv är däremot situationen annorlunda. DIN:DIP kvoten i ytvattnet under sommaren visar att området närmast älvmynningen har ett konstant överskott av kväve och produktionen begränsas av tillgång på fosfor. Längre ut vid Danafjord minskar halterna av DIN, vilket resulterar i att förhållandet mellan DIN och DIP ligger nära den optimala kvoten för tillväxt, främst med avseende på växtplankton. Miljöstatus av växtplankton är emellertid *Hög* vid Danafjord, vilket kan vara ett resultat av att något näringsämne begränsar produktionen. En annan förklaring kan vara en stor utspädningseffekt med Kattegattvatten till följd av det exponerade läget. I

norra Bohuslän är det svårt att fastställa om något ämne begränsar tillväxten av växtplankton under sommaren, det troliga är dock att mycket av produktionen begränsas av kväve. Under perioden oktober till maj är variationen stor mellan halterna av DIN och DIP i ytvattnet, främst till följd av vårbloomingen som dominerar produktionen i februari och mars. I Ryaverkets recipient är produktionen av växtplankton under hösten och våren kraftigt begränsad av fosfat både i Rivö fjord och Danafjord, samt även vid Åstol och Instö Ränna som alla är påverkade av förhöjda halter av DIN i ytvattnet. I norra Bohuslän indikerar resultaten att inget ämne är begränsande för växtplanktonproduktionen under vårbloomingen.

12.2 Sammanfattning bottenfauna

Under 2016 provtogs kvalitetsfaktorn bottenfauna i de berörda vattenförekomsterna i Ryaverkets recipient (Andersson m.fl. 2016). Studien resulterade i *Måttlig* miljöstatus i Danafjord, Stora Kalvsund och Björköfjorden och *Otillfredsställande* status i Rivö fjord och Asperöfjorden. Statusen i de yttre delarna av recipienten (Danafjord, Björköfjorden och Stora Kalvsund) avviker inte från majoriteten av övriga vattenförekomster i Halland och Västra Götaland. I Rivö fjord och Asperöfjorden är förhållandena annorlunda då statusen är sämre än andra kustområden med liknande vattenomsättning. Anledningen bedöms vara den påverkade miljön där belastning av organiskt material anses vara en bidragande faktor. Andra faktorer som kan påverka bottenfaunan inom området, men som inte tas upp i denna utredning, är miljögifter, fartygstrafik, muddring samt hamn- och industriverksamhet.

Det finns historisk data på bottenfauna i Danafjord sedan slutet av 1970-talet och statusen har varierat mellan *Måttlig* och *God*, vilket tyder på att det inte skett några stora förändringar i artsammansättning och individantal de senaste 40 åren.

Bottenfaunasamhället är känsligt för miljöpåverkan i form av organisk belastning som kan resultera i syrebrist. En hög produktion av växtplankton i vattenmassan kan försämra syreförhållanden på botten till följd av ökad nedbrytning av nedfallande organiskt kol. En naturlig miljöfaktor som med stor sannolikhet påverkar mängden nedfallande organiskt material är recipientens höga vattenomsättning som begränsar sedimentation av lokal växtplanktonbiomassa. Vattenomsättningen bidrar även med en god syresättning av botten och mätningar i området tyder på en *Hög* status avseende syrehalter i bottenvattnet. Syreprovtagningen är emellertid begränsad till två mätstationer, där Rivö fjord mäts förhållandevis grunt, och låga halter av syre i delar av området kan inte uteslutas. Nedbrytning och syreförbrukning på botten kan även påverkas av organiskt material som transporteras via Göta älv och sedimenteras i recipienten. Även Ryaverkets utsläpp av organiskt material kan bidra med en ökad nedbrytning på botten.

En annan stressfaktor som kan påverka bottenfaunans artsammansättning är låga salthalter och salthaltens fluktuationer. Liknande miljöstatus som i Rivö fjord och Asperöfjorden noterades vid en inventering i Nordre älvs estuarium, där bottenfaunan ansågs påverkad av förändringar i salthalt. Salthaltmätningar inom Ryaverkets recipient indikerar emellertid att det inte förekommer någon kraftig sötvattenspåverkan från Göta älv på bottenfaunan på djup understigande 10 meter.

12.3 Betydelsen av Ryaverkets utsläpp relativt problem med övergödning i recipienten och norr om Göta älv

Utifrån det material och de bedömningar som har presenterats i denna utredning bedöms påverkan från Ryaverkets kväveutsläpp på produktion av växtplankton i recipienten, och således även påverkan på skadliga algbloomingar (HAB), vara begränsad. Anledningen är främst den höga tillförseln av kväve och partiklar från Göta älv som bidrar till att produktionen är ljus- och fosforbegränsad i den inre delen av recipienten samt att miljöstatus av växtplankton varit *God* under flera år även om den vid senaste

provtagningen blev *Måttlig*. Påverkan från Ryaverket kan dock inte uteslutas då det kan finnas en preferens hos växtplankton för ammonium, som är den dominerande formen av kväve i Ryaverkets utsläppsvatten.

Påverkan från Ryaverkets fosforutsläpp på växtplanktonproduktionen kan inte uteslutas i den inre delen av recipienten, framförallt då ökade fosfathalter förväntas öka produktionen om inte ljusstillgången är begränsande. Det finns emellertid inget som tyder på att fosfathalten minskar vid Skalkorgarna vid minskade utsläppshalter från Ryaverket och det finns således andra faktorer som maskerar effekterna av Ryaverkets utsläpp. Halterna av fosfat är högre i Kattegattvattnet än i Göta älvs vatten, vilket styrks av att fosfathalterna ökar med djupet vid Skalkorgarna och Älvsborgsbron. Trots detta är fosfathalterna i ytvattnet högre vid Skalkorgarna än övriga mätstationer längs Bohuskusten, undantaget Instö Ränna. De högre halterna kan förklaras av att fosfat från Kattegattvattnet transporteras till ytvattnet via den av Göta älv orsakade reaktionsströmmen som anses vara den dominerande källan av fosfat till Göta älvs mynning. Då miljöstatusen var *God* vid Skalkorgarna mellan åren 2012-2015, vilket är en bättre status än vid Instö Ränna och samma som vid Valö och Åstol, finns det ingen tydlig indikation på att förhöjda fosfathalter ökat produktionen vid Skalkorgarna under dessa år. Statusen var dock *Måttlig* år 2016. Baserat på ovanstående resonemang är Ryaverkets påverkan på växtplanktonproduktionen från fosforutsläpp svår att fastställa då alltför många faktorer påverkar fosfathalten och produktionen av växtplankton i ytvattnet.

I den yttre delen av recipienten är statusen av växtplankton *Hög*, vilket främst bedöms vara ett resultat av hög vattenomsättning och utspädning av både näringshalter och klorofyll med Kattegattvatten, och Ryaverkets påverkan på produktionen bedöms således som liten.

Till följd av den förhållandevis låga produktionen av växtplankton, i kombination med den höga vattenomsättningen inom recipienten, bedöms Ryaverkets påverkan på bottenfaunan från lokalt producerat nedfallande organiskt material vara förhållandevis liten. Påverkan på bottenfaunan från Ryaverkets utsläpp av organiska ämnen går inte att uppskatta då det saknas tillgänglig mätdata på hur stor del av Ryaverkets utsläpp av organiska partiklar som sedimenterar i förhållande till Göta älvs transport av suspenderat organiskt material. Det är dessutom omöjligt att bedöma hur stor påverkan från en hög belastning av organiskt material är i förhållande till andra stressfaktorer såsom salthaltens fluktuationer, miljögifter, fartygstrafik och annan hamnverksamhet.

I Ryaverkets recipient inventerades under sommaren 2016 djuputbredning av de fleråriga arter som ingår vid statusklassning av makroalger. Miljöstatusen var *God* i alla vattenförekomster, undantaget Danafjord som hade *Hög* miljöstatus. Den goda statusen, i kombination med att mängden växtplankton i vattenmassan bedöms ha en liten påverkan på siktdjupet, indikerar en begränsad påverkan från Ryaverket på kvalitetsfaktorn makroalger inom recipienten. Även Göta älvs utsötade, grumliga vatten verkar inte ha någon större inverkan på makroalgernas djuputbredning inom området. I denna bedömning bör dock hänsyn tas till de undersökta lokalernas exponerade placering då påverkan kan vara större i grundområden med sämre vattenomsättning, framförallt i norra delen av Rivö fjord där påverkan från Ryaverkets utsläpp av näringsämnen är störst enligt DHI:s spridningsmodell. I dessa grundområden kan näringstillförseln få en större betydelse för utbredning av ettåriga fintrådiga alger som bl.a. påverkar utbredningen av tångbälten och marina kärlväxter. Ryaverkets utsläpp av ammonium kan dessutom få extra betydelse då det finns en preferens för upptag av ammonium före nitrat hos fintrådiga grönalger i svenska kustområden.

Eftersom produktionen av växtplankton inom recipienten begränsas av en kraftig obalans i kvoten mellan biotillgängligt kväve och fosfor samt ljusstillgång och vattenomsättning kan näringsämnen från Göta älv och Ryaverket, främst kväve, transporteras norrut och påverka produktionen av växtplankton

och fintrådiga alger. Norr om recipienten är produktionen även påverkad av Nordre älvs transport av kväve, vilket motsvarar ca 10 000 ton per år (DHI 2016b). Det innebär att om den sammanlagda kvävetillförseln från Nordre älv, Göta älv (södra grenen), Ryaverket och övriga punktkällor i recipienten skulle transporteras norrut motsvarar Ryaverkets bidrag ca 7 %. Norr om Göta älv är produktionen av växtplankton och fintrådiga alger främst begränsad av oorganiskt kväve och när kväverikt vatten driver in i områden med sämre vattenomsättning förväntas därför produktionen öka.

12.4 Ryaverkets påverkan på möjlighet att uppnå miljökvalitetsnormerna (MKN) 2027

I Vatteninformationssystem Sverige (VISS) presenteras de miljökvalitetsnormer (MKN), dvs. kravet på vattnets kvalitet, som ska uppnås till 2027. Generellt ska alla vattenförekomster uppnå *God* ekologisk status och statusen får inte försämrats fram till 2027. Det är i regel den kvalitetsfaktor med sämst status som är utslagsgivande vid statusklassificering. Rivö fjord är ett undantag då vattenförekomsten istället ska uppnå *Måttlig* ekologisk status till 2027. Anledningen till det mindre stränga kravet i Rivö fjord är påverkan från hamnverksamhet. Däremot skall alla kvalitetsfaktorer vars status inte direkt kan kopplas till hamnverksamhet och farleder uppnå *God* ekologisk status år 2027. Stora delar av Rivö fjord påverkas inte av hamnverksamhet och det finns förslag på att området skall delas upp i flera vattenförekomster (VISS).

Utifrån de senaste årens miljöövervakning är statusen för de biologiska kvalitetsfaktorerna i Rivö fjord *Måttlig* till *God* för växtplankton (Mohlin och Johansen 2017), *God* för makroalger (Andersson 2016a) och *Otillfredsställande* för bottenfauna (Andersson m.fl. 2016). Statusen för bottenfauna och makroalger baseras endast på ett års provtagning vilket är viktigt att ta hänsyn till i dessa sammanhang. För de fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorerna är den ekologiska statusen *Måttlig* för näringsämnen, undantaget kväveformen DIN som har *Otillfredsställande* status. För att uppnå MKN måste därför statusen förbättras för bottenfauna, näringsämnen och eventuellt även växtplankton. Ryaverkets påverkan från kväveutsläpp på växtplankton har i denna utredning bedömts som liten i den inre delen av recipienten baserat på att produktionen i området är kraftigt fosfatbegränsat till följd av Göta älvs transport av oorganiskt kväve. Även påverkan på bottenfaunan är därmed begränsad, dock finns osäkerhet avseende påverkan på växtplanktonproduktionen och bottenfaunan från Ryaverkets utsläpp av fosfor respektive organiskt material. Däremot kan Ryaverkets påverkan på näringsämnen i vattnet uppskattas till ca 15 % av den sammanlagda transporten (Ryaverket, Göta älv, enskilda avlopp och övriga punktkällor) av kväve och fosfor till Rivö fjord. Även i vattenförekomsten Asperöfjorden behöver statusen för bottenfauna och näringsämnen förbättras för att uppnå *God* ekologisk status till 2027. Området påverkas av näringstransport från både utsjön och Göta älv varpå Ryaverkets bidrag till förhöjda halter av näringsämnen förväntas bli mindre i jämförelse med Rivö fjord. Enligt DHI:s spridningsmodell av kväve och fosfor från Ryaverkets utsläpp, transporteras kväve (inte fosfor) till Asperöfjorden endast under den månad då spridningen är som störst ("års-värsta") (Corell m.fl. 2016). Påverkan från Ryaverket på statusklassning av bottenfauna i Asperöfjorden bedöms likvärdig den i Rivö fjord.

Stora Kalvsund och Björköfjorden bedöms vara starkt påverkade av Göta älvs, men även av Nordre älvs, transport av kväve enligt bedömningar i VISS. Den ekologiska statusen för makroalger (Andersson 2016a) och växtplankton (Mohlin och Johansen 2017) är *God* alternativt *Hög* i Stora Kalvsund, Björköfjorden och Danafjord. Statusen av näringsämnen i Stora Kalvsund är *God*, vilket baseras på provtagning i Danafjord. Kvävehalterna vid Danafjord motsvarar emellertid *Otillfredsställande* till *Måttlig* ekologisk status och måste således förbättras. I Björköfjorden är statusen av näringsämnen istället *Måttlig*, vilket baseras på provtagning i Skalkorgarna. Ryaverkets påverkan på statusen av näringsämnen i Danafjord, Stora Kalvsund och Björköfjorden bedöms vara betydligt mindre än i Rivö fjord baserat på att områdena är påverkade av näringstransport från utsjön och Nordre älv. Att

Ryaverket har en mindre påverkan på näringshalten i ytvattnet i den yttre delen av recipienten styrks även av DHI:s spridningsmodell, bortsett från det maximala spridningsmönstret då Ryaverket har en likvärdig påverkan på kvävehaltererna i Rivö fjord, norra delen av Danafjord och Björköfjorden (Corell m.fl. 2016). Ytterligare en studie, där syftet var att kvantifiera Ryaverkets påverkan på statusklassningen av näringsämnen, visar att medelhaltökningen som Ryaverkets utsläpp ger upphov till minskat med 66 % i Danafjord i jämförelse med Skalkorgarna (DHI 2017). Den ekologiska statusen av bottenfauna är *Måttlig* i både Danafjord, Björköfjorden och Stora Kalvsund och måste således förbättras för att vattenförekomsterna ska uppnå *God* ekologisk status 2027. Ryaverkets påverkan på bottenfauna inom dessa områden bedöms som förhållandevis liten utifrån de bedömningar och material som presenterats i denna utredning. Dessutom bedöms påverkan på bottenfauna av Ryaverkets utsläpp av organiskt material vara betydligt mindre än i den inre delen av recipienten.

13 Referenser

- Andersson S. 2016a. Klassificering av miljöstatus i Ryaverkets recipientområde –Kvalitetsfaktor Makroalger. Marine Monitoring AB.
- Andersson S. 2016b. Naturvärdesbedömning av havsområdet utanför Ganlethalvön, Göteborg. Marine Monitoring AB
- Andersson S., Magnusson M., Bergkvist J. 2016. Klassificering av miljöstatus i Ryaverkets recipientområde, bottenfauna och Sedimentprofiler. Marine Monitoring AB
- Andersson S., Persson M., Moksnes P-O., Baden S. 2009a. The role of the amphipod *Gammarus locusta* as a grazer on microalgae in Swedish seagrass meadows. *Marine Biology* 156:969-981.
- Andersson S., Magnusson M., Hammar L., Rosenberg R., Persson M., Hammar J., Walbeck P., Dimming A. 2009b. Marinbiologisk inventering av Nordre älvs estuarium. Marine Monitoring AB.
- Atkinson M.J., Smith S.V. 1983. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnology and Oceanography*. 28(3):568-574.
- Baden s., Emanuelsson A., Pihl L., Svensson C-J., Åberg P. 2012. Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Mar Ecol Prog Ser* 451:61-73.
- Baden S. Boström C., Tobiasson S., Arponen H., Moksnes P-O. 2010. Relative importance of trophic interactions and nutrient enrichment in seagrass ecosystems: A broad-scale field experiment in the Baltic-Skagerak area. *Limnology and Oceanography* 55: 1435-1448.
- Bergström U., Sköld M., Wennhage H., Wikström A. 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. *Aqua reports* 2016:20. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund.
- Björk G., Liungman O., Rydberg L. 2000. Net circulation and salinity variations in an open-ended Swedish fjord system. *Estuaries* 23(3): 367-380.
- Börjesson D. 2016. Litteratursammanställning gällande recipientområdet för Ryaverkets avloppsreningsverk. Marine Monitoring AB.
- Bracken M.E.S., Stachowicz J.J. 2006. Seaweed diversity enhances nitrogen uptake via complementary use of nitrate and ammonium. *Ecology* 87(9):2397-2403.
- Carlsson C. 2008. Utbredning av snabbväxande makroalger – I relation till belastning av kväve och fosfor i regionen Orust-Tjörn. Examensarbete. Göteborgs Univesitet.
- Cato I. 2006. Miljö kvalitet och trender i sediment och biota utmed Bohuskusten 2000/2001 –en rapport från sju kontrollprogram. SGU.
- Cochlan W.P., Herndon J., Kudela R.M. 2008. Inorganic and organic nitrogen uptake by the toxigenic diatom *Pseudo-nitzschia australis* (Bacillariophyceae). *Harmful Algae* 8: 111-118.
- Corell H., Ericsson C. Morenom Arancibia P. 2016 Modellstudie av Ryaverkets påverkansområde - utredning inför ansökan om förnyat miljö tillstånd, Gryaab AB, rapport November 2016, DHI
- DHI 2016a. Analys av miljö tillståndet 2005-2015. Gryaab AB. Uppdragsnr. 12803297. DHI Sverige AB
- DHI 2016b. Tillförsel av näringsämnen till Bohuskusten 1998-2014. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. Projektnr. 12802871.
- DHI 2017. Analys av miljö tillståndet 2005-2015. Tillägg: Kvantifiering av Ryaverkets påverkan på statusklassningen av näringsämnen i Göta älvs mynningsområde
- Davidson K., Gowen R.J., Tett P., Bresnan E., Harrison P.J., McKinney A., Milligan S., Mills D.K., Silke J., Crooks A-M. 2012. Harmful algae blooms: How strong is the evidence that nutrient ratios and forms influence their occurrence? *Euarine, Coastal and Shelf Science* 115: 399-413.

- Dortch Q. 1990. The interaction between ammonium and nitrate uptake in phytoplankton. Marine ecology progress series 61:183-201.
- Edman A. 2017a. Årsrapport Hydrografi 2016. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. SMHI Rapport Nr. 2017-2.
- Edman A. 2017b. Hydrografiska mätningar längs Bohuskusten. Trender 1990-2016. Bohuskustens vattenvårdsförbund. SMHI Rapport Nr. 2017-6.
- Ekholm P. 2008. N:P Ratios in estimating nutrient limitation in aquatic systems. Finnish Environment Institute.
- Engelsen A. 2008. Links between macroalgal mats, fauna and sediment biogeochemistry. Doktorsavhandling. Göteborgs Universitet.
- Erlandsson C.P., Lann H., Ruist E., Rönner U., Stibe L., Klingberg M. 2009. Finn de områden som göder havet mest – och de som är mest känsliga för övergödning. Länsstyrelsen i Västra Götalands län vattenvårdsenheten. Rapport 2009:56.
- Fiskeriverket 2009. Förslag till ändring av Fiskeriverkets föreskrifter (FIFS 2004:36) om fisket i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön. Beteckning 13-4053-09.
- Geider R.J., Roche J.L. 2002. Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. European Journal of Phycology 37:1-17.
- Garde K., Hansen Sehested I., Møhlenberg F., Rasmussen E.K. Murray C. 2005. Utredning av effekterna av fosforutsläpp från Ryaverket. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. DHI.
- Göransson G., Persson H., Lundström K. 2011. Göta älvtutredningen –delrapport 4. Transport av suspenderat material i Göta älv. SGI Linköping 2011.
- Göransson P., Olsson I. 2015. Bottenfaunaundersökningar i Kungsbackafjorden 1969-2009 – med en återblick till 1930-talet. Länsstyrelsen i Hallands län.
- GÄVVF (Göta älvs vattenvårdsförbund) 2016. Rapport avseende Vattendragskontroll 2015.
- Göteborg Stad 2015. Fältinventering av ålgräs i Göteborg 2014. Rapport 2015:7. Miljöförvaltningen.
- Göteborgs Stad 2011. Marin flora på hårbotten – en inventering i Göteborg 2010. Rapport 2011:6, Miljöförvaltningen.
- Göteborgs Stad 2012. Utredning och förekomst av alger på hårbottensmiljöer i Göteborgs skärgård. Rapport 2012:2, Miljöförvaltningen.
- Harrison P.J., Hurd C.L. 2001. Nutrient physiology of seaweeds: Application of concepts to aquaculture. Cah. Biol. Mar. 42: 71-82.
- Hultcrantz C. 2016a. Årsrapport Hydrografi 2014. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. SMHI Rapport Nr. 2016-13
- Hultcrantz C. 2016b. Årsrapport Hydrografi 2015. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. SMHI Rapport Nr. 2016-17
- Isæus M., Stålnacke P., Stenström P., Magnusson J., Norderhaug K-M 2005. Utredning kring effekterna av ett minskat utsläpp av fosfor från Ryaverken. NIVA Rapport LNR 4947-2005
- Isaksson I., Pihl L., van Montfrans J. 1993. Eutrophication-related changes in macrovegetation and foraging of young cod (*Gadus morhua* L.): A mesocosm experiment. J. Exp. Mar. Biol. Ecol, 177: 203-217.
- Jenneborg L-H., Jenneborg M-L., Thorsell J. 2004. Utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda vikar utmed Bohuskusten år 2003. HydroGIS AB.
- Jenneborg L-H., Jenneborg M-L. 2005. Utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda vikar utmed Bohuskusten år 2004. HydroGIS AB.
- Jenneborg L-H., Jenneborg M-L. 2006. Utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda vikar utmed Bohuskusten år 2005. HydroGIS AB.

- Jenneborg L-H., Jenneborg M-L. 2007. Utbredning och biomassa av fintrådiga alger i grunda vikar utmed Bohuskusten år 2006. HydroGIS AB.
- Jenneborg L-H., Jenneborg M-L. 2008. Utbredning och biomassa av fintrådiga alger i grunda vikar utmed Bohuskusten år 2007. HydroGIS AB.
- Jenneborg L-H., Jenneborg M-L. 2009. Utbredning och biomassa av fintrådiga alger i grunda vikar utmed Bohuskusten år 2008. HydroGIS AB.
- Jenneborg L-H., Jenneborg M-L. 2011. Utbredning och biomassa av fintrådiga alger i grunda vikar utmed Bohuskusten år 2010. HydroGIS AB.
- Jenneborg L-H., Jenneborg M-L. 2012. Utbredning och biomassa av fintrådiga alger i grunda vikar utmed Bohuskusten år 2011. HydroGIS AB.
- Jenneborg L-H., Jenneborg M-L. 2015. Utbredning och biomassa av fintrådiga alger i grunda vikar utmed Bohuskusten år 2013-2014. HydroGIS AB.
- Klausmeier C.A., Litchman E., Daufresne T., Levin S.A. 2004. Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature* 429:171-174.
- Lawett opublicerad data. GIS skikt: Fjärranalyser från 2008,2013 och 2014, sammanställt av Länsstyrelsen i Västra Götalands län.
- Mattson J. 2016. Miljörapport Ryaverket 2015, Gryaab rapport 2016:1
- Mattsson Jan *Pers. komm.* Projektledare Gryaab AB.
- Mohlin M., Johansen M. 2017. Årsrapport Växtplankton 2016. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. SMHI Rapport Nr. 2017-1
- Mohlin M., Johansen M. 2016. Årsrapport Växtplankton 2015. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. SMHI Rapport Nr. 2016-2
- Mohlin M., Johansen M. 2015. Årsrapport Växtplankton 2014. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. SMHI Rapport Nr. 2015-19
- Mohlin M., Johansen M. 2013. Årsrapport Växtplankton 2013. Bohuskustens Vattenvårdsförbund. SMHI Rapport Nr. 2014-1
- Moksnes P-O., Belgrano A., Bergström U., Casini M., Gårdmark A., Hjelm J., Karlsson A., Nilsson J., Olsson J., Svedäng H. 2011. Överfiske – en miljöfarlig aktivitet. Orsaker till fiskbeståndens utarmning och dess konsekvenser i svenska hav. Havsmiljöinstitutets rapport nr. 2011:4.
- Moksnes P-O., Gullström M., Tryman K., Baden S. 2008. Trophic cascades in temperate seagrass community. *Oikos* 177: 763-777.
- Naturvårdsverket och SCB 2016. Utsläpp till vatten och slamproduktion 2014. Kommunala reningsverk, massa- och pappersindustri samt övrig industri.
- Naturvårdsverket 2007. Handbok 2007:4 Bilaga B, Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon.
- Nilsson H.C., Rosenberg R. 2000. Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency analysed by sediment profile imaging and grab samples. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.197 sid 139-149.
- Nilsson H.C., Pihl L. 2002. Förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottenområden i Bohuslän under 2002. *Marine Monitoring* AB.
- Pedersen M.F., Borum J., Fotel F.L. 2010. Phosphorus dynamics and limitation of fast- and slow-growing temperate seaweeds in Oslofjord, Norway. *Marine Ecology Progress Series* 399:103-115.
- Persson M., Andersson S., Baden S., Moksnes P-O. 2008. Trophic role of the omnivorous grass shrimp *Palaemon elegans* in a Swedish eelgrass system. *Mar Ecol Prog Ser* 371: 203-2012.

- Pihl L., Wennhage H. 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology* 61:148-166.
- Pihl L., Svenson A., Nilsson H.C. 2001. Förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottenområden i Bohuslän under 2001. *Marine Monitoring AB*.
- Pihl L., Svenson A., Nilsson H.C. 2000. Förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottenområden i Bohuslän under 2000. *Marine Monitoring AB*.
- Pihl L., Svensson A., Moksnes P-O, Wennhage H. 1999a. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish archipelago in relation to nutrient loads and wave exposure. *J. Sea Res.* 41: 281-294.
- Pihl L., Svenson A., Nilsson H.C. 1999b. Förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottenområden i Bohuslän under 1998-1999. *Marine Monitoring AB*.
- Pihl L., Magnusson G, Isaksson I, Wallentinus I. 1996. Distribution and growth dynamics of ephemeral macroalgae in shallow bays on the Swedish westcoast.
- Pihl L., Isaksson I., Wennhage H., Moksnes P-O. 1995. Recent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of epibenthic fauna and fish. *Neth. J of Aqu. Ecol.* 29: 349-358.
- Pihl L., Wennhage H., Nilsson S. 1994. Fish assemblage structure in relation to macrophytes and filamentous epiphytes in shallow non-tidal rocky- and soft-bottom habitats. *Environ. Biol. Fish.* 39:271-288
- Rindegård E., Hallquist S. 1968. Göteborgs Vattenvårdsanläggningar. Undersökningar för havsutsläpp år 1966-1967
- Rydberg L. 2008. Nutrient reductions in the Gothenburg waste water treatment plant and their effects on nutrient concentrations and chlorophyll in the estuary of river Göta älv. *VATTEN* 64:103-119.
- Rydberg L. 2010. Kväve- och fosforomsättningen i Göta älvs mynningsområde, med tonvikt på utvecklingen under 2009-2010, samt på Ryaverkets, älvens och utsjöns betydelse för klorofyllhaltererna i södra älvgrenens mynning. Bohuskustens vattenvårdsförbund.
- Sundby B., Gobeil C., Silverberg N., Mucci A. 1992. The phosphorus Cycle in coastal Marine sediments. *Limnology and Oceanography* 37:1129-1145.
- Sundbäck K., Miles A., Hulth S., Pihl L., Engström P., Selander E., Svenson A. 2003. Importance of benthic nutrient regeneration during initiation of macroalgal blooms in shallow bays. *Marine Ecology Progress Series* 246, 115-126.
- Svedäng H., Hagberg J., Börjesson P., Svensson A., Vitale F. 2004. Bottenfisk i Västerhavet. Fyra studier av beståndens status, utveckling och lekområden vid den svenska västkusten. *Fiskeriverket, Havsfiskelaboratoriet, Lysekil*.
- Svedäng H., Wikström A., Wennhage H., Hentati Sundberg J. 2016. Ett fiskefritt område för skydd av torsk, piggvar och rödspätta i Västkustens fjordområden. Delrapport 6. I: Bergström m fl. 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. *Aqua reports* 2016:20.
- Thessen A.E., Bowers H.A., Stoecker D.K. 2009. Intra- and interspecies differences in growth and toxicity of *Pseudo-nitzschia* while using different nitrogen sources. *Harmful Algae* 8: 792-810.
- Tobiasson S., Kautsky H., Karlsson J. 2014. Övervakning av vegetationsklädda bottnar. Årlig redovisning av nationell miljöövervakning presenterat i HAVET rapporten 2013/2014, finns att ladda ner på: www.havsmiljoinstitutet.se
- Vattenmyndigheten 2016. Förvaltningsplan 2016-2021 för Västerhavets vattendistrikt. Dr. nr. 537-34925-2014
- VISS: VatteninformationsSystem Sverige. Databas utvecklad av Vattenmyndigheterna Länsstyrelserna och Havs- och vattenmyndigheten.
- Vitale F., Börjesson P., Svedäng H., Casini M. 2008. The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea. *Fisheries Research* 90: 36-44.
- Wallentinus I. 1984. Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology* 80:215-225.

- Wikström A., Hilvarsson A., Magnusson M., Hammar J. 2014. Inventering av grunda mjukbottnar i Göteborg 2013. Miljöförvaltningen, Göteborgs Stad. R 2014:3.
- Wikström A., Sundqvist F., Ulmestrand M., Wennhage H., Bergström U. 2016. Ett fiskefritt område för skydd av hummer och rovfisk i Göteborgs skärgård. I: Bergström m fl 2016. Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden. Aqua reports 2016:20.
- Östman Ö., Eklöf J., Eriksson BK., Moksnes P-O., Olsson J., Bergström U. 2016. Meta-analysis reveals top-down processes are as strong as bottom-up effects in North Atlantic coastal food webs. *Journal of Applied Ecology*. 53: 1138-1147.

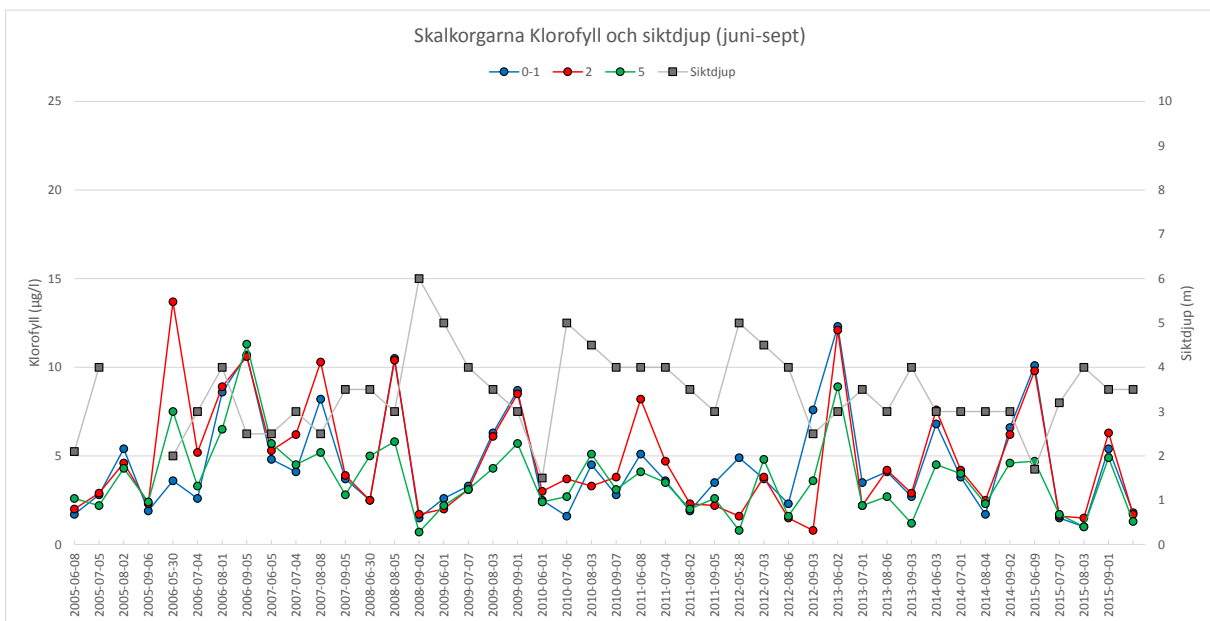
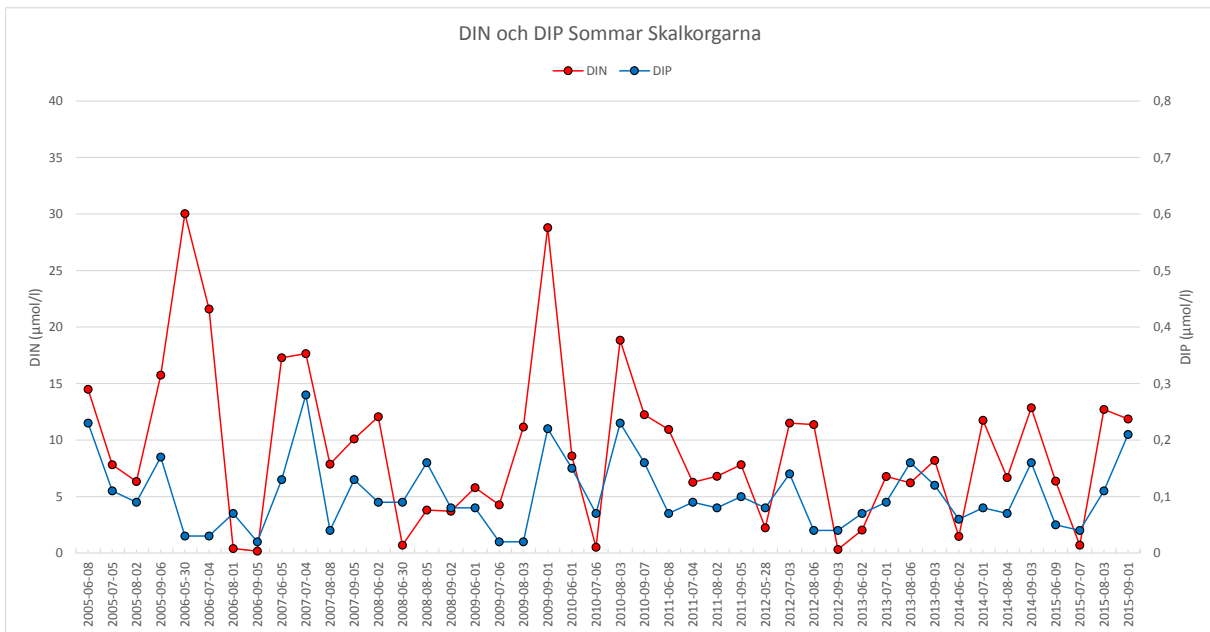
14. Bilagor

Bilaga 1. Mätdata från övervakningsstationer längs Bohuskusten

Tidsserie (2005-2015) av halter av oorganiskt kväve (DIN) och fosfat (DIP) i ytvattnet (0-1 m), klorofyll på (0-5 m) och siktdjup på de utvalda mätstationerna längs Bohuskusten. Notera olika skalor på y-axeln mellan stationer.

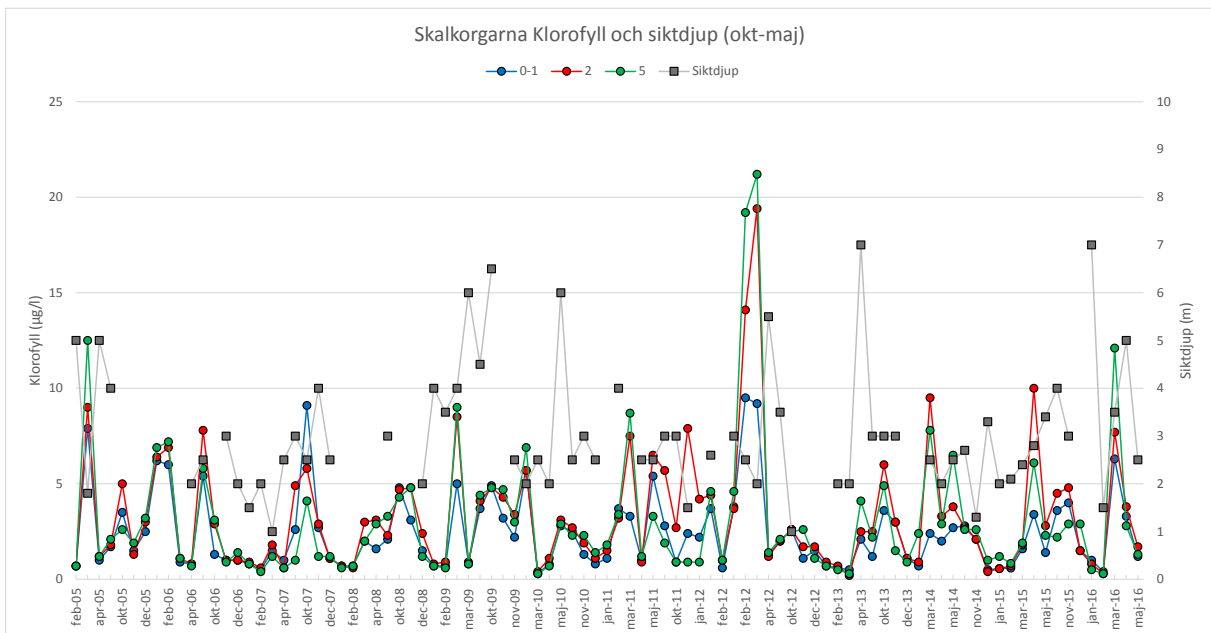
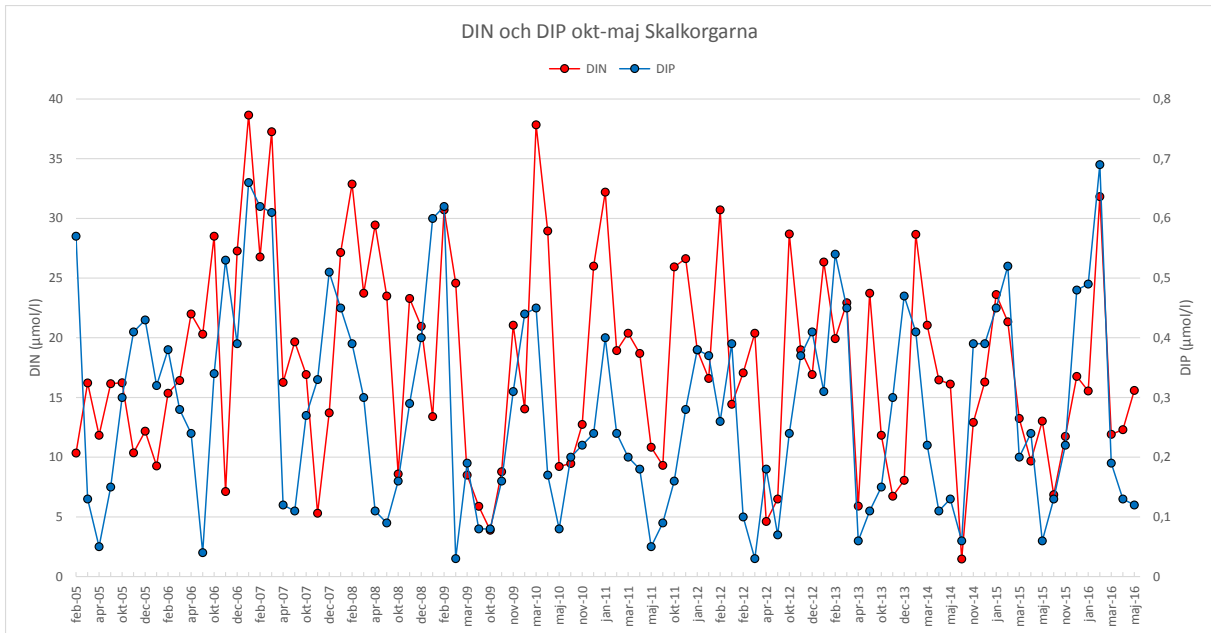
Skalkorgarna

juni-september



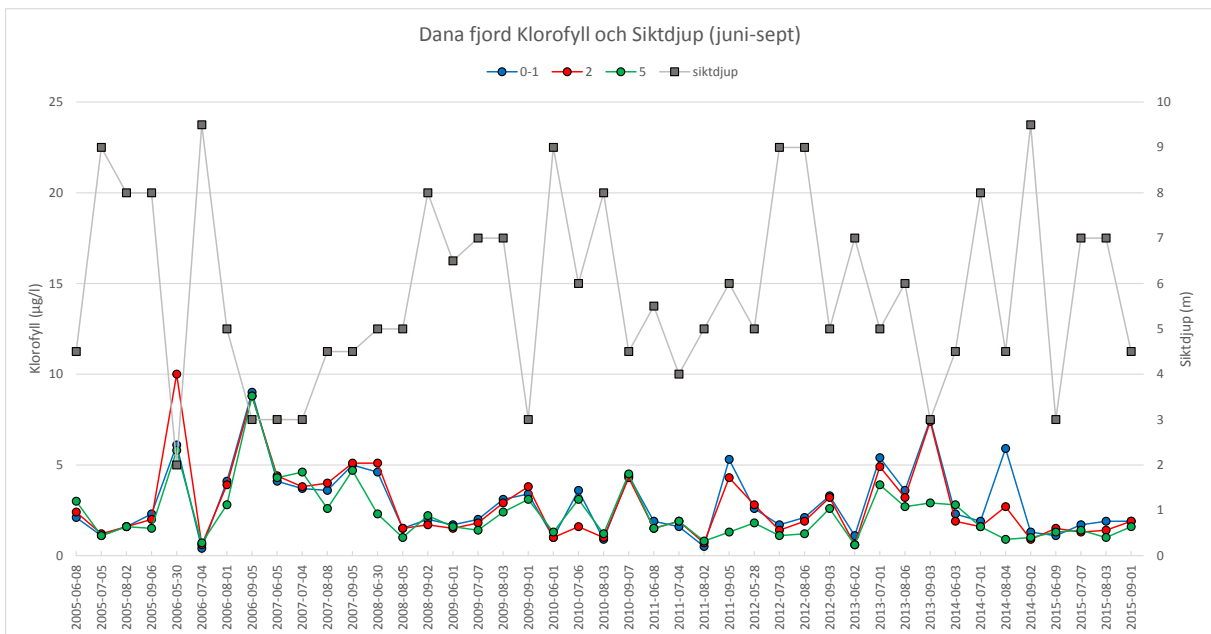
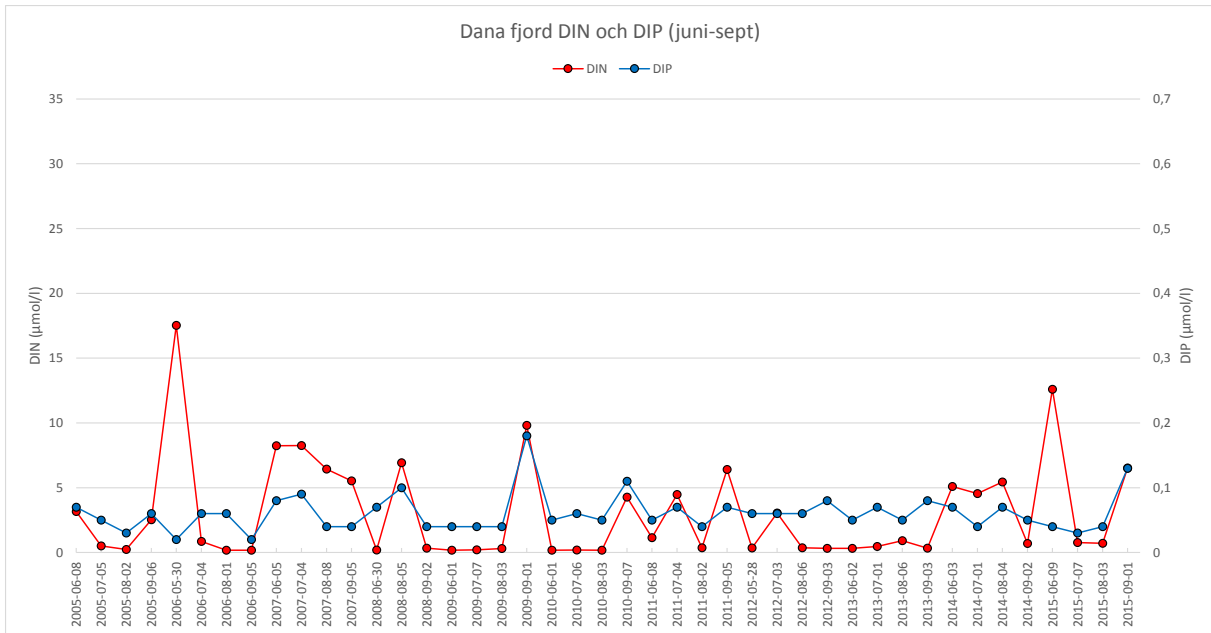
Skalkorgarna

oktober-maj



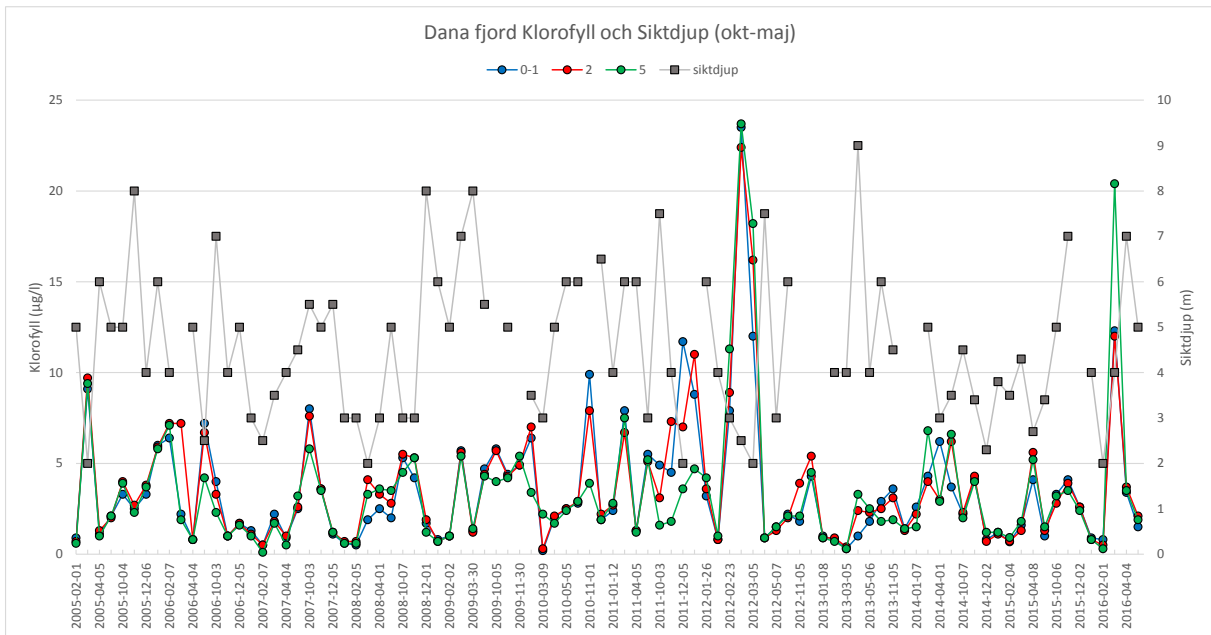
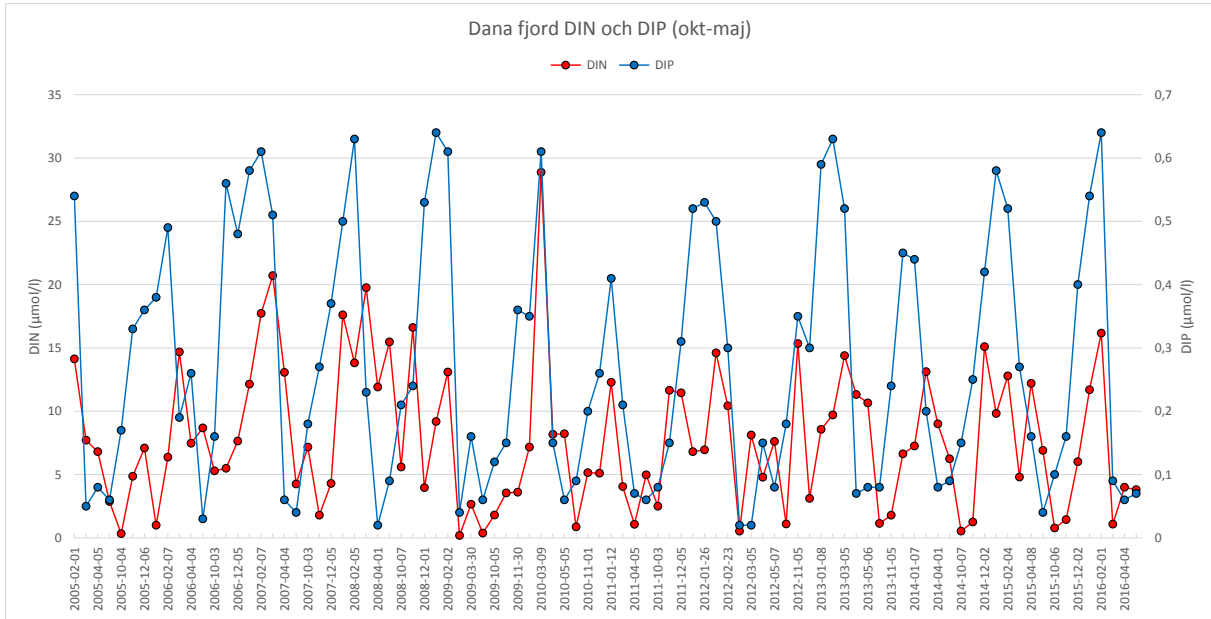
Danafjord

juni-september



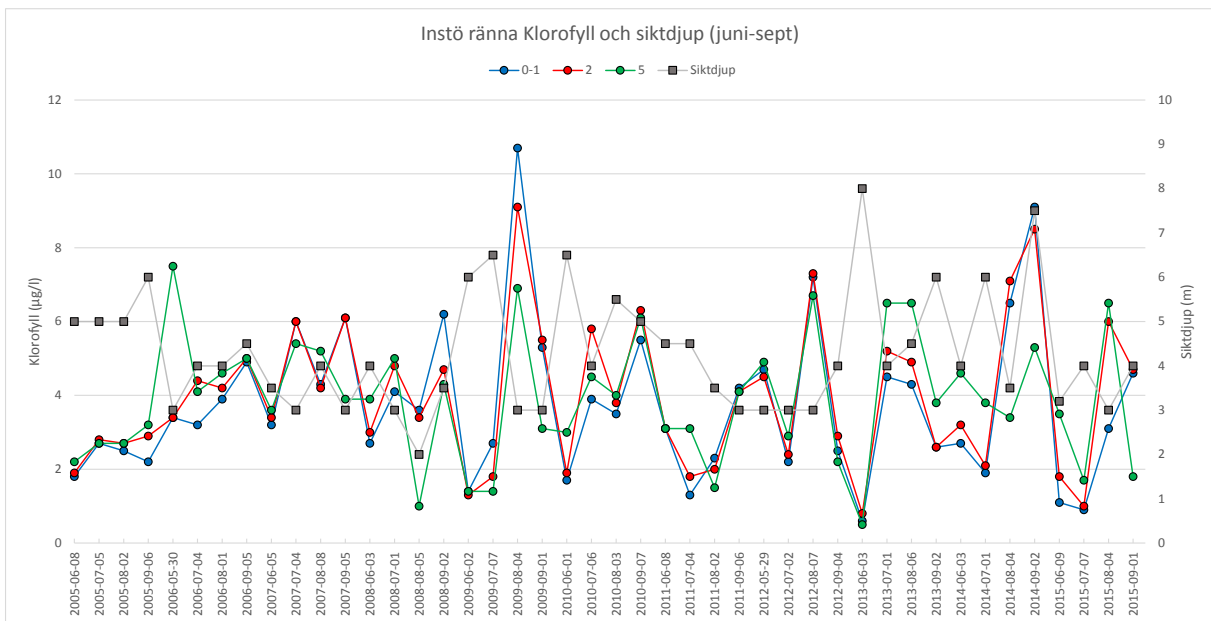
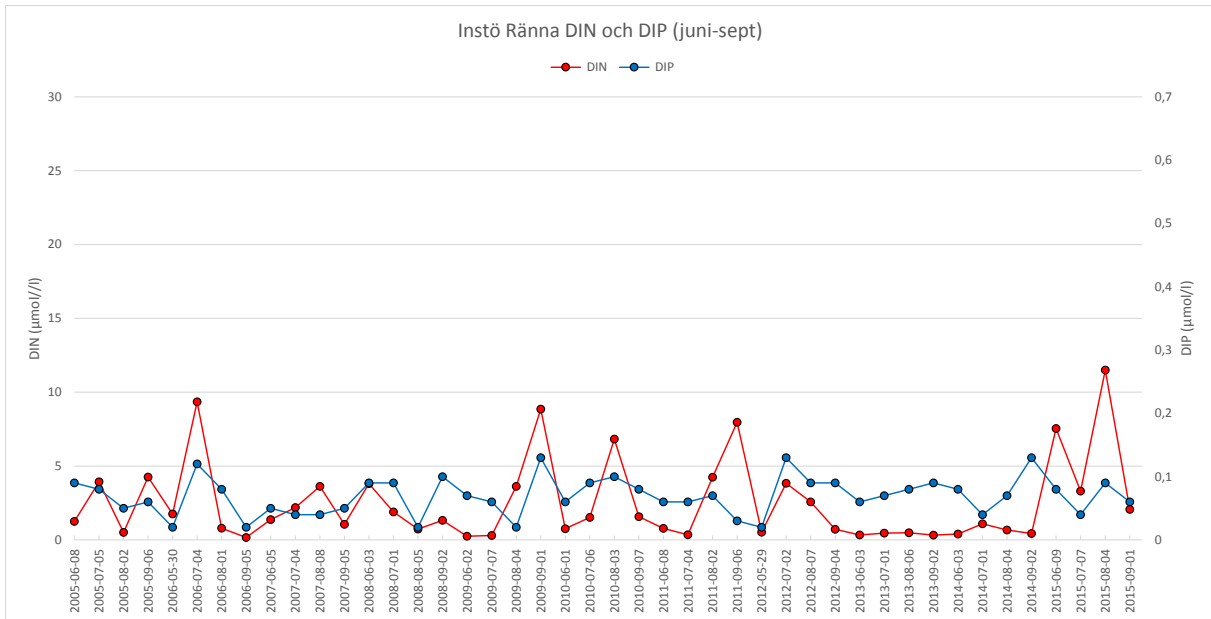
Danafjord

oktober-maj



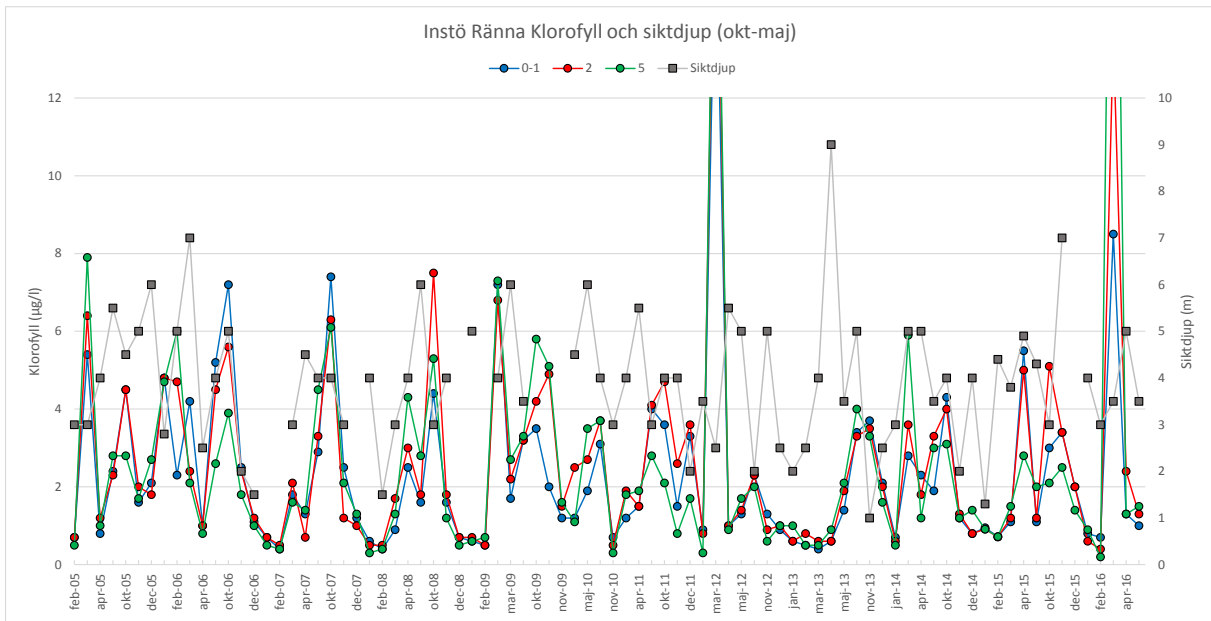
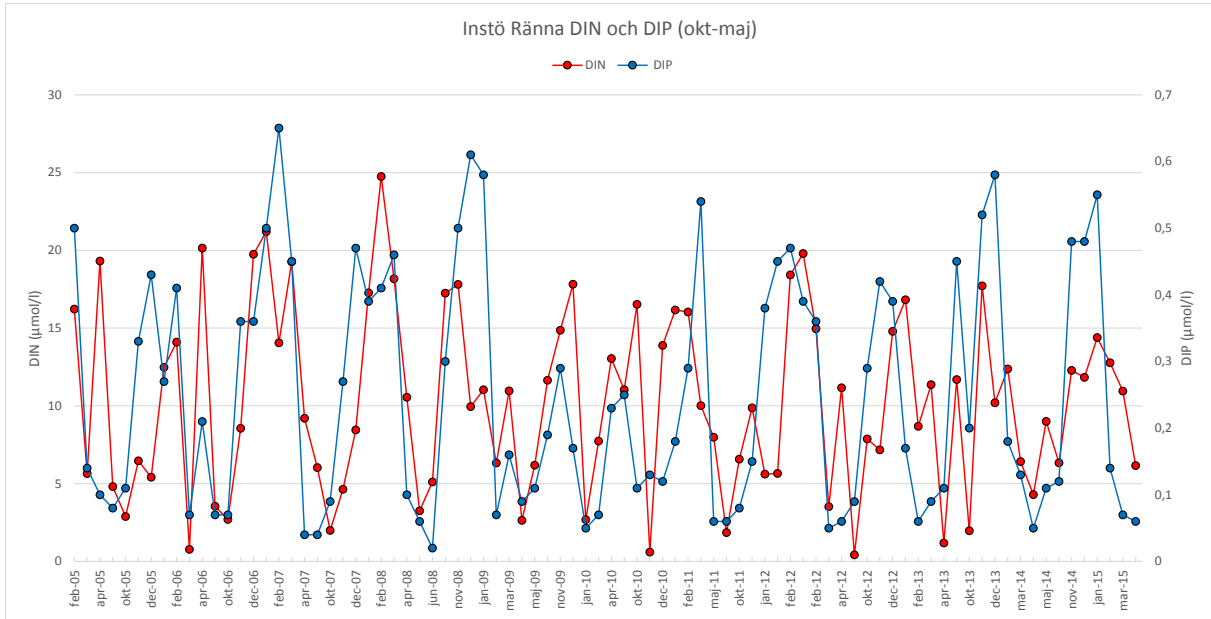
Instö Ränna

juni-september



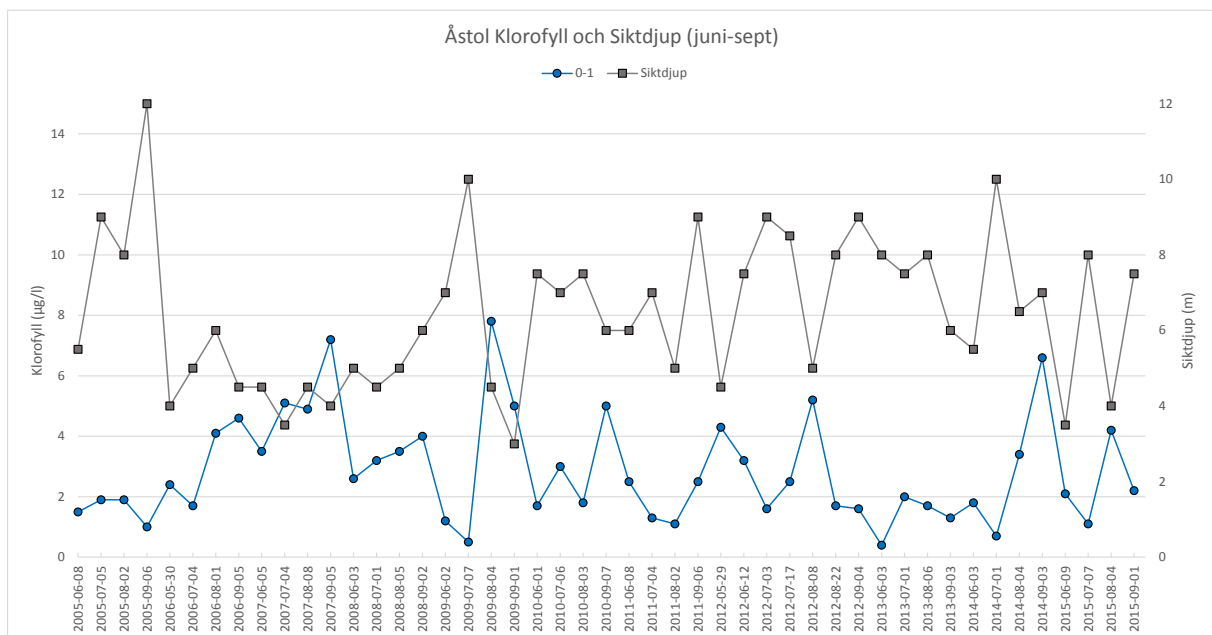
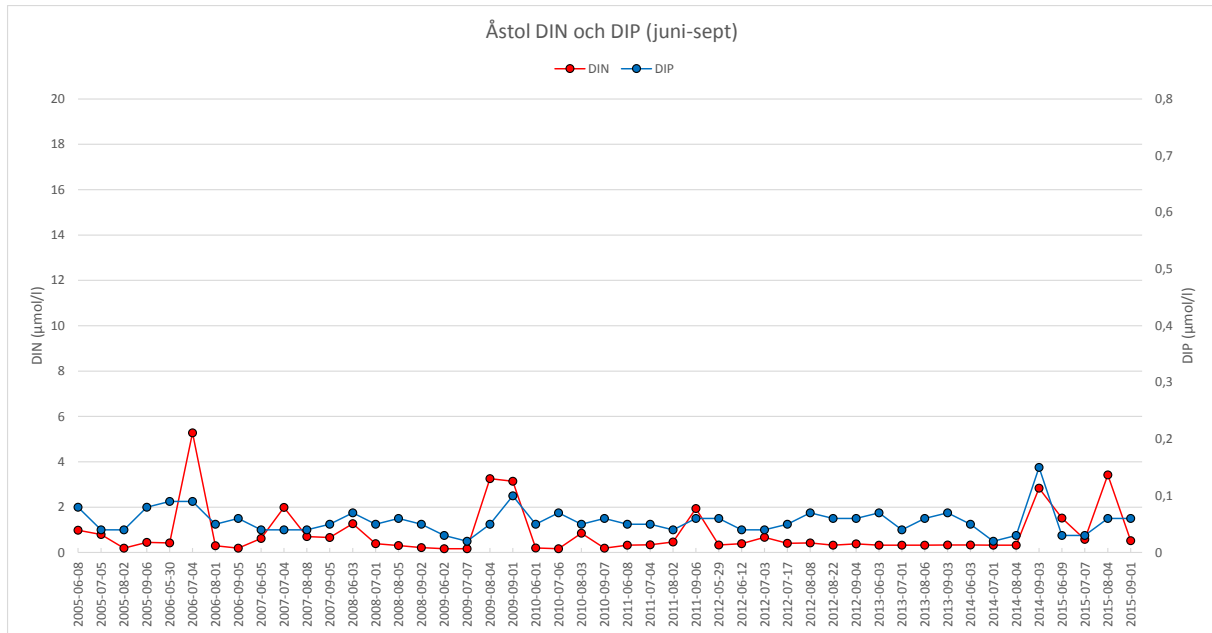
Instö Ränna

oktober-maj



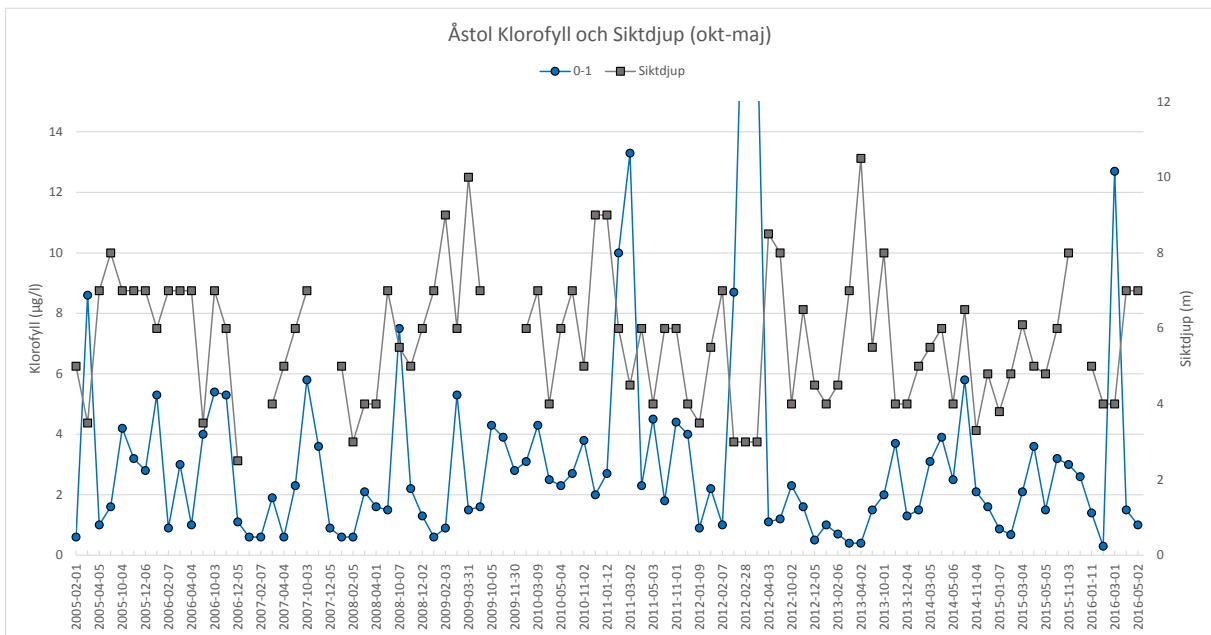
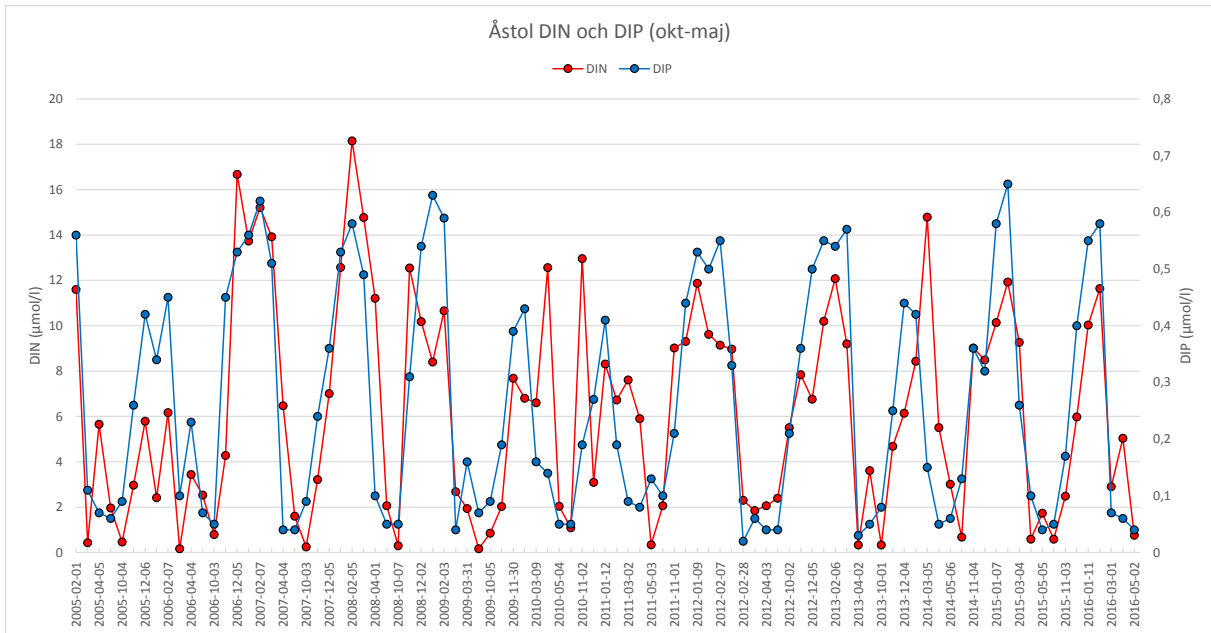
Åstol

juni-september



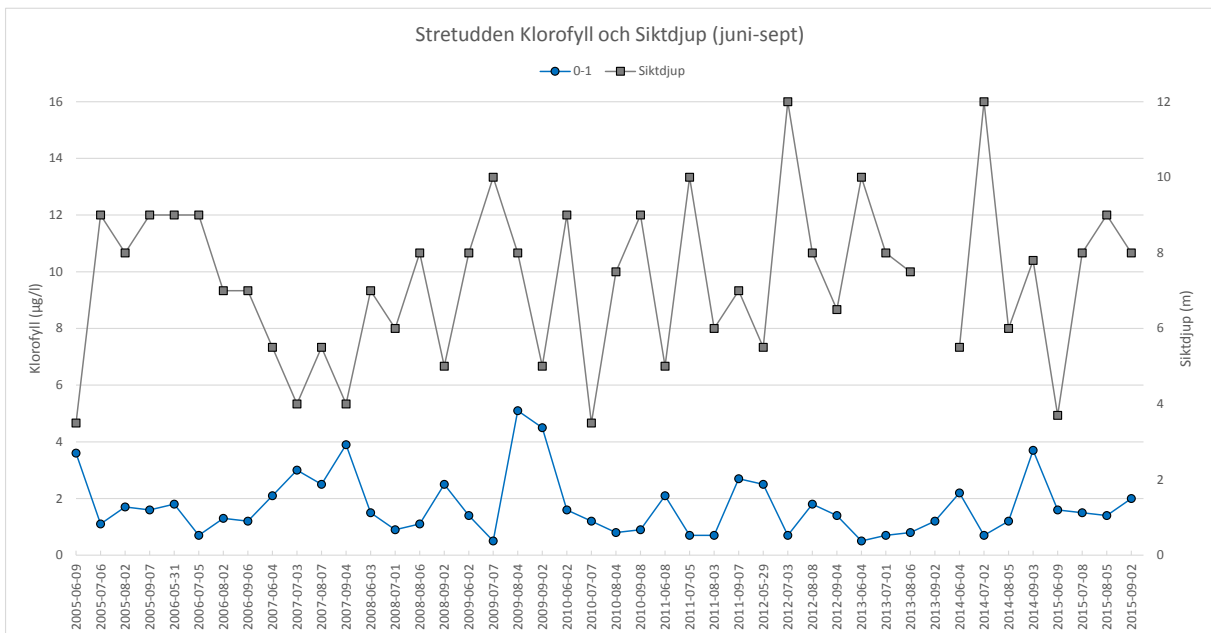
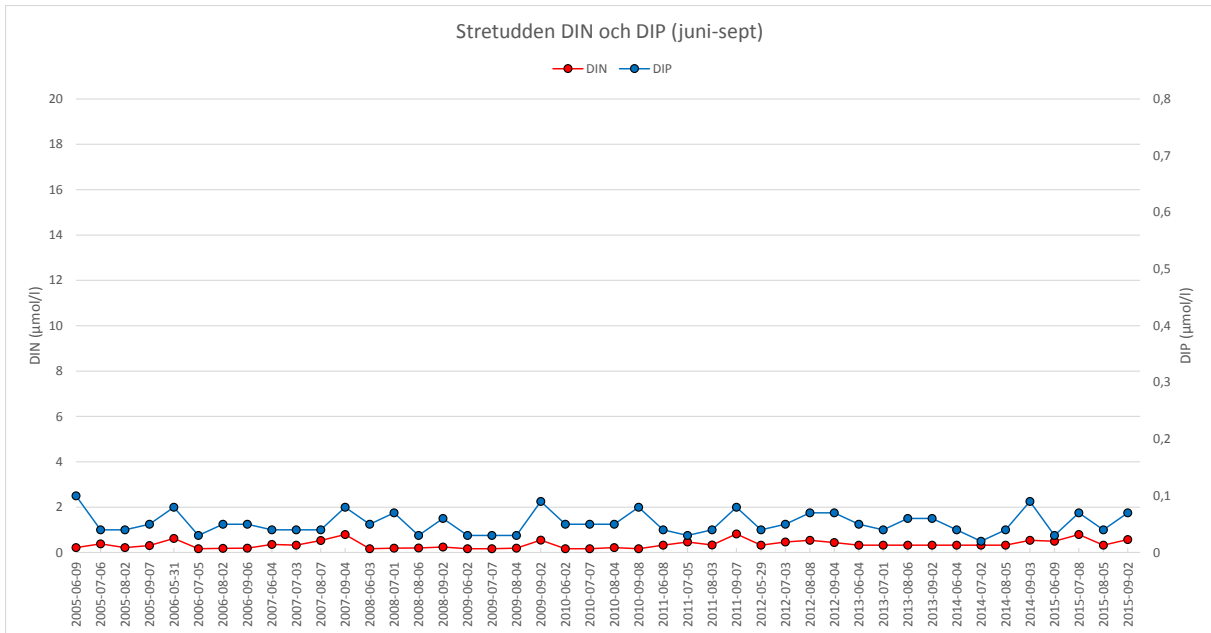
Åstol

oktober-maj



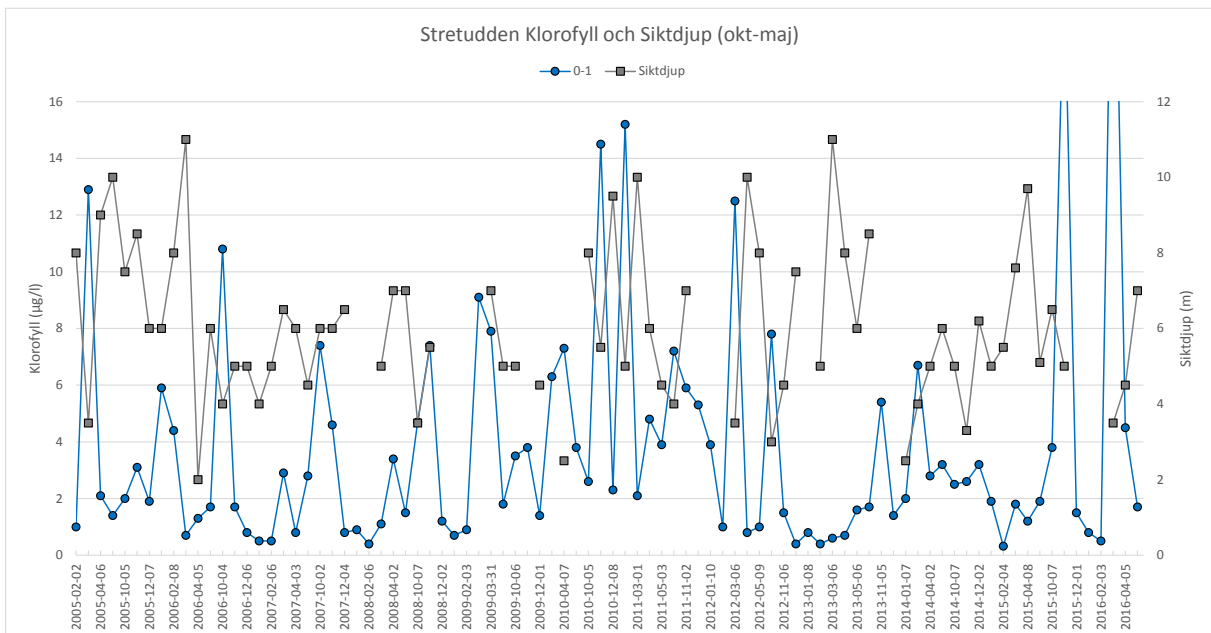
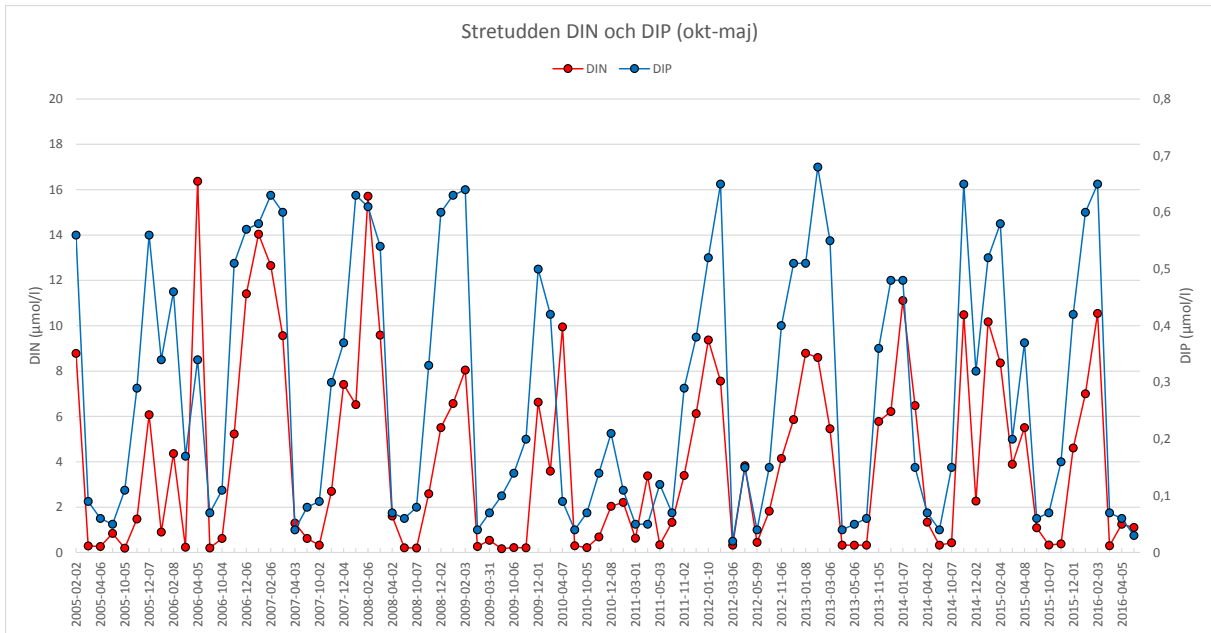
Stretudden

juni-september



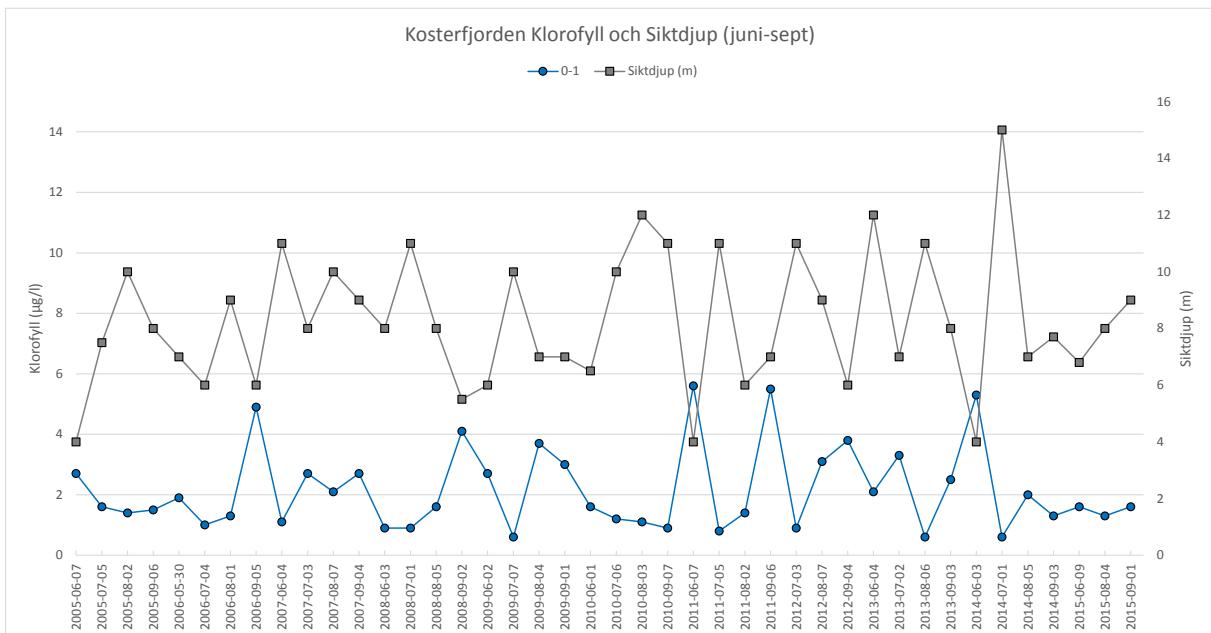
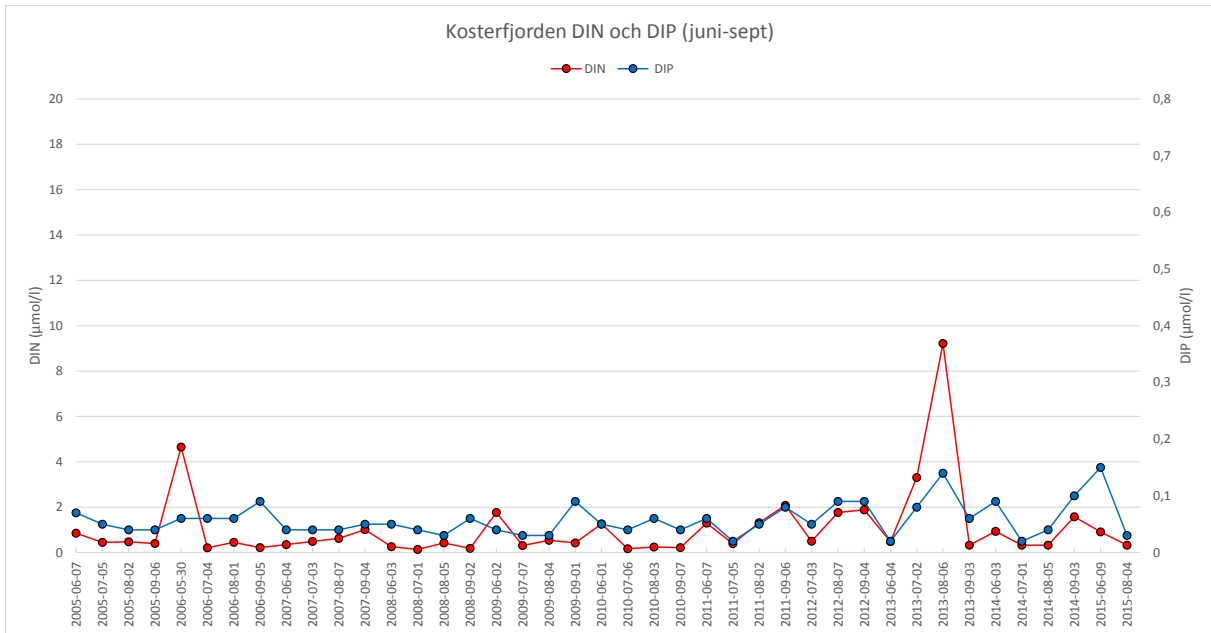
Stretudden

oktober-maj



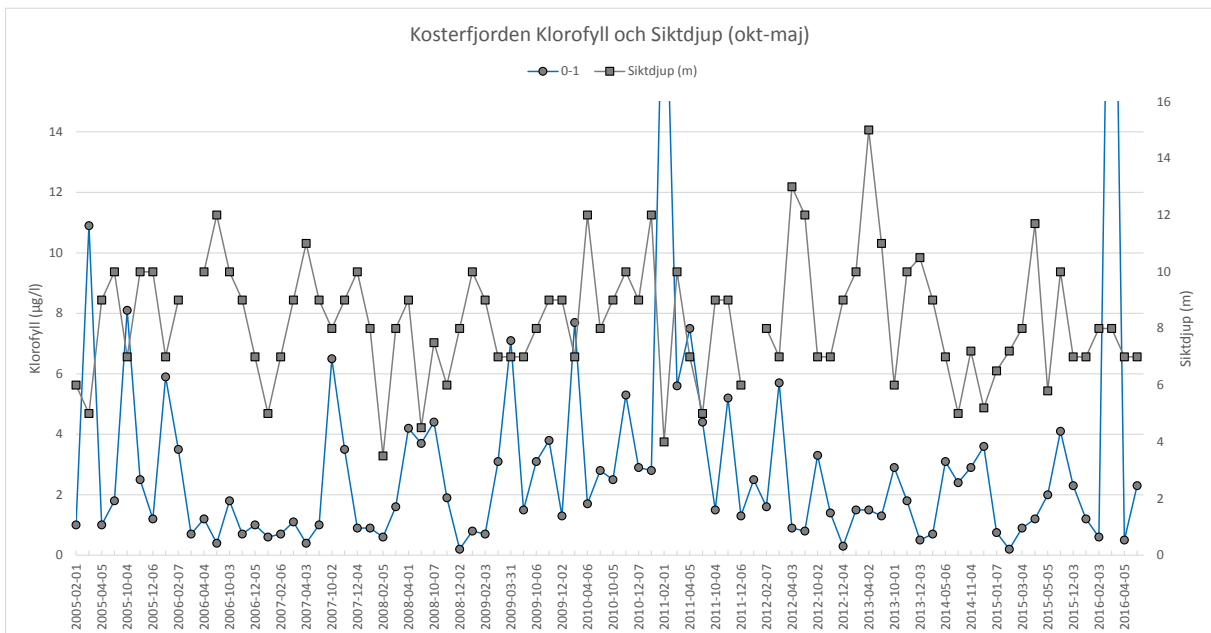
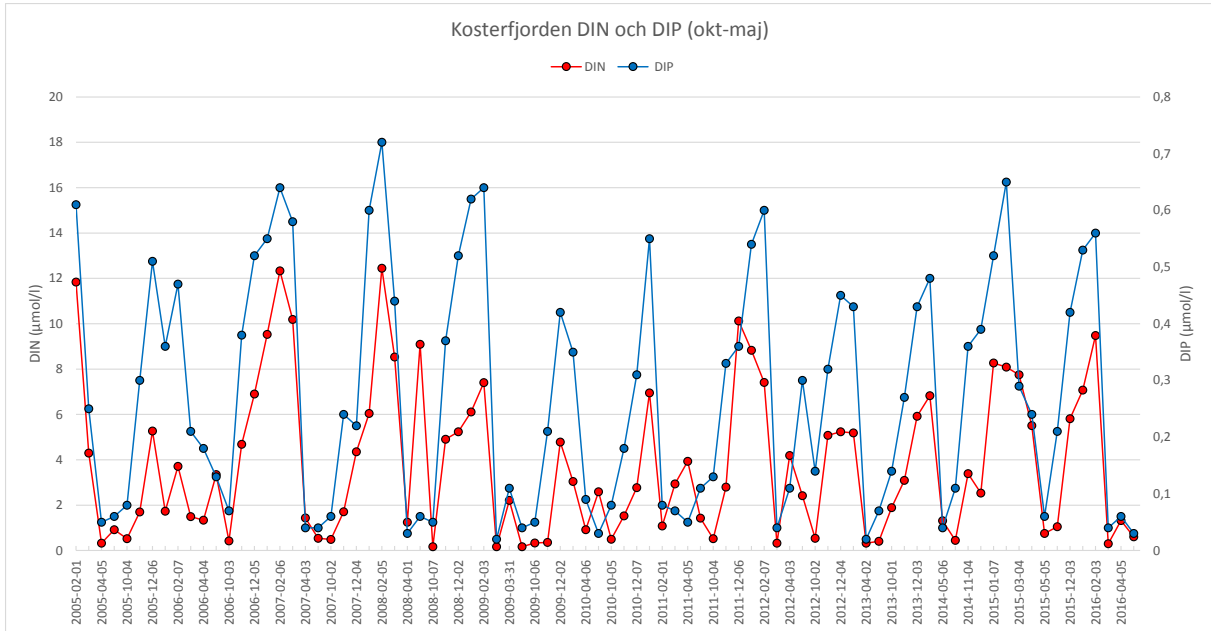
Kosterfjorden

juni-september



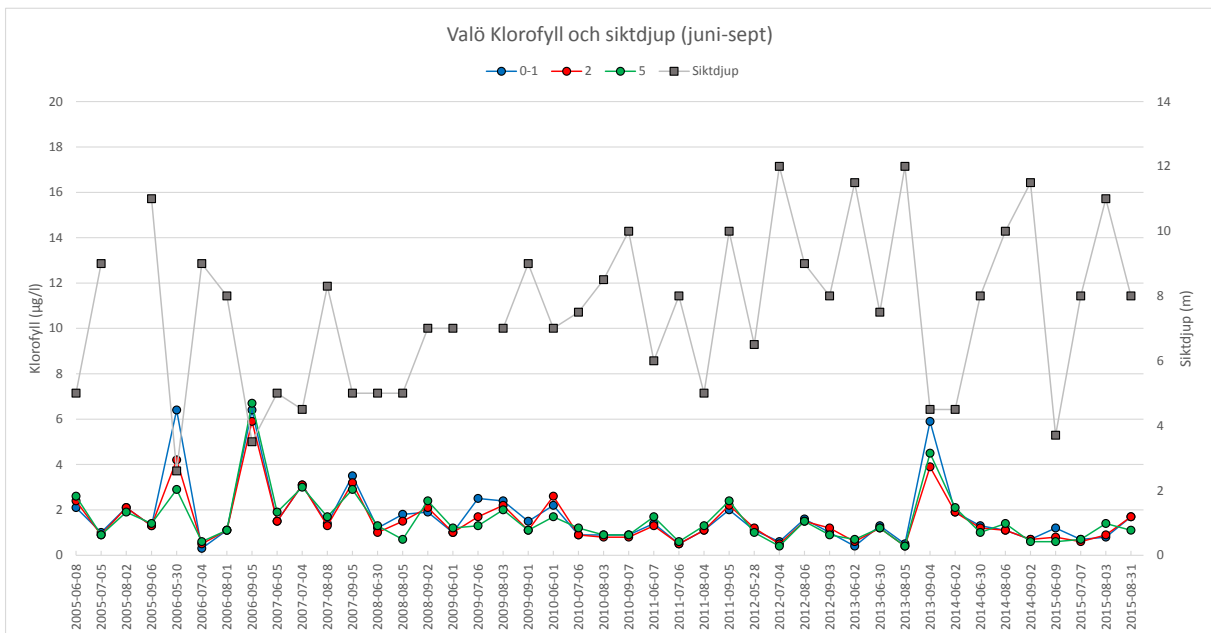
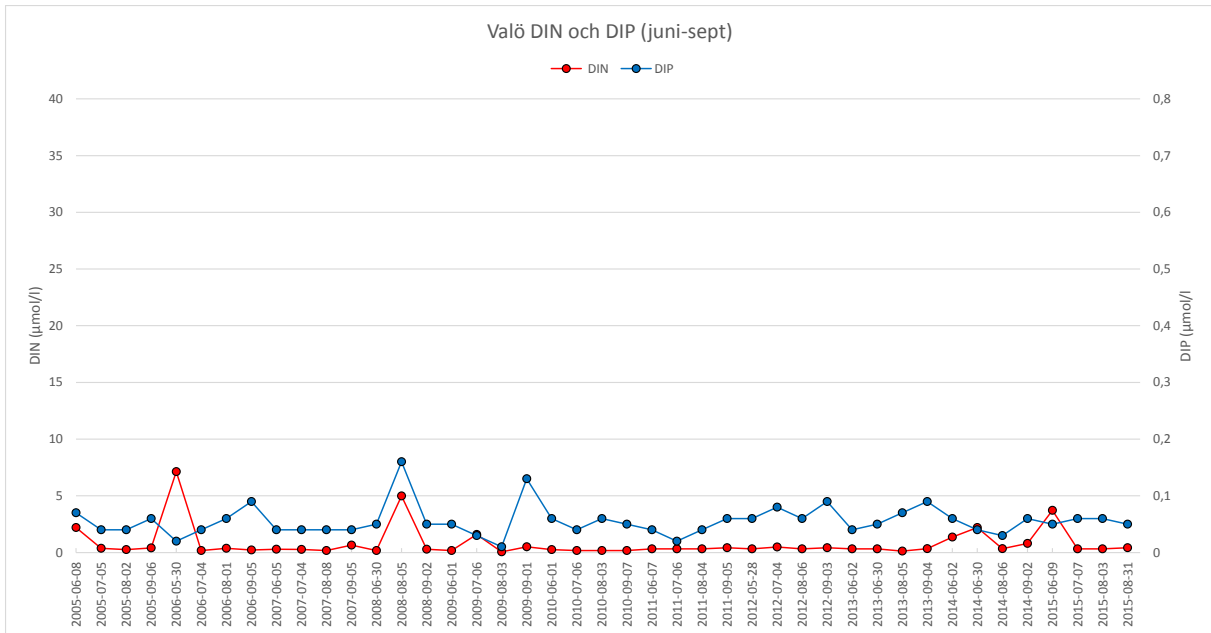
Kosterfjorden

oktober-maj



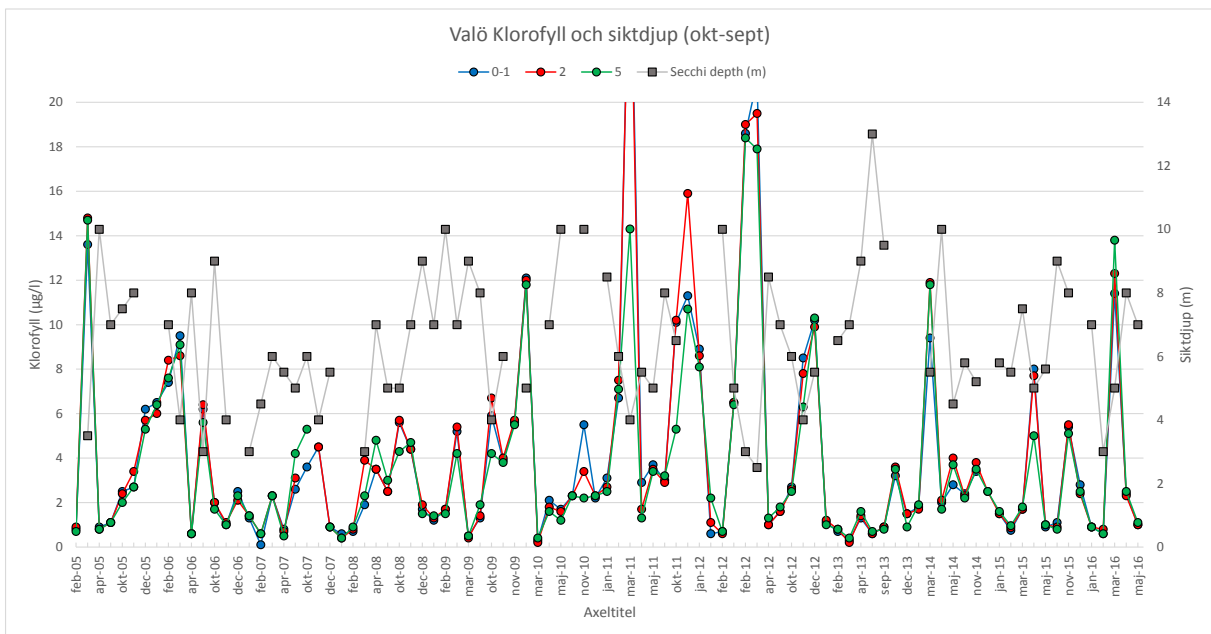
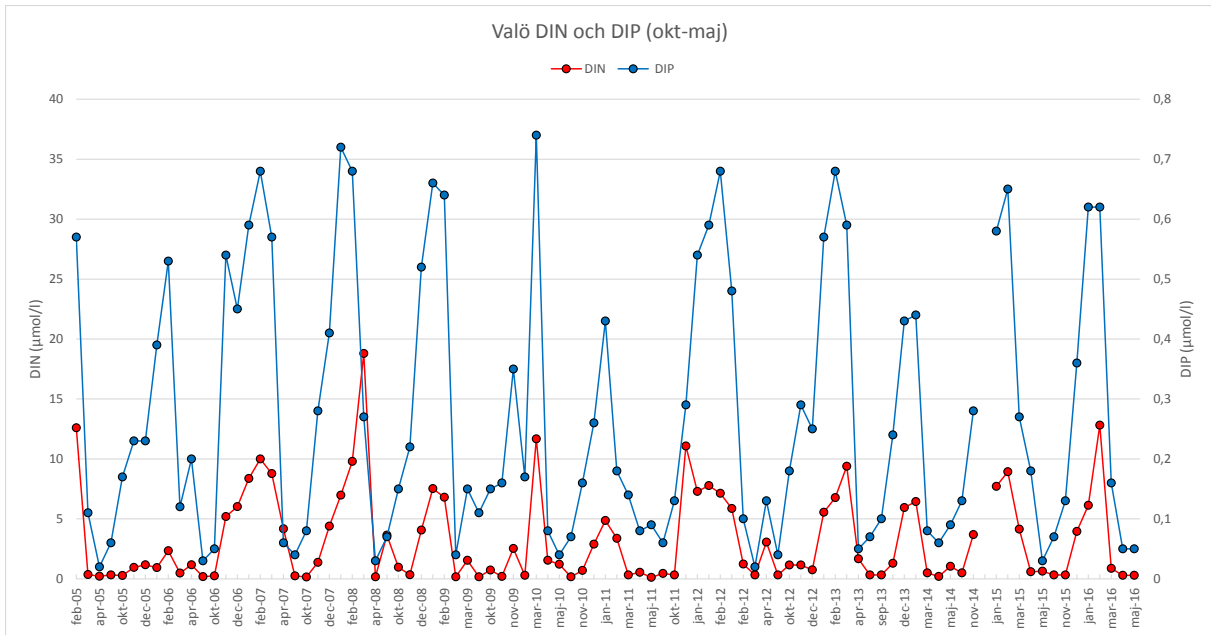
Valö

juni-september



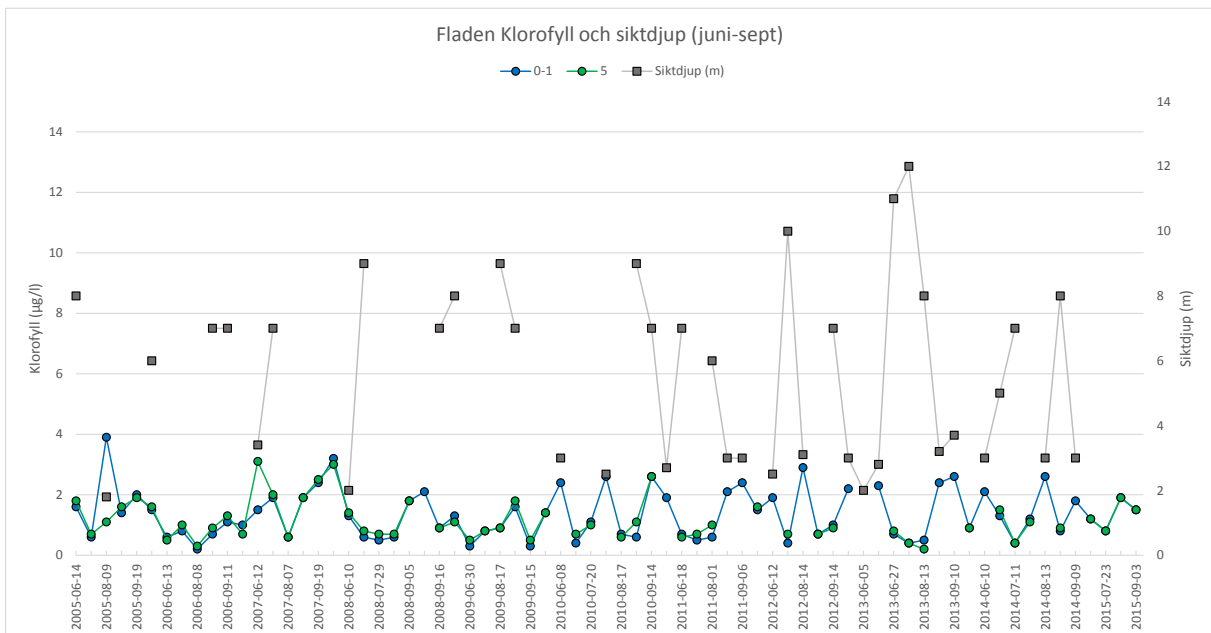
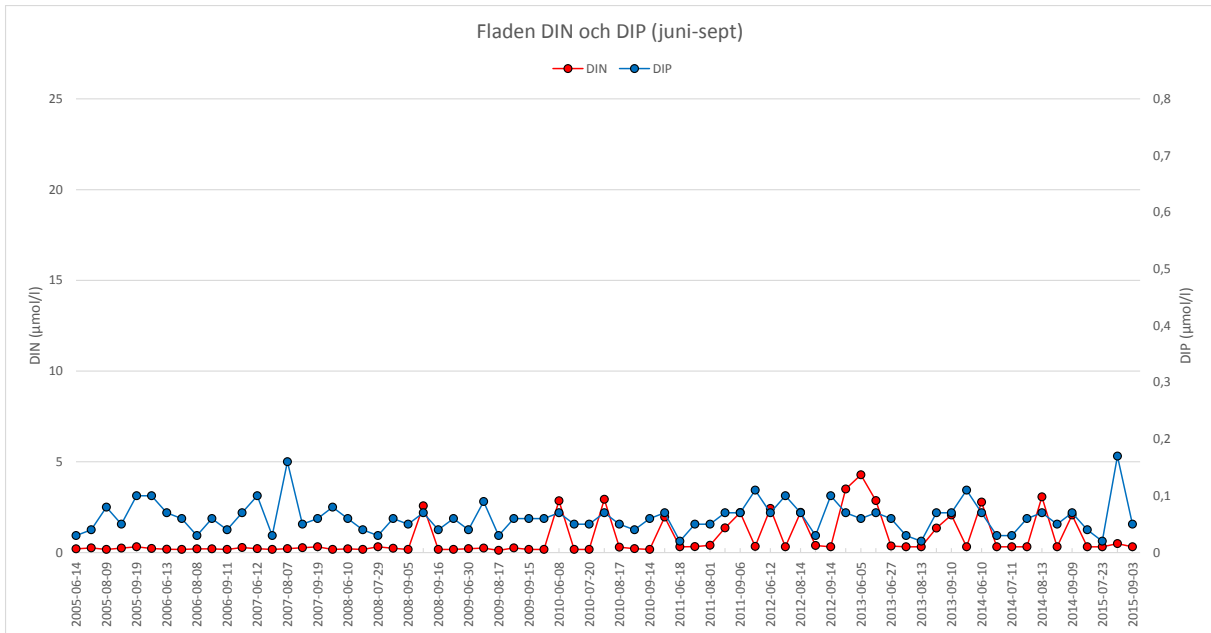
Valö

oktober-maj



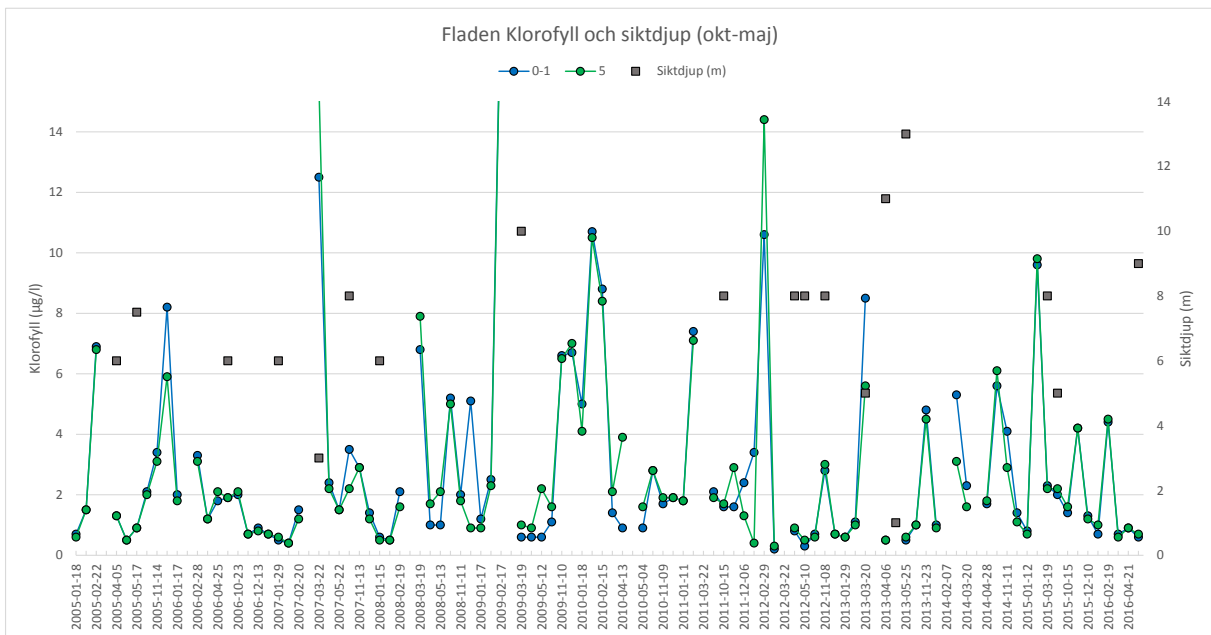
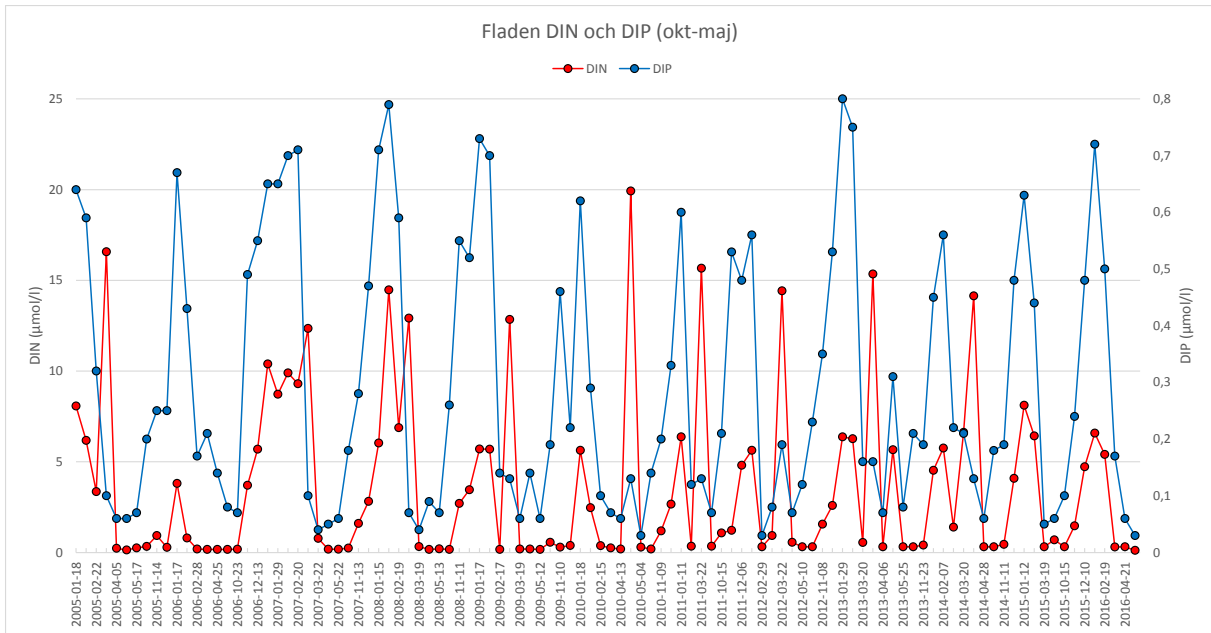
Fladen

juni-september



Fladen

oktober-maj





Bilaga 2.

Miljökonsekvenser av en alternativ utsläppspunkt vid Vinga

Framtagen av: Marine Monitoring AB, Lysekil

Författare: Åke Granmo, Marina Magnusson och Sandra Andersson,

April 2017

Beställare: Gryaab AB

Referera till denna rapport:

Granmo Å, Magnusson M., Andersson S. 2017. Miljökonsekvenser av en alternativ utsläppspunkt vid Vinga. I: Andersson S. 2017. Utredning av Ryaverkets påverkan på recipienten avseende ekologisk status av biologiska kvalitetsfaktorer. Marine Monitoring AB.

1. Inledning

Marine Monitoring AB har i uppdrag att utreda påverkan på bottenmiljön av en alternativ utsläppspunkt under språngskiktet vid Vinga. Utsläpp av BOD/COD, kväve, fosfor och miljöfarliga ämnen, såsom tungmetaller fluorerade eller bromerade föreningar, oljekolväten samt läkemedelsrester skall beaktas. Påverkansområdet vid den alternativa utsläppspunkten vid Vinga baseras på en spridningsmodell som gjordes av DHI 2016. Litteraturstudien skall även belysa om det finns en risk att den ekologiska statusen, och möjligheten att uppnå miljökvalitetsnormerna (MKN) år 2027, försämras inom berörda vattenförekomster om utsläppspunkten flyttas till Vinga.

Följande studie är en del i den fortsatta utredningen av Ryaverkets påverkan på recipienten avseende ekologisk status (Andersson 2017). Mycket av bedömningarna gällande ekologisk status i denna delrapport bygger på det material som presenteras i Andersson (2017).

2. Påverkan på bottenmiljön från en alternativ utsläppspunkt vid Vinga

DHI Sverige AB (Corell m.fl. 2016) har tagit fram en spridningsmodell för en alternativ utsläppspunkt vid Vinga där ingående data i modellen är samma volymer av renat avloppsvatten och halter av totalkväve och totalfosfor som släpps ut vid den befintliga utsläppspunkten. Modellen visar att både kväve och fosfor stannar under språngskiktet. En liknande utredning med spridningsmönster från utsläppspunkter från Stenungsundsindustrierna utfördes 1985 i Askeröfjorden (DHI 1985). Även där konstaterades att ett stabilt språngskikt sannolikt utgör en spärr mot att avloppsvatten sprids till ytvattnet. Ett språngskikt bildas mellan vattenmassor med olika salthalt och/eller temperatur. Mätningar av salthalt på olika djup vid BVVF:s station Danafjord under tidsperioden 2010-2016 visar på en relativt stadig salthalt vid 30 meters djup (30-35 PSU) (Andersson m.fl. 2016). Vid 20 meter är variationen något större (25-35 PSU).

Baserat på DHIs spridningsmodell (Corell m.fl., 2016) för en alternativ utsläppspunkt vid Vinga kommer ett stabilt språngskikt att utgöra en spärr mot att avloppsvattnet, som har en lägre densitet än havsvattnet, sprids till ytvattnet. Ett stabilt språngskikt förutsätter dock att temperaturen i det utgående avloppsvattnet inte är för hög i jämförelse med det omgivande havsvattnet. På grund av ledningens längd kommer detta dock inte att vara troligt. Enbart skillnaden i densitet mellan det

utgående renade avloppsvattnet och det salta havsvattnet tycks dock inte vara tillräckligt stor för att "bryta igenom" språngskiktet (DHI 1985).

Vid den yttre kustlinjen vid Vinga är vattenomsättningen stor och den nära initiala utspädningen ute vid utsläppspunkten kan antas ligga på långt större än 100 gånger. En jämförelse har gjorts med förhållandena i Askeröfjorden där initialspädningen av flera industriutsläpp beräknades till just 100 gånger (DHI 1985). Eftersom det tillförda renade avloppsvattnet består av sötvatten med lägre densitet än det omgivande havsvattnet, kommer huvuddelen av detta att bilda en undervattensplym runt och strax under språngskiktet.

De analyser som redovisats av det utgående avloppsvattnet visar att vattnet har låg toxicitet men med förhöjda kväve- och fosforhalter (Mattsson 2016; Hansson m.fl. 2016). Karakterisering av industriella utsläpp (KIU-undersökning) som utfördes av Hansson m.fl. (2016) visar även att det utspädda utgående vattnet inte ger någon mätbar toxicitet vid de standardiserade tester som användes. De eventuella miljöeffekterna är därför sannolikt mycket begränsade. Av analyserade metaller från Ryaverket (Mattsson 2016) är det främst årsutsläppen av koppar (1004 kg/år) och zink (1849 kg/år) som förekommer i störst mängder, medan organiska ämnen såsom fluorerade eller bromerade föreningar, oljekolväten samt läkemedelsrester förekommer i små, men dock mätbara mängder.

Avloppsvatten innehållande miljöstörande koncentrationer av miljögifter kan i första hand påverka pelagisk fauna, medan de bottenlevande organismerna endast indirekt kan komma att påverkas genom kontaminerat partikulärt bundet organiskt material som har sedimenterat. Enligt Larsson (2015) innehåller det renade avloppsvattnet från Ryaverket ett flertal läkemedel med halter som riskerar att påverka fisk. Det saknas dock tydliga kopplingar mellan effekter som noterats hos fisk fångad i recipienten och Ryaverkets verksamhet (Larsson, 2015). Denna slutsats kan dock, enligt Larsson (2015), bero på begränsad datamängd och att det finns betydande kunskapsluckor som försvårar en kvalitativ riskbedömning. Koncentrationer av de läkemedelsrester som har uppmätts i Ryaverkets renade avloppsvatten har dock varit mycket låga (Corell m.fl., 2016). Exempelvis är uppmätta halter av de antidepressiva substanserna Sertralin och Citalopram 0,035 respektive 0,14 µg/l medan gränsen för när skadliga effekter har kunnat påvisas är 9 respektive 105 µg/l.

Kväve utgör det klart största bidraget till recipienten avseende närsalter från Ryaverket med 1200 ton/år. Därtill tillförs även höga halter av syreförbrukande ämnen, COD och BOD. En effekt av att släppa ut avloppsvattnet under språngskiktet är att närsalter blir mer svårtillgängliga för ljuskärande växtplankton och fintrådiga alger som förekommer i den övre vattenmassan och i grundområden (något som skulle vara positivt och förhindra algblomningar). En hög näringstillförsel ger vanligtvis upphov till en överproduktion av växtplankton. När algerna sjunker till botten förbrukas stora mängder syrgas vid nedbrytning, varför syrebrist kan uppstå. Detta påstående förutsätter att avloppsvattnet stannar under språngskiktet, vilket spridningsmodellen indikerar (Corell m.fl. 2016). Spridningsmodellen baseras på månaderna april till september. Skulle språngskiktet inte vara tillräckligt stabilt, vilket främst kan inträffa under vinterhalvåret, kan kväve och fosfor transporteras till ytvattnet. Då produktionen i de berörda vattenförekomsterna troligtvis begränsas av kväve vid Vinga (Andersson 2017) kan en ökad tillförsel av kväve till ytvattnet inte bara påverka kvävehalterna i vattnet, utan även växtplanktonproduktionen, varpå den ekologiska statusen baserat på kvalitetsfaktorerna närsalter (främst kväve) och växtplankton kan försämrans inom området. Det är dock omöjligt att bedöma hur mycket halterna kommer att öka i ytvattnet då det inte finns några beräkningar av utspädningsfaktorn inom området.

Utsläpp av COD och BOD ökar syreförbrukningen i vattnet. Då syresättningen i området bedöms som hög kommer troligtvis inte nedbrytning av COD och BOD resultera i några kritiskt låga syrenivåer. Det

är främst det partikulärt bundna organiska materialet, vilket motsvarar ca en tredjedel av BOD i utsläppsvattnet, som kan sedimentera och påverka syrehalterna i bottenvattnet (Andersson 2017). Kvävet i Ryaverkets utsläppsvatten domineras av ammonium. I löst form är kväve lättrörligt och kan därför lättare transporteras vidare. Ammoniumjonen som är positivt laddad (NH₄⁺) kan emellertid adsorberas till sedimentpartiklar i vattnet och sedimentera. I sedimentet kan ammonium omvandlas till nitrat genom nitrifikation. Nitrifikation är en syrekrävande process och kan således sänka syrehalten i bottenvattnet. I påverkansområdet vid Vinga bedöms vattenomsättningen och därmed syresättningen av bottenarna vara god vilket minskar en eventuell effekt på bottenfaunan från Ryaverkets tillförsel av kväve och organiska substanser. Studier av sedimentprofiler vid Vingas mudderdeponi i samband med muddringen av farlederna in till Göteborg (Nilsson 2004, Magnusson 2014) har visat på bottenfaunans otroliga förmåga att återhämta sig från en kraftig sedimentationspåverkan. Resultaten visade att sedimentet på stationer med ca 10 cm nypålagrat sediment var koloniserat och syresatt på nytt efter sex månader. Detta är att jämföra med en sedimentation i det yttre kustområdet som kan anses ligga mellan 1-2 mm/år. Bohuskustens kontrollprogram uppmätte 1995 sedimentationshastigheten vid Danafjord till mellan 4 och 1,3 mm/år (Cato 1997).

3. Bedömning av Ryaverkets påverkan på kemisk status och möjligheten att uppnå MKN i nuvarande recipient

Ryaverkets nuvarande utsläppspunkt är belägen vid Rya nabbe i vattenförekomsten Rivö fjord vars kemiska status i nuläget inte kommer att uppnå god status till 2021. Motiveringen i VISS till detta är höga halter av flamskyddsmedlet PBDE (flamskyddsmedel) i Tånglake, höga halter av kvicksilver (Hg) i fisk samt höga halter av tributyltenn (TBT) i sedimenten. Undantag kan dock göras för PBDE och Hg då problemen bedöms ha en sådan omfattning och karaktär att det i dagsläget saknas tekniska förutsättningar att åtgärda dessa. Den största påverkan av exempelvis kvicksilver enligt VISS *”består av atmosfärisk deposition vars ursprung är långväga, globala atmosfäriska utsläpp från tung industri och förbränning av stenkol. I Sverige har en stor mängd av det nedfallande atmosfäriska kvicksilvret under lång tid ackumulerats i skogsmarkens humuslager, varifrån det kontinuerligt sker ett läckage till ytvattnet med påföljande ackumulering i vattenlevande organismer och fisk”*. De nuvarande halterna (december 2015) av Hg och PBDE får dock inte öka. Undantag har även gjorts avseende TBT. Föroreningens utbredning samt lämpliga åtgärder behöver utredas vidare. Vattenförekomsten har därför fått tidsfrist till 2027 för TBT.

Av ovan nämnda ämnen återfinns både Hg och PBDE i Ryaverkets renade avloppsvatten. Halterna av Hg är dock låga dvs. 0,01 µg/l vilket innebär sju gånger under gränsvärdena i HVMFS 2015:4 gällande MKN för koncentrationen i ytvattnet. Halterna av PBDE har mätts vid en enstaka mätkampanj och var då 0,01 µg/l vilket kan jämföras med gränsvärdet i HVMFS 2015:4 för MKN för PBDE som är 0,014 µg/l.

Om halterna i utgående vatten jämförs med gränsvärdena i HVMFS 2015:4 och relateras till DHIs beräkningar av utspädningsgraden i vattenförekomsten Rivö fjord (Corell m.fl. 2016) klarar merparten av de utvalda ämnena MKN, dock överstiger Ammoniak och PFOS (inklusive dess derivat) gällande MKN (HVMFS 2015:4) i utgående vatten. Det finns ytterligare fyra ämnen (17-alfa-etinylöstradiol, 17-beta-östradiol, diklofenak samt benzo(a)pyren) där det råder osäkerhet i huruvida gränsvärdena i HVMFS 2015:4 överskrids eller inte pga. allt för höga detektionsnivåer i respektive ämnes analys. Utspädningsgraden medför att när ämnena når Danafjord är samtliga ämnen, med undantag för PFOS, under gällande gränsvärde för respektive ämne.

Baserat på ovanstående bedöms Ryaverkets nuvarande utsläpp vid Rya nabbe kunna påverka vattenförekomsten Rivöfjord och dess möjligheter att uppnå god kemisk ytvattenstatus till 2021.

4. Bedömning av Ryaverkets påverkan på kemisk status och möjligheten att uppnå MKN vid en alternativ utsläppspunkt vid Vinga

Utifrån spridningsmodellen för den alternativa utsläppspunkten vid Vinga (Corell m.fl., 2016) kommer påverkansområdet från Ryaverket att innefatta vattenförekomsterna Göteborgs n skärgårds kustvatten, Göteborgs s skärgårds kustvatten och Danafjord. Den kemiska ytvattenstatusen för dessa vattenförekomster bedöms i dagsläget inte uppnå god kemisk status till 2021. Även här är motiveringen huvudsakligen höga halter av PBDE och Hg.

Ingen modell över utspädningsgraden har tagits fram för den alternativa utsläppspunkten vid Vinga. Halterna av merparten av de särskilt farliga och prioriterade ämnena som nämns ovan är relativt låga och bedöms sannolikt inte ge en stor mätbar effekt vid den alternativa utsläppspunkten. Utsläppshalter av ammoniak och PFOS i utgående renat avloppsvatten är dock över gränsvärdet i HVMFS 2015:4 för MKN. Detta är ett tillskott till de berörda vattenförekomsterna inom det modellerade påverkansområdet som inte funnits tidigare. Det kan innebära att Ryaverket påverkar vattenförekomsternas möjligheter att uppnå god kemisk status till 2021 negativt. Ett alternativt scenario är att utspädningsfaktorn i området är hög och att tillskottet av kemiska ämnen späds ut till halter under gränsvärdena i HVMFS 2015:4 för MKN, vilket innebär att Ryaverket inte påverkar vattenförekomsternas möjligheter att uppnå god kemisk status till 2021.

Utifrån ovanstående resonemang och DHI:s spridningsmodell bedöms påverkan på de berörda vattenförekomsterna (Göteborgs norra skärgårds kustvatten, Göteborgs södra skärgårds kustvatten och Danafjord) vid en alternativ utsläppspunkt vid Vinga, samt möjligheten att uppnå god kemisk ytvattenstatus till 2021, vara beroende av utspädningsfaktorn i området. Det rekommenderas därför att det även tas fram en modell av medel-utspädningsgraden utifrån den alternativa utsläppspunkten vid Vinga.

5. Bedömning av Ryaverkets påverkan på ekologisk status och möjligheten att uppnå MKN (ekologisk status) 2027 vid en alternativ utsläppspunkt vid Vinga

För att uppfylla *God* ekologisk status i Rivö fjord till 2027, enligt MKN, måste förhållandena för kvävehalterna i vattnet och bottenfaunan förbättras och i vattenförekomsterna Göteborgs södra skärgårds kustvatten och Göteborgs norra skärgårds kustvatten måste den ekologiska statusen för bottenfauna förbättras. Utifrån denna utredning är det osäkert hur stor påverkan Ryaverket får på bottenmiljön vid en alternativ utsläppspunkt vid Vinga. Det kan dock konstateras att Ryaverket inte har någon påverkan på kvävehalterna i ytvattnet eller produktionen av växtplankton enligt spridningsmodellen. Det innebär även att påverkan från mängden nedfallande organiskt material blir obefintlig. Det råder dock osäkerhet i påverkan på syrehalterna i bottenvattnet från nitrifikation och nedbrytning av partikulärt bundet organiskt material (BOD), framförallt då det saknas mätdata på sedimentation av Ryaverkets utsläpp av organiskt material, samt hur stor utspädningseffekten är inom området. Det går därför inte att fastställa påverkan från Ryaverket på kvalitetsfaktorn bottenfauna i de berörda vattenförekomsterna vid Vinga. Vattenomsättningen, och därmed även syresättningen, inom påverkansområdet vid Vinga bedöms emellertid som god och studier i närområdet visar att bottenarna har en snabb återhämtningsförmåga.

Halter av miljöstörande ämnen, såsom tungmetaller fluorerade eller bromerade föreningar, oljekolväten samt läkemedelsrester, är generellt låga och de toxicitetstester som har utförts har inte kunnat påvisa någon effekt på organismer. Dock överstiger halterna i nuvarande utsläppsvatten gränsvärdena i HVMFS 2015:4 för kustvatten av ett flertal ämnen (ammoniak, PFOS och PBDE) varför en

påverkan på bottenmiljön vid en alternativ utsläppspunkt inte kan uteslutas. Hänsyn bör dock tas till en utspädningseffekt och eventuella miljöeffekter bedöms som begränsade.

6. Referenser

- Andersson S. 2017. Utredning av Ryaverkets påverkan på recipienten avseende ekologisk status av biologiska kvalitetsfaktorer. Marine Monitoring AB.
- Andersson S., Magnusson M., Bergkvist J. 2016. Klassificering av miljöstatus i Ryaverkets recipientområde. Marine Monitoring AB
- Corell, H., Ericsson, C. och Moreno Arancibia, P., 2016. Modellstudie av Ryaverkets påverkansområde - utredning inför ansökan om förnyat miljötillstånd, Gryaab AB, rapport November 2016, DHI
- Cato, I., 1997. Sedimentundersökningar längs Bohuskusten 1995 samt nuvarande trender i kustsedimentens miljö kvalitet – en rapport från fem kontrollprogram. Sveriges geologiska undersökning Rapporter & meddelanden 95, 193–266.
- DHI 1985. Hydrografiske modelberegninger i forbindelse med beregninger av chemical fate for stoffer udledt till Stenungsund-recipienten.
- Hansson, K., Allard, A-S., Härnwall, E-L. Och Viktor, T., 2016. Karakterisering av utgående avloppsvatten från Gryaab – Preliminär, IVL Nr U december 2016.
- Larsson, J., 2015. Läkemedelsrester i Ryaverkets avloppsvatten och effekter på fisk: riskbild och kunskapsluckor Rapport: 2015-08-24
- Magnusson M. 2014. Fotografering av sedimentprofiler vid mudderdeponin vid Vinga. Marine Monitoring AB.
- Mattson, J. 2016. Miljörapport Ryaverket 2015, Gryaab rapport 2016:1
- Nilsson, H.C., 2004. Kontrollprogram för muddertippning vid Vinga; 5.2.5 Sedimentation 2004-9. Marine Monitoring AB

Utredning av Ryaverkets påverkan på recipienten avseende ekologisk status av biologiska kvalitetsfaktorer

Sandra Andersson, Marine Monitoring AB

ISBN: 978-91-86461-64-5

MARINE MONITORING AB

Strandvägen 9, 453 30, Lysekil

Tel +46 523-101 82 | Mobil 0727 338 981

E-post info@marine-monitoring.se | www.marine-monitoring.se