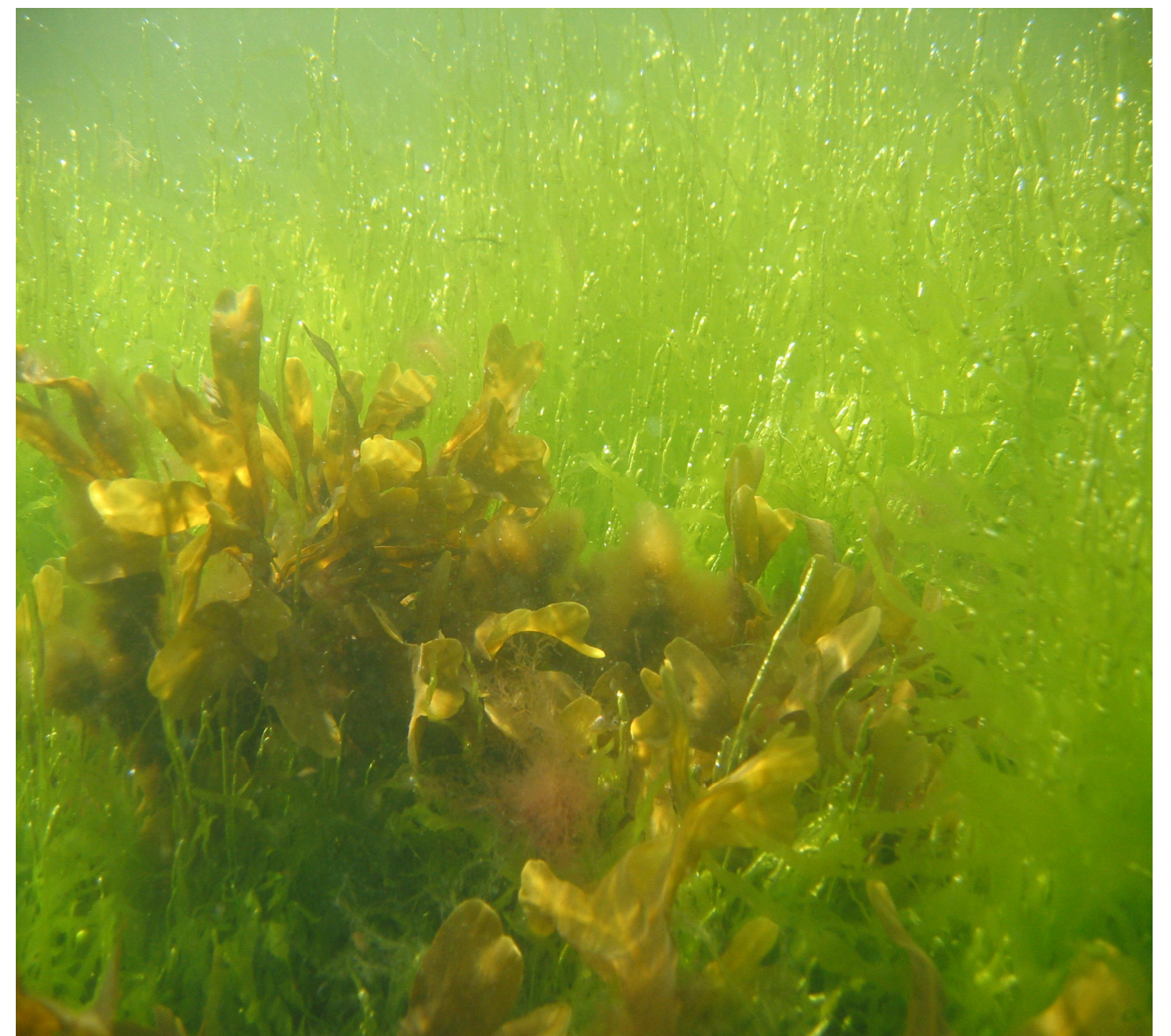




RAPPORT LNR 4947-2005

**BOHUSKUSTENS**  
**VATTENVÅRDSFÖRBUND**

**U**tredning kring effekterna av ett  
minskat utsläpp av fosfor från  
Ryaverket



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Midt-Norge**

Postboks 1264 Pirsenteret  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44  
Telefax (47) 73 87 10 10

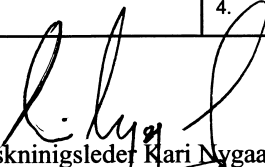
Tittel Utredning kring effektene av ett minskat utsläpp av fosfor från Ryaverket	Løpenr. (for bestilling) 4947-2005	Dato 20.02.2005
	Prosjektnr. Undernr. 24315	Sider Pris 45 0
Forfatter(e) Martin Isæus Per Stålnacke Petter Stenström Jan Magnusson Kjell-Magnus Norderhaug	Fagområde Marin eutrofiering	Distribusjon Fri, PDF på www.bvfv.com
	Geografisk område Bohuslän, Sverige	Trykket NIVA

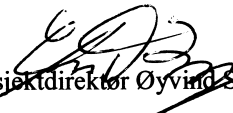
Oppdragsgiver(e) Bohuskustens vattenvårdsförbund, BVVF	Oppdragsreferanse Pege Schelander
-----------------------------------------------------------	--------------------------------------

Sammendrag. Oppdraget har inneburit att sammanställa litteraturuppgifter och bedömma effekterna av 12 tons ytterligare årlig reduktion av totalfosfor (tot-P) vid Ryaverkets avloppsreningsanläggning utanför Göteborg, Sverige. Som jämförelse kan nämnas att verket släppte ut 44 ton tot-P år 2003. Bedömningen skall dels innefatta effekter på fosforkoncentrationer i recipienten, dels effekter på växtplankton och makrovegetation i närrecipienten och längst Bohuskusten. En sammanställning av all väsentlig fosfortillförsel till området har gjorts inkluderande transporter i Göta älv med biflöden, utsläpp från Ryaverket, och beräkningar av transport från havet med den av Göta älv orsakade reaktionsströmmen. Denna sammanställning har gjorts på månadsbasis för att kunna skilja ut effekter på biotan som varierar över säsongen. Hydrologiska data från stationer i Bohuskustens kontrollprogram har också sammanställts och jämförts med norska kriterier för miljökvalitet. Effekter på plankton, mätt som klorofyll *a*, och på makroalgsamhället har sökts i relation till den insamlade datan och diskuterats i relation till allmänna trender längst Bohuskusten. Fosforutsläppen från Ryaverket och intransporten via reaktionsströmmen från havet har minskat signifikant sedan 1990. Reaktionsströmmen och Göta älv är nu de dominerande fosforkällorna till recipienten och Ryaverket står för ca 20 %. Inga uppenbara samband mellan tillförsel av fosfor till recipienten och dess vegetation har kunnat beläggas. Detta beror till stor del på närrecipientens karaktär med varierande salthalt, hög vattenomsättning och strömmar. En ytterligare reduktion av 12 ton fosfor årligen från Ryaverket kommer sannolikt inte att ge några synliga effekter, vilket främst beror på områdets karaktär och variationen i de stora transporterna av fosfor från Göta älv och via reaktionsströmmen. Det finns en allmän trend av sjunkande fosforhalter i vattnen längst Bohuskusten som inte resulterat i sjunkande klorofyllhalter, utan snarare ökande, trots höga N:P-kvoter. Detta bör utredas vidare.

Fire norske emneord 1. Renseanlegg 2. Fosforutslipp 3. Eutrofiering 4. Estuar	Fire engelske emneord 1. Sewage treatment plant 2. Phosphorous discharge 3. Eutrophication effects 4. Estuary
-------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

  
Prosjektleder Martin Isæus

  
Forskningsleder Kari Nygaard

  
Prosjektdirektør Øyvind Sørensen

ISBN 82-577-4640-1, 91-85 293-07-5



# **Utredning kring effekterna av ett minskat utsläpp av fosfor från Ryaverket**

En utredning utförd av NIVA på uppdrag av  
Bohuskustens vattenvårdsförbund.



## Förord

Utsläppen från Ryaverket utanför Göteborg och effekterna av dess rening har under en tid engagerat myndigheter, forskarsamhället, medier och allmänhet vid svenska västkusten. Bakgrunden är att Gryaab, som driver Ryaverket, blivit ålagda av miljömyndigheterna att bland annat reducera utsläppen av totalfosfor med 12 ton per år. Kostnaden för att uppnå detta är ca 150 miljoner kronor och debatten har handlat om ifall denna rening är meningsfull och om det är väl använda pengar eller inte. Gryaab har nu initierat ytterligare en utredning för att för att belysa effekterna av den beslutade reningen på recipienten. Pege Schelander på Bohuskustens vattenvårdsförbund har skött upphandling av konsultation för detta samt är projektledare.

Norsk Institutt for Vannforskning, NIVA, har som en av fyra organisationer/grupper åtagit sig detta uppdrag. De övriga tre är Kristinebergs Marina Forskningsstation, Tjärnö Marinbiologiska Laboratorium och DHI - Institut for Vand og Miljø i Danmark. Kvalitetssäkrare för NIVA-projektet har varit Torgeir Bakke.

Oslo, 20.02.2005

*Martin Isæus*  
*Projektledare NIVA-projektet*

---



# Innehåll

<b>Sammandrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1. Uppdraget och upplägg</b>	<b>7</b>
<b>2. Tillförsel av fosfor</b>	<b>8</b>
2.1 Tillförsel av fosfor via vattendrag och från Ryaverket	8
2.1.1 Inledning och beskrivning av området	8
2.1.2 Göta älv	
2.1.3 Metodik för transportberäkningar	9
2.1.4 Transport via vattendrag	11
2.1.5 Utsläpp från Ryaverken	13
2.1.6 Totalt bidrag till kusten	15
2.2 Tillförsel av fosfor från havet via reaktionsströmmen	16
2.2.1 Beskrivning av mynningsområdet	16
2.2.2 Tidigare uppskattningar av reaktionsströmmens bidrag	17
2.2.3 Egna beräkningar av reaktionsströmmens bidrag	18
2.3 Sammanställning fosforkällor	21
<b>3. Beskrivning av recipienten</b>	<b>23</b>
3.1 Beskrivning av recipienten och närsaltstillgångar	23
<b>4. Effekter på växtplankton och makrovegetation</b>	<b>25</b>
4.1 Effekter på planktonsamhället	25
4.2 Effekter på bentisk vegetation	27
<b>5. Diskussion och slutsatser</b>	<b>29</b>
5.1 Diskussion	29
5.2 Slutsatser	30
<b>6. Referenser</b>	<b>31</b>
<b>7. Bilagor</b>	<b>33</b>
7.1 Litteraturlista med kommentarer relaterade till utredningen	33
7.2 Biotillgängligt fosfor	37
7.3 Tabeller för norsk klassificering av miljötillstånd	39
7.4 Trender i recipientområdet jämförda med norska kvalitetskriterier	41

---





## Sammandrag

Uppdraget har inneburit att sammanställa litteraturuppgifter och bedömma effekterna av 12 tons ytterligare årlig reduktion av totalfosfor (tot-P) vid Ryaverkets avloppsreningsanläggning utanför Göteborg, Sverige. Som jämförelse kan nämnas att verket släppte ut 44 ton tot-P år 2003. Bedömningen skall dels innefatta effekter på fosforkoncentrationer i recipienten, dels effekter på växtplankton och makrovegetation i närrecipienten och längst Bohuskusten. En sammanställning av all väsentlig fosfortillförsel till området har gjorts inkluderande transporter i Göta älv med biflöden, utsläpp från Ryaverket, och beräkningar av transport från havet med den av Göta älv orsakade reaktionsströmmen. Denna sammanställning har gjorts på månadsbasis för att kunna skilja ut effekter på biotan som varierar över säsongen. Hydrologiska data från stationer i Bohuskustens kontrollprogram har också sammanställts och jämförts med norska kriterier för miljö kvalitet. Effekter på plankton, mätt som klorofyll *a*, och på makroalgsamhället har sökts i relation till den insamlade datan och diskuterats i relation till allmänna trender längst Bohuskusten. Fosforutsläppen från Ryaverket och intransporten via reaktionsströmmen från havet har minskat signifikant sedan 1990. Reaktionsströmmen och Göta älv är nu de dominerande fosforkällorna till recipienten och Ryaverket står för ca 20 %. Inga uppenbara samband mellan tillförsel av fosfor till recipienten och dess vegetation har kunnat beläggas. Detta beror till stor del på närrecipientens karaktär med varierande salthalt, hög vattenomsättning och strömmar. En ytterligare reduktion av 12 ton fosfor årligen från Ryaverket kommer sannolikt inte att ge några synliga effekter, vilket främst beror på områdets karaktär och variationen i de stora transporterna av fosfor från Göta älv och via reaktionsströmmen. Det finns en allmän trend av sjunkande fosforhalter i vattnen längst Bohuskusten som inte resulterat i sjunkande klorofyllhalter, utan snarare ökande, trots höga N:P-kvoter. Detta bör utredas vidare.

## Summary

Title: Report concerning the effects of decreased phosphorous discharge from Ryaverket

Year: 2005

Authors: Martin Isæus, Per Stålnacke, Petter Stenström, Jan Magnusson, Kjell-Magnus Nordenhaug

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4640-1, 91-85 293-17-5

The task has included compilation of literature data and to assess the effects of further reduction in the discharge of total phosphorous (tot-P) from Ryaverket sewage treatment plant outside Gothenburg, Sweden of 12 tons per year. The assessment should include effects on the phosphorous concentration in the recipient as well as effects on phytoplankton and macrovegetation in the local recipient and along the coast of Bohuslän. A compilation of data from all significant phosphorous sources to the area was made including transport by Göta älv, discharge from Ryaverket and calculations of the transport from the sea by the reaction current caused by the outflow of Göta älv. This compilation was made on monthly basis in order to sort out seasonal effects on the biota. Hydrological data from stations in the Bohuslän monitoring program was also compiled and compared to Norwegian environmental quality criteria. Effects on plankton, measured as chlorophyll *a*, and on the macroalgal community were analysed in comparison to the compiled data and discussed in relation to large scale trends of the Bohuslän coastal waters. The Phosphorous loads from Ryaverket and via the reaction current from the sea have decreased significantly since 1990. The reaction current and Göta älv are now the dominant source of phosphorous to the recipient and Ryaverket contributes with 20 %. No apparent connection was found between the load of phosphorous to the recipient and the responses in the vegetation. This is largely a result of the characteristics of the recipient with fluctuating salinity, high water exchange rate and currents. We conclude that the extra annual reduction of 12 tons of phosphorous will probably not result in a visible effect, mainly due to the characteristics of the area and the large variation of phosphorous loads from Göta älv and the reaction current. There is a large scale trend of decreasing phosphorous concentrations along the Bohuslän coast that does not result in decreasing chlorophyll concentrations, rather an increase, in spite of high N:P-ratios. This needs to be further investigated.

# 1. Uppdraget och upplägg

Uppdraget har omfattat att klarlägga effekter av minskade utsläpp av fosfor från Ryaverket (12 ton/år) på:

1. Koncentrationer av  $\text{PO}_4\text{-P}$  och tot-P
2. Produktion av växtplankton och makrovegetation

i närrecipienten utanför Ryaverket och längst Bohuskusten. I uppdraget har också ingått att gå igenom sammanställd litteratur och en lista över litteraturen, med kommentarer, är bifogad som Bilaga 7.1.

Effekterna av den beslutade reduktionen av fosfor från Ryaverket (12 ton per år) måste bedömas i relation till idag förekommande koncentrationer och transporter i Göta älv, i älvens mynningsområde och i kustvattnen längs Bohuskusten. Fosforkoncentrationen bestäms dels av utflöden till kusten, speciellt till Göta älvs mynningsområde, men är också starkt påverkat av utbyte med saltare vatten utanför undersökningsområdena. Speciellt är det fosfor från reaktionsströmmen i Göta älvs mynning som kan förväntas påverka den fosforbegränsade växtplanktonproduktionen i älvmynningsområdet och Göteborgs inre skärgård. I de yttre skärgårdsområdena är det så stora naturliga transporter av fosfor att det inte är sannolikt med någon mätbar effekt av den angivna reduktionen. När det gäller fosfortillförseln via vattendrag så uppvisar de ofta en stor säsong- och mellanårsvariation. För att identifiera effekten av olika åtgärder är det viktigt att först och främst kunna skilja mellan naturlig (dvs. klimatrelaterad) variation och variation som är effekter av Ryaverkets utsläpp.

Produktionen av växtplankton och makroalger kan beräknas teoretiskt utifrån fosfortillförseln (förutsatt att den är begränsande) och känd årsvariation i produktionen men osäkerheten i dessa analyser blir höga. I domen från Svea Hovrätt nämns bara utsläpp av totalfosfor (tot-P), men en bedömning av hur mycket biotillgänglig fosfor som reduceras bör uppskattas i samband med genomgången av litteraturen och övriga data. Växtplanktonproduktionen kan förväntas svara snabbt på en koncentrationsförändring av det begränsande näringsämnet under perioder då ljus och vattentemperatur inte begränsar, men dessa mönster har inte visat sig så tydliga i praktiken eftersom orsak-verkan-sambanden inte är så enkla. Förändringar i växtproduktion kan ske språngvis, så en liten förändring kanske inte resulterar i någon effekt på växtplanktonsamhället, eller så kan det ge stor effekt. Det finns inte några studier som kunnat påvisa när sådana språng sker, men det finns gott om studier som belyser svårigheterna att förutsäga kopplingar mellan tillgång på närsalter och planktonsamhällets förändringar (review Cloern 2001).

Bassängexperiment på NIVA har visat att ett omslag från eutrofigynnade makroalgsarter till en mer normal sammansättning kan ske med något års fördröjning efter att ett tröskelvärde passerats (Hartvig Christie muntl.). Detta gör prediktioner vanskliga. Utifrån dessa premisser och med ledning av litteraturvärden anser vi oss kunna bidra med en kvalificerad gissning av långsiktiga förändringar i växtplankton- och makrovegetationsproduktionen snarare än en prediktion.

För att lösa uppgiften har vi valt följande upplägg:

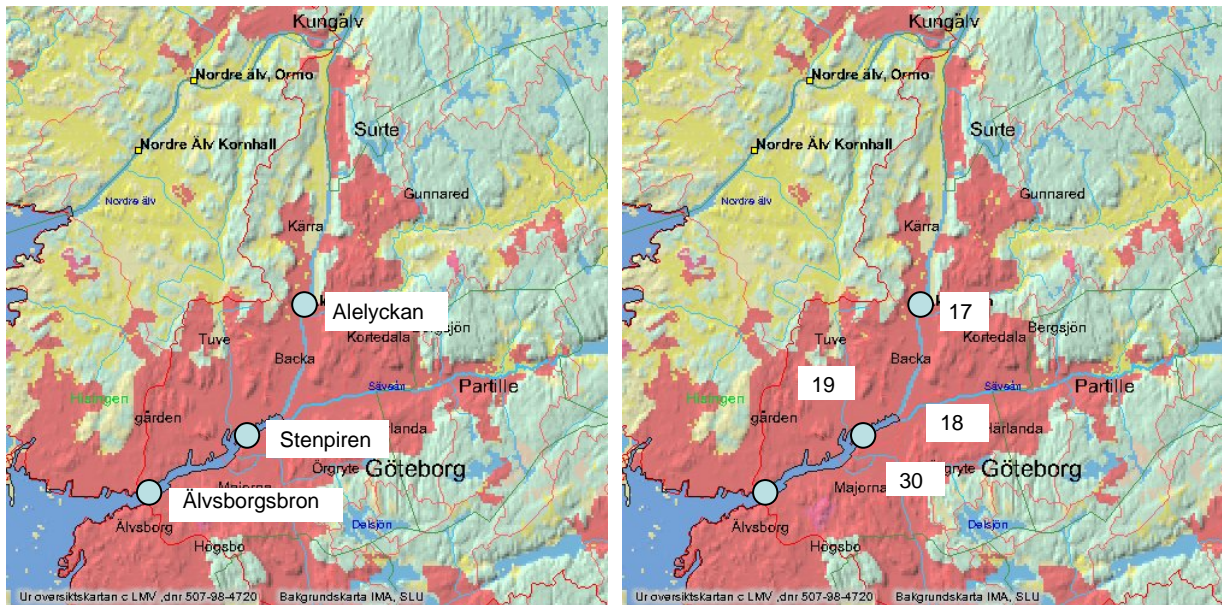
- Sammanställa och beräkna all tillförsel av totalfosfor (tot-P) och fosfatfosfor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) från vattendrag, havet och Ryaverket på månadsbasis.
- Bedöma Ryaverkets bidrag av tot-P och  $\text{PO}_4\text{-P}$  till recipienten i förhållande till övriga källor.
- Söka effekter av Ryaverkets utsläpp på plankton och bentisk flora genom statistiska analyser.
- Kvalificerad gissning av effekten 12 tons ytterligare reduktion av tot-P

## 2. Tillförsel av fosfor

### 2.1 Tillförsel av fosfor via vattendrag och från Ryaverket

#### 2.1.1 Inledning och beskrivning av området

Det är väl känt att Ryaverken är den i särklass största enskilda punktkällan för både kväve och fosfor till kustvattnet utanför Göteborg (nedanför Älvsborgsbron) och i Göta älvs avrinningsområde. Lika välkänt är att älven och dess transport av närsalter starkt påverkar området. Det saknas dock en detaljerad beräkning och redovisning av tidsutvecklingen av näringsämnestransporter till kustvattnet utanför Göteborg. I detta kapitel har därför älvtilförseln av fosfor och direktutsläpp via reningsverk beräknats och bedömts i förhållande till den planlagda reduktionen av 12 ton P i Ryaverken. Vidare är det gjort ett grovt anslag/beräkning av mängden biotillgängligt fosfor. Vid sidan av fosfor är det också gjort beräkningar av kvävetransporterna och N:P kvoter. Beräkningarna är gjorda på månadsbasis för perioden 1990-2003. Vid sidan av egna beräkningar (med utgångspunkt i tillsänt data från



**Figur 1.** Göta älvs nedre del (Göteborgsgrenen) med markering av använda vattenkvalitetsstationer i denna rapport (till vänster). Till höger visas genomsnittliga koncentrationer av tot-P i Göta älv (Alelyckan och Stenspiren) och de två biflödena Sävån och Mölndalsån ( $\mu\text{g/l}$ ).

uppdragsgivare) och det referensmaterial som omnämns i offertmaterialet har också resultaten från andra källor, t.ex. "Kväve och fosfor till Vänern och Västerhavet" (Sonesten m.fl. 2004) använts.

#### 2.1.2 Göta älv

Vid Kungälv förgrenar sig Göta älv där ungefär 75 % av vattenmängden (till stor del mekaniskt) avleds via Nordre älv. I Göteborgsgrenen efter Kungälv mäts vattenkvaliteten vid Alelyckan (också benämnt Lärjeholm) och vid Stenspiren och Älvsborgsbron (**Figur 1**). Tre biflöden ansluter till Göteborgsgrenen efter Alelyckan (Lärjeån, Sävån, Mölndalsån). Göta älvs vattenvårdsförbund har genomfört regelbundna provtagningar i Göta älv i dessa 3 tillflöden. Då dessa biflöden bara svarar för en mindre andel av den totala vattenmängden så kan de på goda grunder antas ha liten betydelse för fosforkoncentrationerna vid Göta älvs utlopp vid Älvsborgsbron. Detta är också påvisat av Axe et al

(2004). Dessutom saknas mätningar av PO<sub>4</sub>-P i biflödena och provtagningsfrekvensen i ett så litet avrinningsområde på 12 mätningar per år ger stor osäkerhet i transportestimaten. Provtagningen vid Alelyckan samordnas av Göta älvs vattenvårdsförbund och Naturvårdsverket (med SLU som operativ utförare). Provtagningen vid Älvsborgsbron utförs av Bohuskustens vattenvårdsförbund.

### *Lärjeån*

Lärjeån har i jämförelse med Alelyckan ett litet avrinningsområde (112 km<sup>2</sup>). Vid Lärjeåns utlopp (vid bron på gamla väg 45) mäts vattenkvaliteten. Enligt data från Göta älvs vattenvårdsförbund (2003), är halterna av total fosfor i genomsnitt (2001-2003) 66 µg/L. Detta kan jämföras med Lärjeholm där koncentrationerna i medeltal är 17 µg/L (**Figur 1**). De högre fosforkoncentrationerna kan förklaras av storleken på avrinningsområdet, intensivt jordbruk (spec. området mellan Gråbo och Angered), hög befolkningsskoncentration (Angered och västerut) och ravin/brink landskap som sannolikt har stora lerförekomster.

### *Säveån*

Säveån har ett avrinningsområde på 1500 km<sup>2</sup>. Sjöar, djupa ravinlandskap, uppodlade dalsänkor och industriområden (vid Göteborg) präglar avrinningsområdet. Fosforkoncentrationerna (18 µg/l i genomsnitt 2001-2003, **Figur 1**) är jämförbara med de uppmätta vid Alelyckan (GÄVVF, 2003).

### *Mölnaldalsån*

Mölnaldalsån har ett avrinningsområde på 268 km<sup>2</sup>. Mölnaldalsån har sitt utlopp i Säveån nedströms sista provtagningsstation i Säveån. Avrinningsområdet har en relativt stort sjöareal (10 %). Mölnaldalsån är reservråvattentäkt för Göteborg. Fosforhalterna idag ligger klart under de nivåer som noterades i mitten av 70 till mitten av 1980-talet. Två viktiga händelser gjorde att vattenkvaliteten förändrades radikalt; Stora Mölnadal (Papyrus) införde bättre rening av sitt processvatten och Härryda kommun kopplade sitt avloppsvatten till en tunnel till Ryaverket. Fosforkoncentrationerna har i perioden 2001-2003 legat på 30 µg/l (**Figur 1**)(GÄVVF, 2003). Enligt Sonesten et al (2004) har fosfortransporten mellan 1995 och 1999 ökat med 22 % i Mölnaldalsån, vilket till stor del berodde på förhöjda utsläpp från Stora Enso i förbindelse med inkörningsproblem i ett nytt reningsverk.

## **2.1.3 Metodik för transportberäkningar**

I denna rapport har transporterad mängd för Göteborgsgreben av Göta älv beräknats utifrån data från PMK-stationen Alelyckan (också benämmt Lärjeholm) som bygger på mätningar som utförs av Sveriges lantbruksuniversitet och ingår i Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram och hämtats från SLUs Institution för miljöanalys vattenkemidatabas (<http://info1.ma.slu.se/db.html>)<sup>1,2</sup>.

Vattenföringsdata på dygnsbasis 1990-2003 för Lärjeholm har erhållits från Göta älvs Vattenvårdsförbund och SMHI. Det bör dock påpekas att dessa data är uppskattade från vattenföringsstationen i Lilla Edet.

Koncentrationer nedströms Lärjeholm och de 3 biflödena har antagits vara 10 % högre än de uppmätta i Lärjeholm (baserat på uppgifter från Göta älvs vattenvårdsförbund).

Vattenföringen i tillflödena nedströms Lärjeholm har antagits vara 20 % av vattenföringen i Lärjeholm (baserat på uppgifter från Göta älvs vattenvårdsförbund).

<sup>1</sup> På SLUs hemsida kan även transportdata laddas ned för stationen vid Alelyckan. Dock baserar man sig på vattenföringsdata vid Lilla Edet och därmed uppströms förgreningen.

<sup>2</sup> Det bör påpekas att DIN koncentrationer i december 2000 överstiger Tot-N koncentrationerna (respektive 531 µg/l och 402 µg/l). I detta fall har Org-N satts till 0 och Tot-N = DIN

Uppmätta utsläpp vid Ryaverket är inhämtade från Gryaab

Förluster via ledningsnät och pumpstationer har beräknats från *Miljörapporten från VA i Göteborg för 2003* (Göteborgs va-verk. 2003; härefter kallat VA-rapport) och uppgifter från Annicka Malm (Va-verket/Göteborgs Kommun)

Den totala transporten till kusten är beräknat som:

$$L_{tot} = L_{alelyckan} + C_{alelyckan} * 1,10 * Q_{lokalt} + PK_{ryaverken} + PK_{ledningsnät}$$

där

$$L_{alelyckan} = \sum_{i=1}^{365(366)} Q_i * c_i$$

$Q_i$  anger dygnsmedelvattenföring

$C_i$  anger den linjärinterpolerade dygnskoncentrationen baserat på månadsvattenproverna.

$Q_{lokalt}$  anger vattenföringsbidraget i området nedströms Alelyckan och beräknat enligt:

$Q_{lokalt} = Q_{alelyckan} * (0,20)$  där 0,20 erhållits som den genomsnittliga kvoten mellan vattenföring i de lokala bäckarna och Alelyckan enligt modellresultat (PULS-modellen) från Göta älvs vattenvårdsförbund 1997 till 2000.

$PK_{ryaverken}$  anger punktkällebidrag från Ryaverkens avloppsreningsverk inkl bräddning. Data är erhållen från Gryaab.

$PK_{ledningsnät}$  anger de bräddningsförluster som inte inkluderats i punktkällebidrag från Ryaverken ( $PK_{ryaverken}$ ). Beräkningsmetod och underlagsmaterial för detta redovisas närmare nedan. I VA-rapporten redovisas uppskattade totala utsläpp av fosfor respektive kväve från ledningsnät och pumpstationer till recipient och mängderna grundas på schablonvärden och uppskattad volym. VA-verket har i denna rapport sammanställt flertalet källuppgifter om fosfor- och kvävehalter i hushållsspillvatten och dagvatten. Underlaget till rapporten har dels varit en sammanställning av dagvattenkvalitet från litteraturuppgifter och dels en utvärdering av resultat från mätningar i bräddavlopp och i dagvattensystem i Göteborg. Vid bedömningen har hänsyn också tagits till uppmätta bräddvattenhalter vid Ryaverket. Av VA-rapporten framgår det att det mesta av dagvattnet och spillvatten leds till Ryaverken (cirka 95 %). De resterande 5 % som inte når Ryaverken är förluster i ledningssystem och vid pumpstationer. Schablonvärden baseras delvis på mätningar som uppvisar följande koncentrationer av total-P:

Spillvatten (torrvädersflöde) [mg P/l]: 7

Dagvatten (mg P/l): 0.3

Baserat på fördelningen mellan spill och dagvatten enligt situationen i år 2003, ger det en medelkoncentration på allt bräddvatten på 0.8 mg/l. Dock har vi inte uppgifter på fördelningen spillvatten/dagvatten alla år. Vi måste därför för enkelhets skull använda oss av detta koncentrationvärde (antar att fördelningen varit lika tidigare år) och sedan multiplicera med uppmätta vattenmängder. Det är gjort modellsimuleringar med DHIs Mouse-modell av vattenmängder för åren 2001-2003.

2001 3968 000 m<sup>3</sup> varav 191 000 spill

2002 5090 000 m<sup>3</sup> varav 346 000 spill

2003 3990 000 m<sup>3</sup> varav 272 000 spill

För övriga år har vi använt siffror för ett normalår där bräddningen är 5115 000 m<sup>3</sup> varav 237 000 m<sup>3</sup> spill (Annika Malm., pers. medd.).

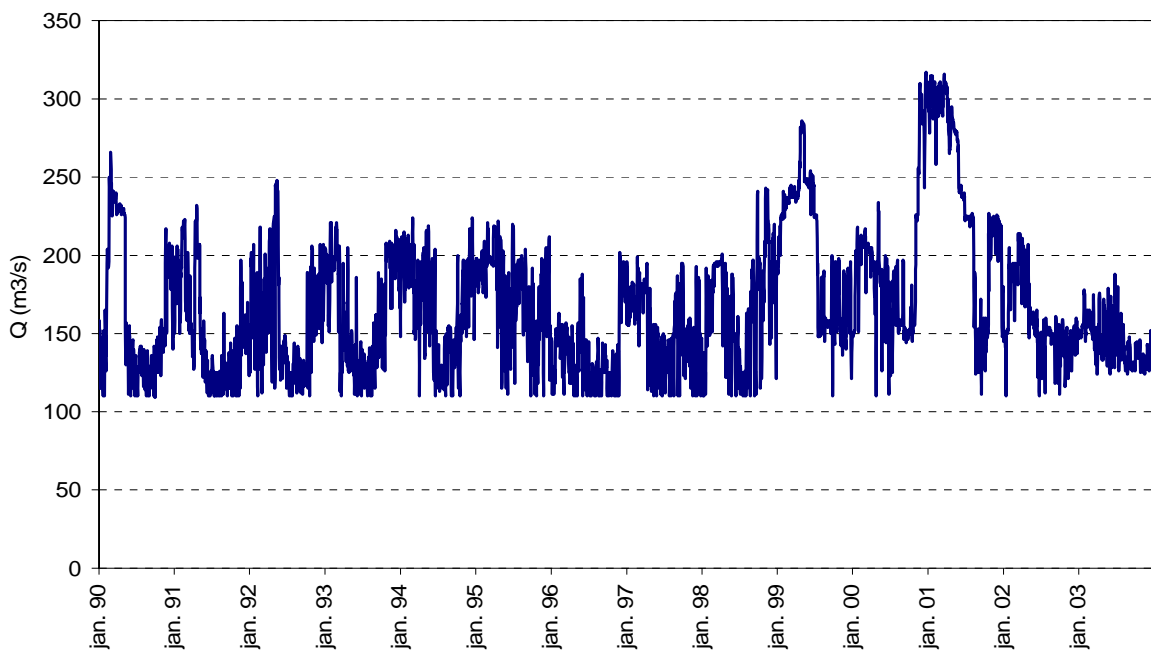
Enligt Löfgren och Olsson (1990) är årlig atmosfärisk deposition 8 kg P / km<sup>2</sup>. Fosfordepositionen direkt på älven nedströms mätpunkten vid Lärjeholm kan därför antas vara försumbar då

vattendragsarealen är i storleksordningen 10 km<sup>2</sup> (50 km \* 200 m) och därmed inte vidare beräknat i denna studie.

### 2.1.4 Transport via vattendrag

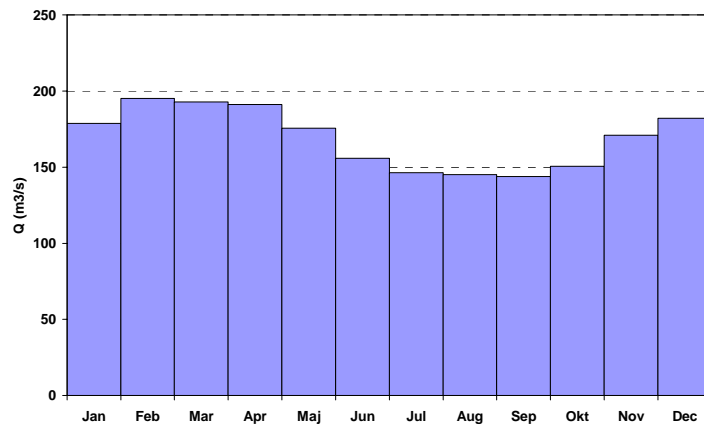
Fosfortillförseln via vattendrag uppvisar normalt en stor säsong- och mellanårsvariation mest beroende på variation i vattenföring. Den starkt reglerade vattenföringen i Göteborgsgrenen gör också att fosfortransporten uppvisar ett annat säsongmönster jämfört med ett oreglerat vattendrag. Trots regleringen och strävan att hålla vattenföringen konstant så uppvisar den en relativt stor variation över månader och år (**Figur 2** och **Figur 3**)

Baserat på dessa vattenföringsdata och koncentrationsdata är närsaltstransporterna beräknade (se metodavsnitt ovan). Resultaten visar att årstransporterna av fosfor vid Alelyckan i genomsnitt (1990-2003) legat på 100 ton tot-P och 23 ton PO<sub>4</sub>-P. Mellanårsvariationen har varit stor med en total variationsbredd på 70-137 ton för tot-P (**Figur 5**). Noterbart är det två sista åren (2002 och 2003) med låga fosfortransporter. Sett över hela tidsperioden har tot-P på månadsbasis varierat mycket (**Figur 3**). Vi noterar också tendensen till ökade PO<sub>4</sub>-P transporter över tid (**Figur 4**). Säsongvariationen är förhållandevis liten men visar förhöjda transporter under vintermånaderna (dec-feb) och lägre under sommarsäsongen (**Figur 6**).

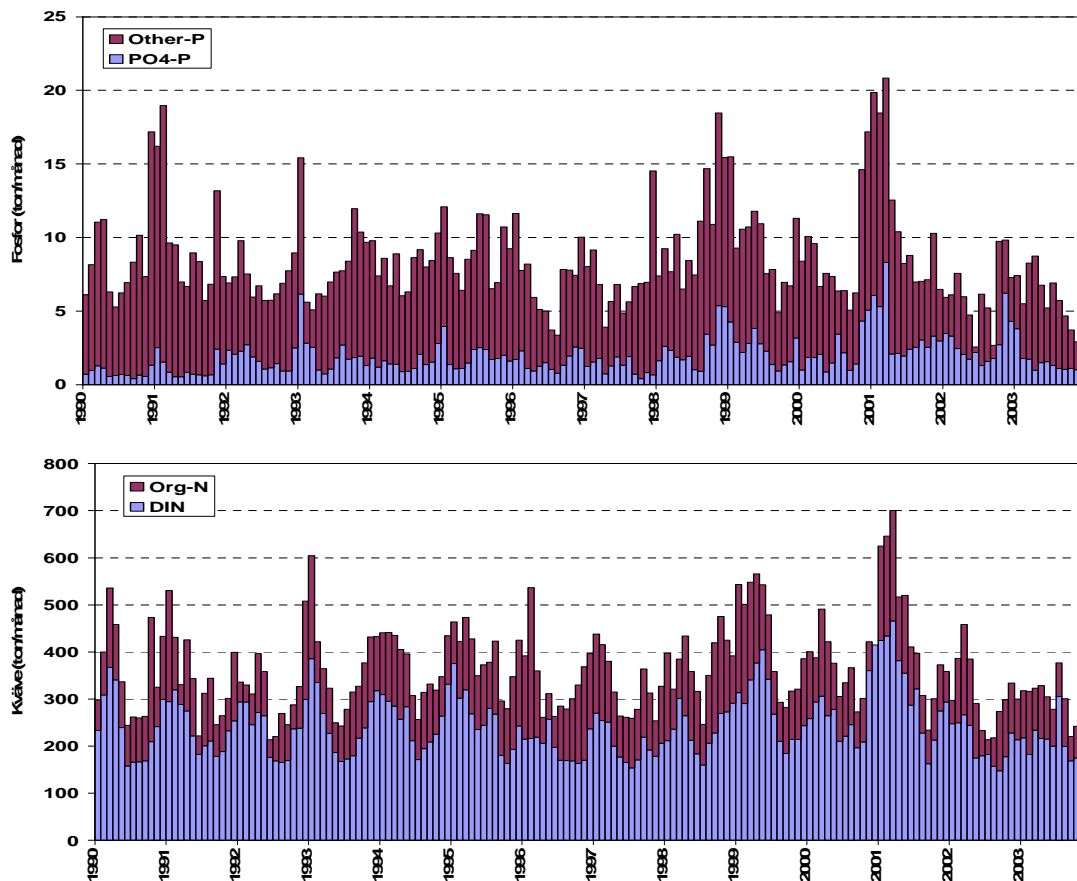


**Figur 2.** Dygnsmedelvattenföring vid Alelyckan/Lärjeholm 1990-2003. Källa: SMHI

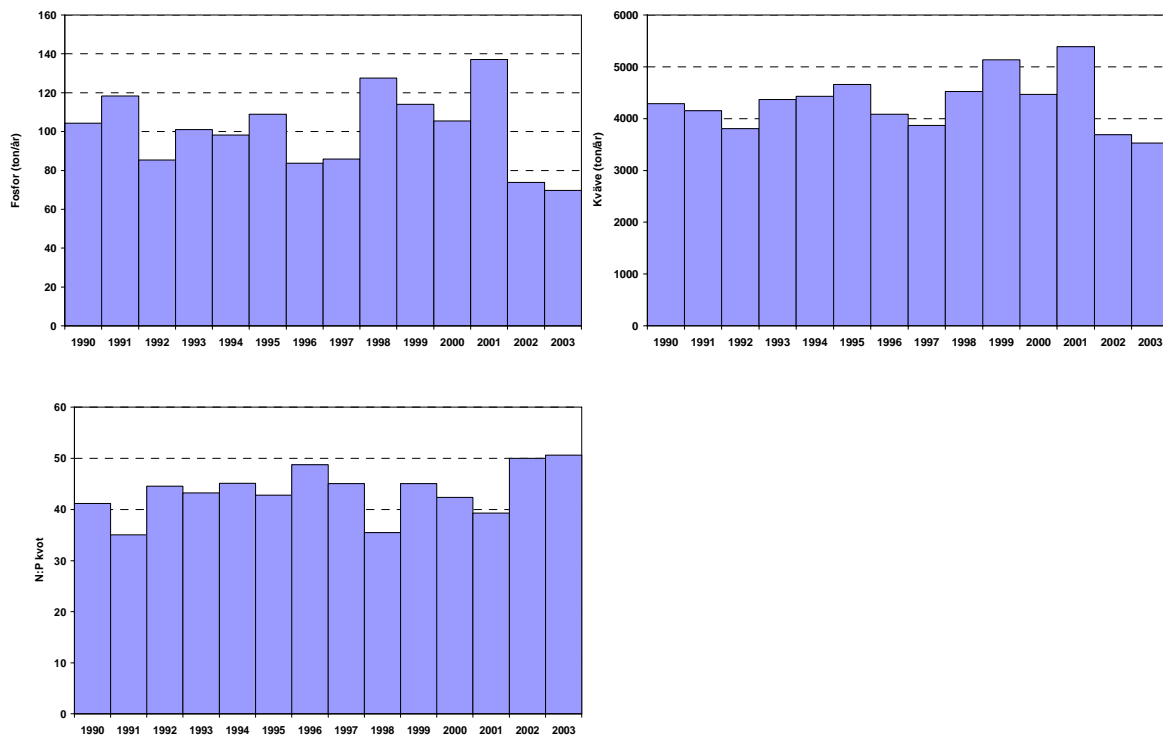




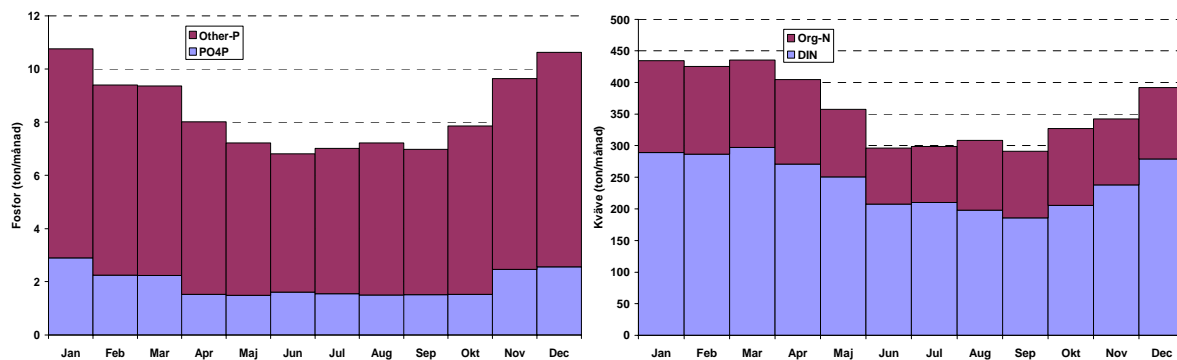
**Figur 3.** Månadsmedelvattenföring vid Alelyckan/Lärjeholm. Baserat på data 1990-2003.  
Källa: SMHI



**Figur 4.** Månadstransporter av fosfor och kväve vid Alelyckan/Lärjeholm 1990-2003.



Figur 5. Årstransport av tot-P, tot-N, och årsutvecklingen av N:P-kvoten vid Alelyckan/Lärjeholm.



Figur 6. Månadsmedeltransport (1990-2003) av fosfor och kväve vid Alelyckan.

### 2.1.5 Utsläpp från Ryaverken

Reningsgraden vid Ryaverken har sedan mitten på 90-talet legat på en nästan konstant nivå på runt 86-90 % (Tabell 2). Den något lägre reningsgraden 1994 och 1995 beror på omfattande bräddning i förbindelse med ombyggnaden av Ryaverken. Kvävereningen förbättrades också 1997/1998 och ligger sedan år 2000 på höga 55-60 %.

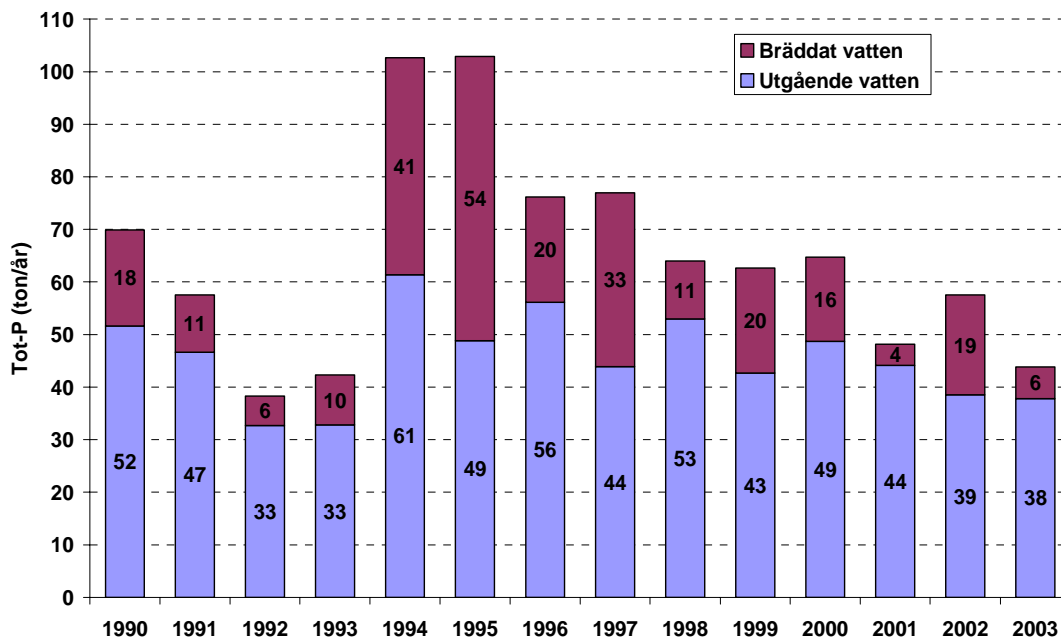
**Tabell 1.** Reningsgradsutvecklingen av kväve och fosfor i Ryaverken (inkl.bräddning) 1990-2003. Källa: Gryaab

Reningsgrad (%)	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Fosfor	91	91	94	93	81	79	86	87	89	89	88	90	89	90
Kväve	28	28	29	30	24	26	23	35	51	51	54	58	54	61

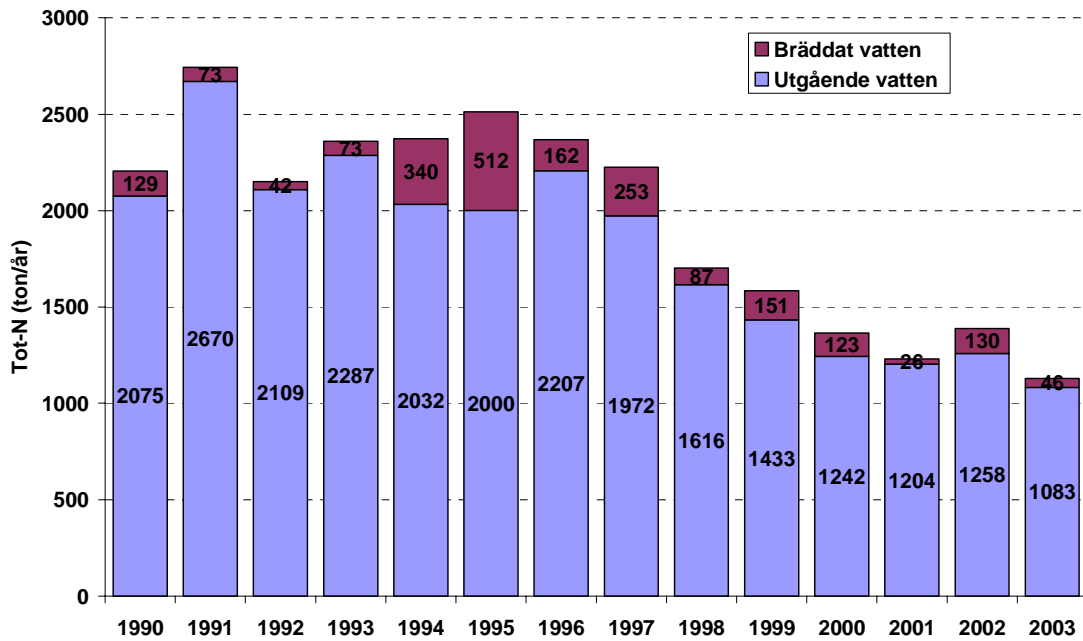
Utsläppen av fosfor uppvisar en kontinuerlig minskning över tid från dryga 100 ton i 1994 till 44 ton i år 2003 (**Figur 8**). Motsvarande kväveutsläpp uppvisar en minskning från dryga 2000 ton för 1995 till drygt 1100 ton 2003 (**Figur 8**).

Om vi förbiser de två speciella åren 1994-95, så bidrar bräddningen med ca 25 % av totalutsläppen av fosfor från Ryaverken vilket är en relativt stor andel (**Figur 8**). Utbyggnader sker för närvarande för att minska bräddningen. Utsläppen av PO<sub>4</sub>-P via bräddningen bygger på schablonen att 30 % av totalfosfor i bräddvattnet utgörs av PO<sub>4</sub>-P, vilket är ett genomsnitt från de mätdata som varit tillgängliga.

N:P-kvoten (på viktbasis) har varierat något mellan år (variationsbredd 24-31) och i genomsnitt legat på 26. Det bör dock noteras att det bräddade utsläppsvattnet har haft en låg N:P-kvot på runt 7-8 medan utsläppen från själva Ryaverken i genomsnitt legat på 33 med en neråtgående trend över tid. N:P-kvoten ligger på ungefär samma nivå som i själva vattendraget (**Figur 5**)



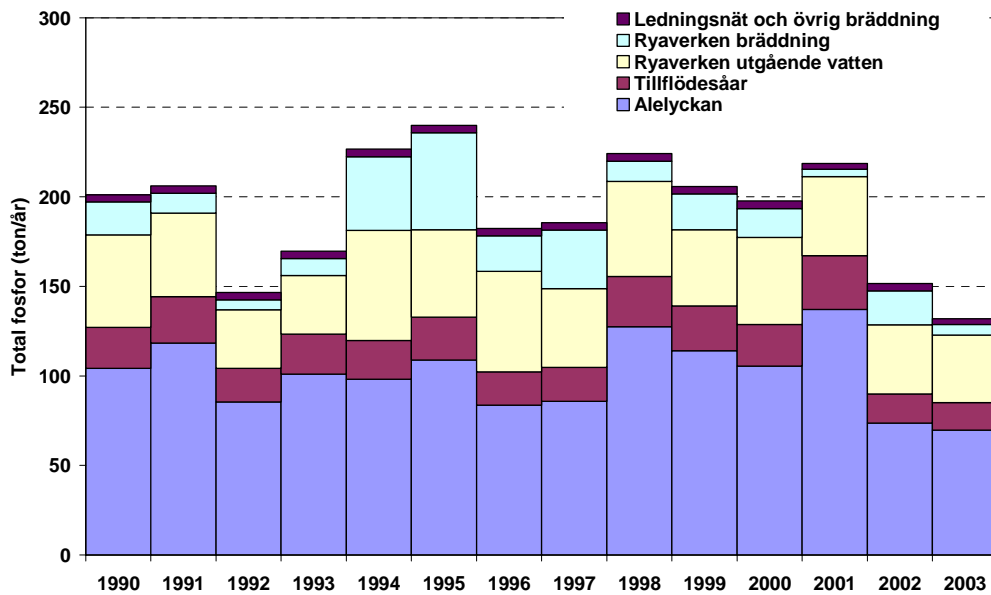
**Figur 7.** Utsläpp av tot-P via Ryaverken (inkl. bräddning) 1990-2003.



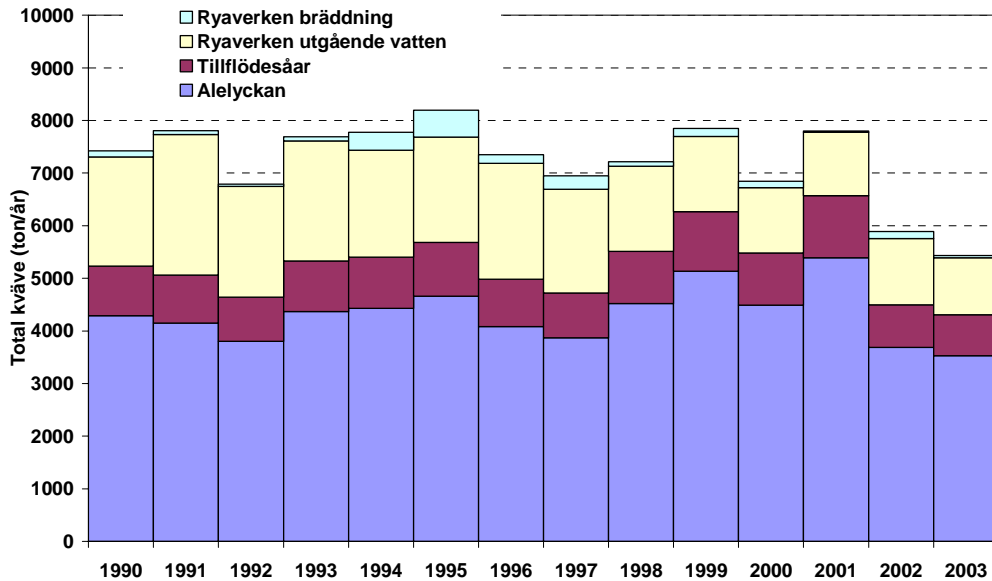
Figur 8. Utsläpp av tot-N via Ryaverken (inkl. bräddning) 1990-2003.

### 2.1.6 Totalt bidrag till kusten

Sett som ett genomsnitt över tidsperioden 1990-2003 har det totala bidraget av total fosfor till kustvattnet via vattendrag och Ryaverket varit över 190 ton/år (Figur 9). För totalkväve har årsmedelbidraget (1990-2003) legat på 7200 ton (Figure 10). Enligt beräkningar från Sonesten et al (2004) har tillförseln 1995 och 1999 varit på 195 respektive 153 ton fosfor att jämföras med våra beräkningar för dessa år på 240 och dryga 200 ton. Orsaken till denna stora skillnad är svår att avgöra då Sonesten et al (2004) inte närmare har redovisat underlagsdata för sina beräkningar.



Figur 9. Årstransporter och utsläpp från olika källor av tot-P 1990-2003 till kustvattnet utanför Göteborg. Beräkningsmetodik och underlagsdata är redovisat i kapitel 2.1.2

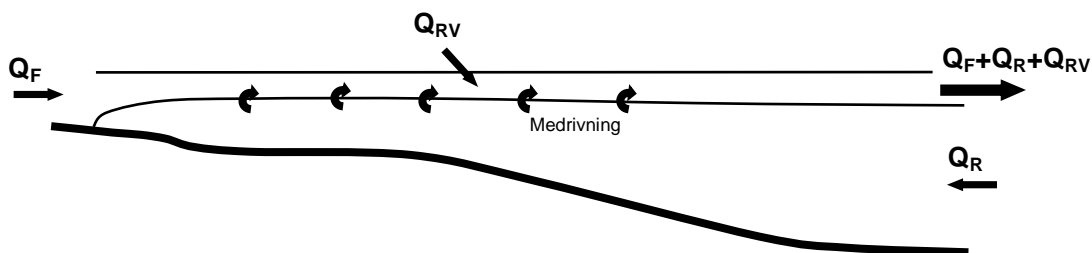


**Figur 10.** Årstransporter och utsläpp från olika källor av tot-N 1990-2003 till kustvattnet utanför Göteborg. Beräkningsmetodik och underlagsdata är redovisat i kapitel 2.1.2

## 2.2 Tillförsel av fosfor från havet via reaktionsströmmen

### 2.2.1 Beskrivning av mynningsområdet

Göta älvs mynning uppvisar en tydlig estuarin cirkulation med ett utåtströmmande ytlager med sötvatten från Göta älv och en reaktionsström med saltare och tyngre bottenvattnen som når en bit upp i älven. Ytströmmen, som har högre hastighet än reaktionsströmmen, river med sig vatten från reaktionsströmmen. Viss blandning förekommer även åt andra hållet, från ytströmmen till bottenvattnet, främst i form av propelleromblandning. Blandningen uppåt dominerar dock starkt. Utsläppet från Ryaverken sker nära ytan och i stort sett allt vatten följer med ytströmmen ut mot havet (Figur 11).



**Figur 11.** Längdsektion i Göta älvs mynning.  $Q_F$  är färskvattenflödet från älven,  $Q_{RV}$  är utsläppet från Ryaverken och  $Q_R$  är flödet i reaktionsströmmen från havet.

På vägen ut mot havet möter ytströmmen först en norrgående ström från södra skärgården (Askims fjord och Asperöfjord). De två ytströmmarna blandas och fortsätter ut mot Skalkorgarna och Danafjord, två av mätstationerna i Bohuskustens kontrollprogram. Vid Danafjord har den tydliga påverkan från Göta älvs ytström upphört och förhållandena bestäms mer av utsjövattnet (Marmefelt m fl., 2004). Axe m fl. (2004) sammanställer de senaste hydrografiska mätningarna för Bohuskusten och

konstaterar för Göta älvs mynning att: (i) koncentrationerna av löst oorganiskt kväve (DIN) är mycket höga i ytvattnet vid Älvsborgsbron just uppströms Ryaverken, medan koncentrationerna av löst oorganiskt fosfor (DIP) är låga; (ii) DIN-halterna i ytvattnet minskar ut till Skalkorgarna pga inblandning av saltvatten; (iii) Danafjord uppvisar närsaltshalter liknande de i utsjön, samt (iv) syrgashalterna är goda vid alla tre stationer.

Av intresse för vår undersökning är de relativa storlekarna på de olika bidragen – älvflödets, reaktionsströmmens och Ryaverkens – till den totala fosfortransporten ut från Göta älv. Data finns som stöd för uppskattningar av älvflödets och Ryaverkens bidrag (se ovan), men reaktionsströmmens bidrag måste uppskattas från massbalansberäkningar eller andra överväganden.

### 2.2.2 Tidigare uppskattningar av reaktionsströmmens bidrag

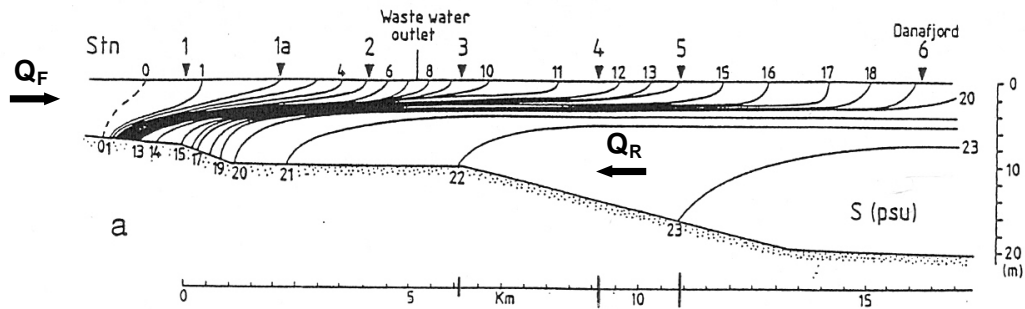
Söderström (1986) analyserar data för åren 1982-84 från ett antal stationer i området och beräknar ett medelvärde för volymflöden med hjälp av saltbalanser. Utgående från uppmätta fosforkoncentrationer (tot-P) och de beräknade volymflödena uppskattar han sen fosfortransporterna. De beräknade fosfortransporterna är inte längre aktuella eftersom utsläppen har minskat kraftigt sen undersökningarna gjordes. Däremot kan de beräknade volymflödena fortfarande vara relevanta eftersom saltbalanserna inte bör ha förändrats i någon större utsträckning. Beräkningarna visar att flödet till mynningsområdet med reaktionsströmmen ( $Q_R$  i **Figur 11**) är ca 80 % större än älvflödet ( $Q_F$ ) – 320 m<sup>3</sup>/s jämfört med 176 m<sup>3</sup>/s. Hela flödet i reaktionsströmmen rivs med i ytströmmen så att flödet ut från mynningsområdet är 500 m<sup>3</sup>/s (320 m<sup>3</sup>/s + 176 m<sup>3</sup>/s + 4 m<sup>3</sup>/s, där det sista bidraget kommer från Ryaverken).

Selmer och Rydberg (1993) redovisar nyare mätningar från åren 1988-90 och 91-92, längs en transekt från Göta älv och ut till Danafjord. Rapporten är i första hand inriktad på kväveproblematik, men mätningar av fosfathalter finns också redovisade. Däremot presenteras inga volymflödesuppskattningar för reaktionsströmmen, men dessa går att härleda från angivna fosfathalter och fosfatflöden, alternativt från angivna saliniteter.

Om vi utgår från det salinitetsfält som Selmer och Rydberg redovisar (**Figur 12**) så kan volymflödet i reaktionsströmmen ( $Q_R$ ) beräknas ur:

$$Q_R = \frac{S_1}{S_2 - S_1} Q_F$$

där  $S_1$  och  $S_2$  är saliniteterna i övre respektive undre lagret vid den sektion där flödet ska uppskattas. För att kunna jämföra med Söderströms uppskattning så gör vi flödesuppskattningen i en sektion vid Selmer och Rydbergs station 4, ca 4 km nedströms Ryaverken (motsvarande station 7 hos Söderström). Med årsmedelvärdena  $S_1 = 22$  ppt och  $S_2 = 12$  ppt fås att  $Q_R$  är 20 % större än  $Q_F$ , eller 204 m<sup>3</sup>/s, vilket är betydligt mindre än Söderströms uppskattning. En kontroll kan göras mot fosfathalter och fosfatflöden i Selmer och Rydberg. Fosfatflödet finns inte redovisat för station 4, men linjärinterpolering ger ett flöde i undre lagret på 80 mmol/s. Motsvarande fosfathalt är 0.4 mol/l, vilket ger volymflödet  $Q_R = 200$  m<sup>3</sup>/s.



**Figur 12.** Salinitetsfält från Selmer och Rydberg (1993).

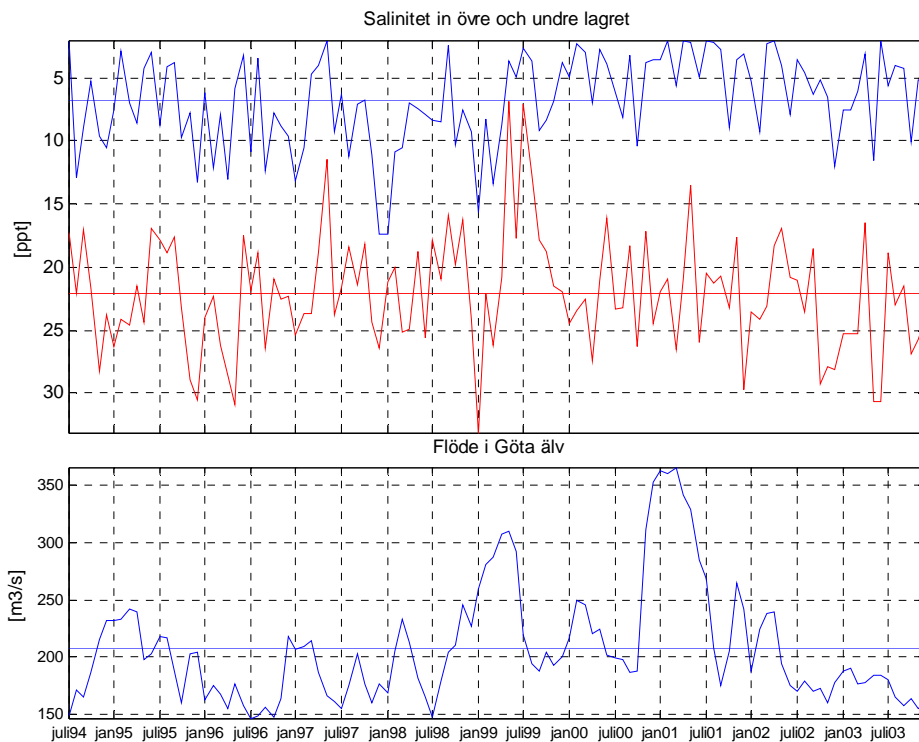
Vi har inte närmare utrett orsaken till skillnaden i flödesuppskattningar i de två rapporterna, men sätter större tilltro till de senaste uppgifterna, där reaktionsströmmen är 20 % större än färskvattenflödet i en medelsituation.

Det kan också nämnas att den kustzonsmodell som Marmefelt m.fl. (2004) beskriver, i princip bör kunna ge säkrare uppskattningar av halter och flöden i skärgården utanför mynningsområdet. Modellen delar upp skärgården i ett antal horisontellt integrerade, men vertikalt upplösta, bassänger och beräknar flöden av vatten och lösta ämnen, bl a tot-P, mellan de olika bassängerna. Göta älvs mynningsområde ut till Skalkorgarna utgör en bassäng, B25. Dessutom är bassängerna B26, söder om mynningsområdet, och B24, väster om mynningsområdet, intressanta för vår studie. Stationen Danafjord ligger mitt i B24. Rapportens relevans begränsas dock av att resultaten presenteras starkt integrerade, både över tid (t ex ton tot-P per år) och över djup, så att det inte går att skilja ut transporter i ytvattnet, åtminstone inte för mynningsområdet. Göta älvs mynningsområde och Nordre älvs mynningsområde sticker ut starkt vad gäller landtillförsel av fosfor, med värden minst 30 gånger större än övriga bassänger.

### 2.2.3 Egna beräkningar av reaktionsströmmens bidrag

Både Söderström (1986) och Selmer och Rydberg (1993) nöjer sig med att redovisa årsmedelvärden för tot-P respektive  $\text{PO}_4\text{-P}$ , medan vi även är intresserade av variationen över året. När färskvattenflödet i älven ökar kommer det undre lagret (saltkilen) att tryckas tillbaka utåt, och omvänt, när färskvattenflödet minskar så kommer saltkilen att vandra längre upp i älven. Tidvattnet har samma effekt – vid flod vandrar saltkilen uppåt älven och vid ebb drar den sig tillbaka. Tidvattenamplituden är dock liten i området (< 20 cm). Dessutom påverkas saltkilens läge och saliniteterna vid en given sektion av ett antal andra faktorer, t ex vattenstånd, vind, och propelleromblandning. Om dessa rörelser är små, så att saliniteterna i en given sektion är nära konstanta, så bör ett enkelt samband mellan älvsflödet och returströmmens flöde kunna bestämmas – när flödet i det övre lagret ökar så ökar också medrivningen av vatten från det undre lagret och därmed flödet i returströmmen. Vi har dock funnit att saliniteterna vid mätstationen vid Älvsborgsbron har en stor variation över året, och att denna bara delvis förklaras av variationerna i färskvattenflöde. Färskvattenflödet och saliniteten i det övre lagret har en negativ korrelation, som förväntat – när färskvattenflödet ökar så minskar saliniteten. Korrelationen är dock svag ( $r = -0,24$ ). Korrelationen mellan färskvattenflödet och saliniteten i undre lagret har också det förväntade tecknet, men är ännu svagare ( $r = -0,08$ ). Se också **Figur 13**. Slutsatsen är att inget enkelt samband kan bestämmas mellan färskvattenflödet och saltkilens läge, och därmed inte heller mellan färskvattenflödet och flödet i reaktionsströmmen. Vi kan därför bara uppskatta reaktionsströmmens storlek för de tillfällen då salinitetsdata finns tillgängliga. Eftersom saltbalanser kräver (kvasi-) stationära förhållanden så har vi valt att utgå från månadsmedelvärden av dygnsvärdena för färskvattenflödet och månadsmedelvärden för saliniteterna vid Älvsborgsbron.

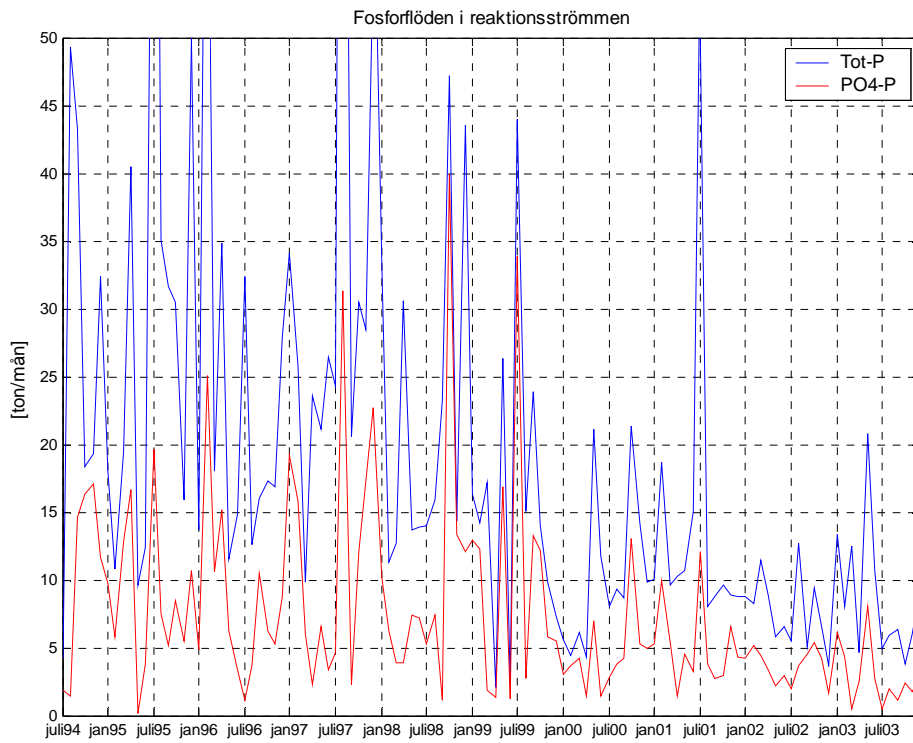
Saliniteterna har dessutom extrapolerats till en sektion vid Selmer och Rydbergs (1993) station 4, dvs precis i Göta älvs mynning.



**Figur 13.** Saliniteter i övre och undre lagret vid Älvsborgsbron för perioden 1994-2003 samt flödet i Göta älv för samma period. Flödesmätningarna har gjorts av SMHI.

Halterna av tot-P och  $\text{PO}_4\text{-P}$  i reaktionsströmmen har också extrapolerats från mätningar vid Älvsborgsbron. Selmer och Rydberg (1993) anger medelvärdet  $0,4 \mu\text{mol/l}$  för  $\text{PO}_4\text{-P}$  i undre lagret vid station 4. Axe m.fl. (2004) ger en kurva över fosfathalter i djupvattnet under åren 1994-2004 vid Älvsborgsbron, där medelvärdet ligger runt  $0,5 \mu\text{mol/l}$ , vilket stämmer väl med Selmer och Rydbergs värde för samma område. Våra månadsvärden har också medelvärdet  $0,4 \mu\text{mol/l}$ , och en standardavvikelse på  $0,2 \mu\text{mol/l}$ . Motsvarande värden för tot-P är  $0,9 \mu\text{mol/l}$  och  $0,3 \mu\text{mol/l}$ . De beräknade transporterna visas i **Figur 14**.

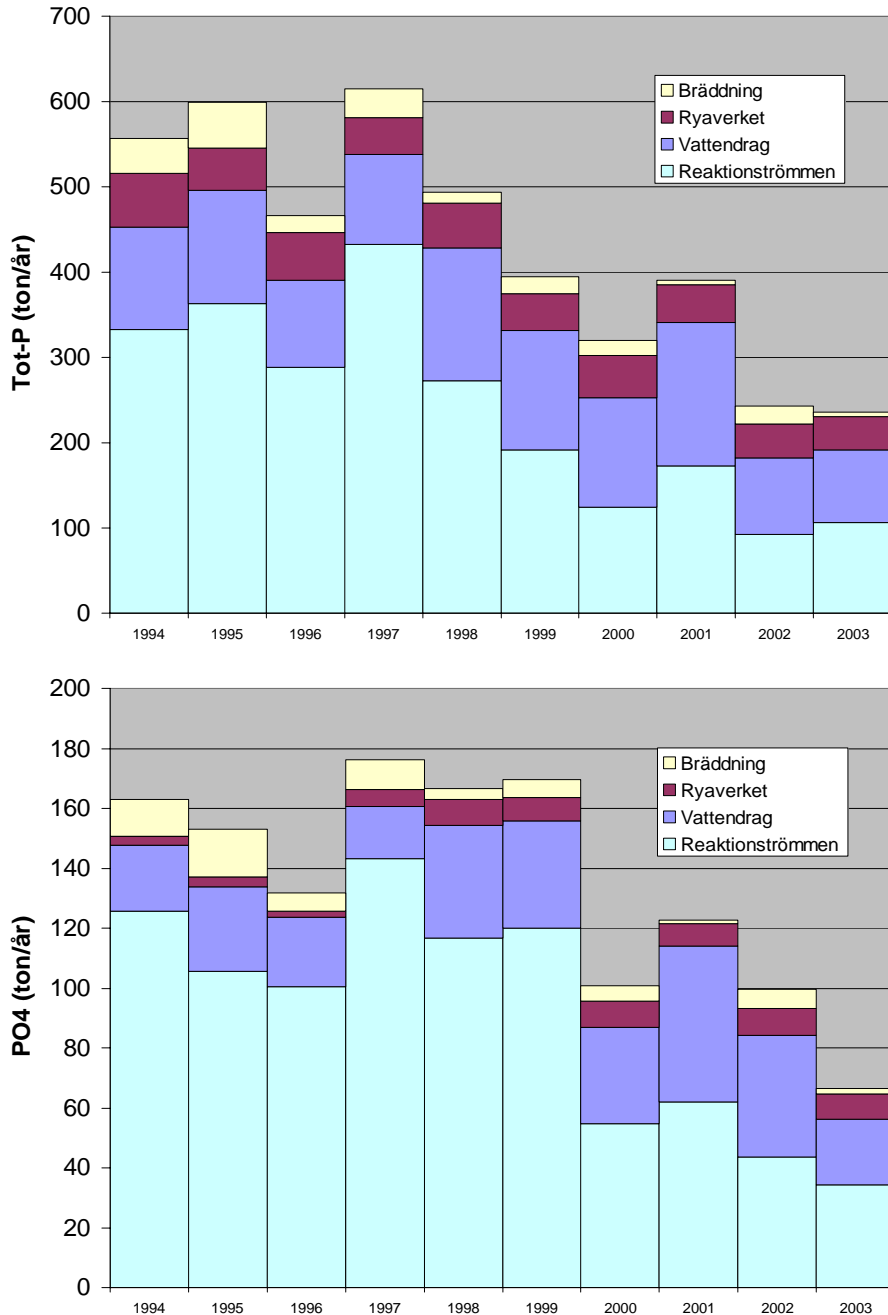




**Figur 14.** Beräknade fosforflöden i reaktionsströmmen vid Selmer och Rydbergs (1993) station 4 för perioden 1994-2003.

## 2.3 Sammanställning fosforkällor

Det har skett en kraftig nedgång av tillförseln av tot-P och PO<sub>4</sub>-P till recipientområdet under perioden 1994-2003, ungefär en halvering för båda. Detta är orsakat av signifikanta minskningar av utsläppen från Ryaverket och från havet via reaktionsströmmen, medan inga signifikanta förändringar skett med tillförseln via Göta älv. Sammanställningen av tillförseln från alla betydande fosforkällor visar att reaktionsströmmen är den helt dominerande källan både för tot-P och för PO<sub>4</sub>-P perioden 1994-1999 (**Figur 15**). Perioden 2000-2003 är totalfosforbidraget från Göta älv med biflöden i samma storleksordning som det från reaktionsströmmen, medan fosfatbidraget från reaktionsströmmen fortfarande är något större.



**Figur 15.** Den sammanlagda tillförseln av tot-P och PO<sub>4</sub>-P till Göta älvs mynning från olika källor 1994-2003.

För att tydliggöra Ryaverkets andel av totalfosfor- och fosfattillförseln till recipienten har detta sammanställts i **Tabell 2**. Ryaverkets relativa andel av tillförseln har inte minskat under perioden 1994-2003 trots minskningar i utsläppen eftersom tillförseln från havet via reaktionsströmmen också har minskat. Detta gäller både för tot-P och PO<sub>4</sub>-P. Den andel som den beslutade reduktionen 12 ton utgör av den totala tillförseln av fosfor framgår också av **Tabell 2**. En reduktion på 12 ton utgör 5,1 % 2003 vilket är en större andel än tidigare år eftersom den totala belastningen minskat. Ryaverkets utsläpp av PO<sub>4</sub>-P utgjorde i genomsnitt 19,2 % av den utsläppta tot-P för perioden vilket använts för att uppskatta vilken fosfatreduktion beslutet innebär. Om samma proportioner skulle släppas ut framöver skulle det innebära en fosfatreduktion på 2,3 ton per år, och andelen detta utgör av den totala tillförseln av fosfat framgår också av **Tabell 2**. Det skall dock noteras att Ryaverket för närvarande gör utbyggnader för att kraftigt minska bräddningen, vilket kommer att innebära att det totala utsläppet kommer att innehålla en mindre andel fosfat än tidigare eftersom bräddningsvattnet är rikare på fosfat (se 2.1.5).

**Tabell 2.** Ryaverkets andel av den totala tillförseln (inklusive reaktionsströmmens bidrag) av totalfosfor (tot-P) och fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P) 1994-2003, samt andelen som den beslutade reduktionen av tot-P, och den uppskattade reduktionen av PO<sub>4</sub>-P, utgör av tillförseln.

	Tot-P		PO <sub>4</sub> -P	
	Ryaverkets andel	Reduktion 12 ton	Ryaverkets andel	Reduktion 2,3 ton
1994	19 %	2,2 %	9 %	1,4 %
1995	17 %	2,0 %	13 %	1,5 %
1996	16 %	2,6 %	6 %	1,7 %
1997	12 %	2,0 %	9 %	1,3 %
1998	13 %	2,4 %	7 %	1,4 %
1999	16 %	3,0 %	8 %	1,4 %
2000	21 %	3,8 %	14 %	2,3 %
2001	12 %	3,1 %	7 %	1,9 %
2002	25 %	4,9 %	16 %	2,3 %
2003	19 %	5,1 %	15 %	3,5 %

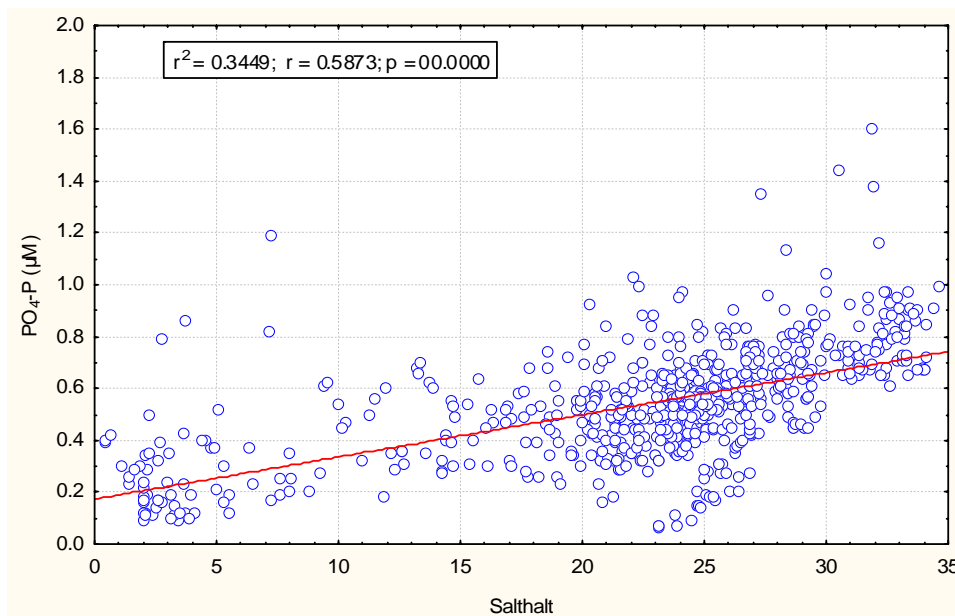
Det finns ingen trend i den totala tillförseln av fosfor eller kväve från land till Kattegatt och Skagerrak under perioden 1950-2000, men jämfört med tidigt 70-tal var tillförseln högre under 80- och 90-talet för bägge närsalter (Håkansson 2002).

### 3. Beskrivning av recipienten

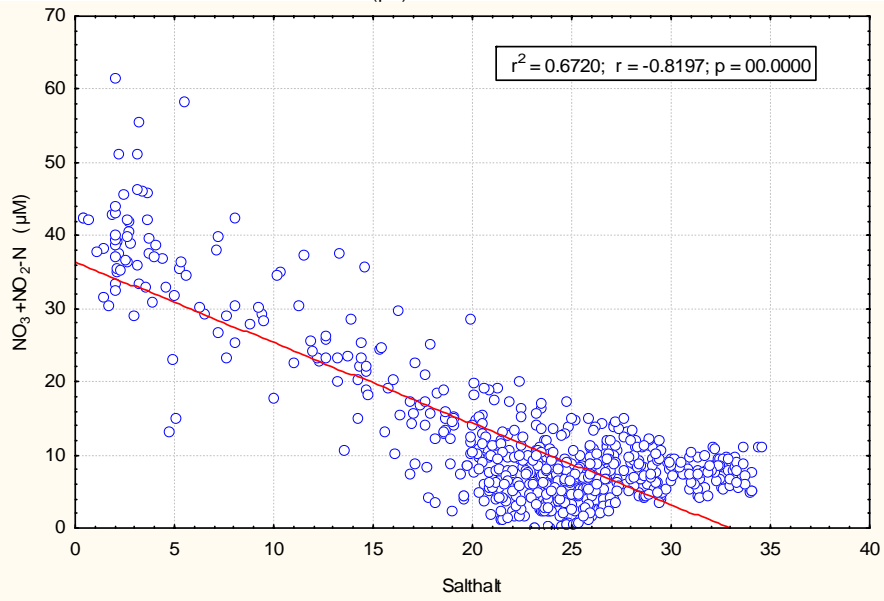
#### 3.1 Beskrivning av recipienten och närsaltstillgångar

I Bilaga 7.4 visas diagram över trender i närsaltskoncentrationer, klorofyll och siktdjup i mätdata från Bohuskustens kontrollprogram för Valö, Skalkorgarna och Älvsborgsbron. Där det varit möjligt har mätvärdena jämförts med norska klasser för miljötillstånd. Figurerna studeras med fördel parallellt med motsvarande figurer i SMHIs sammanställning och utvärdering av hydrologiska mätningar längst Bohuskusten (Axe m fl 2004) som har jämförelser med Vattendirektivets preliminära bedömningsgrunder. Ett utdrag ur den norska rapporten som visar en schematisk uppställning av klassindelningen finns i bilaga 7.3.

Det finns ett tydligt positivt samband mellan salthalt och  $\text{PO}_4\text{-P}$  (**Figur 16**) vilket innebär att mer marint präglade lokaler har förhållandevis högre halter fosfat i ytvattnet. Motsatt förhållande gäller för löst kväve (**Figur 17**) där de marint präglade lokaler har lägst halter. Detta innebär att N:P-kvoter i ytvattnet minskar utåt kusten, vilket bekräftas av data från Axe m fl 2004. Det är mycket stor variation i mätvärdena men generellt kan sägas om N:P-kvoter att Älvsborgsbron vanligen har högre kvot än 50 hela året, Skalkorgarna har vanligen kvoter högre än 50 april-september och mellan 25-50 okt-feb, Danafjord har kvoter över 50 april-juni, resten av året kring 25, Valö har kvoter kring 10-25 hela året med lite högre värden i april-maj, Fladen kring eller under 16 hela året. Med utgångspunkt i att växtplankton behöver ca 16 gånger så mycket kväve som fosfor (Redfieldkvoten) har vi ett mönster där sannolikheten att ha en situation där kväve är det begränsande närsaltet för planktontillväxten är större på hösten och ökar utåt från Göta älvs utlopp, men att området är i huvudsak fosforbegränsat.



**Figur 16.** Samband mellan salthalt (psu) och halten av  $\text{PO}_4\text{-P}$  ( $\mu\text{M}$ ) i ytvattnet (0-2 m) vid Valö, Skalkorgarna och Älvsborgsbron 1986-2004.

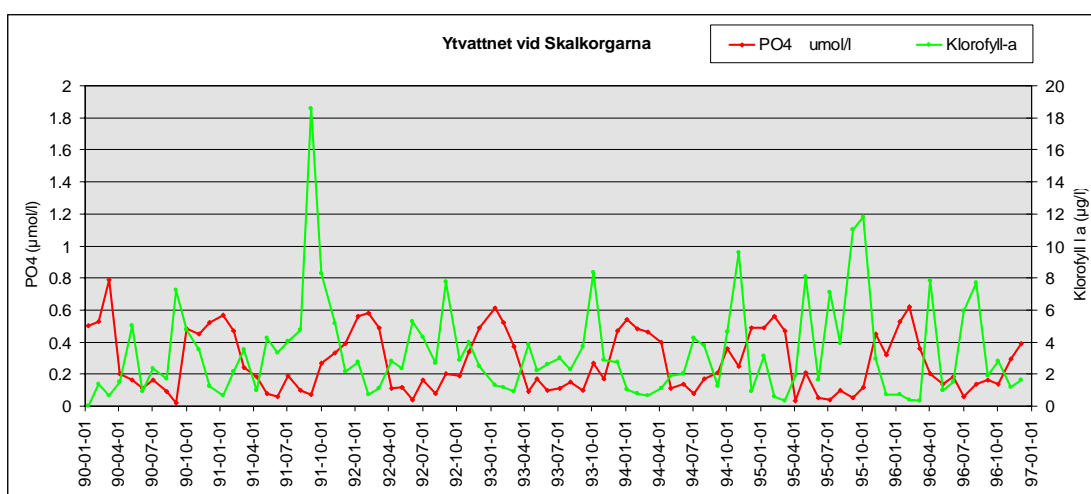


**Figur 17.** Samband mellan salthalt (psu) och halten av NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub>-N (µM) i ytvattnet (0-2 m) vid Valö, Skalkorgarna och Älvsborgsbron 1986-2004.

## 4. Effekter på växtplankton och makrovegetation

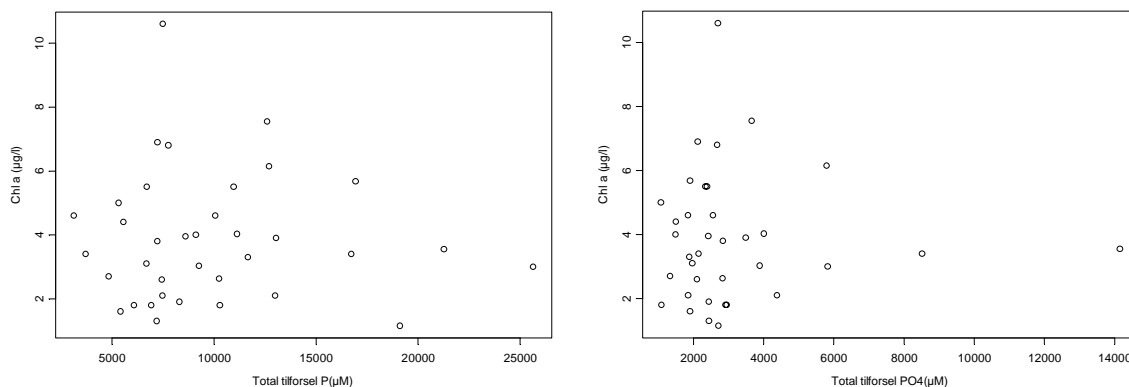
### 4.1 Effekter på planktonsamhället

Planktonkoncentrationen (här mätt som klorofyllhalten) varierar över året som en effekt av temperatur, solinstrålning och tillgång på närsalter. Under perioden april-september är klorofyllhalten hög, och fosfathalten vanligen låg (under  $0,2 \mu\text{mol/l}$ , **Figur 18**) i området vilket vi tolkar som att tillgången på  $\text{PO}_4\text{-P}$  begränsar planktontillväxten (se även resonemanget i sektion 3.1 om N:P-kvoter). Mönstret för biotillgängligt kväve ( $\text{NO}_2+\text{NO}_3+\text{NH}_4$ ) uppvisar inte detta samband. En förändring av mängden  $\text{PO}_4\text{-P}$  tillförd området under denna period bör därmed kunna ge mätbara effekter i växtplanktonsamhället, och i denna undersökning väljer vi att studera detta.



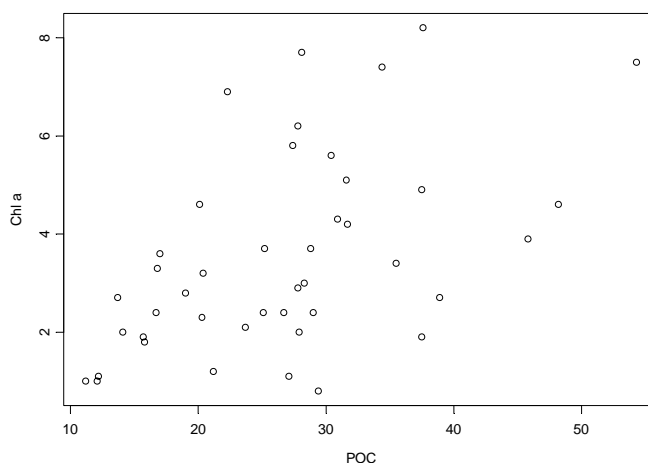
**Figur 18.** Månadsvärden av fosfatfosfor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) och klorofyll *a* uppmätt i Skalkorgarnas ytvatten 1990-1997. Fosfatvärdena är generellt låga april-september, samtidigt som klorofyllvärdena är höga. Effekter på planktonsamhället (mätt som klorofyll *a*) av fosfattillförsel har därför sökts under den perioden.

Det finns ett samband mellan uppmätt rest-P (differensen tot-P minus  $\text{PO}_4$ ) och klorofyll *a* under april - september. Detta är i överensstämmelse med resonemanget att tillgängligt  $\text{PO}_4\text{-P}$  binds upp i planktonbiomassa. Sambandet är tydligare på mer marint präglade lokaler (Kosterfjorden, Byttelocket) än i estuarielokaler (Älvsborgsbron, Skalkorgarna)(grafiska analyser av data från Bohuskustens kontrollprogram). Detta beror troligen på att estuarielokalerna är störda av fluktuerande salinitet och högt vattenutbyte vilket gör att det tillgängliga fosfatet inte hinner omsättas i biomassa. Rest-P utgörs huvudsakligen av plankton på marina lokaler, medan rest-P på de estuarina lokalerna i större utsträckning också består av annat organiskt och oorganiskt material som tillförs via Göta älv. Mönstret som är kopplat till fosfat som begränsande närsalt finns alltså trots att de marina lokalerna har generellt lägre N:P kvoter. Sammantaget gör detta att vi kan förvänta oss en förhållandevis otydlig respons i plankton produktionen (mätt som klorofyll *a*) på förändringar av fosfortillförseln till Älvsborgsbron och Skalkorgarna trots att de har höga N:P-kvoter.



**Figur 19.** Sommarvärden av klorofyll *a* i ytvattnet vid Skalkorgarna plottat mot tot-P (vänster) och fosfatfosfor (höger). Inte i något av fallen finns det ett signifikant samband. Data från Bohuskustens kontrollprogram 1998-2003.

Vi hittade inga påvisbara effekter av den totala tillförseln av  $\text{PO}_4\text{-P}$  eller tot-P på koncentrationen av klorofyll *a* i Skalkorgarna (**Figur 19**). Den förväntade responsen var förvisso svag (se 3.1 och ovan), men resultatet beror sannolikt också på otillräcklig upplösning i tiden. Mätningarna av klorofyll sker en gång i månaden, och fosfortillförseln är beräknad som månadsmedelvärden. Responsen i tillväxt i ett planktonsamhälle kan ske på dygnsbasis och denna snabba variation kan inte förväntas att avläsas utifrån månadsvärden. Vår ambition var ursprungligen att beräkna fosfortillförseln på dygnsbasis men indata var otillräckliga för att göra beräkningar av transporten via reaktionsströmmen med så hög upplösning så vi fick sänka ambitionsnivån till månadsbasis. Recipienten Skalkorgarna påverkas även av en nordgående ström som kommer in i områdets inomskärs (se avsnitt 2.2)



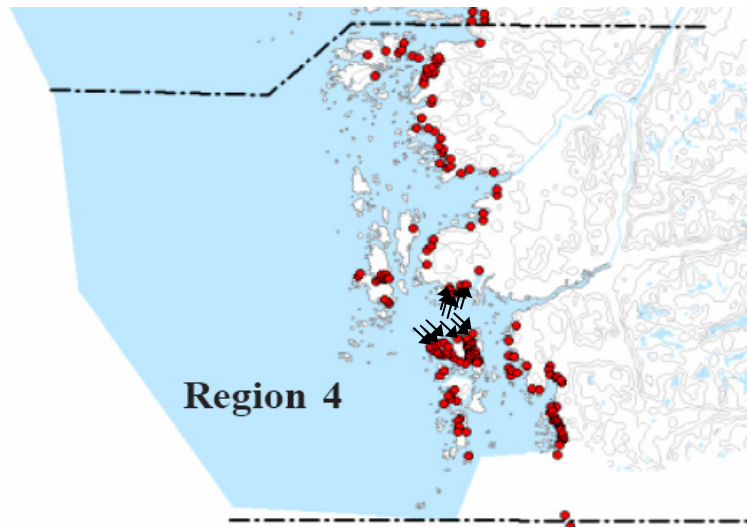
**Figur 20.** Partikulärt organiskt kol (POC) korrelerar signifikant med klorofyll *a* i ytvattnet i Danafjord. Data från Bohuskustens kontrollprogram 1997-2004.

Det har föreslagits att man bör analysera partikulärt organiskt kol (POC) istället för klorofyll *a* eftersom klorofyllhalten i plankton varierar mellan arter, och blomningar därför medför olika respons i vattnets klorofyllhalt beroende på blommande art. Tyvärr har vi begränsade data på POC (Skalkorgarna 5m 1990-2004, Danafjorden även 20 m och 0-3 m 1997-2004). Men vi kan se utifrån de ytvattendata från Danafjorden som finns att POC och klorofyll *a* korrelerar positivt ( $R^2=0,27$ ,  $p=0,0004$ ) **Figur 20**, vilket bekräftas gällande allmänt för Bohuskusten, men inte för just Danafjord, av SMHI (Axe m fl 2004). En skillnad mellan SMHIs rapport och våra beräkningar är att SMHI

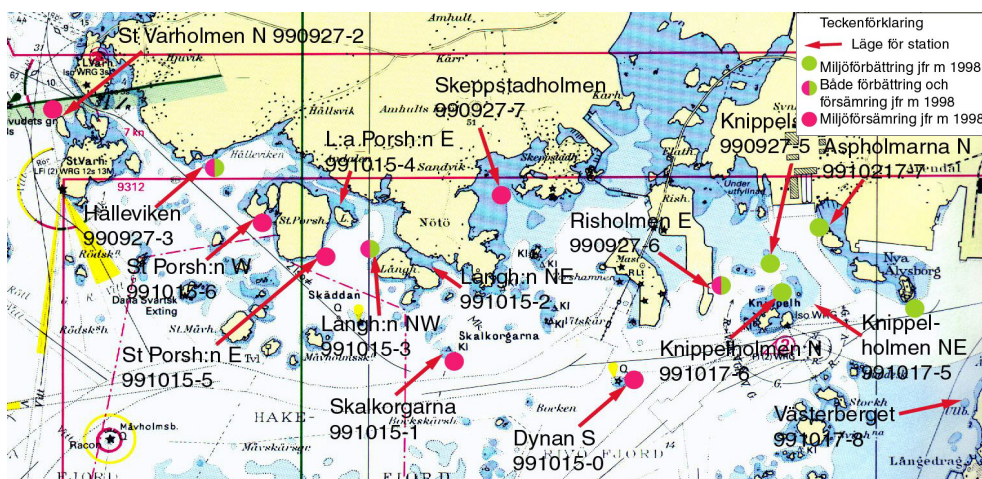
definierar ytvatten som 0-10 m medan vi använder data från det allra översta skiktet (0 m i Bohuskustens kontrollprogram, för POC 0-3 m). Anledningen att vi valt att titta på det allra översta skiktet är att recipienten från Göta älv är starkt skiktad och utsläppen från Ryaverket hamnar i ytskiktet.

## 4.2 Effekter på bentisk vegetation

Det finns två rapportserier som är användbara för att söka effekter på bentisk vegetation av tillförsel av fosfor till recipienten: 1) Flyginventeringar av fintrådiga alger (Moksnes & Pihl 1995, Pihl et al 1999-2001, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2003-2004c)(**Figur 21**), och 2) Årliga undersökningar av den bentiska biotan har gjorts med hjälp av ROV och dropvideokamera 1996-2002 (Jenneborg 1996-2002a, samt sammanställningen Jenneborg 2000b)(**Figur 22**).



**Figur 21.** Positioner för samtliga lokaler i region 4 varifrån slumpmässiga eller valda urval flyginventerats med avseende på täckningsgrad av fintrådiga alger 1998-2004. Lokaler i recipientområdet som analyserats i denna studie är utmärkta med pilar, totalt 11st. Bilden är hämtad från (Jenneborg 2003c).



**Figur 22.** Urval av lokaler för årlig inventering mha ROV eller dropvideokamera 1997-2002. Färgerna indikerar miljöförbättring eller försämring år 1999 jämfört med 1998 (se legend uppe till höger). Bilden är hämtad från (Jenneborg 1999a).



När det gäller vegetationsdatan rör det sig i huvudsak om större förekomster av makroalger, cyanobakterier och någon förekomst av ålgräs, dessutom är makrofauna inventerad. Flyginventering är naturligtvis en översiktlig metod, och även ROV-inventeringar måste betraktas som en klart mindre noggrann inventeringsform än dykinventeringar. Vid en jämförelse identifierades 112+114 arter vid dykinventering av två lokaler på norska Skagerrakkusten jämfört med 47+37 arter med ROV (Olsgård et al, in prep). Det är framför allt små och ovanliga arter som missas eller underskattas vid ROV-inventering, medan dominerande arter inventeras bra, och vertikal utbredning beskrivs riktigt. Eftersom metoderna är betydligt snabbare och billigare kan provtagningsstationerna vara många och informationen värdefull trots bristerna.

Ur flygbildsinventeringarna har vi valt ut 11 stationer i Skalkorgarna som är belägna i plymen från Göta älv för att söka effekter på förekomsten av fintrådiga alger (**Figur 21**). Som framgår av **Tabell 3** är utbredningen av fintrådiga alger liten i området och skillnaden är tydlig mot norra Bohuslän (Jenneborg 2004c). Nederst i **Tabell 3** visas den genomsnittliga utbredningen i region 4. I augusti 1999 var det en påtaglig blomning av fintrådiga alger i recipienten och området söder därom enligt rapporten. Tyvärr var ingen av de utvalda lokalerna i Skalkorgarna inventerade den månaden. Sommaren 2003 är det också en uppblomning men den förefaller främst lokaliserad till norra delen av region 4. Från ROV-undersökningarna framgår att en försämring skedde på de mer marint präglade lokalerna i området mellan hösten 1998 och hösten 1999, vilket sammanfaller med uppblomningen av fintrådiga alger registrerad från flygbilder i augusti 1999. 1999 var också ett år med stora flöden i Göta älv, men den extrema vattenföringen i Göta älv 2001 medförde inte någon påtaglig produktionsökning i recipienten. Ingen tydlig återhämtning förefaller ha skett på de marint präglade stationerna under perioden 2000-2002. Utanför Göta älvs mynning inträffade tvärtom en förbättring 1996-99 med ökande förekomster av tång *Fucus spp.* och kelp *Laminaria saccharina* på bekostnad av eutrofigynnade arter (Jenneborg 2000b). Tång och kelp fanns fortfarande kvar 2002 (Jenneborg 2001a, 2002a) men det finns inga data för senare år. Förändringen för makrovegetationen kan inte med säkerhet härledas till någon speciell fosforkälla men förbättringarna i Göta älvs mynning skulle kunna vara en effekt av minskade fosforutsläpp från Ryaverket då lokalerna ligger nära utsläppspunkten. Fosforbidraget från reaktionsströmmen har förvisso också minskat under perioden men dess påverkan borde vara större längre ut och där har istället en försämring skett. Bidraget från Göta älv har inte förändrats signifikant under perioden, men en svag trend visar på en ökning av tillförd fosfat.

**Tabell 3.** Täckningsgrad i procent av fintrådiga alger vid flyginventeringstillfällen 1998-2003. Resultaten för 2003 och 2004 redovisas bara grafiskt i BVVF-rapporterna och tabellvärdena nedan är hämtade från kartor. Samtliga redovisade lokaler är belägna i Skalkorgarna vilket framgår av bild F. Nederst i tabellen är en sammanställning av utbredning av fintrådiga alger i region 4 (se bild F) hämtad från rapport av HydroGIS 2004.

Vik nr	Region	Jul-98	Aug-98	Jul-99	Aug-99	Jun-00	Jul-00	aug-00	Jun-01	Jul-01	Aug-01	Jun-02	Jul-02	Aug-02	Jun-03	Jul-03	Aug-03	Maj-04	Jul-04	Aug-04
1.2/b	4					0				0	0		0							
1.5/592	4							0												
1.6/591	4																			
1.7/593	4	0								0	0			0						
1.8/594	4	0						0		0		0	0							
521.1/a	4								0						6-25		0-5	0-5	0-5	0-5
552.0	4						0		0						0-5	6-25				0-5
553.0	4		0								0							0-5		
554.0	4							5	0											
555.0	4										0		0				0-5			
557.0	4		0																	
Region 4	4	1	1	4	25	2	2	1	6	1	1	1	0	2	13	23	17	1	1	3

## 5. Diskussion och slutsatser

### 5.1 Diskussion

Under perioden 1986-2004 har det varit en allmän nedgång av tot-P och PO<sub>4</sub>-P i kustvattnen på de flesta stationer längs Bohuskusten (Axe m fl 2004). Det är samma trend som vi finner i tillförsel av tot-P och PO<sub>4</sub>-P till recipientområdet. Även ammonium har minskat allmänt i kustvatten, och totalkväve på många stationer medan det saknas allmänna trender för nitrit och nitrat (Axe m fl 2004). Trots detta finns ingen nedåtgående trend i klorofyll *a* i Skalkorgarna, och vid många kuststationer är tvärtom trenden stigande (Axe m fl 2004). Anledningen till detta kan vara förändringar i artsammansättningen (Axe m fl 2004), eller klimatrelaterat. Då halten av klorofyll *a* används som en eutrofiindikator av förvaltningen är det viktigt att förstå vad som orsakar förändringar i koncentrationerna. Vi föreslår därför att detta utreds ordentligt, och att alternativa eutrofiindikatorer som partikulärt organiskt kol (POC), eller direkta produktionsmätningar också utvärderas.

Långsiktiga trender speglas i artsammansättningen och den vertikala utbredningen av makroalger och fastsittande djur. Dessa organismer responderar inte på snabba svängningar av närsalter inom normala intervall och är därför lämpliga för analys av långsamma förändringar. Pågående bassängexperiment på NIVA har visat att ett omslag från eutrofigynnade makroalgsarter till en mer normal sammansättning kan ske med något års fördröjning efter att ett tröskelvärde i närsaltskoncentrationen passerats (Hartvig Christie muntl.). Vi förordar därför att den årliga ROV-undersökningen, som nu utförs av HydroGIS fortsätter, men att tabelldata standardiseras. I tabellen borde också finnas en klassning av lokalens aktuella miljöstatus, enligt den klassificering som beskrivs i rapporterna, så att förändringar i miljöstatus lättare kan följas. Förslagsvis kan även denna rapportserie vara tillgänglig på Bohuskustens vattevårdsförbunds hemsida, och även dykinventeringsdata från eventuella miljöövervakningsprogram finansierade av Länsstyrelsen skulle kunna finnas samlade där.

I den här studien hade vi ambitionen att beräkna hur mycket biotillgänglig fosfor som Ryaverket och andra källor tillför området. Det visade sig vara vanskligt eftersom att området är dåligt studerat och litteraturen visade på stor variation. Informationen vi sammanställt kring detta finns i bilaga 7.2. Eftersom detta är en viktig fråga som påverkar bedömningen av utsläppen anser vi att biotillgängligheten av närsalterna i Ryaverkets utsläpp och bräddvatten bör undersökas och jämföras med vatten från Göta älv och reaktionsströmmen.

Ryaverkets recipient är starkt påverkad av Göta älv, men även av strömmen som kommer in i mynningsområdet söderifrån. Tillsammans orsakar de en hög omsättning av vattnet och en borttransport av utsläppen som sker i mynningsområdet. Variationen i älvens vattenföring är relativt stor trots att den är reglerad för att minska variationen, och detta ger upphov till en variation i saliniteten, saltvattenkilens läge och reaktionsströmmens hastighet. Denna variation är sannolikt en viktig del av förklaringen till att vi inte hittar några effekter av Ryaverkets utsläpp på planktonproduktionen i recipienten. Göta älv och den reaktionsström som älven ger upphov till är också de dominerande fosforkällorna till recipienten, tillsammans ca 4 gånger större än Ryaverkets utsläpp 2003. Effekterna av dessa stora och varierande fosfortransporter maskerar effekterna av Ryaverkets nuvarande utsläpp. Vår slutsats blir därför att 12 tons ytterligare rening sannolikt inte skulle ge några påvisbara effekter. Men det mesta av den fosfor som släpps ut i recipienten under vegetationsperioden kommer sannolikt att tas upp och bidra till att biomassa bildas. Bohuskusten är i huvudsak fosforbegränsad vilket innebär att även om den utsläppta fosfor inte påvisbart resulterar i ökad produktion i närrecipienten bidrar den rimligen till produktion på andra ställen längst kusten. En ny rapport från SMHI (Marmefelt m fl 2004) visar bland annat på flödena av tot-P mellan kustbassängerna. Från bassäng B25 Rivöfjord, som Göta älv mynnar ut i, räknar man med en

nettotransport på 179 ton tot-P per år till intilliggande kustvatten. Man kan därför räkna med att mycket av Ryaverkets utsläpp exporteras andra delar av kusten. Effekterna på biotan kan därmed i nuläget bara bedömas som vilket bidrag de 12 ton tot-P som skall reduceras årligen utgör i förhållande till övriga källor, och till kustens allmänna övergödningssituation.

## 5.2 Slutsatser

- Tillförseln av totalfosfor från havet och Göta älv har de sista åren dominerat i recipienten och Ryaverket står för ca 20 %. En reduktion på 12 ton totalfosfor motsvarar ca 5 % av tillförseln.
- Flödena i Göta älv varierar vilket medför att saltvattenkilens läge inte är konstant. Detta är ett problem för våra beräkningar av massbalanser. För att förbättra modellen krävs bättre mätdata på salinitet i estuarieområdet.
- Sambandet mellan fosforkoncentrationer/tillförsel och halten av klorofyll i ytvattnet är svagt vid Bohuskusten trots höga N:P-kvoter. Detta bör utredas vidare.
- Biotillgängligheten av närsalterna i Ryaverkets utsläpp bör också undersökas och jämföras med andra källor i området.
- Under dessa förutsättningar är det svårt att urskilja några effekter av fosfortillförseln på biotan (mätt som klorofyll *a*), och det gör vi inte heller.
- Det går inte med säkerhet att fastställa att Ryaverkets utsläppsminskningar påverkat makrovegetationen heller, men en förbättring i det inre mynningsområdet i slutet av 90-talet skulle kunna bero på minskade närsaltsutsläpp.
- Tolv tons ytterligare reduktion av fosforutsläppen kommer sannolikt inte ge några påvisbara effekter. Detta beror i första hand på områdets estuariekaraktär, snarare än att fosfor inte tas upp av biotan. Det mesta av den fosfor som släpps ut i recipienten under vegetationsperioden kommer sannolikt att tas upp och bidra till att biomassa bildas. Effekterna på biotan kan därför i nuläget bara bedömas som vilket bidrag de 12 ton tot-P som skall reduceras årligen utgör i förhållande till övriga källor.

## 6. Referenser

- Axe, P., L. Andersson, B. Håkansson, E. Sahlsten och A. Ingemansson, 2004, Sammanställning och utvärdering av hydrografiska mätningar längs Bohuskusten. SMHI rapport 2004-57, preliminär version P1.
- Berge, D. & Källkvist, T. 1990, Biotilgjenglighet av fosfor i jordbruksavrenning sammenliknet med andre forurensningskilder. NIVA Rapport 2367. 130 sidor.
- Berge, D. & Källkvist, T. 1998, Biological availability of various P-sources studied in different test systems. Verh. Internat. Verien. Limnol. 26: 2401-2404.
- Blakar, I. & Lövdstad, Ö. 1989, Determination of available phosphorus for phytoplankton populations in lakes and rivers of South-Eastern Norway. Hydrobiologia.
- Cloern, J. E., 2001, "Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem", Marine Ecology Progress Series 210: 223-253
- Ekholm, P. & Krogerus, K. 2003. Determining algal-available phosphorus of different origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. Hydrobiologia 492: 29-42.
- GÄVVF. 1999, Vatten Magazinet – Tillståndet i Göta älv med biflöden 1999. Göta älvs vattenvårdsförbund.
- GÄVVF. 2003, Rapport avseende vattendragskontroll 2003. Göta älvs vattenvårdsförbund. Rapport.
- Göteborgs va-verk. 2003, Miljörapport för avloppsanläggningar anslutna till Ryaverket
- Göteborgs va-verk 2003, reviderad 2004-07-01
- Håkansson, B. (ed.) 2002, Swedish national report on eutrophication status in the Kattegatt and Skagerrak, OSPAR Assessment 2002. SMHI Oceanography.
- Jenneborg, L-H, Rapporter 1997-2002a, Uppföljning av kvävereningens inverkan på bottarna i Göteborgs norra skärgård, På uppdrag av GRYAAB, HydroGIS AB
- Jenneborg, L-H, 2000b, Kvävereningens inverkan på bottarna i Göteborgs norra skärgård – en jämförelse av undersökningar utförda inom perioden. 1996-1999, På uppdrag av GRYAAB, HydroGIS AB
- Jenneborg, L-H, Rapporter 2001-2004c, Utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda vikar utmed Bohuskusten, HydroGIS AB
- Löfgren, S. & Olsson, H. 1990, Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. Naturvårdsverket rapport 3692.
- Marmefelt, E., H. Olsson, H. Lindow och J. Svensson, 2004, Integrerat kustzonsystem för Bohusläns skärgård. SMHI rapport oceanografi nr 76.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., Sørensen, J., 1997, Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Veiledning, Statens forurensningstilsyn, Veiledning 97:03, 36 sidor.
- Moksnes, P-O, Pihl, L., 1995, Utbredning och produktion av fintrådiga alger i grunda mjukbottenområden i Göteborg och Bohus län, Länsstyrelsen i Göteborg och Bohus län.
- Nilsson, H. C., Pihl, L. 2002, Förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger I grunda mjukbottenområden I Bohuslän under 2002. Marine monitoring vid Kristineberg.
- Olsgard, F., Walday, M., Høkedal, J., Magnusson, J., Moy, F., Nordenhaug, K-M., Tønnesen Lied, T., Ellingsen, K., Remots: Remote sensing techniques. Fjernmålningsmetoder for kartlegging av bunnhabitater – status ved NIVA I 2004, preliminär rapport.

- Persson, G. 1989, Utilization of phosphorus in suspended particulate matter as tested by algal bioassays. Verh. Internat. Verein. Limnol.
- Pihl, L., Svensson, A., Nilsson, H. C., Rapporter 2000 - 2001, Förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottenområden i Bohuslän under 2002. Marine monitoring vid Kristineberg.
- Ryding, SE. & Rast, W. 1989, The Control of eutrophication of lakes and reservoirs. Man and Biosphere Series Vol 1. Unesco Paris and The Parthenon Publishing Group.
- Selmer, J.-S. och L. Rydberg, 1993, Effekter av näringstillförsel med Göta älv och från Ryaverket på Göta älvs mynningsområde. Rapport till Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag.
- SMHI data. Dygnsvärden för vattenföring har använts. Detta redovisas i metoddelarna 2.1.2 och 2.2.3.
- Sonesten, L. m.fl. 2004, Kväve och fosfor till Vänern och Västerhavet. Transporter, retention och åtgärdsscenarioer inom Göta älvs avrinningsområde. Vänerns vattenvårdsförbund Rapport nr 29, 122 sidor, <http://www.vanern.s.se>.
- Söderström, J. 1986, Kustvattnet i Göteborgsregionen 1982-84. Miljöfakta i Göteborgs och Bohus län, 1986:5.

## 7. Bilagor

### 7.1 Litteraturlista med kommentarer relaterade till utredningen

MIS Martin Isæus  
 PGS Per Stålnacke  
 PST Petter Stenström

Numrerade enligt Bilaga 2 i offertförfrågan.

1. Fosforutsläpp till vattenår 2010, delmål, åtgärder och styrmedel. NV 2004-12-31  
*De diagram som visar en källfördelning av fosforutsläppen enligt miljömål för 2010 totalt för Sverige är inte relevant för denna studie./PGS*
2. Utsläppsdata från GRYAAB 1970-2003. Gryaabs miljörapport.  
*Data erhållet digitalt på månadsbasis och uppdelat på direktutsläpp via Ryaverket och bräddning. Resultat redovisas i huvuddelen på rapporten./PGS*
3. Massbalans för fosfor i Göta älvs estuarium för 1970, 1990 och 2003.  
*Visar stor tillförsel av  $PO_4$ -P via marint bottenvatten från Kattegat relativt bidragen från Ryaverken och Göta älv. Vi har dock utnyttjat egna beräkningar för tillförseln via Göta älv och Ryaverken utfört på månadsbasis för 1990-2003. Resultaten redovisas i huvuddelen på rapporten./PGS*
4. The Chatonella-bloom in year 2001 and effects of high freshwater input from River Göta älv to the Kattegatt-Skagerrak area. Bengt Karlsson & Lars Andersson, SMHI, RO No 32.  
*Resultaten diskuteras i den aktuella studien. MIS.*
5. Eutrofiering av svenska kustområden samt omgivande hav. NV. Sid. 73 näringstransporter med Göta älv och Kattegatt. 1993.
6. Göta älvs vattenvårdsförbunds årsrapport 2003. Närsalter  
*Data redovisas för stationerna i Lärjeholm, Stenpiren och Älvsborgsbron. Någon bedömning av resultaten görs inte mer än enkla jämförelser i tabellform med tidigare års tal. Vi har dock utnyttjat data från Göta älvs vattenvårdsförbund för beräkning av vattendragstransporterna 1990-2003./PGS*
7. Effekter av näringstillförsel med Göta älv från Ryaverket på Göta älvs mynningsområde. Selmer & Rydberg. Rapport till Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag 1993.  
*Rapporten och den bilagda artikeln är i första hand inriktade på kvävebalanser, men en del intressanta resultat och iakttagelser presenteras också för fosfor ( $PO_4$ -P). För den studerade perioden, 1988-1992 konstateras bl a (i) att fosfatflödena i mynningsområdet dominerades av flöden från havet, medan bidragen från Göta älv och Ryaverken relativt sett var små, (ii) att flödesmönstret direkt i mynningen var anmärkningsvärt stabilt, vilket förklaras av det reglerade älvflödet, (iii) att reaktionsströmmen härrör från Kattegats yvatten, samt (iv) att det råder ett extremt (!) kväveöverskott i mynningsområdet. Det konstateras också att tillförseln av tot-P från Ryaverken är 3 till 4 gånger större än tillförseln av  $PO_4$ -P./PST*
8. Sammanställningar av Bohuskustens vattenvårdsförbunds Hydrografiska mätningar utförda av SMHI 1990-2003.  
*För "Göta älvs mynning och södra skärgården" finns data från fyra stationer redovisade i rapporten: E Älvsborgsbron, Skalkorgarna, Danaffjord och Valö. Det nämns dock att Valö sällan påverkas av utflödet från Göta älv. Resultaten visar på mycket höga halter av DIN, men låga halter av DIP vid Älvsborgsbron. Vid Skalkorgarna har halterna av DIN minskat och vid Danaffjord bestäms förhållandena av utsjövattnet. Syrgashalterna bedöms som goda vid alla tre stationer. /PST*

9. Swedish National Report on Eutropication Status in the Kattegatt and the Skagerrak – OSPAR assessment 2002. Bertil Håkansson (ed) SMHI, RO No 31, 2003.
10. Primary production in the Baltic entrance region: trends and variability Rydberg, AErtebjerg and Edler. J, Sea Res. In press
11. Bohuskustens vattenvårdsförbunds mätningar av makroalger 1992-1995
12. Förekomst och utbredning av fintrådiga grönalger 1994-2003  
*Rapportserien utgörs av en rapport för 1994-95, och årsrapporter 1998-2004 med kvantitativa data och sammanställningar för Bohuslän. I rapporterna 199-95, 2003 och 2004 redovisas inte utbredningen av fintrådiga alger i tabellform utan endast grafiskt i diagram och kartor. En generell trend över hela perioden är att norra Bohuslän (region 1) har betydligt större förekomster och utbredning av fintrådiga alger än övriga Bohuslän (region 2-4). Inventeringarna är gjorda mha flygbilder 2-3 gånger per sommar 1998-2004. Det finns inga tydliga trender vad gäller fintrådiga alger, men två tydliga uppblomstringar augusti 1999 och sommaren 2003. /MIS*
13. Sjögräsängars utbredning halverad i Bohuslän. Pressmeddelande 2000-11-29. Länst. Västra Götaland
14. Long-term changes in macroalgal vegetation on the Swedish coast. BK Eriksson. Acta Univ. Upsal. Uppsala 2002.  
*Avhandlingen beskriver eutrofieringseffekter i stort och förändringar i makroalgsvegetationen i två områden vid svenska kusten. Studierna bygger på ominventeringar av bottenar som blivit inventerade vid en tidigare tidpunkt (Öregrund 1943-44 och 1986, Gullmarsfjorden (1) 1941 och (2) 1960-61). Eutrofi-effekterna som sådana är relevanta för denna studie. Det finns också intressanta studier av effekter av sedimentering på makroalger etc. i avhandlingen. /MIS*
15. Long-term changes in macroalgal vegetation of the inner Gullmar fjord, Swedish Skagerrak coast. Eriksson, Johansson & Snoeijs. J. Phycol. 38: 284-296. 2002.  
*Se ovan (14). /MIS*
16. Long-term changes in macroalgal vegetation In the Skagerrak area. Johansson et al. Hydrobiologia 385: 121-138. 1998.  
*Se ovan (14). /MIS*
17. Epibioses of Gullmarsfjorden: An underwater stereophotographical transect analysis in comparison with the investigation of Gislén in 1926-29. Svane och Gröndahl. Ophelia 28(2):95-110. 1988.  
*Artikeln jämför makroflora och makro fauna 1986-87 med gamla inventeringar 1926-29 i Gullmarsfjorden. Författarna konstaterar att djuputbredningen för makroalger generellt minskat mellan inventeringstillfällena. Övergödning förs fram som en möjlig förklaring till detta, men kritiserar också som dåligt underbyggd slutsats. En rad andra orsaker diskuteras. /MIS*
18. Långsiktiga förändringar av makroalgfloras artsammansättning och utbredning I södra Laholmsbukten sedan 1950-talet. Tore Wennberg. SNV rapport 3290. 1987. *Rapporten beskriver den successiva förändringen av makroalgsfloran 1952-86 i Laholmsbukten. Generellt har Fucus-arter minskat (fleråriga tångarter) och Cladophora och Enteromorpha (fintrådiga grönalger) ökat under perioden. /MIS*
19. Kvävereningens inverkan på de marina bottenmiljöerna från Ryaverkets avloppsutsläpp i Göta älv GRYAAB. 1996-2002. L-H Jenneborg, HydroGIS AB, 2002  
*Se kommentarer angående metoder nedan (21). /MIS*
20. Utbredning av Ulvaria obscura 1982-2001. L-H Jenneborg, HydroGIS.  
*Inventeringsdata som tyvärr är svårtolkad i sin nuvarande presentation. Varje GIS-karta visar 5 års inventeringar utan att det går att skilja inventeringsplatser mellan år. Inventeringsområdena har också varierat mellan 5-års beskrivningarna vilket gör att trender inte kan urskiljas. /MIS*
21. Uppföljning av kvävereningens inverkan på bottenarna i Göteborgs norra skärgård. På uppdrag av GRYAAB. L-H Jenneborg, HydroGIS. 1996 – 2002.

*Rapportseriens lokalbeskrivningar ger en god bild av de dominerande arterna i recipienten. Metoden att videofilma ger naturligtvis inte lika hårda data som dykinventeringar, och många arter missas säkert. Men ger ändå underlag gott nog för att skapa sig en bild av övergödningssituationen. Eftersom metoden är betydligt lättare och billigare än dykning kan man vinna i kvantitet vad man tappar i kvalitet. Det är dock svårt att skaffa sig en bild av eventuella trender utifrån texterna så en sammanställning 1996-2002 efterlyses. Denna bör presentera mer diagram utifrån observationsdata än (19), men de mjukare bedömningarna fyller också en funktion. Till årsrapporterna bör tabeller på observationsdata bifogas. /MIS*

Litteratur inte upptagen i Bilaga 2:

22. Miljö i Bohuslän 1986. Rapport om tillsynsverksamheten. Läns. I Göteborg och Bohus län, Naturvårdsenheten. 1987:5  
*Årsvisa data för avloppsreningsverk, närsaltstransport större vattendrag, samt månadsvisa diagram för klorofyll/siktdjup, koncentration av tot-fosfor, oorg fosfor, kväve, kolbindning. För gammalt för den aktuella undersökningen. MIS.*
23. Miljö i Bohuslän 1987. Rapport om tillsynsverksamheten. Läns. I Göteborg och Bohus län, Naturvårdsenheten. 1988:2
24. Integrerat Kustzonsystem för Bohusläns skärgård. E Marmefelt et al. SMHI rapport 76 (version 2) 2004.  
*Rapporten beskriver uppbyggnad och validering av en kustzonsmodell för Bohusläns skärgård. Modellen delar upp skärgården i ett antal horisontellt integrerade, men vertikalt upplösta, bassänger. Modellen beräknar flöden av vatten och lösta ämnen, bl a tot-P, mellan de olika bassängerna. Göta älvs mynningsområde ut till Skalkorgarna utgör en bassäng, B25. Dessutom är bassängerna B26, söder om mynningsområdet, och B24, väster om mynningsområdet, intressanta för vår studie. Stationen Danafford ligger mitt i B24. Rapportens relevans begränsas dock av att resultaten presenteras starkt integrerade, både över tid (t ex ton tot-P per år) och över djup, så att det inte går att skilja ut transporter i ytvattnet, åtminstone inte för mynningsområdet. Intressanta saker att notera i rapporten är (i) att Göta älvs mynningsområde och Nordre älvs mynningsområde sticker ut starkt vad gäller landtillförsel av fosfor, med värden minst 30 gånger större än övriga bassänger (ingen överraskning i och för sig), (ii) att nettoutbytet med bassängen söder om Göta älvs mynningsområde, B26, är nära noll, vilket förmodligen beror på att den nordgående yströmmen och den sydgående bottenströmmen tar ut varandra, samt (iii) att Danafford påverkas mer av utbytet med kustbassängerna utanför än av utbytet med mynningsområdet. PST*
25. Slutlig bedömning a muddringens effekter. HydroGIS. Rapport 369, 2004
26. Sedimentundersökningar längst Bohuskusten 1995 samt nuvarande trender i kustsedimentens miljö kvalitet – en rapport från fem kontrollprogram. Ingemar Cato SGU, Uppsala 1997  
*Sedimentprovtagning utfördes 1990 av SMHI och 1995 av NIVA. Stationerna 2 Skalkorgarna och 4 Danafford ligger i recipientområdet till Ryaverket. Båda stationerna har högre halt tot-P i ytsedimenten 1995 jmf med 1990 i likhet med övriga stationer längst Bohuskusten. Signifikanta ökning av tot-P i Göta älvsedimenten har uppmätts vid Dösebacka (GÄV 1, uppströms GBG) +80 % och vid Eriksberg (GÄV2) +6 %. Dessa förklaras med de ökade (beräknade) totalfosforflöden 1993-96 (Göta älvs vattenvårdsförbund 1996). Sediment behandlas inte vidare i den aktuella undersökningen. MIS*
27. Miljögifter och miljö kvalitet längst Bohuskusten 1990-1998 – förändringar, belastningar och samband. Ingemar Cato SGU. Rapporter och meddelanden 103. Uppsala 2000  
*Miljögiftsanalyser av samma sedimentprover som nämnts ovan samt biologiskt material insamlat från 21 stationer 1992-1997 längs Bohuskusten. Inga data användbara för den aktuella studien. MIS*
28. Kustvattnet i Göteborgsregionen 1982-84. Johan Söderström.



*Rapporten ger en bra överblick över strömningsmönster och de relativa storlekarna på flöden av tot-P, men framförallt data för Göta älv och Ryaverken är för inaktuella för att vara användbara. /PST*

## 7.2 Biotillgängligt fosfor

Biotillgängligheten av fosfor (Bio-P) från olika källor är mindre väl studerat och behäftad med stor osäkerhet pga metodologiska problem och icke-jämförbar metodik. Studier från NIVA i Norge och SYKE i Finland (Berge & Källkvist 1998, Ekholm & Krogerus 2003) indikerar tydligt att olika källor till fosfor i vattendrag har olik biotillgänglighet (se tabell 1). Tabellen visar generellt att orenat avloppsvatten har hög biotillgänglighet som avtar med grad av rening. Studierna visade också stor spridning mellan enskilda prover och Ekholm (pers. medd.) poängterar att användandet av dessa siffror i andra vattendrag och reningsanläggningar är behäftad med stor osäkerhet. Studier av jordbruksavrinning i sydöstra Norge har visat att 25-75% av totalfosfor är alg-tillgänglig (Blakar & Lövestad 1989) vilket också konfirmerar problemet med att bestämma riktiga bio-P koefficienter.

Vid Alelyckan mäts vid sedan av tot-P också  $PO_4$ -P (orto-fosfat). Rest-P är här definierat som differensen mellan tot-P och  $PO_4$ -P. Utan att ha tillgång till studier så kan det nog antas att en stor del av rest-P i Göta älv är partikel-bundet (adsorberat) fosfor pga lerinnehållet i vattnet. Persson (1989) visade att den partikulära fosfor var mindre tillgänglig i jordbruksavrinning (<50%) än i avrinning från skogsområden och i kemiskt renat avloppsvatten (järnfällning).

Det bör dock påpekas att alla dessa studier i huvudsak handlar om det omedelbart tillgängliga fosfor och ska formellt bara betraktas som potentiellt direkt biotillgängligt (veckor). Sett i ett längre tidsperspektiv (månader och år) beroende på ändringar i sedimentation, ljus, pH redox-förhållanden kan naturligtvis mer icke-tillgängligt bli tillgängligt. De refererade studierna är också till stor del laboratorie- eller mesokosmstudier. Den största osäkerheten verkar vara kring bio-P knutet till erosion. Många av studierna avser också alg-tillgänglighet under aeroba förhållanden. Ekholm & Krogerus (2003) poängterar att biotillgängligheten när fosfor är bundet till järn kombinert med syrgasfattiga eller anaeroba förhållanden ger upphov till stor tillgänglighet. Speciellt problematiskt kan detta vara för marina sediment som i jämförelse med sötvatten ofta har lägre fosfor-bindningskapacitet. Det bör nämnas att i Ryaverken används järnsulfat som fällningskemikalie.

**Tabell A1.** Procentuellt biotillgängligt fosfor från olika fosforkällor till vattendrag. Efter Berge & Källkvist (1998) och Ekholm & Krogerus (2003)

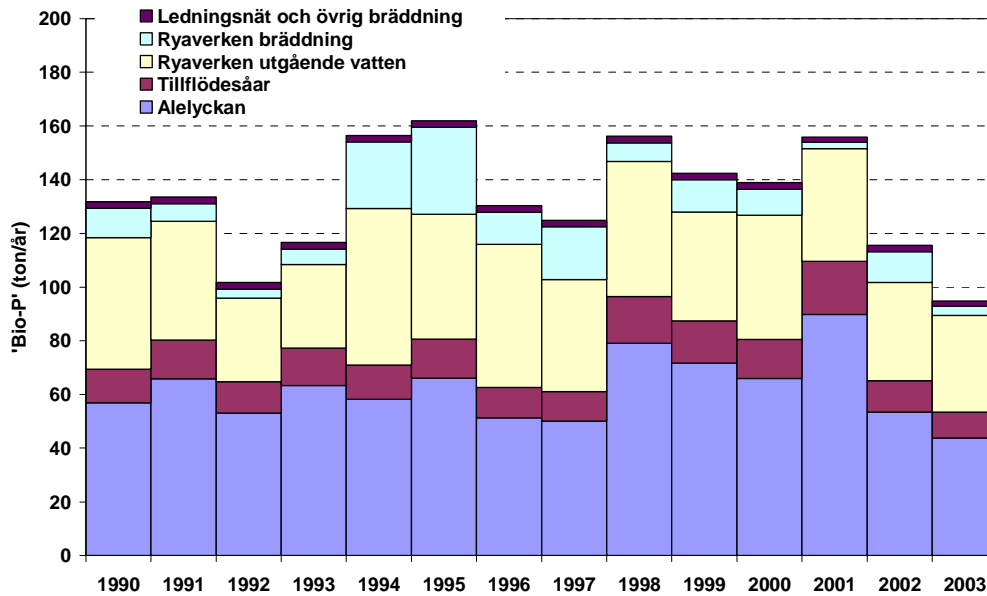
Fosforkälla	Biotillgängligt fosfor enligt Berge & Källkvist (%)	Biotillgängligt fosfor enligt Berge & Källkvist (%)
Erosion från spannmålsområden	24	19-31
Avrinning från stallgödsel på hösten	63	
Läckage från gödselkällare	79	69
Silosaft	59	
Naturlig erosion (glaciär)	13	
Skog		16
Obehandlat avloppsvatten	60	
Avloppsvatten från enskilda avlopp	95 <sup>1</sup>	89
Avloppsvatten från ARV med biologisk rening	-	83
Avloppsvatten från ARV med kemisk rening	-	36
Tvättmedel	76	

1) Sandfiltrerat

2) Avrinning om hösten

Baserat på dessa litteraturuppgifter har vi i denna studie har vi gjort följande antaganden vid anslaget på biotillgängligt fosfor:

- 36 % av total fosfor utsläpp i Ryaverken är biotillgängligt
- 60 % av totalfosfor utsläpp vid bräddning i Ryaverken och bräddning/förluster i ledningsnät och pumpstationer
- 100 % av  $\text{PO}_4\text{-P}$  mätt vid vattendragstationerna är biotillgängligt
- 50 % av rest-P (differensen mellan uppmätt tot-P och  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) i vattendraget är biotillgängligt.



Figur A1. Grovt anslag på årstransporter och utsläpp från olika källor av biotillgängligt fosfor 1990-2003 till kustvattnet utanför Göteborg

### 7.3 Tabeller for norsk klassifisering av miljøtilstand

Utdrag ur

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., Sørensen, J., 1997, Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Veiledning, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Veiledning 97:03, 36 sider.

Bedømmelsen av de vannkjemiske resultatene er gjort i forhold til de norske miljøkvalitetskriteriene. Den er beregnet for vannmasser med saltholdighet over ca. 20.

Tabell 4. Klassifisering av tilstand for næringssalter, klorofyll *a* og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet. Oksygenmetningen er beregnet for saltholdighet 33 og temperatur 6°C.

	Parametre	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
<b>Overflatelag Sommer (Juni-august)</b>	Total fosfor (µg P/l)*	<12	12-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat-fosfor (µg P/l)*	<4	4-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	<250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µg N/l)*	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium-nitrogen (µg N/l)*	<19	19-50	50-200	200-325	>325
	Klorofyll <i>a</i> (µg/l)	<2	2-3.5	3.5-7	7-20	>20
Siktedyp (m)	>7.5	7.5-6	6-4.5	4.5-2.5	<2.5	
<b>Overflatelag Vinter (desember- februar)</b>	Total fosfor (µg P/l)*	<21	21-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat-fosfor (µg P/l)*	<16	16-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	<295	295-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µg N/l)*	<90	90-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium-nitrogen (µg N/l)*	<33	33-75	75-155	155-325	>325
<b>Dypvann</b>	Oksygen (ml O <sub>2</sub> /l)**	>4.5	4.5-3.5	3.5-2.5	2.5-1.5	<1.5
	Oksygen metning (%)	>65	65-50	50-35	35-20	<20

\* Omregningsfaktoren fra µg/l til µg-at/l er 1/31 for fosfor og 1/14 for nitrogen.

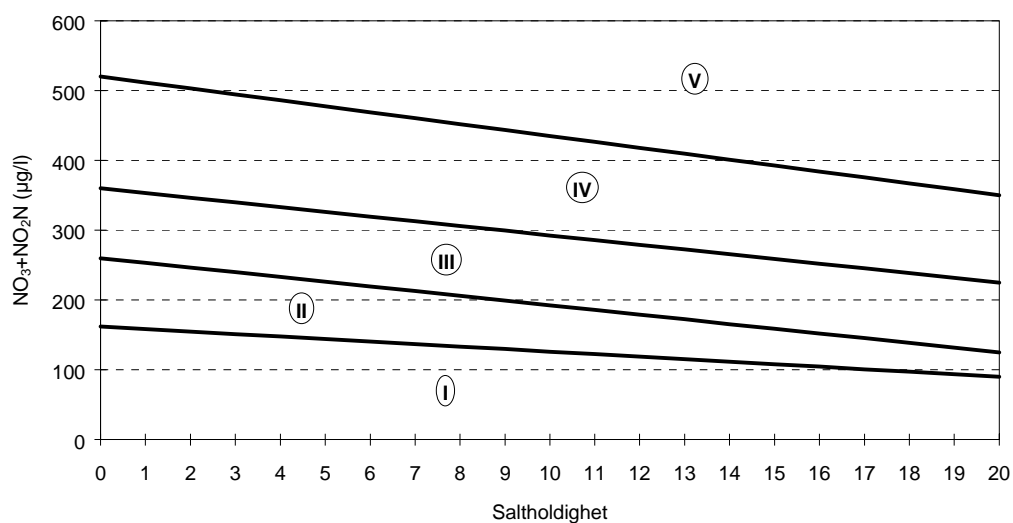
\*\* Omregningsfaktoren fra mlO<sub>2</sub>/l til mgO<sub>2</sub>/l er 1.42

For løste næringssalter mangler ferskvannskriterier, og andelen nitrat og fosfat er derfor beregnet i forhold til totalnitrogen og tot-P for vinter og sommer med observasjoner fra Glomma. Kriteriene for løste næringssalter bør således begrenses til bruk på områder i Sør-Norge. Figur 1 viser eksempel på hvordan Tabell 5 kan brukes til klassifiseringsdiagrammer for nitrat. Foreløpig bør slike diagrammer brukes med forsiktighet, og sammen med andre klassifiseringsparametre.

**Tabell 5.** Klassegrenser for næringssalter og siktedyp ved saltholdighet i intervallet 0-20.

Overflatelag	Parametre	Saltholdighet	Tilstandsklasse				
			I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Sommer: (Juni-august)	Total fosfor ( $\mu\text{gP/l}$ )	0	<7	7-11	11-20	20-50	>50
		20	<12	12-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat-fosfor ( $\mu\text{gP/l}$ )	0	<1.5	1.5-2.5	2.5-4.5	4.5-11	>11
		20	<4	4-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen ( $\mu\text{gN/l}$ )	0	<250	250-400	400-550	550-800	>800
20	<250	250-330	330-500	500-800	>800		
Nitrat-nitrogen ( $\mu\text{gN/l}$ )	0	<125	125-200	200-275	275-400	>400	
	20	<12	12-23	23-65	65-250	>250	
Siktedyp (m)	0	>7	4-7	2-4	1-2	<1	
	20	>7.5	6.2-7.5	4.5-6.2	2.5-4.5	<2.5	
Vinter: (Desember-februar)	Total fosfor ( $\mu\text{gP/l}$ )	0	<7	7-11	11-20	20-50	>50
		20	<21	21-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat-fosfor ( $\mu\text{gP/l}$ )	0	<4	4-5	6-10	10-25	>25
		20	<16	16-21	21-34	34-50	>50
Total nitrogen ( $\mu\text{Ng/l}$ )	0	<250	250-400	400-550	550-800	>800	
	20	<295	295-380	380-560	560-800	>800	
Nitrat-nitrogen ( $\mu\text{gN/l}$ )	0	<160	160-260	260-360	360-520	>520	
	20	<90	90-125	125-225	225-350	>350	

Overflateobservasjoner vinter (desember-februar)



**Figur 1.** Diagram for klassifisering av nitrat-nitrogen ( $\mu\text{gN/l}$ ) i vinterhalvåret, ved saltholdighet i intervallet 0-20.

## 7.4 Trender i recipientområdet jämförda med norska kvalitetskriterier

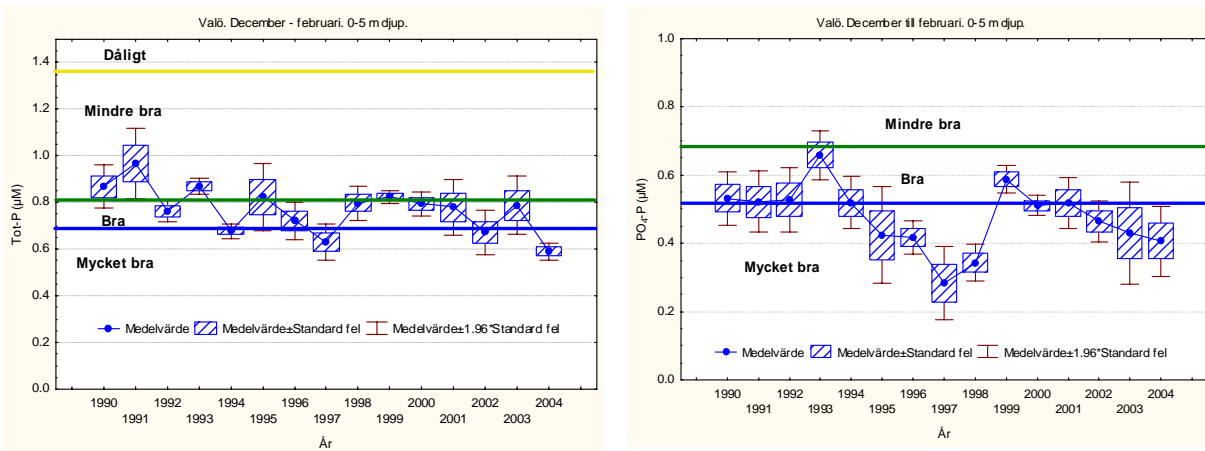
Här följer en beskrivning av trender i uppmätta närsaltskoncentrationer för Älvsborgsbron, Skalkorgarna och Valö 1990-2004. Analyserna bygger på data från Bohuskustens kontrollprogram och stationerna är valda för att belysa gradienten från områden starkt påverkade av Göta älv, via intermediären Skalkorgarna till Valö som i huvudsak är marint påverkad. I figurerna är värdena klassade enligt det norska klassificeringssystemet för miljöklassning i kustvatten (Molvær 1997). Figurerna studeras med fördel parallellt med motsvarande figurer i SMHIs sammanställning och utvärdering av hydrologiska mätningar längst Bohuskusten (Axe m fl) som har jämförelser med Vattendirektivets preliminära bedömningsgrunder. Ett utdrag ur den norska rapporten som visar en schematisk uppställning av klassindelningen finns i bilaga 7.3. I korthet gäller att de norska kriterierna för eutrofieringstillståndet är indelat i fem tillståndsklasser: Mycket bra, bra, mindre bra, dåligt och mycket dåligt.

För vintersäsongen, innan våruppblomstringen, är kriterierna korrigerade för salthalten på följande sätt:

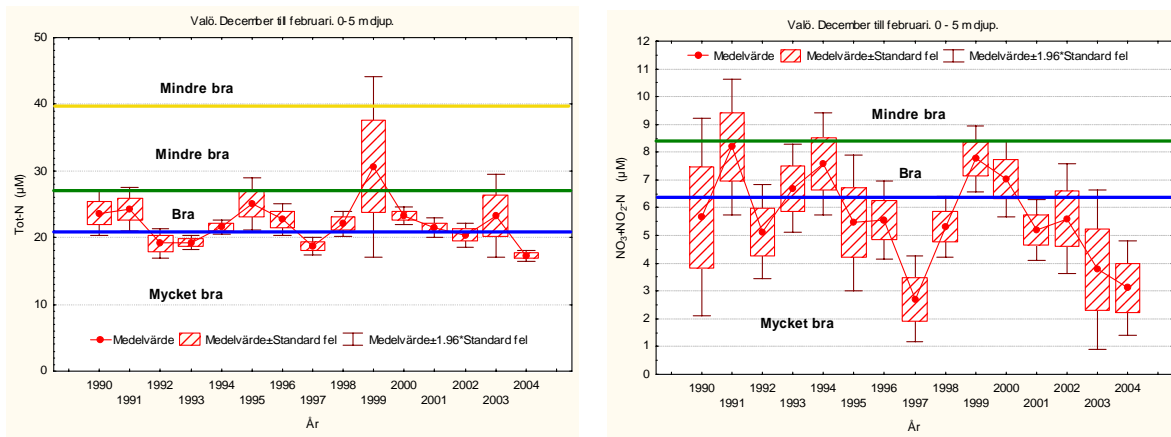
1. I älvmynningen (salthalt 0 psu) är kriterierna lika som för motsvarande parametrar och tillståndsklass för sötvatten
2. För salthalter högre än 20 psu är kriterierna lika som för marina förhållanden.
3. Linjär interpolering har använts för att ta fram kriterier för salthalter mellan 0 psu och 20 psu.
4. Resultaten av interpoleringsmetoden har testats i Hvalerområdet och funnits rimliga.

För de presenterade figurerna har först salthaltsvariationen relaterat till djupet undersökts. Detta har gjorts för att fastslå om hänsyn till salthalt är nödvändig, samt vilket djupintervall som kan betraktas som ytvatten (över språngskiktet). För närsalter har bara vintervärden använts. De kan förväntas spegla näringstillförseln bäst då närsalterna inte tas upp av organismer i någon högre utsträckning under vintern. För siktdjup och klorofyll finns inte vintervärden och här har därför sommarvärden från juni-augusti använts.

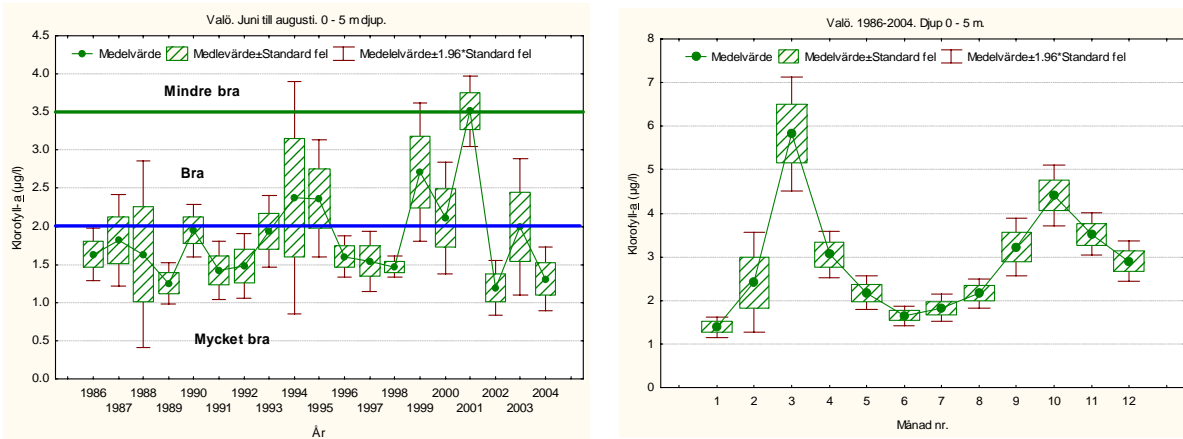
### Valö



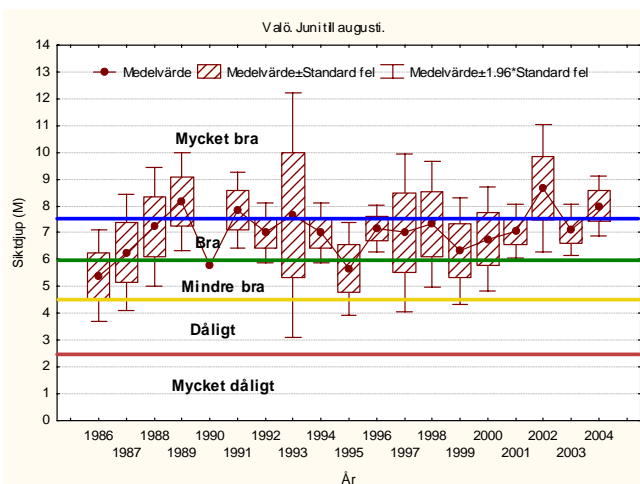
**Figur 23.** Mätvärden för tot-P och PO<sub>4</sub>-P i ytvattnet (0-5 m) vid Valö 1990-2004 (µM) jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997). Vintervärden, december-februari.



**Figur 24.** Mätvärden för totalkväve och nitrit plus nitratkväve ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ) i ytvattnet (0-5 m) vid Valö 1990-2004 ( $\mu\text{M}$ ) jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997). Vintervärden, december-februari.

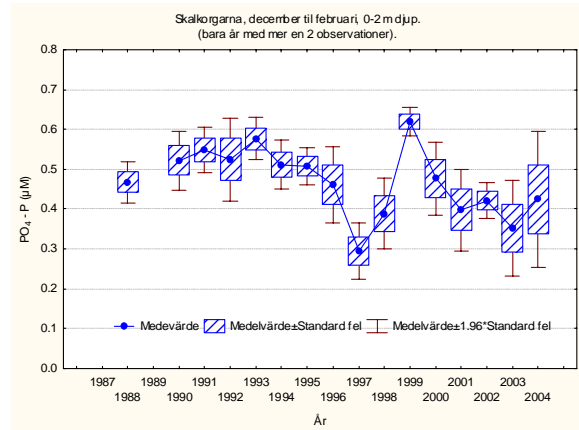
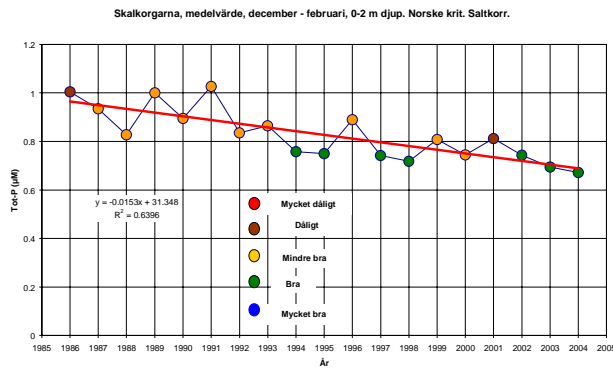


**Figur 25.** Mätvärden för klorofyll *a* i ytvattnet vid Valö 1986-2004 ( $\mu\text{M}$ ). Till vänster är sommarvärden (jun-aug) jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997). Till höger variationen av klorofyll *a* över året.

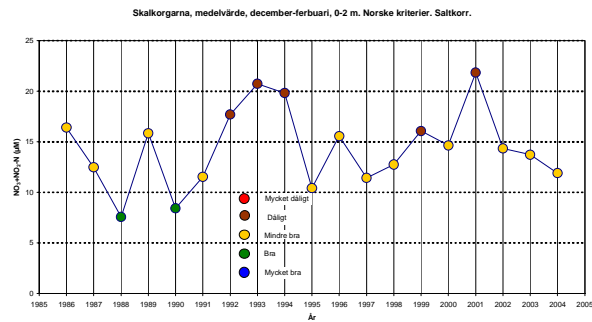
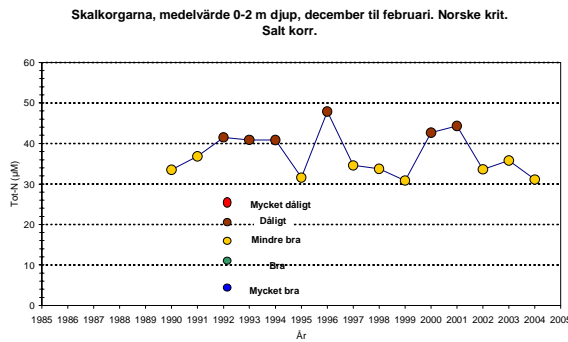


**Figur 26.** Mätvärden för siktdjupet under sommaren (jun-aug) vid Valö 1986-2004 ( $\mu\text{M}$ ) jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997).

## Skalkorgarna

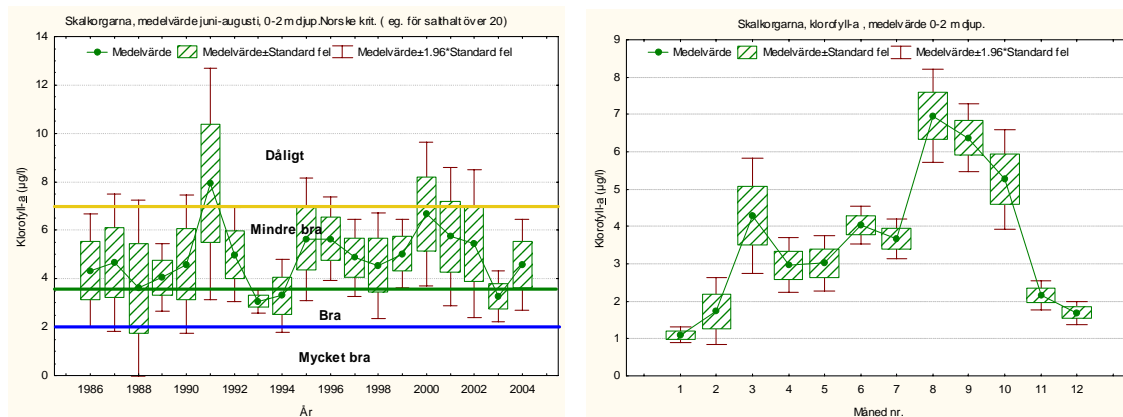


**Figur 27.** Mätvärden för tot-P och PO<sub>4</sub>-P i ytvattnet (0-2 m) vid Skalkorgarna 1986/88-2004 (µM) jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997). Värderingarna är korrigerade för salthalten. Vintervärden, dec-febr.

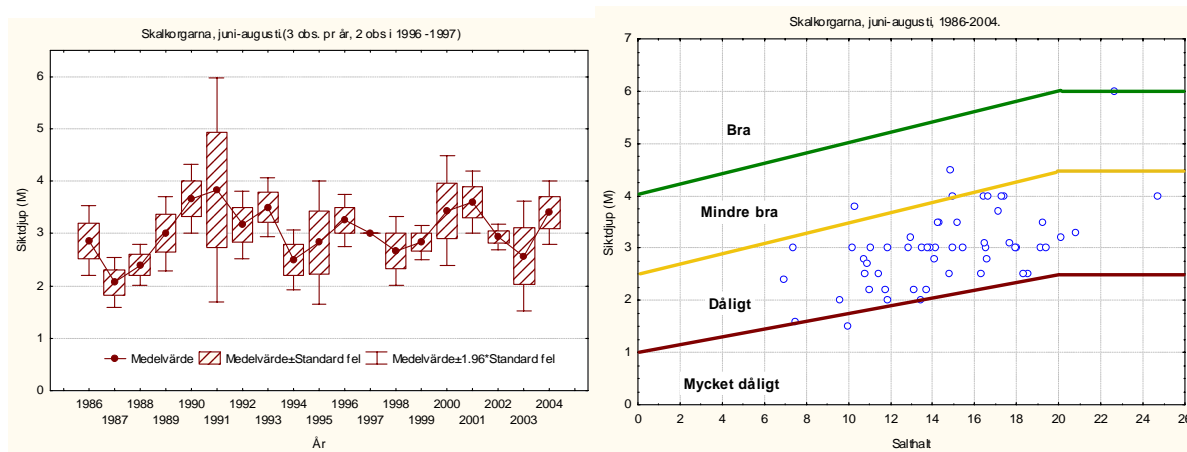


**Figur 28.** Mätvärden för totalkväve och nitrit plus nitratkväve (NO<sub>x</sub>-N) i ytvattnet (0-2 m) vid Skalkorgarna 1986/90-2004 (µM) jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997). Värdeklasserna är korrigerade för salthalten. Vintervärden, dec-febr.



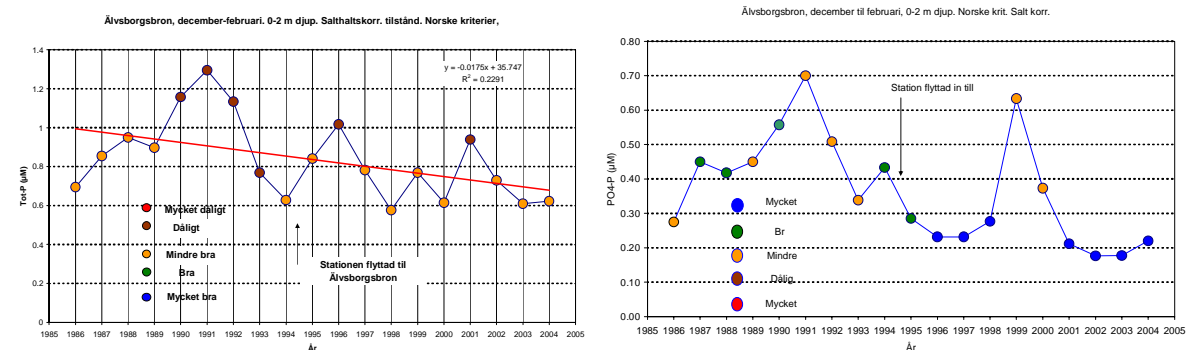


**Figur 29.** Mätvärden för klorofyll a i ytvattnet (0-2 m) vid Skalkorgarna 1986-2004 (µM). Till vänster jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997). Till höger variationen av klorofyll a över året. Sommarvärden, jun-aug.

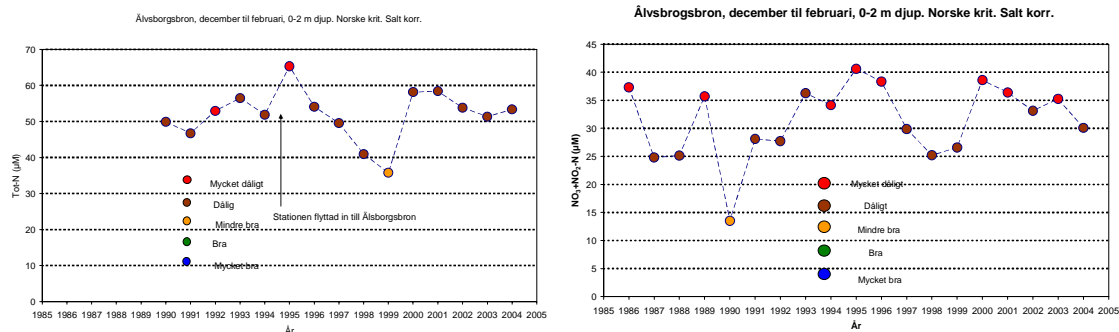


**Figur 30.** Till vänster mätvärden för siktdjupet vid Skalkorgarna 1986-2004 (µM). Till höger är samma data plottade mot salthalt och jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997). Sommarvärden, jun-aug.

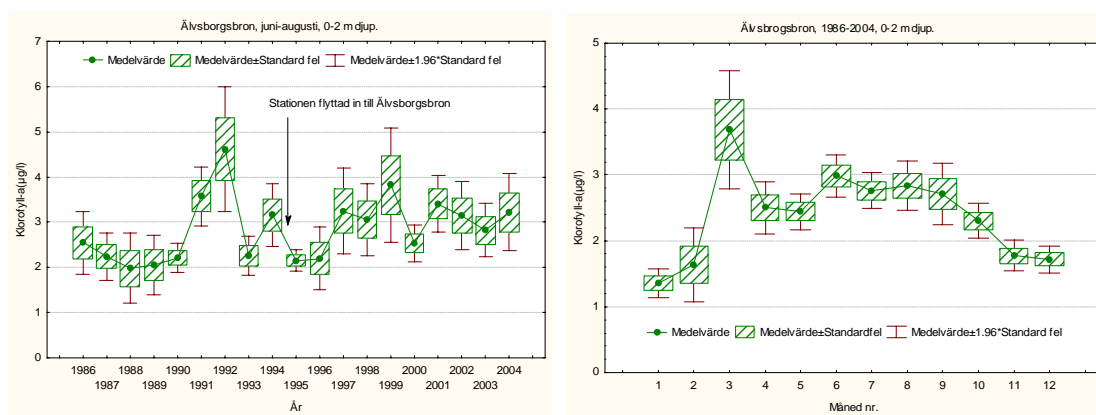
## Älvsborgsbron



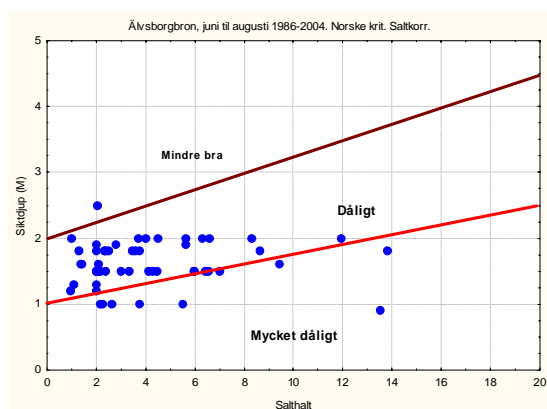
**Figur 31.** Vintervärden (dec-feb) för tot-P och PO<sub>4</sub>-P i ytvattnet (0-2 m) vid Älvsborgsbron 1986-2004 (µM) jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997). Värdeklasserna är korrigerade för salthalten. Pilen markerar när mätstationen flyttades till öster om Älvsborgsbron 1994.



**Figur 32.** Vintervärden (dec-feb) för totalkväve och nitrit plus nitratkväve (NO<sub>x</sub>-N) i ytvattnet (0-2 m) vid Älvsborgsbron 1990/86-2004 (µM) jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997). Värdeklasserna är korrigerade för salthalten. Pilen markerar när mätstationen flyttades till öster om Älvsborgsbron 1994



**Figur 33.** Sommarvärden (jun-aug) för klorofyll *a* i ytvattnet (0-2 m) vid Älvsborgsbron 1986-2004 (µM). Pilen markerar när mätstationen flyttades till öster om Älvsborgsbron 1994. Till höger variationen av klorofyll *a* över året.



**Figur 34.** Sommarvärden (jun-aug) för siktdjupet vid Älvsborgsbron 1986-2004 (µM) plottade mot salthalt och jämförda med norska kriterier för miljöklassning (Molvær m fl 1997).