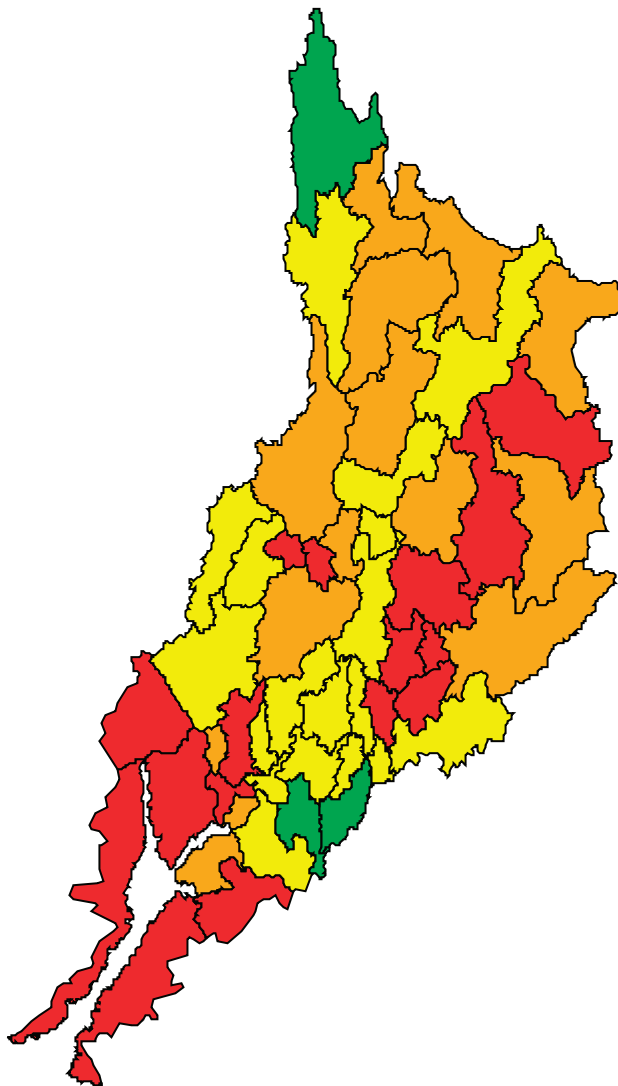




LÄNSSTYRELSEN  
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Rapport 2006:08

## Modellering i Gullmarns tillrinningsområde



[www.o.lst.se](http://www.o.lst.se)



Interreg North Sea Region



# Modellering i Gullmarns tillrinningsområde



LÄNSSTYRELSEN  
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN  
Rapport 2006:08

PRODUKTION Länsstyrelsen i Västra Götalands län | Vattenvårdsenheten | Tel. 031-60 50 00

FÖRFATTARE Lena Enebjörk | Länsstyrelsen i Västra Götalands län  
Jonny Svensson | Thalassos computations  
Jessica Zakrisson | IVL Svenska miljöinstitutet

RAPPORT 2006:08

ISSN 1403-168X

Hämta rapporten på [www.o.lst.se](http://www.o.lst.se) under rubriken Publikationer





# DEL 1

## Fraktionering av kväve för modellering av påverkan i avrinningsområden

Jessica Zakrisson

juni 2005

# IVL

<b>Organisation/Organization</b> IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	<b>RAPPORTSAMMANFATTNING</b> <b>Report Summary</b>
<b>Adress/address</b>	<b>Projekttitel/Project title</b>
<b>Telefonnr/Telephone</b>	<b>Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor</b>
<b>Rapportförfattare/author</b> Jessica Zakrisson	
<b>Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report</b> Fraktionering av kväve för modellering av påverkan i avrinningsområden	
<b>Sammanfattning/Summary</b> .	
<b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords</b>	
<b>Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data</b> IVL Rapport/report	
<b>Rapporten beställs via /The report can be ordered via</b> <a href="http://www.ivl.se">www.ivl.se</a> , eller/or e-mail: <a href="mailto:publicationservice@ivl.se">publicationservice@ivl.se</a>	



## Sammanfattning

Örekilsälven har med sin transport av fosfor och kväve en betydande påverkan på Gullmarsfjorden. Som ett led i att minska övergödningen har kommunerna kring Gullmarn och Örekilsälven tillsammans med Länsstyrelsen och Skogsvårdsstyrelsen startat projektet NOLIMP-WFD. Det ligger i NOLIMP:s intresse att få bättre kunskap om källfördelning och möjligheterna att minska växtnäringsläckagen och därmed övergödningproblemen i Gullmarsfjorden. Därvid finns ett specifikt intresse av metodik för fraktionering av kväve i organiskt och oorganiskt kväve tas fram.

IVL har därför av projektet NOLIMP-WFD och Stiftelsen IVL haft uppdraget att leverera ett system för datahantering, källfördelning och modellering av transport och koncentrationer för kväve och fosfor samt åtgärdsscenarioer för Gullmarns avrinningsområde. Det system som har levererats är en vidareutveckling av WATSHMAN (*Watershed Management System*) som har utvecklats på IVL sedan 1999-2000 och implementerats för ett flertal avrinningsområden såväl i Sverige som internationellt. I uppdraget ingick även att vidareutveckla källfördelningsberäkningarna med kvävefraktionering samt att utveckla funktionalitet för att beräkna varje delavrinningsområdes nettobidrag av kväve och fosfor till havet.

För modelluppbyggnaden har tidsperioden 1997-2003 använts. I genomsnitt beräknades Gullmarn belastas med 1002 ton kväve och 42 ton fosfor per år under tidsperioden. Jordbruksmarken är den dominerande källan för både kväve och fosfor och står för 64% av totalkvävebelastningen och 66% av totalfosforbelastningen. Övriga antropogena källor i form av dagvatten från bebyggelse, enskilda avlopp och punktkällor står tillsammans för 11% av kvävebelastningen och 21% av fosforbelastningen (enskilda avlopp står ensamt för 14%). Kväveförlusterna varierar mellan 2 och 29 kg/ha för de 52 olika delavrinningsområdena med högst värden i de jordbruksdominerade områdena samt där det finns större punktkällor. Fosforförlusterna beräknades till 0,06-0,9 kg/ha. De högre värdena sammanfaller med jordbruksmark, större punktkällor, enskilda avlopp samt dagvatten från tätorter.

Kvävehalterna (medelvärde maj-oktober) varierar enligt beräkningarna mellan 0,14 och 4,8 mg/l i olika delavrinningsområden och fosforhalterna mellan 0,002 och 0,15 mg/l. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag är klass 3 (hög halter) och klass 4 (mycket höga halter) dominerande i området. Inget delavrinningsområde befinner sig enligt beräkningen i klass 5 (extremt höga halter).

## Innehållsförteckning

Inledning .....	3
Målsättning .....	3
Studieområdet - Örekilsälven .....	3
Modellbeskrivning .....	6
Avrinningsberäkning .....	8
Indata .....	9
Retentionsberäkningar .....	9
Transportberäkning .....	10
Belastningsberäkning .....	11
Diffust läckage av kväve och fosfor .....	11
Källfördelning av kväve och fosfor samt kvävefraktionering .....	12
Kvävet former och kretslopp .....	12
Jordbruksmark .....	13
Deposition .....	14
Skogsmark och hyggen .....	15
Dagvatten .....	16
Punktutsläpp .....	19
Enskilda avlopp .....	22
Beräkning av enskilda avloppens belastning i Örekilsälven .....	23
Meteorologi, hydrologi och vattenkemi i Örekilsälven .....	27
Resultat .....	30
Avrinning .....	30
Belastning, retention och källfördelning av kväve och fosfor .....	31
Kväve, brutto- och nettobelastning .....	32
Fosfor, brutto- och nettobelastning .....	33
Retention av kväve- och fosfor .....	34
Halter av totalkväve och totalfosfor .....	35
Källfördelning av kväve och fosfor .....	36
Exempelscenarie .....	37
Källfördelning .....	39
Kalibreringsresultat .....	40
Slutsatser .....	41
Referenser .....	43

## Inledning

Örekilsälven har med sin transport av kväve och fosfor en betydande påverkan på Gullmarsfjorden. Som ett led i att minska övergödningen har kommunerna kring Gullmarn och Örekilsälven tillsammans med Länsstyrelsen och Skogsvårdsstyrelsen startat projektet NOLIMP-WFD. Föreliggande projekt, som är samfinansierat av NOLIMP-projektet och Stiftelsen IVL, har syftat till att med hjälp av IVLs verktyg WATSHMAN (*Watershed Management System*) förbättra kunskapen om källfördelning och möjligheterna att minska växtnäringssläckaget och därmed övergödningproblemen i Gullmarsfjorden. Projektet har innefattat databasuppbyggnad, modellberäkningar och scenarieanalyser samt utveckling av metodik för att behandla kvävet i dess fraktioner (organiskt kväve, ammoniumkväve samt nitratkväve). Därtill har funktioner för att beräkna varje delavrinningsområdes bidrag till belastningen på havet utvecklats.

## Målsättning

- Att utveckla metodik och beräkningsfunktioner för fraktionering av kväve vid avrinningsområdesbaserad modellering av transport och källfördelning.
- Att kalibrera och validera beräkningarna med hjälp av befintliga mätdata från studieområdet – Örekilsälven.
- Att för Örekilsälven leverera ett system för datahantering, källfördelning, modellering av transport och koncentrationer för kväve och fosfor, samt för åtgärdsanalyser.

## Studieområdet - Örekilsälven

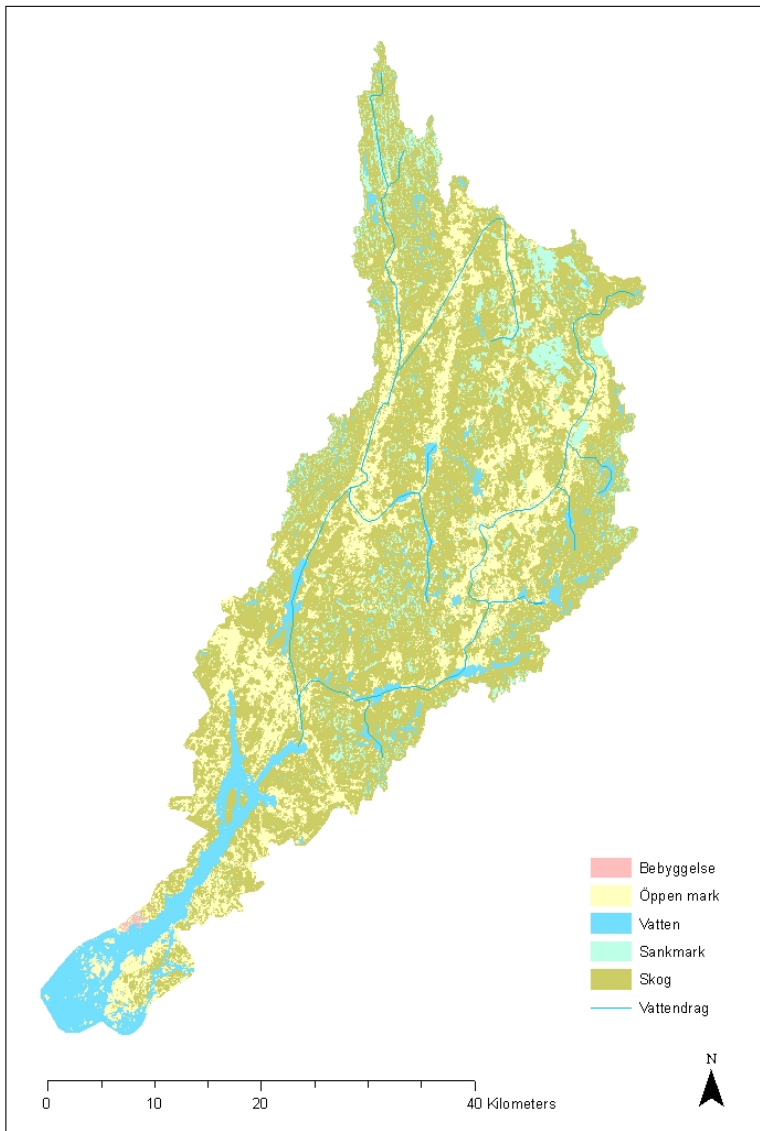
Örekilsälven avrinningsområde i Västra Götalands län är 1340 km<sup>2</sup> stort och utgör med ca 90% av Gullmarns avrinningsområde. Gullmarns avrinningsområde består av 53 st delavrinningsområden (SMHI) och innefattar 10 kommuner, vilka i fallande ordning med avseende på andel av avrinningsområdet är Färgelanda, Munkedal, Dals-Ed, Lysekil, Uddevalla, Bengtsfors, Vänersborg, Tanum, Orust och Mellerud. De tre förstnämnda kommunerna dominerar och står tillsammans för 77% av området .

Gullmarn är Sveriges enda riktiga tröskelfjord. Tröskeln vid mynningen skapar en unik marin miljö bl a för förökning och reproduktion av åtskilliga fiskarter, men tröskeln gör även miljön extra föroreningskänslig. Vattnet i fjordens djupare delar byts vanligen ut någon gång under höst och vinter, men stannar däremellan kvar inne i fjorden. Problem

med algbloomingar, syrebrist och bottendöd har ökat de senare åren p g a förhöjda närsaltshalter. I genomsnitt transporteras 800 ton kväve och 30 ton fosfor ut till Gullmarn med Örekilsälven varje år. Flera av sjöarna i avrinningsområdet som Ellenösjön, Viksjön, Vassbotten, Sannesjön, Lersjön och Kärnsjön är hårt belastade av närsalter med regelbundna algbloomingar som följd.

Markanvändningen inom Örekilsälvens avrinningsområde utgörs (enligt GSD Fastighetskartan) av ca 60% skogsmark, 15% jordbruksmark, , 8% sankmark, 7% öppen mark och 4% vatten. Se Figur 1.

De viktigaste föroreningskällorna för både fosfor och kväve är i fallande ordning jordbruksmark, skogsmark, enskilda avloppsanläggningar, kommunala reningsverk och några enskilda större punktutsläpp. Dessutom är den atmosfäriska kvävedepositionen i området bland de högsta i Sverige, ungefär 14 kg/ha, år.



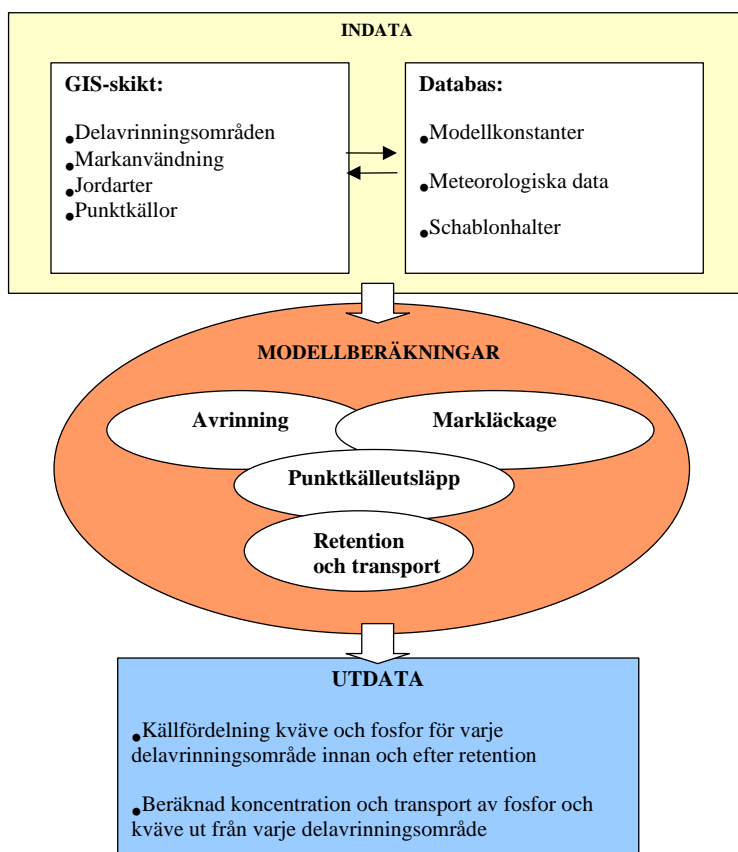
**Figur 1** Markanvändning i Örekilsälvens avrinningsområde

## Modellbeskrivning

WATSHMAN innehåller fyra olika beräkningsrutiner för att modellera källfördelning och transport av kväve och fosfor i avrinningsområden:

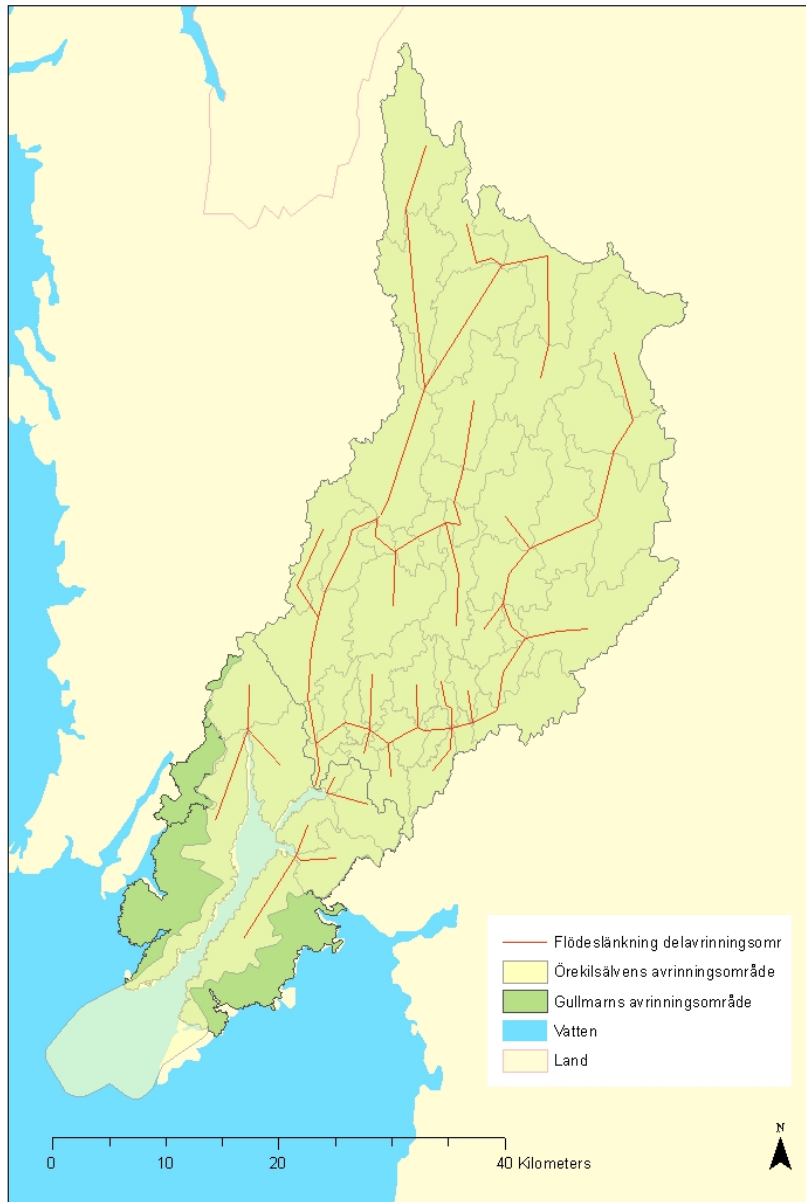
- **Avrinningsberäkning**
- **Belastningsberäkning**
- **Retentionsberäkning**
- **Transportberäkning**

Schematisk modellskiss återfinns i Figur 2.



**Figur 2.** Schematisk modellskiss av WATSHMANS källfördelnings- och transportberäkningar.

För Örekilsälven har resultaten beräknats månadsvis på delavrinningsområdesnivå. Delavrinningsområdesindelningen är hämtad från SMHI och har manuellt länkats samman i WATSHMAN enligt Figur 3.



**Figur 3.** Sammanlänkade delavrinningsområden i Gullmars avrinningsområde.

## Avrinningsberäkning

Läckaget av kväve och fosfor från diffusa källor styrs till hög grad av avrinningen. I föreliggande projekt har avrinningen beräknats med hjälp av en avrinningskoefficientbaserad metod. I den enklaste avrinningskoefficientmetoden beräknas avrinningen helt utifrån avrinningskoefficienter vilka beskriver kvoten mellan volym avrunnet vatten och volym nederbördsvatten. En avrinningskoefficient motsvarar alltså den del av nederbörden som kommer att rinna av på ytan efter att evapotranspiration, infiltration, interception och ytlagring räknats bort. Koefficienterna varierar med markytans karaktär (bl a dess permeabilitet och vegetationstäckning), lutningen, avrinningsområdets storlek samt med årstid och klimat. Problemet med metoden är att det kan vara svårt att hitta representativa faktorer som tar hänsyn till samtliga dessa variabler.

En förädling av den enklare avrinningskoefficientsmetoden är SCS-metoden som utvecklades av Soil Conservation Service i USA under 1970-talet. Metoden fungerar både på hårdgjorda och permeabla ytor och väger in faktorer som vegetation, jordtyp, markanvändning och fukthalt i marken. Avrinningskoefficienterna baseras på kombinationen av markanvändning och jordart vilket innebär att varje avrinningsområde först delas in i markblock utifrån givna markanvändnings- och jordartsklasser. Varje markblock delas sedan in i olika vegetationsklasser som exempelvis beror på vegetationens täckningsgrad eller hur jordbruksmarken nyttjas.

I WATSHMAN har en kombination av avrinningskoefficientsmetoden och SCS-metoden implementerats. Området delas in i markblock utifrån kombinationen av jordart och markanvändning där jordarterna delas in i fyra grupper baserade på dess hydrauliska konduktivitet. För varje kombination av markanvändning och jordartsgrupp ansätts avrinningskoefficienter. Dessa justeras därefter för fukthalten i marken vid regntillfällets början. Fukthalten beskrivs utifrån tre fuktighetsklasser som baseras på den totala ackumulerade nederbörden under de senaste fem dagarna. Tröskelvärdet på den ackumulerade nederbördsmängden för att markfuktigheten ska uppnå till de olika klasserna skiljer mellan viloperiod och växtperiod. Under viloperioden finns inte så mycket vegetation som binder upp vattnet vilket gör att marken lättare (vid mindre nederbördsmängd) blir fuktig än under växtperioden. Således är tröskelvärdena lägre under viloperioden än under växtperioden. Växtperiodens längd anges i databasen. I beräkningarna för Örekilsälven har maj-september ansatts som växtperiod och oktober - april som viloperiod.

Avrinningen från varje markblock (kombination av markanvändning och jordart) beräknas enligt ekvation 1.



$$Q = P * CN \quad (\text{ekvation 1})$$

**Där:**

$Q$  = avrinning (mm)

$P$  = nederbörd (mm)

$CN$  = avrinningskoefficienten, justerad för markfuktighet

För att hantera avrinning under kallperioderna när viss del av nederbörden faller som snö och när marken kan vara snötäckt har en snörutin införts, den sk graddagsmetoden. En tröskeltemperatur definieras för att avgöra om nederbörden faller som snö eller regn. Tillståndsparemetrar är snölager och vatteninnehållet i snölagret. Vid snösmältning övergår snölagret först till vatten inom snölagret. Vid en viss procentuell mängd vatten anses snön vara mättad och överskottet avgår som avrinning. Snörutinen är hämtad från Uppsala Universitets avdelning för Hydrologi (Chong, Y-X, 2001).

## **Indata**

De meteorologiska och hydrologiska data som har använts i Örekilsälven beskrivs i avsnitt Meteorologi, hydrologi och vattenkemi i Örekilsälven, s 27.

## **Retentionsberäkningar**

Retention är ett samlingsbegrepp för alla processer som förhindrar att utsläppt mängd fosfor eller kväve når slutrecipienten. Retention omfattar alltså sedimentation, upptag i biota, denitrifikation etc. I transportberäkningar är det brukligt att skilja på retention i mark och retention i vattendrag och sjöar. Retentionen i mark ingår i WATSHMANs fall i läckageberäkningarna. I detta avsnitt beskrivs beräkningarna av retentionen i vattendrag och sjöar.

Retentionsberäkningarna i modellen bygger på resultat från Johansson och Kvarnäs (1998). Retentionen styrs av en rad faktorer. De viktigaste är vattentemperatur och förekomst av öppna, stillastående vatten (sjöar, våtmarker). Retentionsfaktorn för varje delavrinningsområde styr hur mycket som avges till närmaste delavrinningsområde. Se Ekvation 2.

$$RET = TEMP * KONC * kv * (A_s + d * L_{\bar{a}}) \quad (\text{ekvation 2})$$

Där:

$kv$  = retentionsparameter för sjöar och vattendrag (m/månad)

$d$  = åsträckornas uppskattade medelbredd (km)

$A_s$  = sammanlagda sjöytan i delavrinningsområdet (km<sup>2</sup>)

$L_{\bar{a}}$  = vattendragets sammanlagda längd exkl. sjöar (km)

$KONC$  = potentiell koncentration (mg/l), dvs summan av intern tillförsel (kg/vecka) och tillförsel från uppströms område dividerat med vattenföringen ut ur delavrinningsområdet.

I detta projekt används  $kv = 200$ . (Även om retentionsmekanismerna för fosfor och kväve är väsentligt skilda har förenklingen att använda samma  $kv$ -värde ansetts acceptabel).

$TEMP$  är en temperaturfunktion definierad enligt Ekvation 3.

$$TEMP = \begin{cases} T < 0 = 0 \\ 0 < T < 20 = co + T(1 - co) / 20 \\ T > 20 = 1 \end{cases} \quad (\text{ekvation 3})$$

Där:

$T$  = vattentemperatur (månadens medeltemperatur)

$co$  = temperaturparameter

## Transportberäkning

I transportrutinen binds de olika delområdena samman för att beräkna total mängd vatten, kväve och fosfor som transporteras ut från varje område. Här dras även retentionen bort från bruttoläckaget. I databasen anges i vilket annat delavrinningsområde varje område mynnar. En beräkningsordning mellan delavrinningsområdena sätts upp manuellt.

För vattenföringen har antagits att den interna avrinning som bildas inom varje delavrinningsområde en viss månad transporteras vidare under samma månad. Ingen upplagring av vatten antags alltså ske på månadsbasis inom delområdena. Det enda undantaget till detta är snölagringen där snö kan ligga kvar över månadsskiftena. Den månatliga vattenföringen ut ur varje delområde på månadsbasis är således summan av inkommande vatten.

Transporten av kväve och fosfor ut från varje delområde beräknas genom att summera belastningen från källor inom området med inkommande belastning från uppströms områden. Därefter beräknas retentionen i delområdet (baserat på potentiell koncentration, se retentionsberäkningarna) varpå utflödet från delområdet beräknas som potentiell belastning minus retention.

## Belastningsberäkning

Belastningen av kväve och fosfor sker dels genom diffust markläckage och dels genom utsläpp från punktkällor. Utsläpp från enskilda avlopp behandlas i modellen som punktutsläpp. Dessutom kommer en del av kvävet (och även viss del av fosfor) från luftdeposition direkt på sjöytor. Luftdepositionen på mark är inkluderat i markläckaget.

### Diffust läckage av kväve och fosfor

Det diffusa läckaget av kväve och fosfor är direkt korrelerat till avrinningen och kan förenklat beräknas genom antagandet av ett linjärt beroende. Se Ekvation 4.

$$L_{N/P, \text{diffus, markanv } i} = Q \times A_{N/P} + B_{N/P} \quad (\text{ekvation 4})$$

Där:

$L_{N/P, \text{diffus}}$  = Diffust läckage av kväve eller fosfor från markanvändningsklass  $i$   
[kg/km<sup>2</sup>, mån]

$Q$  = Avrinningen från markanvändningsklass  $i$  [mm/mån]

$A_{N/P}$  = Läckagefaktor A, ungefär motsvarande avrinningsvattnets koncentration av kväve eller fosfor [mg/l]

$B_{N/P}$  = Läckagefaktor B [kg/km<sup>2</sup>, mån]

En diskussion kring typhalter från olika markanvändningsslag, samt beräkningen av belastningen från punktkällor ges under respektive avsnitt i kapitlet Källfördelning av kväve och fosfor samt kvävefraktionering.

# Källfördelning av kväve och fosfor samt kvävefraktionering

## Kvävets former och kretslopp

Den absolut största delen av kvävet i terrestra ekosystem finns i marken. Brukad skog eller åkermark innehåller 10-20 gånger så mycket kväve som den stående vegetationen. Kväveinnehållet i ytan av mineraljordar innehåller normalt 0,02-0,5% kväve (ca 0,15% för åkermark). I marken ligger den större delen av kvävet (95-99%) i **organisk form**, mestadels bundet i aminogrupeer ( $R-NH_2$ ) i proteiner eller humusämnen. Organiskt material i marken innehåller ca 5% kväve. Det organiska kvävet är relativt immobilt och behöver mikrobiell nedbrytning för att frigöras till biotillgänglig form och har därför ingen direkt eutrofierande effekt. Det lakas inte ur på samma sätt som det oorganiska kvävet utan transporteras till vatten genom erosion. Det första steget i nedbrytningsprocessen är mikrobiell omvandling till enkla aminogrupeer som därefter hydrolyseras och frigörs som ammoniumjoner. Ammonium kan därefter omvandlas till nitratjoner. Årligen mineraliseras mellan 1,5 och 3,5% av det organiska kvävet i marken, beroende på temperatur (höga), fuktighet (varierande) och syreförhållanden (goda). Motsatsen till mineralisering är immobilisering, dvs omvandlingen av oorganiska kvävejoner till organiska former, vilket äger rum vid nedbrytning av organiskt material som inte innehåller tillräckliga kvävemängder. Mineralisering och immobilisering av kväve sker simultant, nettoförändringen av mineralkvävet beror främst på kolkvävekvoten i det organiska material som bryts ned.

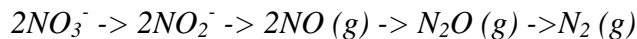
Det **oorganiska kvävet** består huvudsakligen av **nitrat** och **ammonium**, vilka är de former som är tillgängliga för upptag i växter. **Nitrit** bildas som ett mellansteg i omvandlingen från ammonium till nitrat.

**Ammonium** är på grund av sin positiva laddning relativt immobil och binds lätt till ler- och humuspartiklar i jorden. I denna form är ammonium fortfarande biotillgängligt men däremot i stort sett skyddat från utlakning. Ammonium tillförs marken genom desorption från lerpartiklar, ammonifikation från organiskt material, kvävefixering av kvävgas från luften, deposition och gödsling.

**Nitrat** är den form av kväve som är mest rörlig (eftersom den är negativt laddad och därmed inte absorberas till de negativt laddade ler och humuspartiklarna i jorden) och som lakas ut till grundvatten och vidare till ytvattnet. Nitratläckaget till dräneringsvatten beror dels på vattenmängden som dräneras genom markprofilen. Läckagehastigheten vid god vattentillgång beror på texturen och strukturen i markskikten. Den andra faktorn som styr nitratläckaget är mängden löst nitrat i dräneringsvattnet vilken beror av

balansen mellan tillförsel och upptag av kväve till jorden, nitrifikationshastigheten och bortförselelsen av nitrat från markvattnet.

Kväve bortförs helt från mark- och vattensystemet genom **denitrifikation** (kvävgasbildning), en flerstegsprocess där det i varje steg krävs koltillförsel för att skapa CO<sub>2</sub> av det borttagna syret.



För att få en påtaglig denitrifikation krävs *nitrat*, tillgång till nedbrytbart *organiskt material*, mindre än 10% syre i markluften eller mindre än 0,2 mg O<sub>2</sub> / l i lösning, temperatur mellan 2 och 50 grader och ett inte allt för lågt pH. Denitrifikationen i ostörda naturliga skogsekosystem sker långsamt men kontinuerligt, medan det sker mycket variabelt både i tid och rum från jordbruksmark. Merparten sker under några få sommardagar från varma jordar där kraftiga regn skapat syrefattiga förhållanden. I översvämmade områden och naturliga våtmarker kan denitrifikationen vara hög eftersom både syrerika och syrefattiga förhållanden kan förekomma vilket leder till både nitrifikation och denitrifikation. Kraftig denitrifikation kan även ske i grundvatten i dåligt dränerade jordar med strandvegetation.

Tidigare källfördelningsberäkningar med WATSHMAN (t ex Zakrisson et al, 2003) har utgått ifrån totalkväve, men för att kunna förbättra beräkningarna av kvävet transport genom mark och vatten samt för skapa bättre förutsättningar för bedömning av kvävebelastningens effekt i recipienten behövs en uppdelning av totalkvävet på dess ingående fraktioner.

I föreliggande projekt har fraktionering av kvävet gjorts av bruttobelastningen från de olika belastningskällorna. Däremot har det inte funnits utrymme för att ta hänsyn till i vilken fraktion kvävet föreligger i transport- och retentionsberäkningarna.

## Jordbruksmark

Från jordbruksmark lakas kväve ut till rotzonen. Inom TRK-projektet (Brandt & Ejhed, 2002) modellerades typhalter av nitrat i rotzonen för kombinationer av gröda, jordart och produktionsområde fram med SOILNDB. Eftersom kväve i sådan liten utsträckning är partikelbunden utan främst löst oorganisk eller organisk bunden sker kväveläckage i stort sett uteslutande i form av nitratkväve från jordbruksmark.

För beräkning av jordbrukets bidrag till kvävebelastning i Örekilsälvens avrinningsområde har ovan nämnda typhalter används. Grödorna har hämtats från Jordbruksverkets stöddatabas IAKS. Jordbruksmarkens utbredning är hämtad som GIS-skikt från Jordbruksverkets blockdatabas. För såväl block som grödor har 2002 års

värden använts. Jordarterna är hämtade från SLUs (Eriksson, 1999) nationella kartering av matjordens sammansättning.

Fosforläckaget från jordbruksmark är beräknat utifrån det empiriska samband som togs fram inom TRK-projektet (Brandt & Ejhed, 2002) mellan fosforhalten i dräneringsvattnet och djurtätheten, förrådsfosforinnehåll och jordens kornstorleksfördelning. Djurtätheten i Örekilsälvens avrinningsområde är framräknad utifrån kommunvis statistik om djurhållning från SCB (1999). Jordens innehåll av förrådsfosfor och dess kornstorleksfördelning är hämtad från matjordsundersökningen (Eriksson 1999).

I Örekilsälvens avrinningsområde är läckaget av kväve och fosfor från jordbruksmark stort beroende på en rad olika orsaker. En av de mest betydande faktorerna för kväveläckaget är en väldigt hög nederbörd som i kombination med att stora delar av all mark i området är utgrävd, dikad eller täckdikad skapar hög och snabb avrinning. Avseende fosfor är troligen de erosionsbenägna jordarna och de snabba transportvägarna de största orsakerna till högt läckage.

Jordbrukets produktion och inriktning varierar inom avrinningsområdet. Spannmålsodling, som ger upphov till störst läckage, odlas på ca 20-35% av åkermarken. Vallodlingen dominerar i form av grovfoderproduktion till mjölkkor och köttjur. Gödslings och skördenivåerna är måttliga. Stallgödselproduktionen kan lokalt vara stor men djurtätheten är sällan mycket hög. Betestrycket kan lokalt vara mycket stort och orsaka erosion. Allmänt sett är växtodlingen måttligt intensiv och jordbrukets produktion måttligt belastande på vattendragen även om stora lokala skillnader föreligger.

## Deposition

I Sverige domineras kvävenedfallet av våtdeposition. Huvudsakliga kvävekällor i nederbörden är ammonium från kreatursuppfödning och förbränning vid höga temperaturer som orsakar utsläpp av kväveoxider vilka oxideras till salpetersyra i atmosfären (Ferm, 2004). För oorganiskt kväve finns det en tydlig gradient över Sverige med högst halter i sydvästra Sverige och avtagande halter i nordöstlig riktning. Även för organiskt kväve ser man en viss gradient med högre halter i södra Sverige och lägre i norr, men andelen organiskt kväve ökar ju längre norrut i landet man kommer. På så gott som samtliga lokaler i Svealand och Norrland är minst hälften av uppmätt kväve bundet i organiska föreningar (Hallgren-Larsson et al, 2002).

Depositionen för Örekilsälven är beräknad utifrån halter i nederbörden från IVLs station i Gårdsjön samt nederbördsdata från SMHIs tre stationer i Dingle, Kroppefjäll-Granan och Gunnesbyn. Hälften av kvävedepositionen på öppet fält föreligger som nitratkväve,

ca 1/3 som ammoniumkväve och resten som organiskt kväve. I deposition uppmätt via krondropp i skogar är fördelningen ganska jämn mellan alla tre kvävefraktioner. Depositionen i området är väldigt hög, mycket beroende på den höga nederbörden, och varierar under perioden 1989-2001 mellan 9 och 18 kg/ha, år, beräknat som genomsnitt per delavrinningsområde.

## Skogsmark och hyggen

I Sverige varierar nedfallet av kväve i skog mellan ca 2 och 20 kg/ha, år, men lokalt upp till 30 kg N/ha, år. I den största delen av den svenska skogsmarken är kvävecykeln fortfarande slutet och det luftdeponerade kvävet tas om hand av skogen, men i skogrika områden med hög deposition kan kvävetransporten från skogsmark vara högre än från åkermark. Risken för kväveläckage från skogsekoystem är hög om 1) krondropp högre än 10 kg/ha, år och 2) C/N-kvoten är under 30 i humuslagret i marken och 3) pH är under 4,3 i mineraljorden. Mogna bestånd där tillväxten minskat är särskilt benägna att bli kvävemättade liksom försurade marker i vilka andra näringsämnen (ex fosfor) blivit begränsande på grund av hårdare bindning i marken. Jordmånen är en annan faktor som kan spela roll. Brunjordar har i studier visat sig ha högre halter av oorganiskt kväve i rotzonen jämfört med podsoler (Tonderski et al, 2002).

Avverkning ökar utlakningen dramatiskt och påverkar även kväveformen. I opåverkade skogsområden dominerar vanligtvis organiskt kväve i vattendragen medan halten nitratkväve dominerar efter avverkning beroende på ökad nitrifikation i marken (Tonderski et al, 2002). Enligt Westling et al (2001) minskar dock torrdepositionen på hyggen, vilket tillsammans med att man under de senaste åren inte kalhugger på samma sätt som tidigare gör att kvävefraktioneringen på opåverkad skogsmark inte skiljer sig väsentligt från hyggesmark.

Beräkning av kväveläckage från skogsmark och hyggen för Örekilsälven är gjord med metodik från Löfgren & Westling (2002). För växande skog finns säsongvisa typhalter för organiskt-, nitrat- och ammoniumkväve framtagna (se Tabell 1). Kvävehalten i dräneringsvattnet från hygge är uppdelad på en organisk och en oorganisk fraktion, där den organiska halten är konstant medan den oorganiska beräknas med en algoritm baserad på kvävedepositionen.

**Tabell 1.** Typhalter för avrinningen från skog i södra Sverige uppdelat på vattendrag som avvattnar mot Västerhavet (VH) och Östersjön (ÖS) (från Lövgren & Westling, 2002).

Säsong	NH <sub>4</sub> -N mg/l		NO <sub>3</sub> -N mg/l		Org-N mg/l		Tot-N mg/l	
	VH	ÖS	VH	ÖS	VH	ÖS	VH	ÖS
Vår	0,015	0,010	0,060	0,035	0,350	0,380	0,425	0,425
Sommar	0,010	0,010	0,010	0,010	0,450	0,600	0,470	0,620
Höst	0,015	0,010	0,020	0,020	0,430	0,500	0,470	0,530
Vinter	0,025	0,015	0,075	0,050	0,310	0,350	0,410	0,420

**Tabell 2.** Läckage från kalavverkad skog (från Brandt & Ejhed, 2003)

Säsong	Org-N mg/l	Oorg-N mg/l	
		N-dep < 8 kg N/ha	N-dep ≥ 8 kg N/ha
Vår	0,35	0,95	0,2619 * N <sub>dep</sub> - 1,1497
Sommar	0,45		
Höst	0,43		
Vinter	0,31		

## Dagvatten

Enbart enstaka dagvattenmätningar där kvävet har analyserats i fraktioner har påträffats i litteraturen. Larm (1997) presenterar typhalter av nitrat och ammonium från några olika markanvändningsklasser, men dessa siffror är baserade på ett fåtal mätningar på någon markanvändningsklass och resterande värden är ansatta utifrån dessa (se Tabell 3). Stockholm Vatten har mätt nitratkväve i ett fåtal studier, bl a Norra Länken, Norr Mäljarstrand och Essingeleden. I den sistnämnda har även ammoniumkväve mätts.



Enligt rapporten *Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav- del2, Dagvattenklassificering* (2001) är slutsatsen av dessa studier att nitratkvävet utgör ca 25-50% av totalkvävet och att resterande del huvudsakligen är organiskt bundet.

Enligt Lars-Göran Gustafsson, DHI Water & Environment (personlig kommunikation, 2004) anges nitratkväve och ammoniumkväve som indata i den modell som de använder för dagvattenmodellering, MIKE21 WQ. De har i ett VA-FORSK-projekt gjort ett antagande som säger att 50% av totalkvävet utgörs av NO<sub>3</sub> och 30% av NH<sub>3</sub>. Resterande 20% har antagits vara bundet till partikulärt material.

För att kunna göra bra antaganden om kvävefraktionerna i dagvatten är det viktigt att kartlägga källorna till kvävet. Enligt Ekstrand et al (2003) kan ca 85% av dagvattnets kväveinnehåll i Stockholm antagas härröra från atmosfäriskt nedfall och resterande 15% från andra källor, främst hundar, fåglar och andra djur. Antagandet baseras på beräkningar från Stockholm där uppmätt deposition har jämförts med den genomsnittliga kvävebelastningen från dagvatten uttryckt som belastning per ytenhet, beräknat som ett medelvärde för samtliga urbana markanvändningsklasser. Andelen som härrör från atmosfärisk deposition har sedan justerats regionvis för olika delar av landet (se Tabell 4). IVL-rapporterna ”Övervakning av luftföroreningar i X län” (Hallgren-Larsson, 2001) har använts som underlag.

Eftersom depositionen står för en sådan betydande andel, är kvävesammansättningen i depositionen inom tätorter av stor vikt för att få ett grepp om kvävefraktioneringen i dagvatten. Inga depositionsmätningar inom tätort har påträffats. Enligt Olle Westling (personlig kommunikation, 2004-04-22) är det dock ingen större skillnad mellan depositionen inom tätort som utanför. Bakgrunden från ammoniumkvävet kommer att vara konstant men däremot blir det något förhöjda nitrathalter i och kring tätorten som en effekt av biltrafikens påverkan. Effekten blir inte så lokal att man kan skilja på exempelvis olika stora vägar eftersom NO<sub>x</sub>-utsläppen från trafiken i tätorterna måste reagera med atmosfäriskt ozon innan det kan falla ned som nitrat.

Malmqvist et al (1994) delar upp det atmosfäriska nedfallet i en regional och en lokal del och anger den regionala delen av belastningen från kvävedioxider i tätorterna i södra Sverige till mindre än 30% och mindre än 10% i norra Sverige.

Hur depositionens innehåll påverkar sammansättningen av dagvattnet är dock inte helt klart eftersom kvävet omvandlas när det når marken och under transporten till recipienten. Förmodligen når endast lite ammoniumkväve recipienten då det mesta troligen har omvandlats till nitrat.

**Tabell 3.** Av SMED (Ekstrand et al, 2003) rekommenderade typhalter för totalkväve och totalfosfor kompletterade med kvävefraktioner från Larm (1997).

Markanvändning	SMED, 2003		Larm, 1997			
	N-tot (mg/l)	Fosfor (mg/l)	N-tot (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)
Vägar (< 20' ÅDF)	1,5	0,13				
Trafikled (> 20' ÅDF)	2,1	0,2				
Parkeringar	1,1	0,1				
Enfamiljshus	1,5	0,2	1,8	0,5 <sup>0</sup>	0,05 <sup>0</sup>	1,3 <sup>0</sup>
Flerfamiljshus	1,65	0,3	2,0	0,5 <sup>0</sup>	0,05 <sup>0</sup>	1,3 <sup>0</sup>
Centrum	2,1	0,35	2,3	0,5 <sup>0</sup>	0,05 <sup>0</sup>	0,03-5,1*
Järnvägsområde	2	0,3				
Industri	2	0,4				
Kvartersmark	1,6	0,25				
Offentlig förvaltning	1,65	0,3				
Park	5	0,12				
Skog/träd	5	0,12				
Lantbebyggelse/fritidshus	3,3	1				
Fritidsanläggning	5	0,12	5	-		-
Brukad mark	5	0,12				
Industri/handel	2	0,4				
Kommunikationer	1,5	0,13				
Övrig öppen mark	3	0,11				
Urbana områden			2,0	0,5	0,05*	0,5

<sup>0</sup> Antaget från annat liknande område, \* enskilt värde

**Tabell 4** Justering av kväveschabloner baserat på geografiskt läge (från Ekstrand et al, 2003):

Region	Justering, %
Skåne, Halland	+ 60
Blekinge	+ 40
<b>Västra Götaland</b> , Kronoberg	+ 15
Jönköping, Kalmar, Östergötland, Södermanland, Örebro, Värmland, Stockholm, Västmanland, Uppland	± 0
Dalarna, Gävleborg	- 30
Norrlands kustkommuner	- 50
Norrlands inland	- 70

Inom Örekilsälvens avrinningsområde finns 15 tätorter, varav Lysekil, Munkedal och Färgelanda är de största. I källfördelningsberäkningarna har de av SMED rekommenderade typhalter för totalkväve och totalfosfor från Tabell 3 använts, justerade med +15% utifrån Tabell 4. Fraktionsfördelningen har ansatts till 50% nitratkväve och 30% ammoniumkväve dels baserat på DHIs antaganden, men också på att det i depositionen utanför tätort fördelar sig ungefär lika mellan ammonium- och nitratkväve och att det enligt resonemanget i ovanstående stycken borde vara mer nitrat än ammonium. Antagandet är dock osäkert och det finns risk att den organiska delen är underskattad.

## Punktutsläpp

Sammansättningen i utgående vatten från avloppsreningsverk beror på vilken typ av rening de har. Inom det sk POLNI-projektet (Olshammar et al, 2003) sammanställdes utgående halter av totalkväve, ammoniumkväve och nitratkväve från samtliga reningsverk i Sverige. Tar man snittet rakt av för samtliga verk större än 10 000 p.e blir medelhalten totalkväve ut från reningsverken 15,1 mg/l, ammoniumkväve 8,1 mg/l och nitratkväve 9,3 mg/l.

Enligt Mats Ek, IVL (personlig kommunikation 2004-04-21) beror sammansättningen av utgående avloppsvatten dels på vilken reningsteknik verken har och dels på hur de väljer att köra verken. Riktlinjerna är dock att en mindre del (ca 1-2 mg N/l) alltid ligger bundet i slammet och alltså är organiskt. Om verken har kväverening släpper de ut ungefär lika mycket nitratkväve som ammoniumkväve, annars dominerar ammoniumutsläppen.

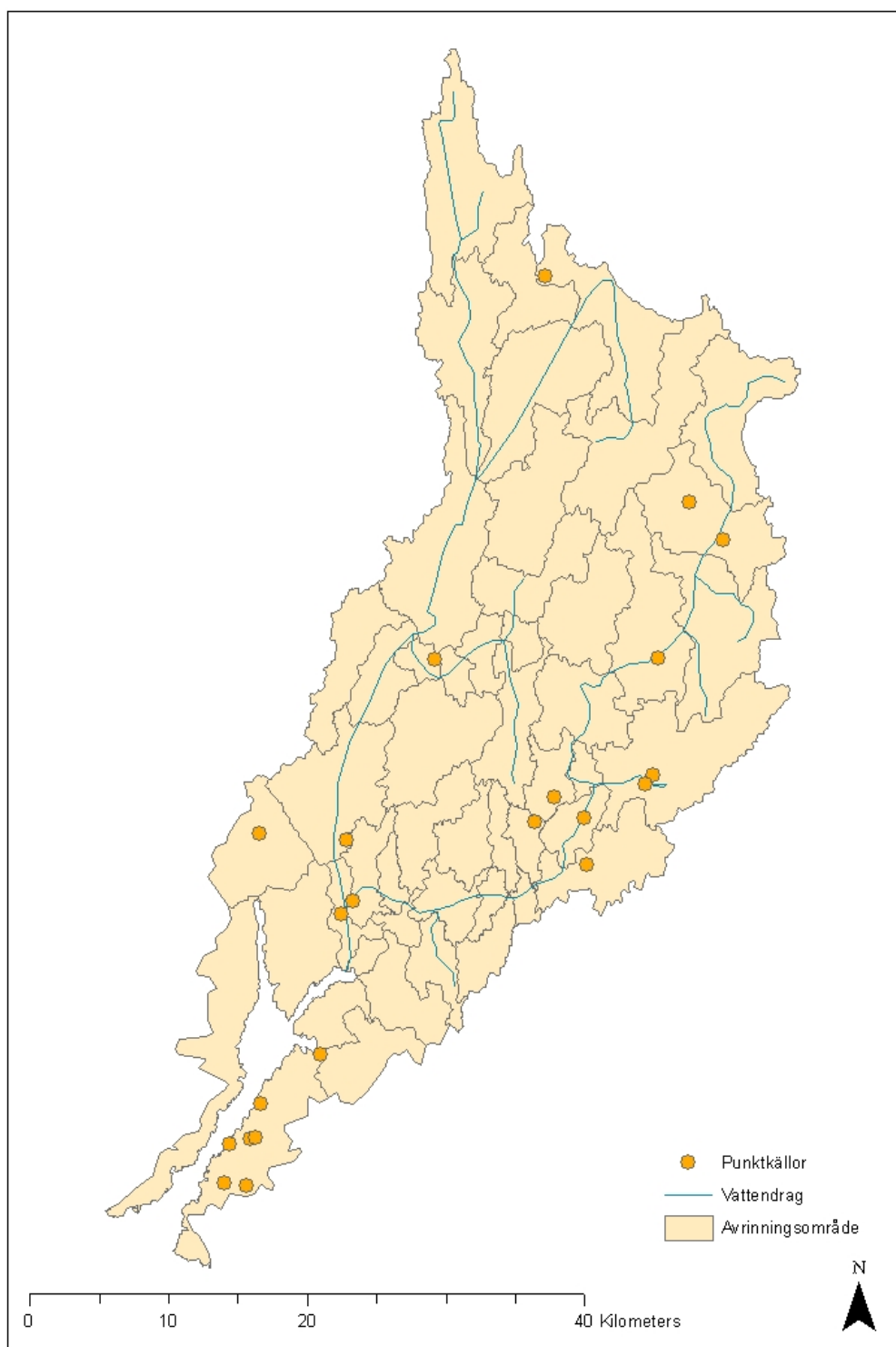
I Örekilsälvens avrinningsområde finns det i EMIR 9 anläggningar (A&B) som 2002 hade registrerade kväve- och fosforutsläpp till vatten. För kväveutsläppen är Munkedals avloppsreningsverk störst, följd av Dingle avloppsreningsverk. De totala kväveutsläppen från A- och B-anläggningar har enligt uppgifterna från EMIR ökat från 22 ton till 41 ton mellan 1999 och 2002. För fosforutsläppen är det Arctic Paper Munkedal och Munkedals avloppsreningsverk som står för de största utsläppen idag. Under mitten av 90-talet dominerades fosforutsläppen helt av Arctic Paper Munkedal som då ensamt släppte ut upp till 1,5 ton fosfor/år, men som nu har reducerat sina utsläpp med över 90%. Se Tabell 5.

**Tabell 5.** A- och B-anläggningar i Örekilsälvens avrinningsområde med utsläpp av fosfor och kväve 2002. Källa EMIR (via Länsstyrelsen i Västra Götalands län)

Anläggningsnamn	Fosfor (ton/år) 2002	Kväve (ton/år) 2002
Arctic Paper Munkedal	0,15	4,40
Munkedals avloppsreningsverk	0,14	10,87
Gimranäs AB	0,08	4,28
Ödeborgs avloppsreningsverk	0,06	4,70
Dingle avloppsreningsverk	0,05	5,84
Sandvalls Gård AB	0,05	1,80
Röse Hönsfarm AB	0,01	0,34
Hästeskedmossens avfallsanläggning	0,00	1,75
<b>Totalt</b>	<b>0,6</b>	<b>34</b>

Dessutom finns ett antal C-anläggningar i området. Inom Färgelanda kommun finns fyra C-anläggningar som tillsammans släppte ut 3 ton kväve och 37 kg fosfor 2002. En C-anläggning ligger inom Munkedals kommun och släppte ut 1 ton kväve och 18 kg fosfor 1999. Inom Uddevalla finns totalt 7 C-anläggningar inom området, vars utsläpp inte är kända, men har inom föreliggande projekt beräknats till totalt 2 ton kväve och 83 kg fosfor per år. Samtliga punktkällor inom Örekilsälvens avrinningsområde presenteras i Figur 4.

Samtliga punktutsläpp har sammanställts i WATSHMAN-databasen för tidsperioden 1990-2003. Om data har saknats för delar av tidsperioden har värdet ansatts, antingen med värdet från föregående år (om små dataluckor) eller som medelvärden av alla eller delar av befintliga data. Kvävefraktionerna har i de fall de inte funnits angivna antagits, i första hand utifrån befintliga data inom respektive bransch och i andra hand genom ansättning av att de tre kvävefraktionerna fördelar sig lika, dvs med 1/3 av totalkvävehalten var.



**Figur 4.** Punktkällor i Örekilsälvens avrinningsområde

## Enskilda avlopp

Få mätningar har påträffats rörande sammansättningen av kväve från enskilda avlopp. IVL har utfört en studie (Liss, 2003) med mätningar av ammoniumkväve och totalkväve före och efter två markbäddar och en infiltrationsanläggning. Av ingående halter förelåg 78% (77 mg/l) som ammoniumkväve i den ena markbädden och 72% (75,3 mg/l) i den andra. För infiltrationsanläggningen låg också ingående ammoniumhalt mellan 70 och 80%. Utgående ammoniumhalter från de båda markbäddarna var 36% (22 mg/l respektive 19,9) av totalkvävet och från infiltrationsanläggningen 38-55%. I Palm et al (2002) redovisas 0-90%-ig reduktion av ammoniumkväve och 10-80% för totalkväve från markbäddar. Mätvärdena redovisas dock ej på ett sådant sätt att det går att räkna ut fraktioner i utgående vatten. I alla övriga studier som påträffats redovisas bara totalkväve.

Merparten av totalkvävet i hushållspillvatten är organiskt bundet men mineraliseras efter hand. Andelen ammonium utgör 10-25% av totalkvävehalten. Mindre än 20% av totalkvävet är i partikulär form. 90% av kvävet kommer från klosettvattnet innehållande faeces (40% av klosettvattnets kväve) och urin. Urinet innehåller mest kväve i form av urea vilket snabbt kan mineraliseras till skillnad från det organiskt bundna kvävet i faeces. BDT-vattnets kväve är främst organiskt bundet och ligger till 80-90% i löst form (NV, 1985).

Enligt Mats Ek, IVL (personlig kommunikation 2004-04-21) är ca 80% av avloppsvattnet kväveinnehåll innan rening ammoniumkväve och resten organiskt. Efter slamavskiljning är ca 90% av kvävet ammoniumkväve och resten fortfarande enbart organiskt bundet. Efter trekammarbrunn eller annan typ av reningsanläggning är nästan allt kväve ammoniumkväve. Nitratkväve förekommer enbart efter biologisk rening med ordentlig luftning.

Enligt Andersson & Nyberg (1982) kan det förekomma nitrat i utgående vatten från infiltrationsanläggningar om syretillgången i gränsskiktet är god. Vanligen är det dock problem att upprätthålla sådana förhållanden på grund av igensättning i porerna. Om en bädd inte belastas under en tid sker uttorkning vilket medför att porerna öppnas och antalet bakterier minskar i infiltrationszonen. Om bädden däremot var överbelastad och anaerob innebär avställning ökad bakterietillväxt och snabb nitrifikation. Vid återstart av avställda bäddar sker en snabb utlakning av nitrat eftersom en omfattande nitrifikation oftast skett under den syrerika avställningsperioden. Koncentrationen av nitrat i utgående vatten kan då vara betydligt högre än i ingående.

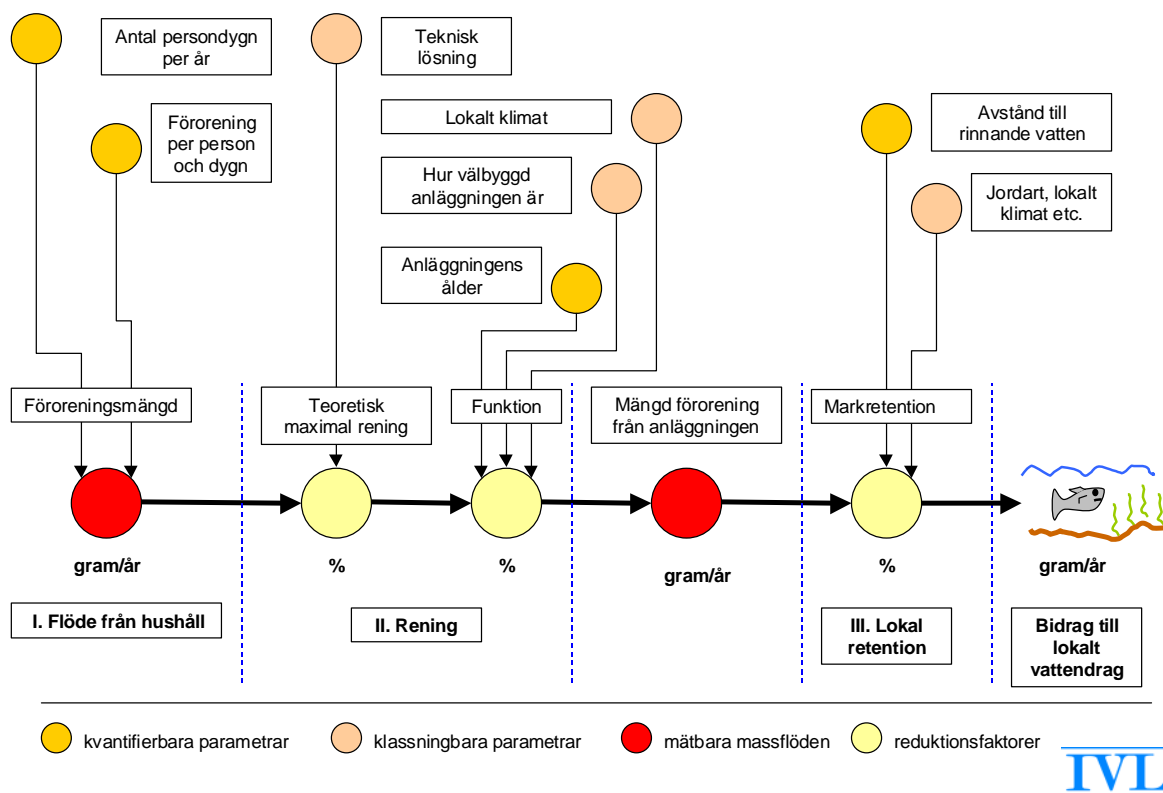
## Beräkning av enskilda avloppens belastning i Örekilsälven

Kunskapen kring enskilda avlopp varierar inom Örekilsälvens avrinningsområde. Inom NOLIMP-projektet har det funnits en arbetsgrupp som tagit fram rekommendationer för vilka uppgifter som ska samlas in rörande avloppen. Färgelanda och Munkedal kommun har kommit längst i arbetet och har inventerat samtliga avlopp inom kommunen. Även Dals-Ed har påbörjat inventeringsarbetet. Resultaten från inventeringarna är införa i MiljöReda för Färgelanda och Dals-Ed och i ECOs för Munkedal.

I Uddevalla har det gjorts en del inventeringar i början av 90-talet men endast ett område (Hällbäcken) är inlagt i någon form av datasystem. Övriga inventeringsresultat finns inlagda i pärmar i arkivet. En gissning från kommunen är att 80% är fritidsboende, att avloppen nyttjas av ca 2,5 person per avlopp att 33% har torrtoaletter och stenkista, 33% har markbädd och 33% har infiltration för WC och BDT. Bebyggelsen och belastningen är jämnt utspridd utmed kuststräckan och därmed jämnt fördelade mellan delavrinningsområdena.

De avlopp som finns inventerade har förts in på koordinatnivå med registrerade avloppstyper i WATSHMAN-databasen. För de avlopp som det inte fanns någon information om reningstyp för i Färgelandas databas har en genomsnittlig reningseffekt för kända avlopp inom kommunen beräknat och ansatts. För Dals-Ed är koordinaterna för avloppen kända, samt huruvida de är fritids- eller permanentbostäder. Där har en genomsnittlig reningseffekt för fritids- respektive permanentavlopp i kommunen beräknats utifrån resultat från den enkätstudie som IVL genomförde inom SMED 2003. För de kommuner där information har saknats har resultat från enkätstudien använts, i första hand från kommunen själv och i andra hand har ett medelvärde för samtliga kommuner i området använts. Avloppen har fördelats på delavrinningsområden och placerats ut i mitten av varje område.

Figur 5 visar en konceptuell bild över belastningen på vattendrag från ett enskilt avlopp.



**Figur 5** Konceptuell beskrivning av belastningen från ett enskilt avlopp på vattendrag.

Bruttoutsläppet från varje hushåll per månad beräknas genom ekvation 5:

$$BB_{fastighet} = \frac{U_{pd}}{1000} \times \frac{Ny\%}{100} \times Ant \times \frac{365}{12} \quad (\text{ekvation 5})$$

Där:

$BB_{fastighet}$  = Bruttobelastning av kväve eller fosfor per fastighet [kg/månad].  
Beräkningarna sker separat för BDT och WC-vatten

$U_{pd}$  = Utsläpp per person och dag av kväve eller fosfor [g/person, dag]

$Ny\%$  = Nyttjandegraden av fastighetens avlopp uttryckt i procent av året [%]

$Ant$  = Antal personer som nyttjar fastighetens avlopp [antal personer]



Utsläppet från varje fastighets avloppsanläggning efter rening beräknas genom att ansätta en reningseffekt på varje typ av avloppsanläggning. Därefter beräknas utsläppet efter passage genom avloppsanläggningen, ekvation 6.

$$BA_{fastighet} = \frac{100 - \text{Reningseffekt}_{avlopp}}{100} \quad (\text{ekvation 6})$$

Där:

$BA_{fastighet}$  = Utsläpp från fastigheten efter passage genom avloppsanläggning  
[kg/månad]

$\text{Reningseffekt}_{avlopp}$  = Avloppsanläggningens antagna reningseffekt

I WATSHMANs databas finns förberett för att kunna antaga olika retentionskoefficienter beroende av avstånd, jordart och lutning. I brist på bra beräkningsmetoder för detta har dock retentionen uppskattats till 20% för alla hushåll, vilket motsvarar retentionen från hushåll på 200-400 meters avstånd från recipienten enligt Johansson & Kvarnäs beräkningsmetod (1998).

Schablonhalter för utsläpp per person och dag från BDT och WC har hämtats från litteraturen. De schabloner som använts i resultatberäkningarna är för kväve 12,5 g Tot-N per person och dag från WC och 1g/p,d från BDT. För fosfor har siffrorna 1,5 g Tot-P per person och dag från WC och 0,5 g/p,d från BDT använts.

Reningseffekten hos olika anläggningar är förmodligen den största osäkerheten vad gäller beräkning av belastning från enskilda avlopp. Alla anläggningar är individuella och det är dessutom svårt eller för vissa anläggningstyper omöjligt att göra mätningar på hur mycket kväve och fosfor som kommer ut från anläggningarna. Dessa osäkerheter gör att siffrorna över reningseffekter som finns att hämta i litteraturen är väldigt varierande. Många referenser tycks dock härstamma från Naturvårdsverkets allmänna råd från 1991. I SMED/SLU projektet "Beräkningsmetodik för mindre punktutsläpp" uppdaterades schablonerna för infiltrationsanläggningar och markbäddar. Dessa värden har använts i Örekilsälven.

Tabell 6 visar vilka reningsgrader som använts i Örekilsälven, liksom antagna kvävefraktioner. Kvävefraktionerna är antagna efter muntlig kommunikation med Mats Ek (IVL) och härrör således inte från angivna referenser. ”Okänd rening Färjelanda” är beräknat som ett medel av reningseffekten hos de kända reningsanläggningarna inom Färgelanda kommun.

**Tabell 6. Schabloner för rening av BDT + WC-avloppsvatten.**

Avloppstyp	N-red (%)	P-red (%)	Org-N (%)	NH <sub>4</sub> -N (%)	NO <sub>x</sub> -N (%)	Referens reduktionsgrad
ECOBIX	73,2	97,7	0	100	0	<a href="http://www.seab.ecot.se/sverige.htm">http://www.seab.ecot.se/sverige.htm</a> (2004-07-08)
Enbart slamavskiljare	12,5	7,5	10	90	0	Slutrapport för SMED&SLU, Beräkningsmetodik för mindre punktkällor (Ekstrand et al, 2003)
Förmultningstolett	100	10	20	80	0	Antaget
Minireningsverk	50	90	0	50	50	Bra små avlopp - Slutrapport. Utvärdering av 15 enskilda avloppsanläggningar
Okänd rening	15	15	10	90	0	Antaget
Okänd rening Färgelanda	28,6	40,3	5,9	94,1	0	Beräknat utifrån de avlopp med känd avloppstyp i kommunen
Okänd rening fritidshus Dals-Ed	38,2	46,1	4,8	95,2	0	Beräknat utifrån resultat från enkätstudie inom SMED
Okänd rening permanentshus Dals-Ed	29,8	34,9	5,9	94,1	0	Beräknat utifrån resultat från enkätstudie inom SMED
Rensbrunn	0	0	10	90	0	Antaget
Slamavskiljare + infiltration	76	88	0	100	0	Slutrapport för SMED&SLU, Beräkningsmetodik för mindre punktkällor (Ekstrand et al, 2003)
Slamavskiljare + markbädd	44	65	0	100	0	Slutrapport för SMED&SLU, Beräkningsmetodik för mindre punktkällor (Ekstrand et al, 2003)
Slamavskiljare + stenkista	12,5	7,5	10	90	0	Slutrapport för SMED&SLU, Beräkningsmetodik för mindre punktkällor
Slamavskiljare ej OK	0	0	20	80	0	Antaget
Sluten tank	100	100	20	80	0	Modellering av näringsämnen i Storsjön och dess tillrinningsområde. Länsstyrelsen Gävleborg, rapport 1998:13
Stenkista	0	0	10	90	0	Antaget

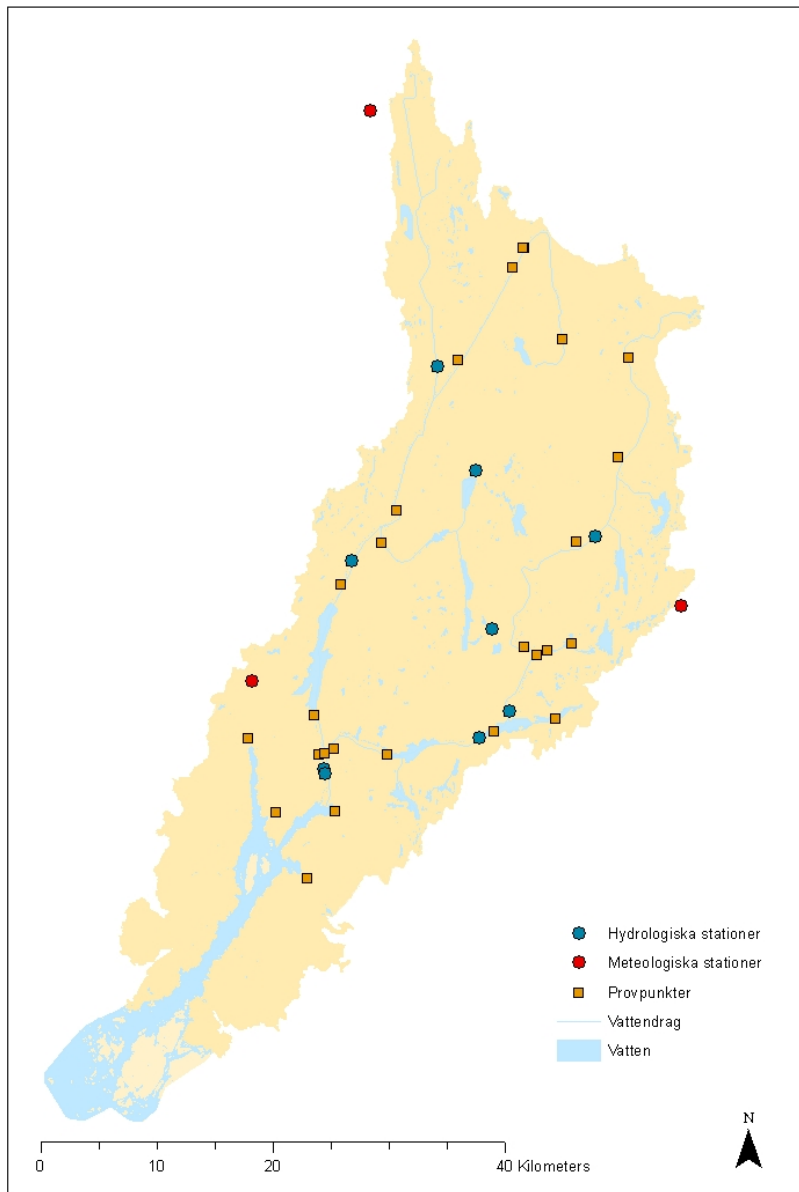
## Meteorologi, hydrologi och vattenkemi i Örekilsälven

Gullmarns avrinningsområde är väl undersökt och det finns recipientdata från totalt 29 provtagningspunkter i området samt tre stationer för flödesmätning och fyra PULS-stationer. Se Figur 6. Sex meteorologiska stationer som registrerar nederbörd ligger i eller i närheten av området varav två stycken även registrerar temperatur. SLU har två recipientkontrollstationer i avrinningsområdet, Örekilsälven Munkedal och

Ringsmobäcken. Totalfosfor och totalkväve analyseras i samtliga vattenkemistationer. I de två SLU-stationerna analyseras samtliga kvävefraktioner. Nitratkväve analyseras kontinuerligt i 11 andra punkter, samt strövis (enstaka) i ytterligare fyra punkter.

Som indata till avrinningsberäkningen har dygnsnederbörd från de tre stationerna Dingle, Kroppefjäll-Granen och Gunnesbyn använts. Nederbörden har interpolerats till varje delavrinningsområde med hjälp av inversa distansmetoden (Dingman, 1994). Temperaturdata (dygnsmedel) är hämtat från Dingle och Kroppefjäll-Granen och interpolerat på samma sätt som nederbörden.

För kalibrering av avrinning och kväve-fosforberäkningar har Örekilsälvens utloppspunkt använts. Resultaten har även validerats i Krokfors kvarn och i Lerdalsälven, vid utflödet i Sannesjön.

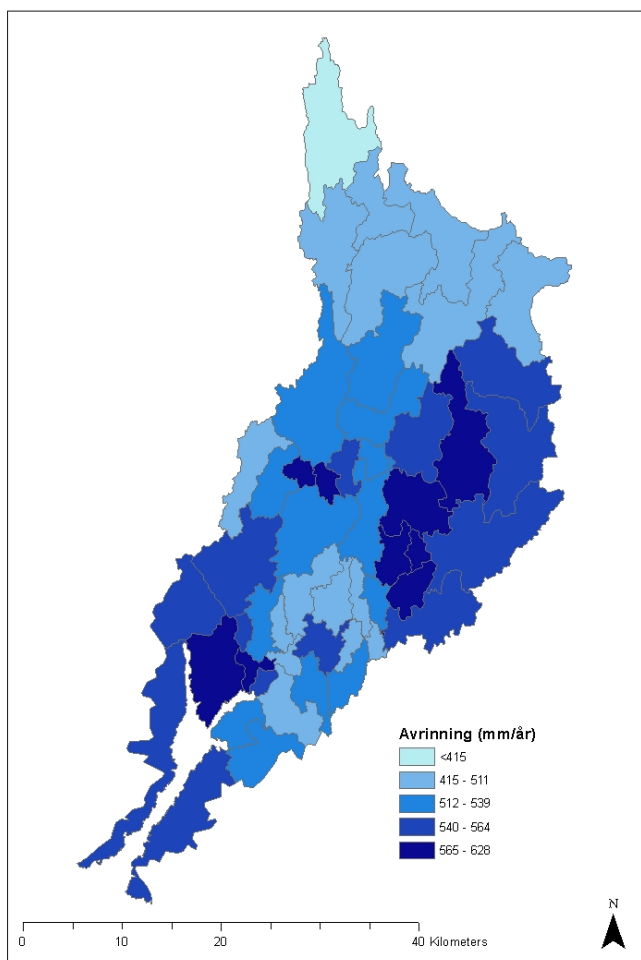


**Figur 6.** Stationer för kemisk vattenprovtagning, flödesmätning och meteorologi.

## Resultat

### Avrinning

Den beräknade avrinningen i Örekilsälvens avrinningsområde visas i Figur 7. Avrinningen är beräknad att variera mellan 414 och 628 mm per år för de olika delavrinningsområdena under modelleringsperioden 1997-2003. Motsvarande siffra för medelårsnederbörden för de olika delavrinningsområdena varierade under samma tidsperiod mellan 918 och 1076 mm.



**Figur 7.** Beräknad avrinning (mm/år) per delavrinningsområde, som genomsnitt under perioden 1997-2003.

## Belastning, retention och källfördelning av kväve och fosfor

I genomsnitt beräknades 1002 ton totalkväve och 42 ton totalfosfor transporteras till Gullmarn årligen under modelleringsperioden 1997-2003. 77% av kvävet beräknades vara oorganiskt (nitrat, nitrit, ammonium).

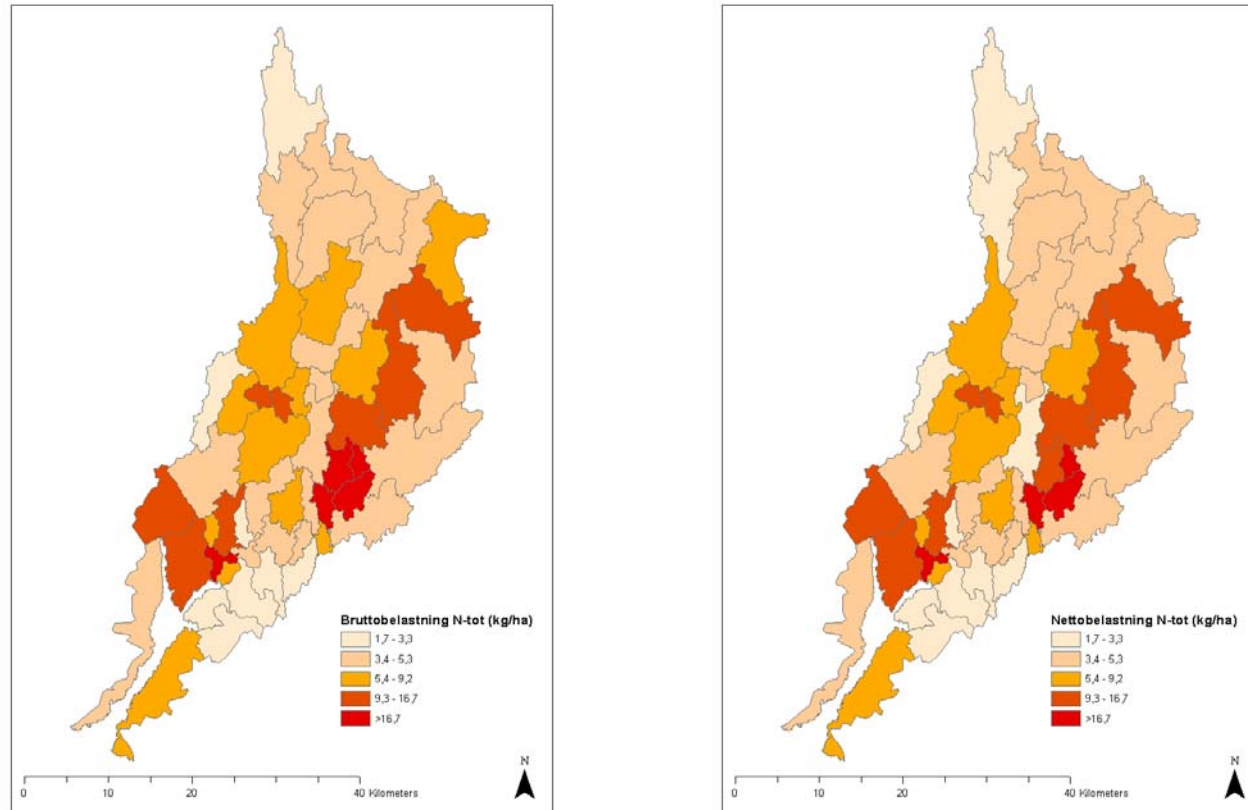
Transporten av kväve och fosfor är beräknad dels på bruttonivå (summering av alla källror per delavrinningsområde) och dels som nettotillskott till havet (retentionen från varje område ut till Gullmarn är bortdragen). Figur 8 visar brutto- och nettobelastningen av totalkväve per delavrinningsområde som årsgenomsnitt under perioden 1997-2003 uttryckt i kg/ha. Figur 9 visar motsvarande för totalfosfor. Kväveförlusterna varierar mellan 2 och 29 kg/ha med högst värden i de jordbruksdominerade områdena samt där det finns större punktkällor. Fosforförlusterna beräknades till 0,06-0,9 kg/ha. De högre värdena sammanfaller med jordbruksmark, större punktkällor, enskilda avlopp samt dagvatten från tätorter.

I Figur 10 visas retentionen i öppet vatten per delavrinningsområde. Den beräknades till 0,02-2,8 kg/ha, år för totalkväve och 0,0005 – 0,1 kg/ha, år för totalfosfor. Retentionen styrs av halten kväve respektive fosfor i huvudfåran, samt av vattenarean varför de sjörikaste områdena närmast utloppet har högst retention. Retentionen i mark beräknas ej separat eftersom den redan är bortdragen i de typhalter som används för diffust markläckage.

De beräknade halterna (medel maj-okt, µg/l) i utloppet från varje delavrinningsområde redovisas i Figur 11. Klassgränserna är valda som Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Kvävehalterna varierar enligt beräkningarna mellan 0,14 och 4,8 mg/l och fosforhalterna mellan 0,002 och 0,15 mg/l. Klass 3 (höga halter) och klass 4 (mycket höga halter) är dominerande i området. Inget delavrinningsområde befinner sig enligt beräkningen i klass 5 (extremt höga halter).

Källfördelningen för total-, oorganiskt- och organiskt kväve samt för totalfosfor visas i Figur 12, totalt för hela Gullmarns tillrinningsområde som årsmedelvärde under modelleringsperioden 1997-2003, angivna som nettobelastning på Gullmarn. Belastningen av totalkväve domineras av diffusa förluster från jordbruksmark (64%) följt av skog (18%), sankmark, bebyggelse och enskilda avlopp (4% var) samt punktkällor (3%). För oorganiskt kväve står jordbruksmarken för 84%, skogens bidrag har minskat till 4% och belastningen från enskilda avlopp, punktkällor och bebyggelse ligger på 4% var. Läckaget av organiskt kväve domineras av bidraget från skogsmark (65%) och sankmark (17%). Öppen mark bidrar med 7% och hyggen och bebyggelse med 4% vardera. Av totalfosforbelastningen på Gullmarn beräknas jordbruksmarken stå för 66%, skog för 9% och enskilda avlopp för 13%. Bebyggelse bidrar med 6% och punktkällorna med 2%.

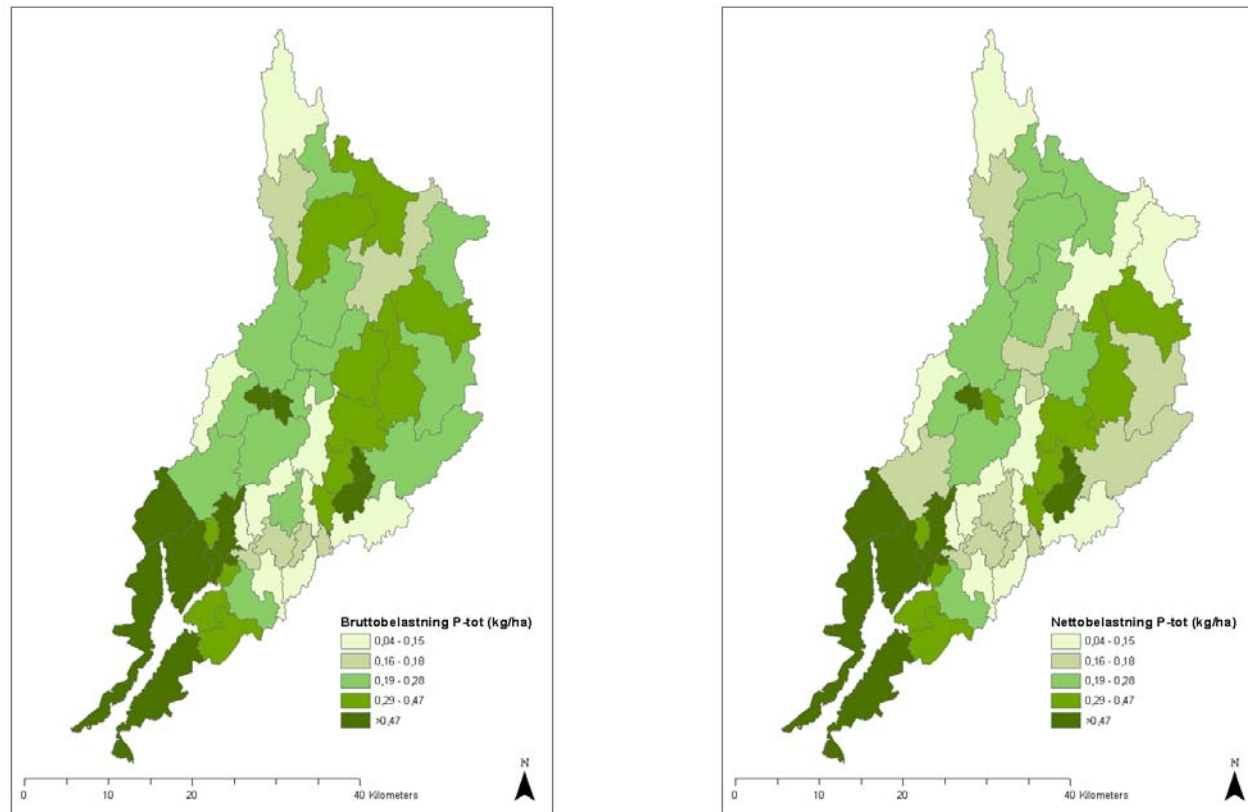
## Kväve, brutto- och nettobelastning



**Figur 8** Till vänster visas bruttobelastning (innan retention) av totalkväve per delavrinningsområde och till höger visas nettobelastningen (retention till havet bortdraget) av totalkväve. Resultaten är presenterade årsgenomsnitt från beräkning för perioden 1997-2003 och är angivna i kg/ha, år.

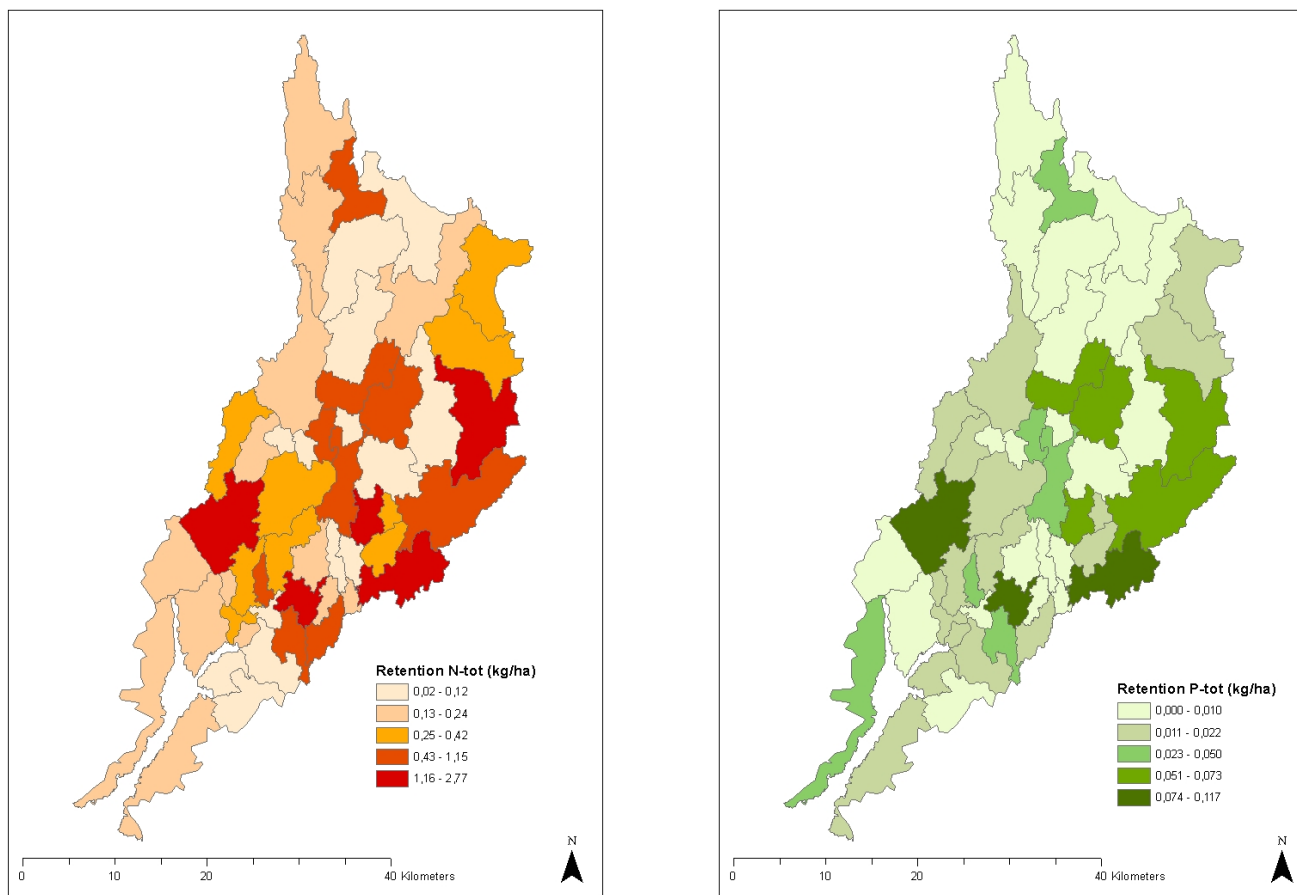


## Fosfor, brutto- och nettobelastning



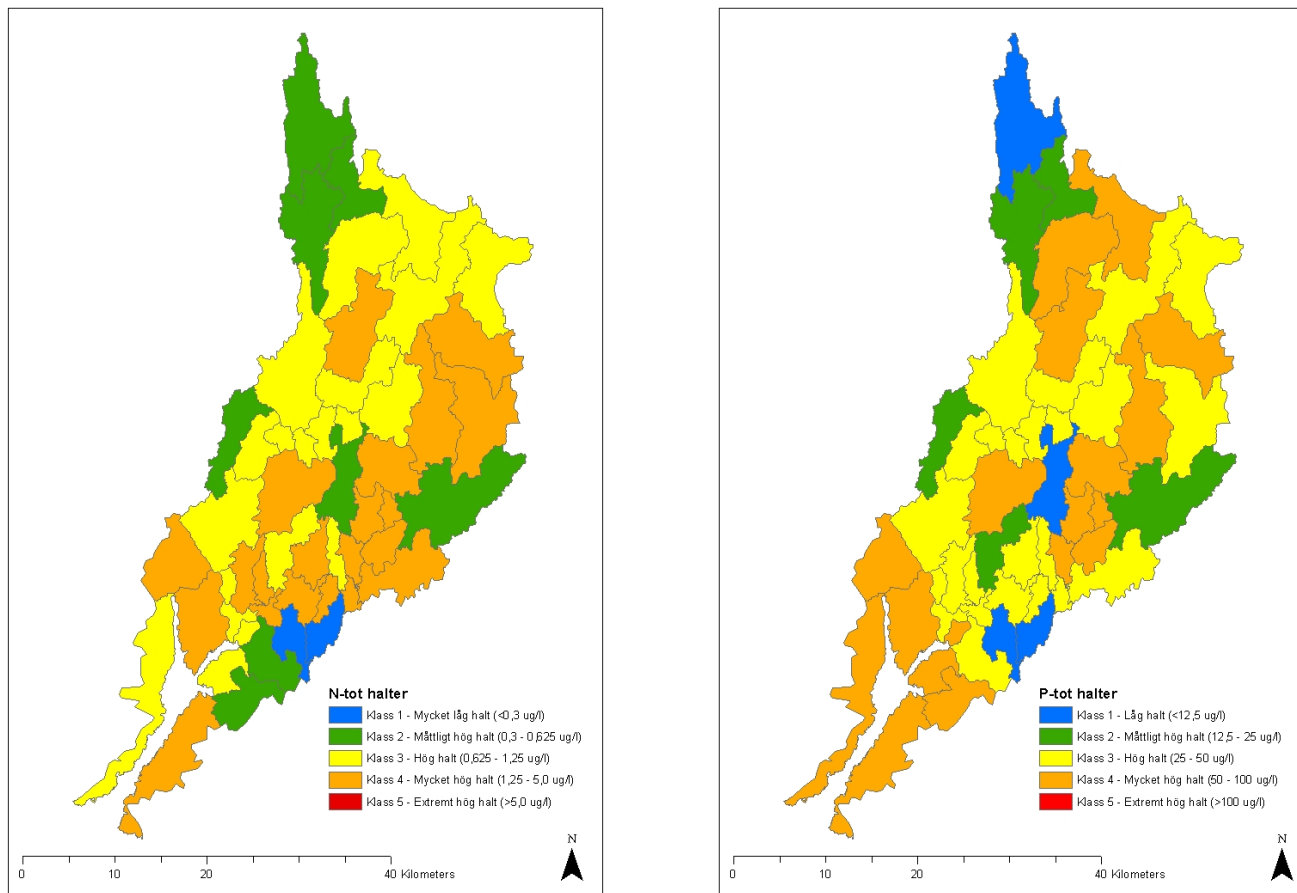
**Figur 9** Till vänster visas bruttobelastning (innan retention) av totalfosfor per delavrinningsområde och till höger visas nettobelastningen (retention till havet bortdraget) av totalfosfor. Resultaten är presenterade årsgenomsnitt från beräkning för perioden 1997-2003 och är angivna i kg/ha, år.

## Retention av kväve- och fosfor



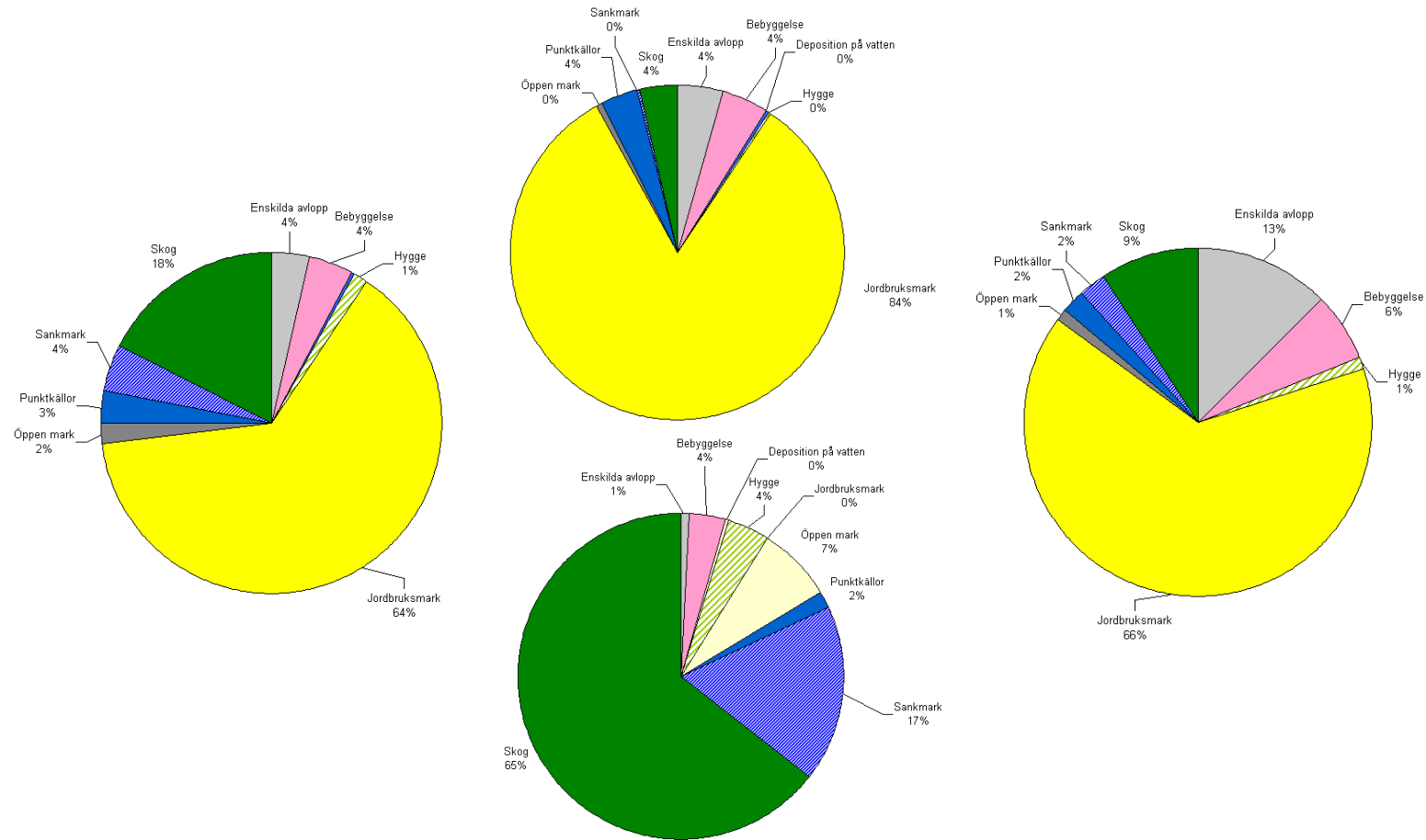
**Figur 10** Retention per delavrinningsområde av totalkväve (till vänster) och totalfosfor (till höger) uttryckt i kg/ha, beräknat som årsgenomsnitt under perioden 1997-2003.

## Halter av totalkväve och totalfosfor



**Figur 11.** Beräknade halter i huvudfåran inom varje delavrinningsområde för totalkväve (till vänster) och totalfosfor (till höger) uttryckt som medelvärde maj-okt under 1997-2003 med klassgränser enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

## Källfördelning av kväve och fosfor



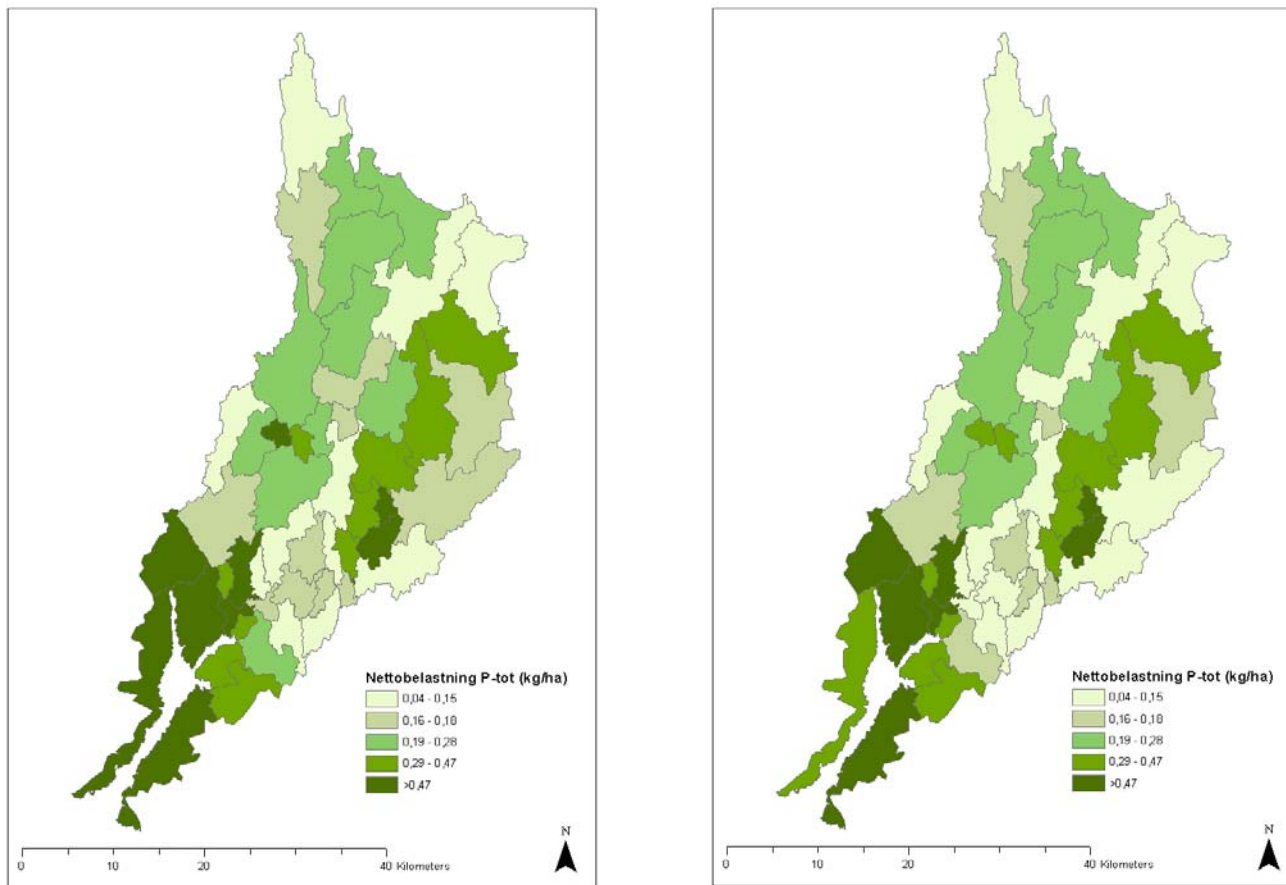
**Figur 12.** Källfördelning för nettobelastningen på havet (retention till havet borträknad) för hela Örekilsälvens avrinningsområde av totalkväve (till vänster), oorganiskt kväve (mitten överst), organiskt kväve (mitten nederst) och totalfosfor (till höger) uttryckt i %, beräknat som årsgenomsnitt under perioden 1997-2003.

## Exempelscenarie

Ett exempelscenarie har genomförts med WATSHMANs scenarietverktyg. I scenariet ersattes samtliga enskilda avlopp utan efterföljande rening, dvs de som var klassade som *enbart slamavskiljare, slamavskiljare ej godkänd, stenkista* samt *avlopp okänt*, med ECOBOX. Resultaten presenteras nedan som jämförelse mellan arealförlusterna av fosfor per område före och efter scenarieförändringen.

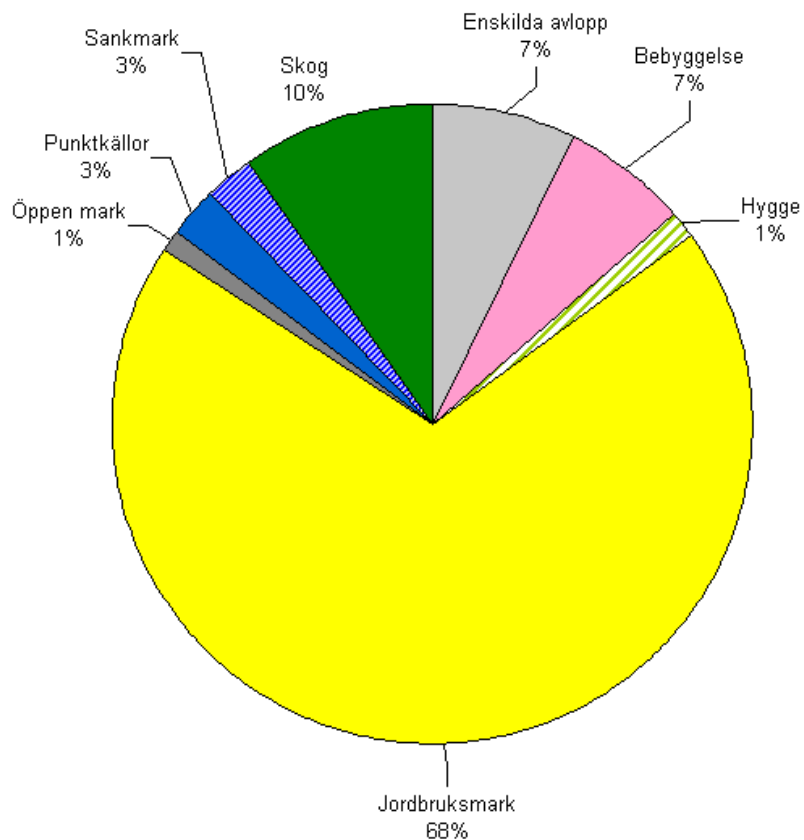
Den totala årliga minskningen i belastning från hela Gullmarns avrinningsområde blev 2,4 ton fosfor och 11 ton kväve, dvs en minskning med 6% respektive 1%.

Figur 13 visar nettobelastningen av fosfor före och efter scenariestudien. Med de valda klassgränserna ser vi en förändring i sex delavrinningsområden. I Figur 14 visas källfördelningen av fosfor (netto) efter scenariet. Vid jämförelse med Figur 12 framgår att de enskilda avloppens bidrag har minskat från 13% till 7%. I WATSHMAN är det även möjligt att se källfördelningen för varje delavrinningsområde. För ett delavrinningsområde inom Lysekils kommun beräknades exempelvis bidraget från enskilda avlopp minska med 800 kg/år (motsvarar 70% av det totala bidraget från enskilda avlopp från det området).



**Figur 13.** Effekt av åtgärdsscenario mot enskilda avlopp på arealförluster av totalfosfor (kg/ha, år) som genomsnitt under 1997-2003. Originalberäkningen till vänster och scenarieberäkningen till höger.

### Källfördelning



**Figur 14.** Källfördelning för nettobelastningen på havet (retention till havet borträknad) för hela Örekilsälvens avrinningsområde av totalfosfor vid åtgärdsscenario mot enskilda avlopp (uttryckt i %, beräknat som årsgenomsnitt under perioden 1997-2003).

## Kalibreringsresultat

För kalibrering av avrinning och kväve-fosforberäkningar har Örekilsälvens utloppspunkt använts samt Lerdalsälven, vid utflödet i Sannesjön. Resultaten har även validerats i Krokfors kvarn (enbart vattenföring) samt i Valboån. Se Tabell 7 för beräknade  $R^2$ -värden vid kalibrering och validering.  $R^2$ -värdena är beräknade genom att avsätta de beräknade värdena mot de uppmätta och beräkna avvikelsen till den rätta linje som ger perfekt matchning (linjen tvingad genom origo).

**Tabell 7.** Kalibrerings- och valideringsresultat.

Station	$R^2$ Q (m <sup>3</sup> /mån)	$R^2$ N-tot (kg/mån)	$R^2$ P-tot (kg/mån)
Munkedal2 (utlopp), kalibrering Delaro = 648911-125979	0,4	0,5	0,2
Lerdalsälven, utflöde i Sannesjön, kalibrering Delaro = 651942-127298	0,7	0,5	0,3
Krokfors, validering (enbart Q) Delaro = 652443-126958	0,6	Inga mätningar	Inga mätningar
Valboån, validering Delaro =649583-127553	0,6	0,6	0,6

Som framgår av Tabell 7 varierar modellberäkningarnas överensstämmelse med uppmätta data mellan  $R^2=0,2$  och  $R^2=0,7$ . Generellt har avrinningsberäkningarna bäst överensstämmelse, följt av kväveberäkningarna. De lägsta  $R^2$ -värdena erhålls för fosforberäkningarna. Dessa skillnader är på intet sätt förvånande och återspeglar såväl svårigheten med att modellera olika parametrar som osäkerheter begränsningarna i mätdata ger. De uppmätta fosfor och kvävetransporterna är baserade på månadsvisa provtagningar där månadsvisa halten har fått representera hela månadens värde. Här finns alltså stora osäkerheter. Kväve, som till större andel än fosfor är vattenlösligt går att modellera med relativt hög tillförlitlighet om avrinningsberäkningarna är



representativa. Mätosäkerheten i de uppmätta transportvärdena blir relativt sett mindre än för fosfor eftersom halterna är mer konstanta över tiden. Fosfor, som till största delen är partikelbundet uppvisar stora naturliga variationer i halter, speciellt i områden där fosfortransporten till största delen är erosionsstyrd. Detta gör dels att det är svårare att med månadsvisa provtagningar erhålla representativa uppmätta transportvärden, dels att fosfor är svårare att modellera.

Överensstämmelsen mot uppmätta data ligger totalt sett i linje med, eller något över, vad som kan förväntas med de osäkerheter som råder både i modellantaganden och jämfördata. Alla  $R^2$ -värden över 0,5 kan betraktas som godkända, och de som ligger på 0,7 är mycket bra.

## Slutsatser

Projektets resultat för Gullmarns avrinningsområde jämte de analysmöjligheter som det levererade användningssystemet ger, möjliggör att få ett samlat grepp om närsaltsproblematiken. Inom projektet har samtliga källor till fosfor- och kvävebelastning samlats i en och samma databas, tillsammans med mätdata, vilket underlättar för framtida studier.

Kvävefraktioneringen för varje källa ger en grund för framtida utvecklingsarbete med mer processbaserad retentions- och transportberäkning. Arbetet har kommit en god bit på vägen, men för vissa av källorna, t ex dagvatten, är fraktioneringen osäker på grund av bristfälliga underlagsdata. Även för punktkällorna finns stora dataluckor. Det är dessutom viktigt att vara medveten om att fraktioneringen enbart är utförd på bruttonivå. Ingen hänsyn har tagits till omvandling mellan fraktionerna i mark och vatten, vilket skulle ge en bättre bild av transporten av de olika fraktionerna till Gullmarsfjorden.

Resultaten från källfördelningsberäkningarna ger tillsammans med WATSHMANs scenarieverktyg goda möjligheter att arbeta fram underlag till åtgärdsprogram och framförallt ger de en möjlighet att på ett kostnadseffektivt sätt välja ut de områden som bör studeras mer detaljerat framöver. Resultaten visar att man för fosfor bör inrikta sig på områdena närmast Gullmarn, eftersom det både har högst areabelastning och ligger närmast utloppet. I dessa områden är bidragen från enskilda avlopp, punktkällor och dagvatten betydligt större än i andra områden där jordbruksmarken dominerar. De delavrinningsområden som har högst kväveläckage ligger placerade kring Gullmarn samt i området östra delar. I de flesta av dessa är det punktkällor samt läckage från jordbruksmark som dominerar utsläppen. Det är viktigt att vara medveten om vilka antaganden och osäkerheter som finns i beräkningarna när resultaten används. Typhalterna är medelvärden för större områden och kan bli missvisande på mycket lokal

nivå. Kring enskilda avlopp är osäkerheten kring vad som verkligen når vattendraget stor eftersom retentionen varierar kraftigt mellan olika anläggningar, exempelvis beroende på om vattnet infiltrerar genom marken eller är kopplade till dräneringssystem.

Vid jämförelse mellan modellerad och uppmätt vattenföring samt fosfor- och kvävetransport erhålls en sådan god korrelation som kan förväntas med tanke på brister som begränsningarna i mätdata medför, samt antaganden i modellansatsen. För vissa vattenföringsstationer är överensstämmelsen mycket god ( $R^2=0,7$ ), medan den för de flesta vattenförings- och kvävestationer är klart godkänd ( $R^2 > 0,5$ ). Vattenföring och kvävetransporten är lättast att modellera och för de parametrarna är även tillgängligheten på representativa mätdata bättre. Dessa två parametrar uppvisar därför också en bättre överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta data än fosfor.

## Referenser

- Andersson, M & Nyberg, F. 1982. *Markbäddar och infiltrationsanläggningar*. Slutrapport. Småskalig VA-teknik 12, KTH & SLU.
- Brandt, M. & Ejhed, H. 2003. TRK Transport-Retention-Källfördelning. NV-Rapport 5247.
- Ferm, M. 2004. Luftnedfall av kväve och fosfor – storlek och ursprung (Papper från KSL-workshop)
- French C. B., 2003, Modeling Nitrogen Transport in the Newport Bay/San Diego Creek Watershed. Thesis work, University of California Riverside.
- Goodall, J. & Whiteaker, T., 2003. Water Quality Modeling for the Guadalupe River with Model Builder and SPARROW.
- Hallgren Larsson, E., Svensson, A., Westling, O., 2003. Luftföroreningar i skogliga provytor - Resultat till och med september 2002. IVL-rapport B1521
- Johnsson, H., Mårtensson, K., 2002. Kväveläckage från svensk åkermark. Beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999. Underlagsrapport till TRK. NV-Rapport 5248.
- Karlsson, D. och Svensson, G. 1997. Föroreningstransport med dagvatten till haven som omger Sverige. Internrapport 1997:4, VA-teknik, Chalmers Tekniska Högskola, Inst. för Vattenförsörjnings och Avloppsteknik.
- Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav- del2, Dagvattenklassificering. . Finns att ladda ner från <http://www.miljporten.stockholm.se/dagvatten/rapporter.htm>
- Larm 1997. PM Schablonhalter av föroreningar och näringsämnen i dagvatten. VBB VIAK åt Stockholms Stad, Gatu- och Fastighetskontoret
- Liss, B. 2003. Kvantifiering av kväve- och fosforbelastning från enskilda avlopp. Examensarbete Uppsala Tekniska Högskola, Miljö- och vattenteknik. ISSN 1401-5765.
- Löfgren, S & Westling, O. 2002. Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige. Institutionen för Miljöanalys Rapport 2002:1.
- Malmqvist, P-A., Svensson, G., Fjellström C. 1994. Dagvattnets sammansättning. VA-fors, rapport nr 1994-11.

Paramee, S. & Bashkin, V. 2002. Regional estimation of nitrogen transport in streamwater within the Chao Phraya river basin.

Stockholm Vatten, 1997. Dagvatten Norra Länkens avsättningsmagasin. Utdrag ur arbetskopia.

Thörnelöf, S., Bergström, A., Cervin, K. 2001. Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholm stad Del2 Organiska miljögifter Olja Näringsämnen och bakterier. Miljöförvaltningen, Stockholm Vatten och Scandiaconsult. Finns att ladda ner från <http://www.miljoporten.stockholm.se/dagvatten/rapporter.htm>

Westling, O., Löfgren, S., Akselsson, C. 2001. Arealförluster från skogliga avrinningsområden i Västra Götaland. Skogsstyrelsen 2001:2.

**Personlig kommunikation:**

Mats Ek, IVL (april 2004)

Olle Westling, IVL. (april 2004)

Maja Brandt, SMHI (april 2004)

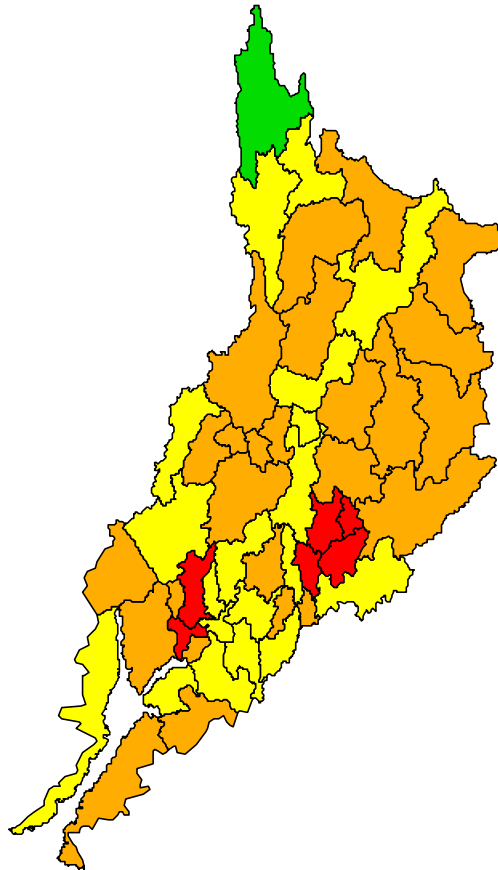
Mathias von Scherling, Sweco dagvattengrupp (april 2004)

Lars-Göran Gustafsson, DHI Water & Environment (april, 2004)



LÄNSSTYRELSEN  
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

**DEL 2**



## Näringsläckage i Gullmarns tillrinningsområde

Modellerade scenarier med Watshman-modellen



PRODUKTION Länsstyrelsen i Västra Götalands län | Vattenvårdsenheten | Tel. 031-60 50 00

FÖRFATTARE Lena Enebjörk

BAKGRUNDSKARTOR Lantmäteriet dnr 106-2004/188

RAPPORT 2006:08 Del 2

Hämta rapporten på [www.o.lst.se](http://www.o.lst.se) under rubriken Publikationer

## Sammanfattning

I arbetet med att ta fram effektiva åtgärdsprogram enligt Vattendirektivet behövs hjälpmedel. I NOLIMP-projektet har vi använt en modell som IVL har tagit fram för att modellera näringsläckage i Gullmarns tillrinningsområde. Modellen *Watshman* kan simulera förändringen av kväve- och fosfortransporter när åtgärder för att minska läckage görs i området. Åtgärder kan vara till exempel förbättringar av enskilda avlopp, ändrad markanvändning och grödoslag. Scenarier har körts med olika simulerade åtgärder och i Tabell 1 finns en sammanfattning av resultaten. Eftersom några buggar och fel upptäckts sent är endast vissa scenarier uppdaterade. De scenarier som varit mest påverkade av buggarna har alltså gjorts om, detta gäller avloppsscenarierna, hyggesscenariot och det realistiska scenariot.

Resultaten för några intressanta scenarier presenteras i kartor där tillståndet för varje delavrinningsområdes tillstånd är bedömt enligt de gamla bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Dessa är inte anpassade för Vattendirektivet och anger inte den ekologiska statusen baserat på ett typspecifikt referensvärde utan bara tillståndet. Ett s.k. referenstillstånd har modellerats för området för att jämföra dagens tillstånd med. Detta referenstillstånd visar på ett tillstånd då all mänsklig påverkan i form av bebyggelse, avlopp och punktkällor är borttagen och vall<sup>1</sup> odlas på hela jordbruksarealen. Detta scenario liknar dem SLU använder för att ta fram referensförhållanden (Brandt & Ejhed, 2002). Trots detta får vi arealförluster av kväve motsvarande otillfredställande tillstånd i vissa områden. Betyder detta att det är omöjligt att nå god status i alla delavrinningsområden trots omfattande åtgärder eller är referenserna fel? Utsläppen av kväve minskar dock med hela 70 %. Helt utan jordbruksmark blir resultaten bättre men ett område där det bara finns lövskog kan kanske inte anses vara ett realistiskt referenstillstånd för området. Kartor över källfördelningen av kväve och fosfor finns också för några scenarier.

Modellen är bra för att uppskatta hur stor minskning av kväveläckaget blir om åtgärder görs i området, däremot finns stora begränsningar när det gäller fosfor. Fosforläckaget vid förbättringar av enskilda avlopp går bra att modellera även om ändrad markanvändning ger en underskattad effekt. *Watshman* beräknar fosforbelastningen som en funktion av djurtäthet, markens fosforinnehåll och markens struktur och kan därmed inte beräkna vilka effekter som kan uppnås med anlagda våtmarker eller skyddszoner. Det finns heller inga möjligheter att simulera förändringar i jordbruket såsom vårplöjning, ändrad tidpunkt för gödselspridning eller införande av fånggrödor. Detta gör att modellen har en begränsad användning som hjälpmedel i sjöar och vattendrag i avrinningsområdet där fosfor är ett stort problem. Däremot finns större möjligheter att ta fram åtgärder som påverkar Gullmarn eftersom det är kväve som är ett större problem där. Modellen kan också ta fram källfördelningen av kväve- och fosfortillförseln för nuvarande tillstånd och detta visar att punktkällor som avloppsreningsverk har en dominerande roll, liksom jordbruket. Skogsmarken är dominerande källa till organiskt kväve. Det är viktigt att vara medveten om begränsningarna i modellens beräkningar när beslut ska tas om vilka åtgärder som är mest effektiva. *Watshman*-modellen kommer dock inte att vara den enda bedömningsgrunden när åtgärdsprogram tas fram.

---

<sup>1</sup> I modellen inlagd som betesmark, d.v.s. ogrödslad vall som betas av djur och därmed läcker något mer än helt orörd vallodling.

Tabell 1. Simulerade åtgärder för Gullmarn baserade på åren 2001-2003. Minskad nettotransport av totalkväve och totalfosfor till Gullmarn per år (siffrorna är avrundade och summering av scenarier av dessa kan ge avvikande resultat). Med normalår menas ett år med normala flöden (medelvärden av 2001-2003). \*Avloppsscenarierna, hyggescenariot samt realistiskt scenario är uppdaterade efter korrigering av en bugg.

TILL GULLMARN Scenario (normalår)	Minskad kvävetransport (ton/år) (%)		Minskad fosfortransport (ton/år) (%)	
	Total transport av N och P (2001-2003)	1143 ton N/år		40,5 ton P/år
Referensförhållande (Vall)	805	70	20,4	50
10 % våtmarker	29,9	2,6	Ej tillförlitliga res.	
5 % våtmarker	15,0	1,3	Ej tillförlitliga res.	
Inga enskilda avlopp*	34,9	3,0	5,1	12,0
Hög kravnivå för rening (N: 50 % P: 90 %)*	2,0	0,2	4,1	9,8
Normal kravnivå för rening (N: 0 % P: 70 %)*	ökning 2,6 %		2,2	5,3
Godkända enskilda avlopp*	6,0	0,5	1,7	4,0
Urinseparerande toaletter(N: 75 % P: 83%)*	18,5	1,6	3,5	8,2
Inga punktkällor	346	30	7,4	18
Punktkällor minskar 50 %	151	13,2	3,2	7,9
Punktkällor minskar 25 %	86,5	7,5	1,8	4,5
Hyggen ersätts med lövskog*	10,9	0,9	0,5	1,2
Vallodlingen ökar med 50 %	150	13,1	Ej tillförlitliga res.	
Vallodlingen ökar med 25 %	74,8	6,5	Ej tillförlitliga res.	
Minskad djurtäthet 50 %	Ej tillförlitliga res.		3,8	9,3
Depositionen av N och P minskar 50 %	1,6	0,1	0,0017	0,004
20 m skyddszoner längs vattendragen	31,4	2,7	Ej tillförlitliga res.	
6 m skyddszoner längs vattendragen	21,0	1,8	Ej tillförlitliga res.	
20 m lövbård längs vattendragen	40,3	3,5	Ej tillförlitliga res.	
<b>Realistiskt scenario (+25 % vall, 5 % våtmarker, 20 m skyddszoner, godkända avlopp, -25 % punktutsläpp)*</b>	322	28	Ej tillförlitliga res.	

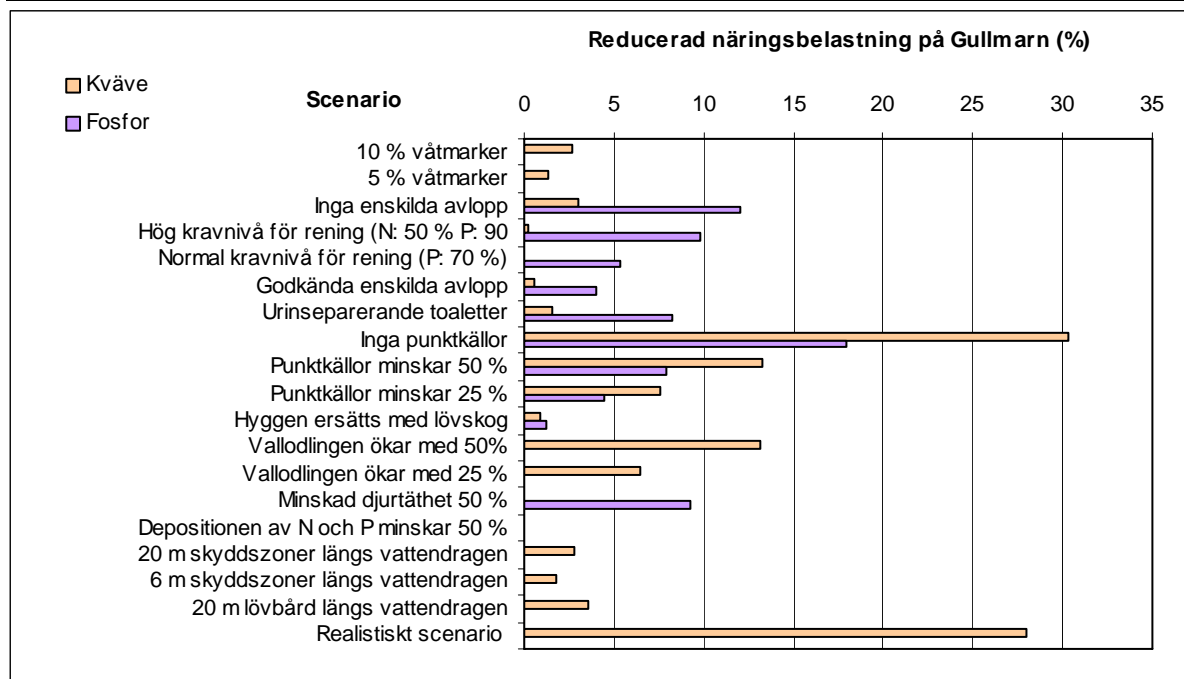


Diagram 1. Sammanfattade resultat av de olika scenariernas effekt. På grund av begränsningar i modellen kan inte tillförlitliga resultat på fosforreduktion ges för vissa scenarier. I diagrammet saknas dessa.



Två sjöar är extra intressanta, Kärnsjön och Ellenösjön. Kärnsjön får sitt vatten från Örekilsälven långt ner i systemet och Ellenösjön från Valboån. Retentionen i sjöarna gör att effekterna på Gullmarn blir mindre, därför är det intressant att se hur stor effekt åtgärderna har innan sjöarna. Minskningen av näringstillförseln sammanfattas i Tabell 2 för Kärnsjön och i Tabell 3 för Ellenösjön. Åtgärderna verkar generellt få större effekter på inflödet till Ellenösjön än till Kärnsjön.

Delavrinningsområdet för Kärnsjön ger avrinning endast till Kärnsjön medan delavrinningsområdet där Ellenösjön ligger även inkluderar Östersjön. Eftersom modellen inte tar fram data från utflödet av Östersjön blir ett litet fel här. Retentionen i Östersjön räknas inte med men området kring Östersjön är ett skogsområde och antas ge litet näringsläckage.

Tabell 2. Minskad näringstransport per år till Kärn sjön för simulerade scenarier (2001-2003).

\*Avloppsscenierna, hygges scenariot samt realistiskt scenario är uppdaterade efter korrigering av en bugg.

TILL KÄRNSJÖN	Minskad kvävetransport		Minskad fosfortransport	
	Scenario (normalår)	(ton/år)	(%)	(ton/år)
<b>Total transport av N och P (2001-2003)</b>	<b>280 ton N/år</b>		<b>11,2 ton P/år</b>	
<i>Referensförhållande (Vall)</i>	149	47	3,2	28,4
<i>10 % våtmarker</i>	8,2	2,9	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>5 % våtmarker</i>	4,1	1,5	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>Inga enskilda avlopp*</i>	9,1	3,1	1,2	10,0
<i>Hög kravnivå för rening (N: 50 % P: 90 %)*</i>	2,0	0,7	1,0	8,3
<i>Normal kravnivå för rening (P: 70 %)*</i>			0,6	5,0
<i>Godkända enskilda avlopp*</i>	1,9	0,7	0,5	4,5
<i>Urinseparerande toaletter(N: 75% P: 83%)*</i>	5,5	1,9	0,9	7,2
<i>Inga punktkällor</i>	0,07	0,02	0,01	0,1
<i>Punktkällor minskar 50 %</i>	0,03	0,01	0,005	0,04
<i>Punktkällor minskar 25 %</i>	0,02	0,01	0,003	0,02
<i>Hyggen ersätts med lövskog*</i>	5,8	2,0	0,3	2,3
<i>Vallodlingen ökar med 50 %</i>	40,8	14,6	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>Vallodlingen ökar med 25 %</i>	20,4	7,3	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>Minskad djurtäthet 50 %</i>	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>	1,4	12,3
<i>Depositionen av N och P minskar 50 %</i>	0,7	0,3	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>20 m skydds zoner längs vattendragen</i>	10,4	3,7	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>6 m skydds zoner längs vattendragen</i>	6,9	2,5	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>20 m lövbård längs vattendragen</i>	19,5	7,0	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<b>Realistiskt scenario (+25 % vall, 5 % våtmarker, 20 m skydds zon, godkända avlopp*, -25 % punktutsläpp)*</b>	66,0	22,7	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>

Tabell 3. Minskad näringstransport per år till Ellenösjön sammanfattas för simulerade scenarier (2001-2003). Retentionen i Östersjön är inte medräknad men läckaget till Östersjön beräknas vara litet. \*Avloppsscenierna, hygges scenariot samt realistiskt scenario är uppdaterade efter korrigering av en bugg.

TILL ELLENÖSJÖN	Minskad kvävetransport		Minskad fosfortransport	
	Scenario (normalår)	(ton/år)	(%)	(ton/år)
<b>Total transport av N och P (2001-2003)</b>	<b>392 ton N/år</b>		<b>11,7 ton P/år</b>	
<i>Referensförhållande (Vall)</i>	281	72	5,3	45
<i>10 % våtmarker</i>	14,3	3,6	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>5 % våtmarker</i>	7,2	1,8	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>Inga enskilda avlopp*</i>	6,1	1,6	1,3	11,1
<i>Hög kravnivå för rening (N: 50 % P: 90 %)*</i>	1,5	0,4	1,2	10,0
<i>Normal kravnivå för rening (P: 70 %)*</i>			0,9	7,7
<i>Godkända enskilda avlopp*</i>	1,1	0,3	0,9	7,3
<i>Urinseparerande toaletter*(N: 75% P: 83%)*</i>	3,8	1,0	1,1	9,2
<i>Inga punktkällor</i>	84,9	21,7	1,4	12,1
<i>Punktkällor minskar 50 %</i>	37,1	9,5	0,6	5,3
<i>Punktkällor minskar 25 %</i>	21,2	5,4	0,4	3,0
<i>Hyggen ersätts med lövskog*</i>	3,3	0,8	0,7	5,8
<i>Vallodlingen ökar med 50 %</i>	71,5	18,2	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>Vallodlingen ökar med 25 %</i>	35,8	9,1	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>Minskad djurtäthet 50 %</i>	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>	1,4	11,7
<i>Depositionen av N och P minskar 50 %</i>	0,6	0,2	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>20 m skydds zoner längs vattendragen</i>	13,9	3,5	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>6 m skydds zoner längs vattendragen</i>	9,2	2,4	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<i>20 m lövbård längs vattendragen</i>	14,4	3,7	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>
<b>Realistiskt scenario (+25 % vall, 5 % våtmarker, 20 m skydds zon, godkända avlopp*, -25 % punktutsläpp)*</b>	131,2	33,4	<i>Ej tillförlitliga</i>	<i>res.</i>

# Innehållsförteckning

<b>Inledning</b> .....	<b>8</b>
<b>Grundtillstånd</b> .....	<b>10</b>
<i>Grundtillstånd utan förändringar 2001-2003 (normalår)</i> .....	10
<i>Grundtillstånd utan förändringar år 2000 (blötår)</i> .....	14
<b>Simulering av referenstillstånd</b> .....	<b>16</b>
<i>Referenstillstånd: Vall på jordbruksmark (normalår)</i> .....	16
<i>Referenstillstånd: Vall på jordbruksmark (blötår)</i> .....	19
<i>Referenstillstånd: Ingen mänsklig påverkan (normalår)</i> .....	20
<i>Referenstillstånd: Ingen mänsklig påverkan (blötår)</i> .....	22
<b>Scenarier</b> .....	<b>23</b>
<i>10 % våtmarker (normalår)</i> .....	23
<i>10 % våtmarker (blötår)</i> .....	23
<i>5 % våtmarker (normalår)</i> .....	24
<i>5 % våtmarker (blötår)</i> .....	24
<i>Inga enskilda avlopp (normalår)</i> .....	24
<i>Inga enskilda avlopp (blötår)</i> .....	25
<i>Hög kravnivå för rening av enskilda avlopp (N: 50 % P: 90 %) (normalår)</i> .....	25
<i>Normal kravnivå för rening av enskilda avlopp (P: 70 %) (normalår)</i> .....	25
<i>Godkända avlopp (normalår)</i> .....	26
<i>Urinseparerande toaletter (normalår)</i> .....	26
<i>Inga punktkällor (normalår)</i> .....	26
<i>Punktkällor minskar 50 % (normalår)</i> .....	28
<i>Punktkällor minskar 25 % (normalår)</i> .....	28
<i>Hyggen -&gt; Lövskog (normalår)</i> .....	28
<i>Vallodlingen ökar med 50 % (normalår)</i> .....	28
<i>Vallodlingen ökar med 25 % (normalår)</i> .....	29
<i>Vallodlingen ökar med 25 % (blötår)</i> .....	29
<i>Minskad djurtäthet 50 % (normalår)</i> .....	29
<i>Depositionen av N och P minskad med 50 % (normalår)</i> .....	29
<i>20 meter skyddszon längs alla vattendrag (normalår)</i> .....	29
<i>6 meter skyddszon längs alla vattendrag (normalår)</i> .....	30
<i>20 meter lövbård längs alla vattendrag (normalår)</i> .....	30
<i>Realistiskt scenario (normalår)</i> .....	30
<b>Diskussion</b> .....	<b>31</b>
<b>Referenser</b> .....	<b>33</b>

## Inledning

Det behövs hjälpmedel i arbetet med att ta fram de effektiva åtgärdsprogram som föreskrivs enligt Vattendirektivet. Länsstyrelsen har beställt en modell som IVL har tagit fram för att modellera närsaltsläckage (kväve och fosfor) i Gullmarns tillrinningsområde. Modellen *Watshman* kan köra scenarier där åtgärder mot övergödning simulerats, såsom förbättringar av enskilda avlopp, ändrad markanvändning och grödoslag. *Watshman* ska användas till att ta fram effektiva åtgärder som ger minskat näringsläckage till Gullmarn. Modellens uppbyggnad och funktion beskrivs i *Fraktionering av kväve för modellering av påverkan i avrinningsområden* (Zakrisson, 2005). Indata till modellen kommer bl.a. från Länsstyrelsen. Typhalter för kväveläckage från jordbruksmark är tagna från TRK-projektet (Transport, Retention och Källfördelning) som gjordes av Naturvårdsverket 2002 (Brandt & Ejhed, 2002).

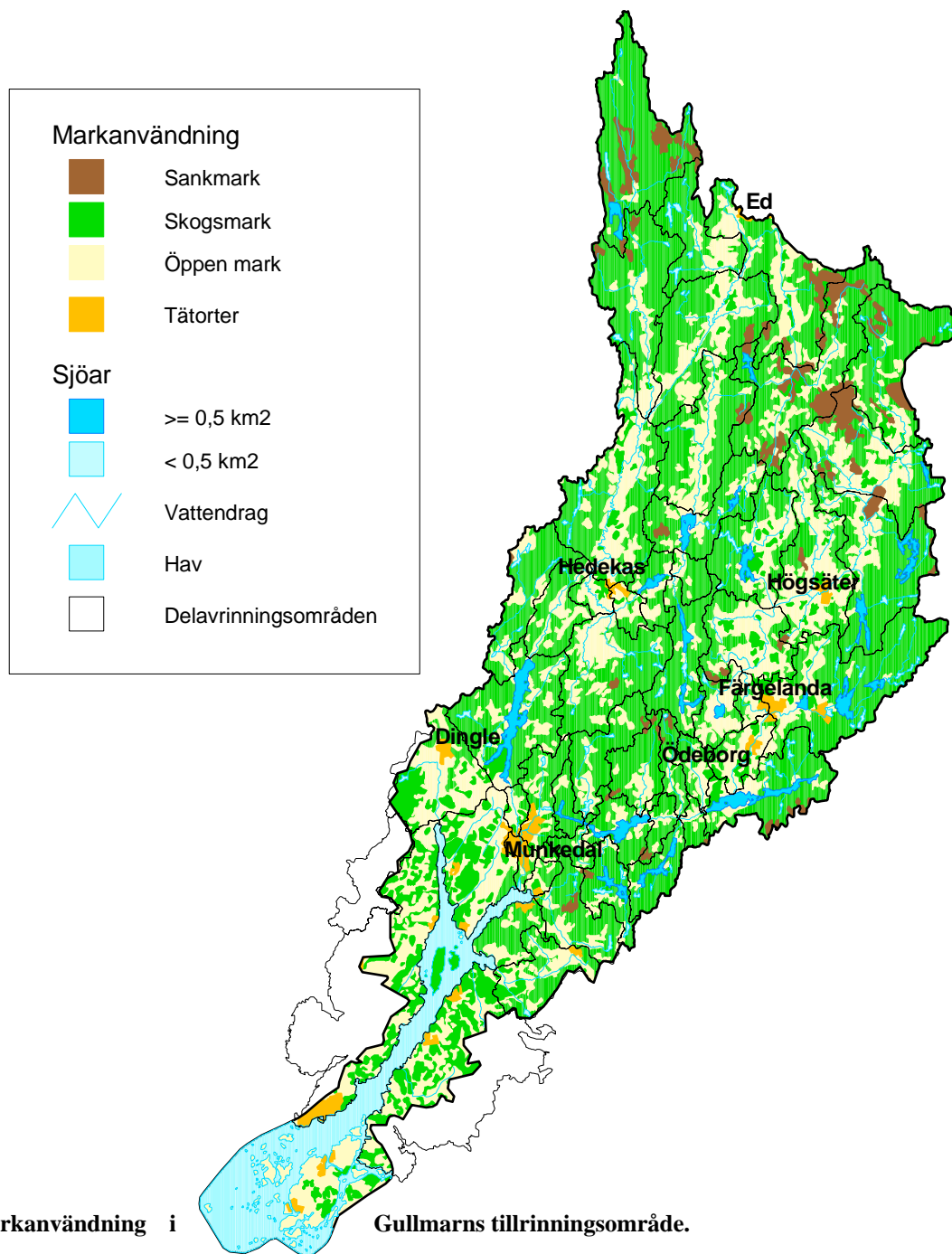
Första steget är att ta reda på hur mycket kväve och fosfor som läcker ut idag och varifrån det läcker. Med modellen beräknas läckage av totalfosfor, totalkväve och kvävefraktionerna för varje delavrinningsområde i Gullmarns tillrinningsområde. Om modellen körs för en tidsperiod utan att göra förändringar blir resultatet det näringsläckage som har skett under den tidsperioden, ofta som årsmedelvärde. Förändringar kan göras med scenarioverktyget som gör det möjligt att ändra markanvändningen och hushållens påverkan i hela eller vissa delar av avrinningsområdet. Punktkällor kan endast ändras genom att ställa frågor i själva Access-databasen. Scenarier har körts för åren 2001 till och med 2003 för att få ett slags nuläge med naturliga variationer. År 2000 var ett år med extremt mycket nederbörd och det gör det intressant att modellera samma scenarier med dessa förutsättningar. Det har gjorts för några scenarier för att visa hur åtgärder fungerar både normalår och vid ett extremt flöde.

Resultaten för några intressanta scenarier presenteras i GIS-kartor där varje delavrinningsområdes tillstånd är bedömt enligt bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Dessa är inte anpassade för Vattendirektivet och anger inte den ekologiska statusen baserat på ett typspecifikt referensvärde, utan bara tillståndet. För att komma runt det har referenstillstånd modellerats för området och kan användas för jämförelse.

Modellen är bäst anpassad till att modellera kväveläckage. Pålitliga typhalter finns för olika sorters grödor, vilket betyder att effekter vid byte av grödor kan studeras. Fosforläckaget beräknas dock genom att använda djurtätheten, marktexturen och markens fosforinnehåll. Dessa faktorer är oberoende av byte av gröda eller anläggande av skyddszoner eller våtmarker och därför märks inte effekter av dessa åtgärder på det beräknade fosforläckaget. Det som däremot är intressant att modellera när det gäller fosfor, är förbättrad rening av enskilda avlopp och övergång från jordbruk till annan markanvändning.

Några buggar i programmet har visat sig spela stor roll för vissa scenarier, framför allt de scenarier som är körda för enskilda avlopp, hyggesreducering och en kombination av flera scenarier. Därför har dessa körts igen när buggarna korrigerats. Näringsläckaget från dessa scenarier har jämförts med nya grundtillstånd utan förändringar. Detta gör att alla scenarier inte går att jämföra helt med varandra, skillnaderna är dock inte särskilt stora.

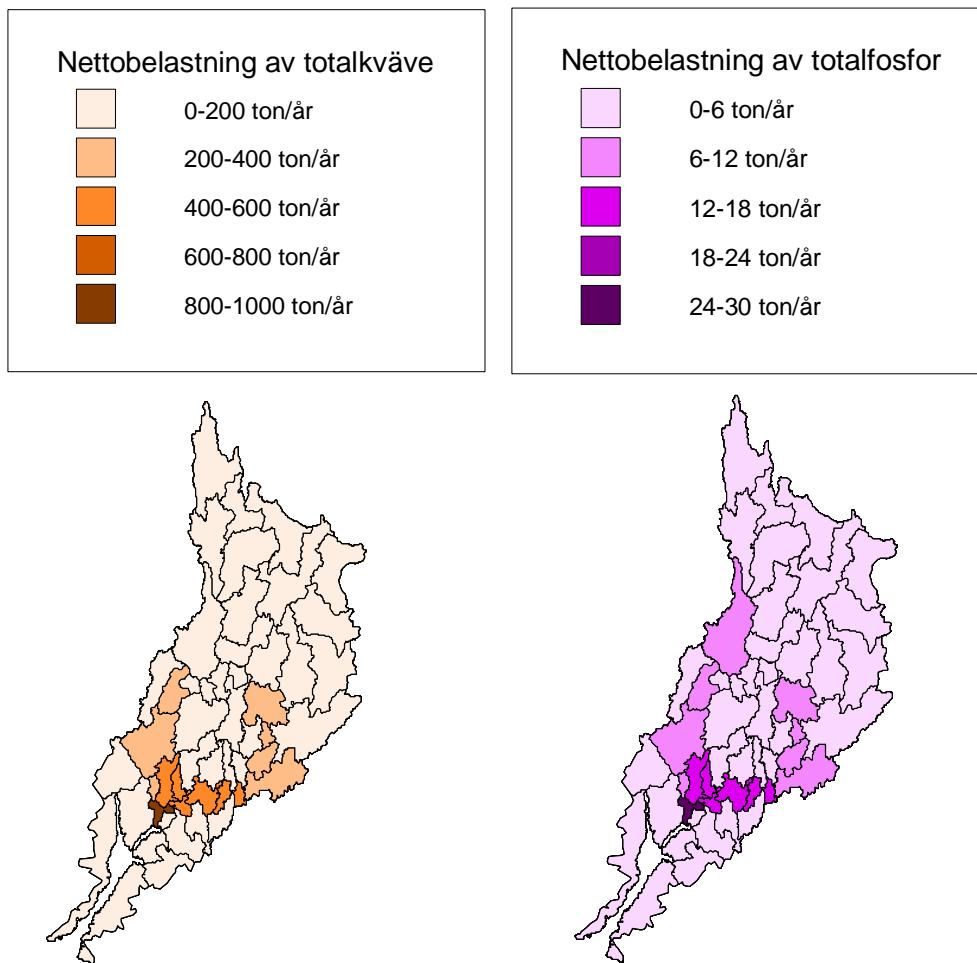
Gullmarns tillrinningsområde är 1720 km<sup>2</sup> och domineras av skogsmark. I dalarna längs vattendragen bedrivs ett extensivt jordbruk med en stor andel vallodling (50 % av den odlade marken). Området har många små sjöar men sjöarealen är endast 4 % av ytan. En karta över området visar markanvändningen som den ser ut utan förändringar, se Figur 1.



## Grundtillstånd

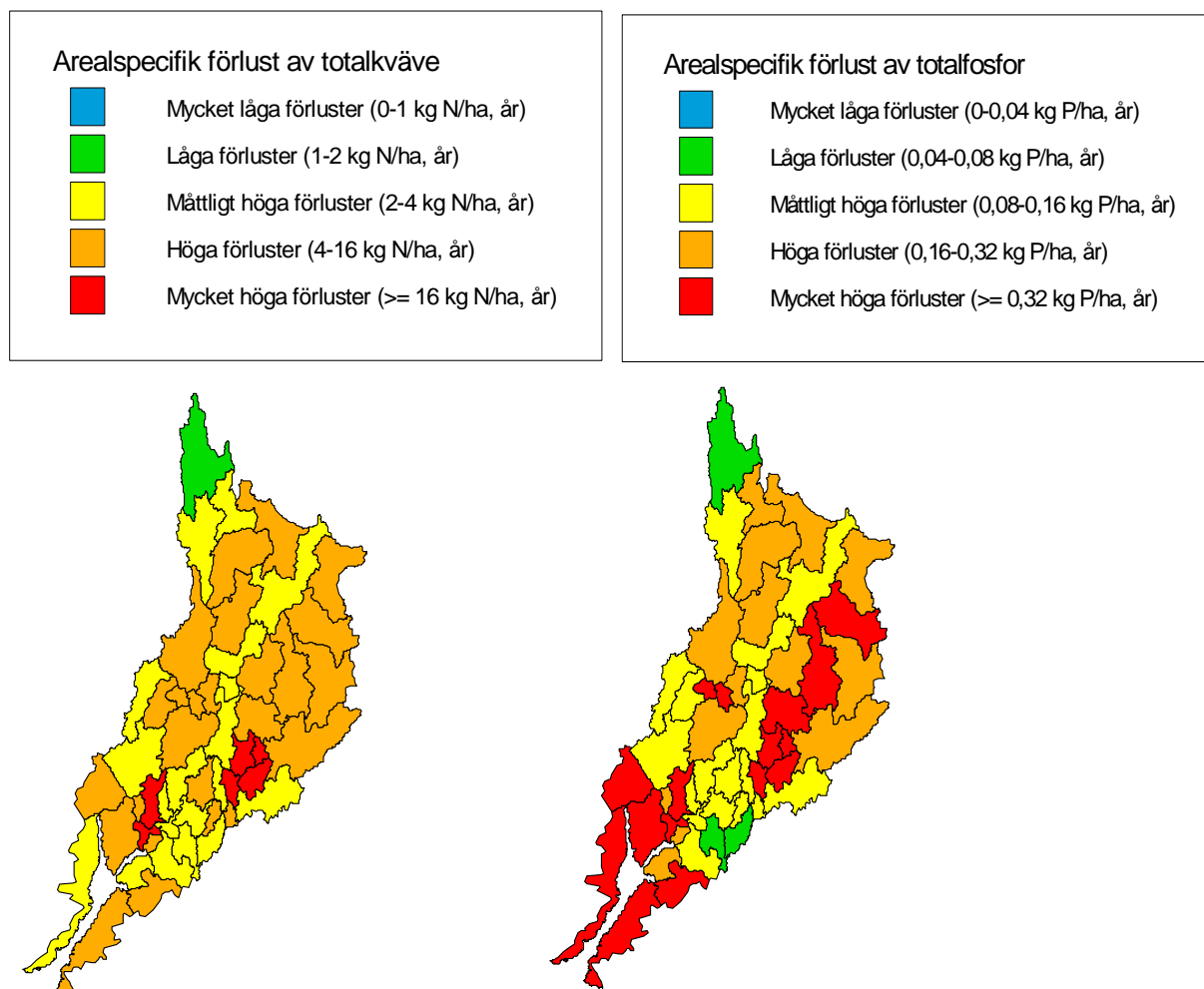
### Grundtillstånd utan förändringar 2001-2003 (normalår)

Modellering av åren 2001 till 2003 ger ett mått på det nuvarande näringsläckaget i Gullmarn tillrinningsområdet. Modellen uppskattar det årliga utsläppet av totalkväve och totalfosfor till Gullmarn till 1143 ton resp. 40,5 ton. Figur 2 visar utsläppet av totalkväve och totalfosfor som summeras för varje område det rinner igenom. Det är tydligt hur det största vattenflödet rinner genom delavrinningsområdena. Näringsmängderna ökar nedåt i systemet och är högst vid Örekilsälvens utflöde.



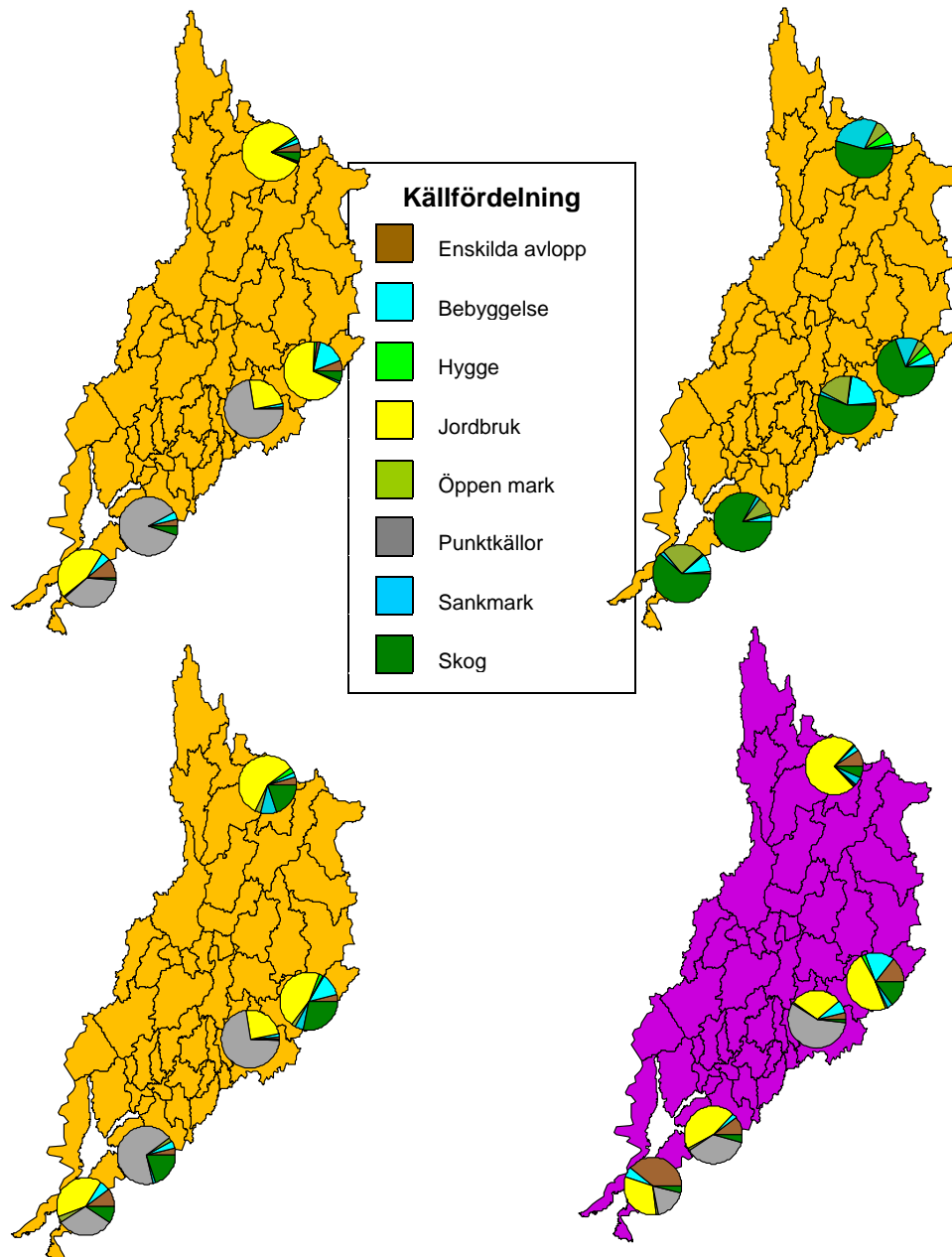
Figur 2. Modellerade flöden av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) ut från varje delavrinningsområde i Gullmarns tillrinningsområde (summeras nedströms) för 2001-2003.

Den arealspecifika förlusten av totalkväve och totalfosfor, d.v.s. hur mycket som läcker i förhållande till avrinningsområdets storlek, bedöms enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Modelleringen visar på att stora delar av tillrinningsområdet har höga eller mycket höga förluster av både kväve och fosfor, se Figur 3.



Figur 3. Arealsspecifik förlust av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) modellerad för 2001-2003 och bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).

Modellen beräknar även källfördelningen av de olika kvävefraktionerna, se Figur 4. Läget för totalfosfor i dagsläget är att punktutsläppen (främst avloppsreningsverk) och jordbruksmarken dominerar det oorganiska kväveläckaget och skogsmarken det organiska. Totalkväveläckaget domineras av punktutsläpp och jordbruk medan totalfosforkällorna även inkluderar enskilda avlopp i större utsträckning.

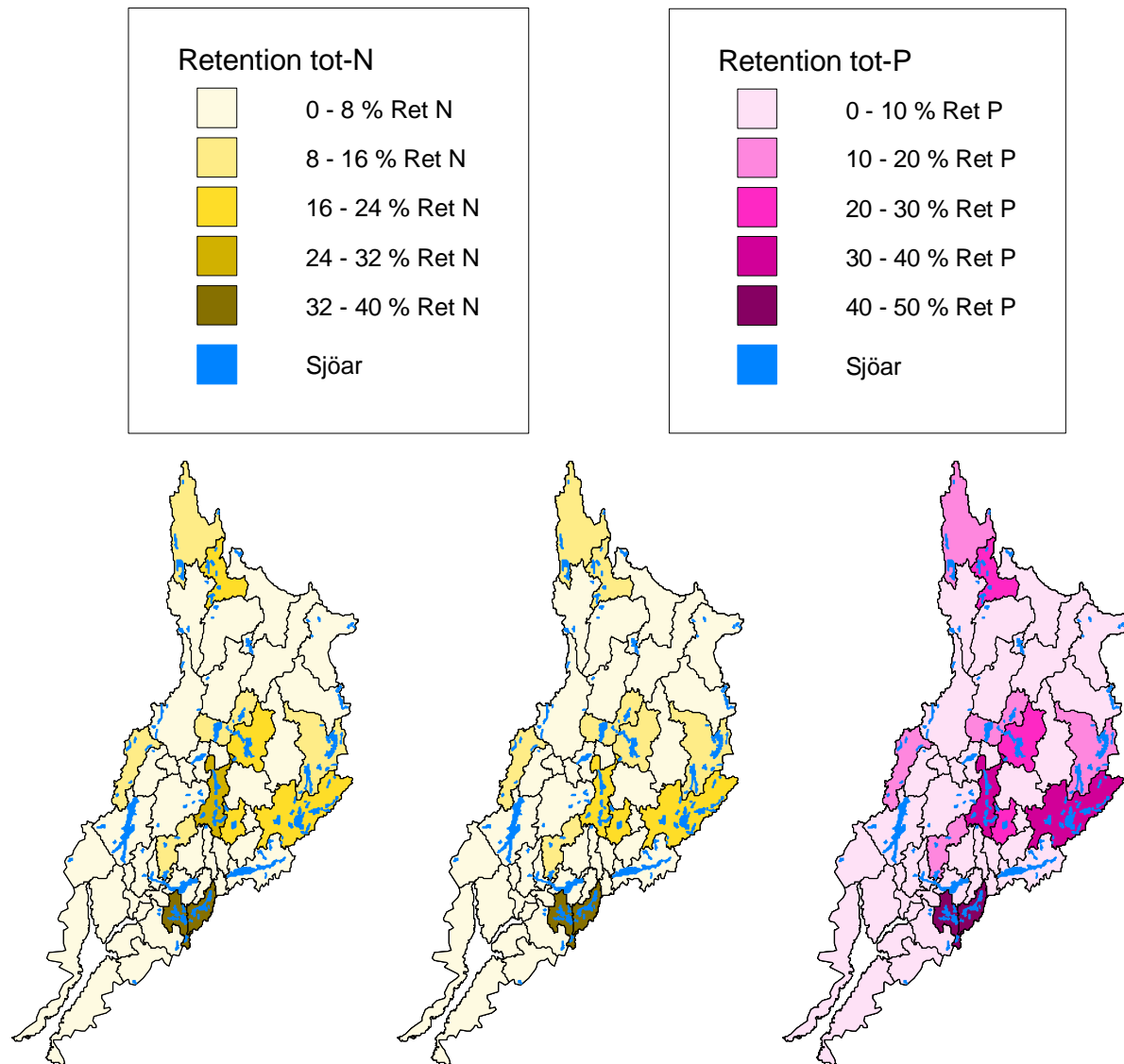


**Figur 4. Källfördelning för läckage av oorganiskt kväve (ö.v.), organiskt kväve (ö.h.) och totalkväve (n.v.) samt av totalfosfor (n.h.).**

Det finns också processer som håller kvar näring i området eller för bort näring från systemet. Sedimentation i sjöar, biologiskt upptag och denitrifikation är exempel på sådana retentionsprocesser. Retentionen är beroende av bland annat topografi, vattenomsättning och näringsinnehåll i vattnet. Retentionen av fosfor styrs främst av sedimentation medan kväveretentionen påverkas av t.ex. denitrifikation, en mikrobiell process i syrefattiga miljöer som omvandlar nitrat till kvävgas. Områden med stor andel sjöyta ger generellt sett en högre



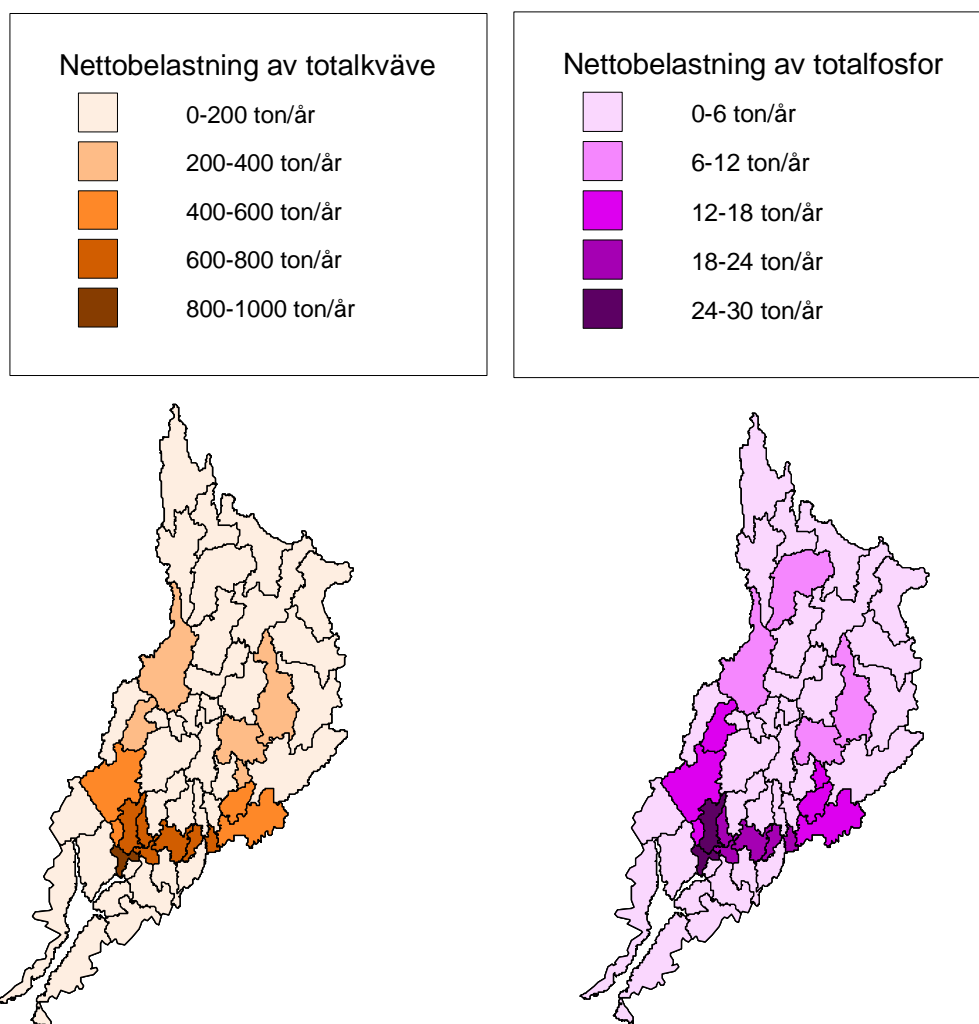
retention än sjöfattiga på grund av att vattnet har längre uppehållstid och mer partiklar kan sedimentera. I Figur 5 är årsmedelretentionen i Gullmarns tillrinningsområde för 2001-2003 redovisad. I de områden som har mörkast färg är retentionen som högst. Det är i allmänhet de delavrinningsområden där det finns sjöar.



Figur 5. Retention av oorganiskt kväve (t.v), organiskt kväve (mitten) och totalfosfor (t.h) i Gullmarns tillrinningsområde. Mörkare färg betyder större retention, d.v.s. mindre näring som går vidare i systemet. Sjöarna i systemet är markerade med blått.

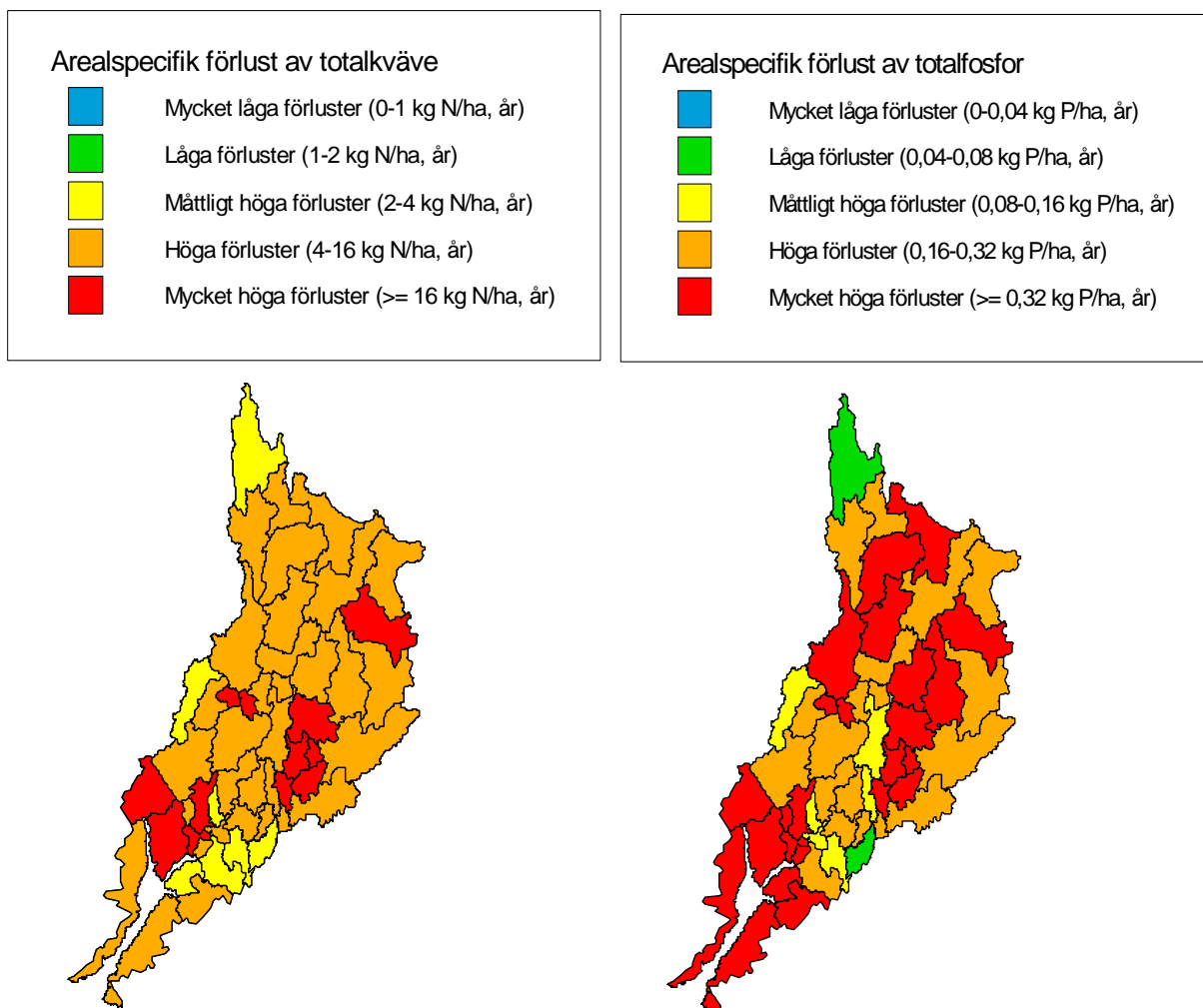
## Grundtillstånd utan förändringar år 2000 (blötår)

År 2000 var ett extremår när det gäller nederbörd och flöden. Det modellerade flödet ut till Gullmarn var ca 40 % högre än snittet för 2001-2003. Därför blev också läckaget större. En ökande växthuseffekt kan enligt många forskare leda till att vi får extrema väderförhållanden och oväder allt oftare. En ökande temperatur med ett mildare klimat i Sverige kan ge ökad nederbörd i form av regn. Därför är en jämförelse med ett blötår intressant för att visa vilka effekter åtgärderna kan ge i framtiden vid sådana förhållanden. Enligt modellering med data från detta år läckte knappt 1570 ton totalkväve (37 % mer än normalåret) och 62,7 ton totalfosfor (55 % mer än normalåret) ut till Gullmarn detta år, se Figur 6.



Figur 6. Modellerade flöden av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) ut från varje delavrinningsområde i Gullmarns tillrinningsområde (summeras nedströms) för år 2000 som var ett extremt blötår.

Läckaget per ytenhet, bedömt enligt bedömningsgrunderna, visar ett betydligt sämre tillstånd för blötåret än för ett normalår, se Figur 7 och jämför med Figur 3.



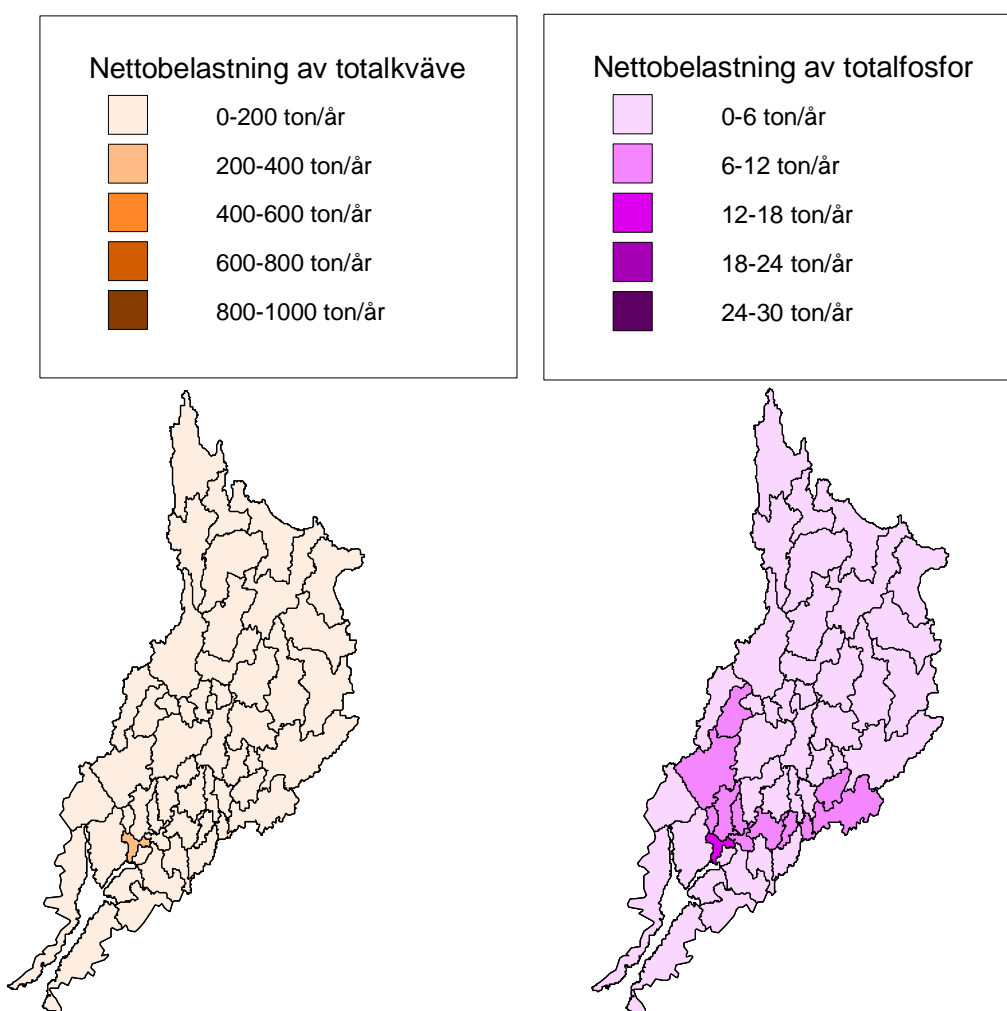
Figur 7. Arealsspecifik förlust av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) modellerad för 2001-2003 och bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).

## Simulering av referenstillstånd

### Referenstillstånd: Vall på jordbruksmark (normalår)

Genom att ta bort den mänskliga påverkan fås ett referenstillstånd, ett nära nog naturligt tillstånd. Den nuvarande jordbruksmarken finns kvar men är beväxt med ogödslad vall<sup>1</sup>. Tätorter och bebyggelser har ersatts med lövskog. Hyggen är inte heller något som förekommer naturligt och har därför också ersatts med lövskog. Alla punktutsläpp och enskilda avlopp är borttagna. Alla betande djur är borttagna men markens fosforinnehåll är samma som i grundtillståndet. Depositionen av kväve är minskad till 3 ton N/ha och år.

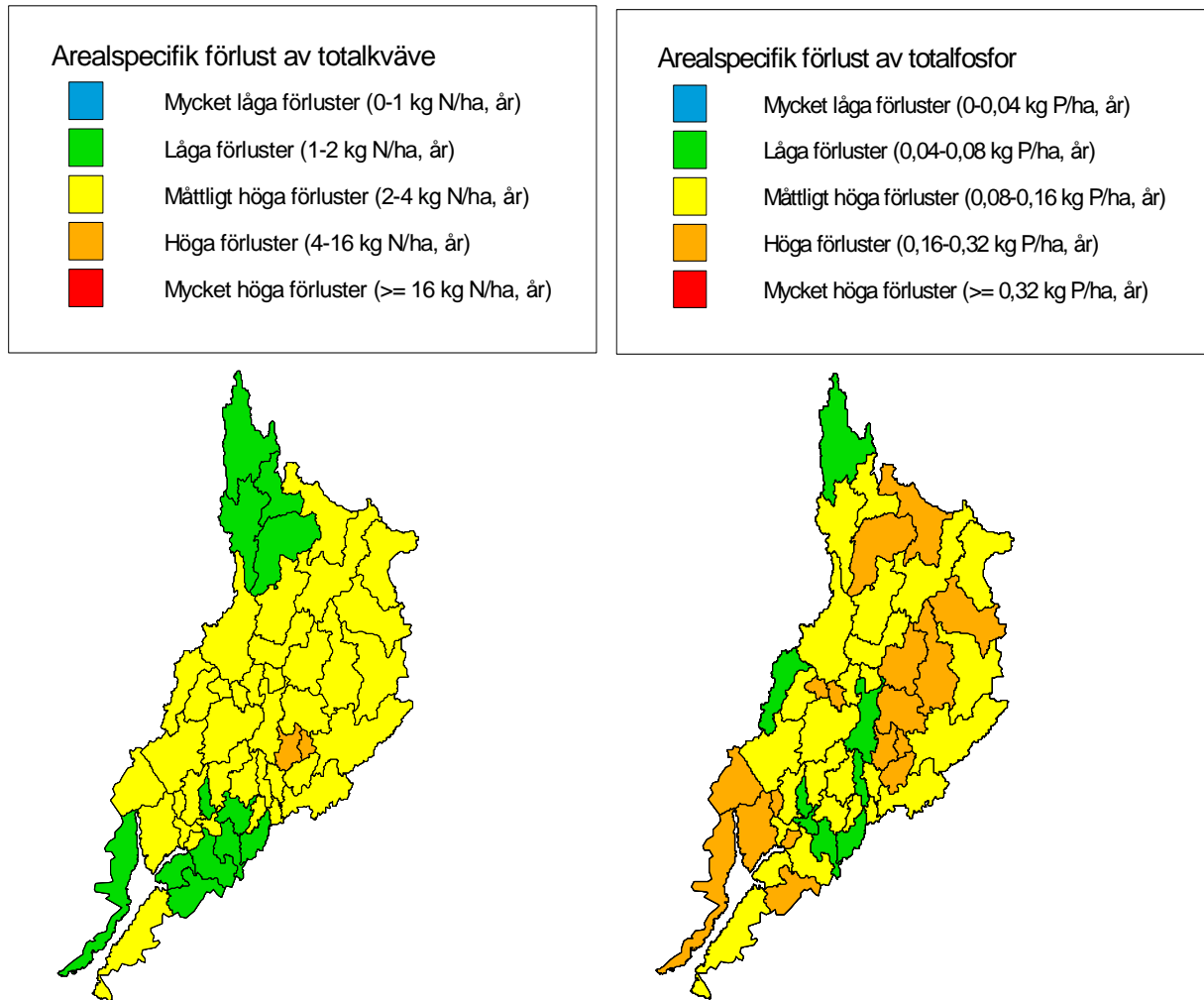
Detta ger en minskning av totalkväveläckaget med 805 ton (70 %) till Gullmarn på ett år om man jämför med nulägestillståndet. Det modellerade totalfosforläckaget blir 20,4 ton (50 %) mindre med samma förutsättningar, se Figur 8. Flödet har endast minskat med 1,5 %.



Figur 8. Modellerade flöden av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) ut från varje delavrinningsområde i Gullmarns tillrinningsområde (summeras nedströms). Simuleringen avser ett referenstillstånd baserat på ett normalår vad gäller flöden. I stort sett all mänsklig påverkan tagits bort, se scenariotexten.

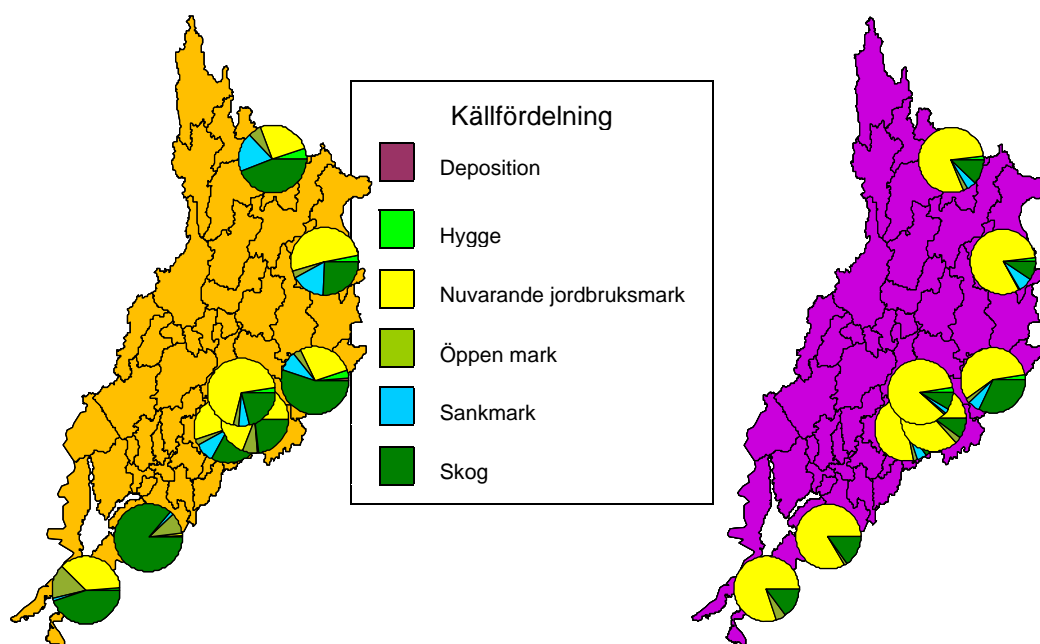
<sup>1</sup> I modellen inlagd som betesmark, d.v.s. ogödslad vall som betas av djur och därmed läcker något mer än helt orörd vallodling.

Den arealspecifika förlusten av kväve visas i Figur 9 nedan. Tillståndet verkar något värre för fosfor än för kväve. Vallodlingen som täcker hela jordbruksmarken läcker mindre än andra grödor men mer än skogsmark.



Figur 9. Arealsspecifik förlust av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) modellerad för ett referenstillstånd och bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999). Referenstillståndet är baserat på ett normalflödesår. I stort sett all mänsklig påverkan tagits bort, se scenariotexten. Jämför med nuvarande tillstånd, se Figur 3.

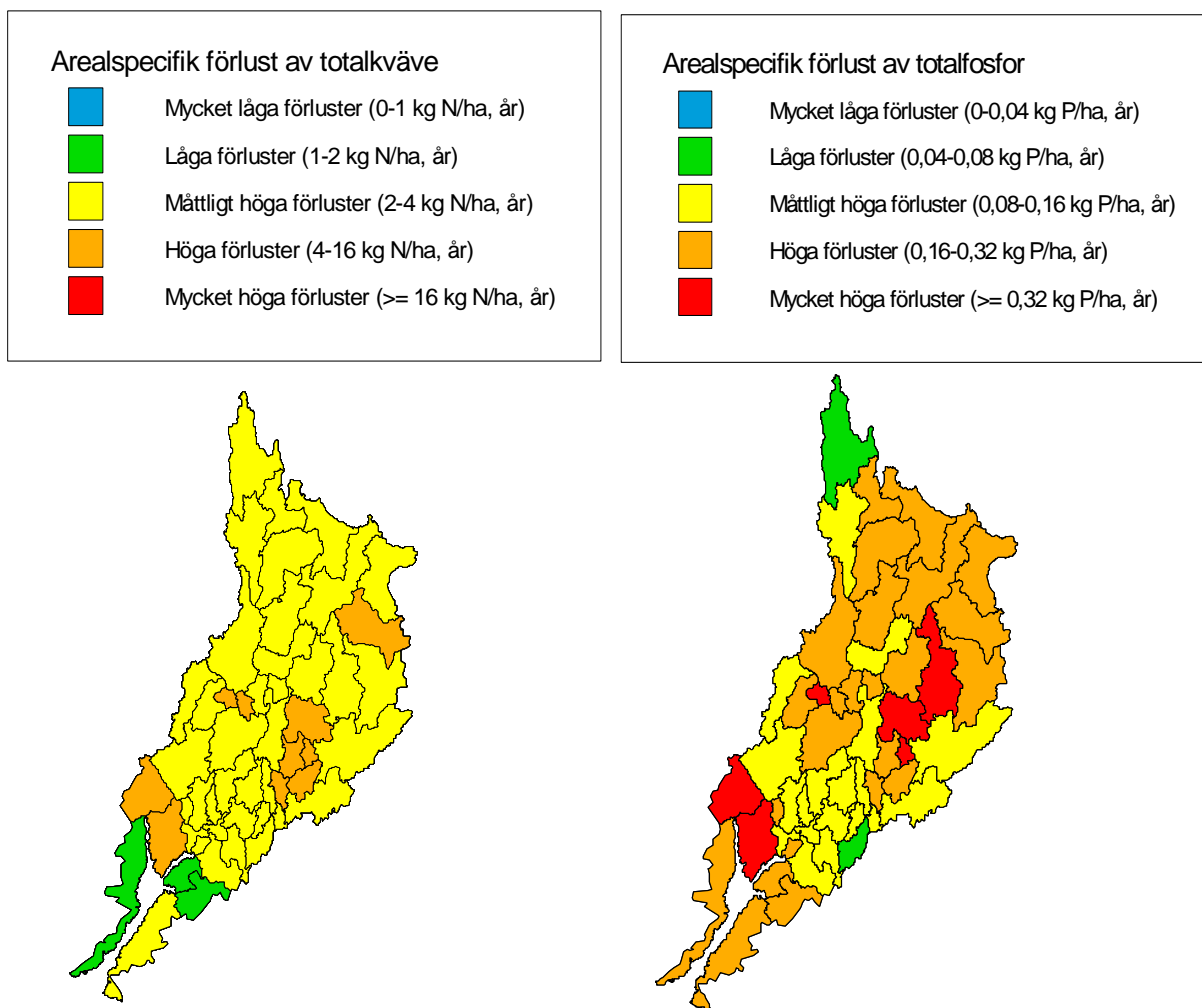
Källfördelningen förändras när vissa källor tas bort helt, resultaten ses i Figur 10. I detta mer naturliga tillstånd är jordbruksläckaget, d.v.s. vallodlingen den klart dominerande källan till näringsläckage. Detta trots att skogsmark är den klart dominerande markanvändningen. Organiskt kväve läcker dock mest från skogsmark. I referenstillståndet bidrar ingen bebyggelse, hyggen, punktkällor eller avlopp till läckaget. En bugg i modellen ger dock en andel från hyggen. Denna står för 27 % av hyggesarealen och ska egentligen bort.



**Figur 10. Källfördelning (netto) för läckage av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) för ett referenstillstånd med minimal mänsklig påverkan.**

## Referenstillstånd: Vall på jordbruksmark (blötår)

Referenstillståndet överfört till ett blötår visar nästan samma procentuella minskning av näringen som för normalåret. En minskning med 1088 ton (69 %) totalkväve och 31,7 ton (51 %) totalfosfor till Gullmarn på ett år jämfört med grundtillståndet 2000 (flödets minskning vid samma tid är drygt 2 %). Förlusten av kväve och fosfor per ytenhet redovisas i Figur 11. Även om man tar bort all mänsklig påverkan utom jordbruket är höga och mycket höga förluster av fosfor och kväve än vanligt.

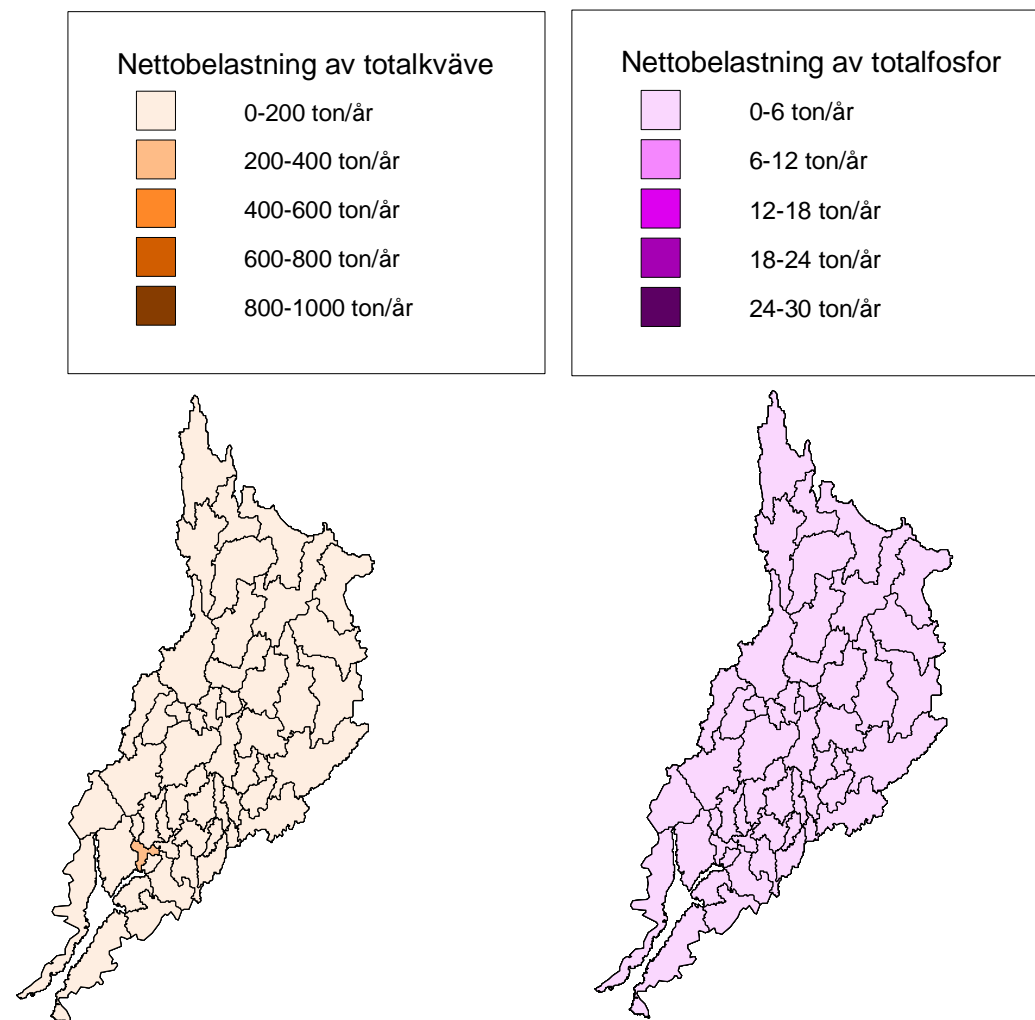


Figur 11. Arealspecifik förlust av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) modellerad för ett referenstillstånd och bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999). Referenstillståndet är baserat på ett extremt blött år. I stort sett all mänsklig påverkan tagits bort, se scenariotexten. Jämför med tillståndet för ett blött år utan förändringar, se Figur 7.

Källfördelningen är densamma som den för normalåren.

## Referenstillstånd: Ingen mänsklig påverkan (normalår)

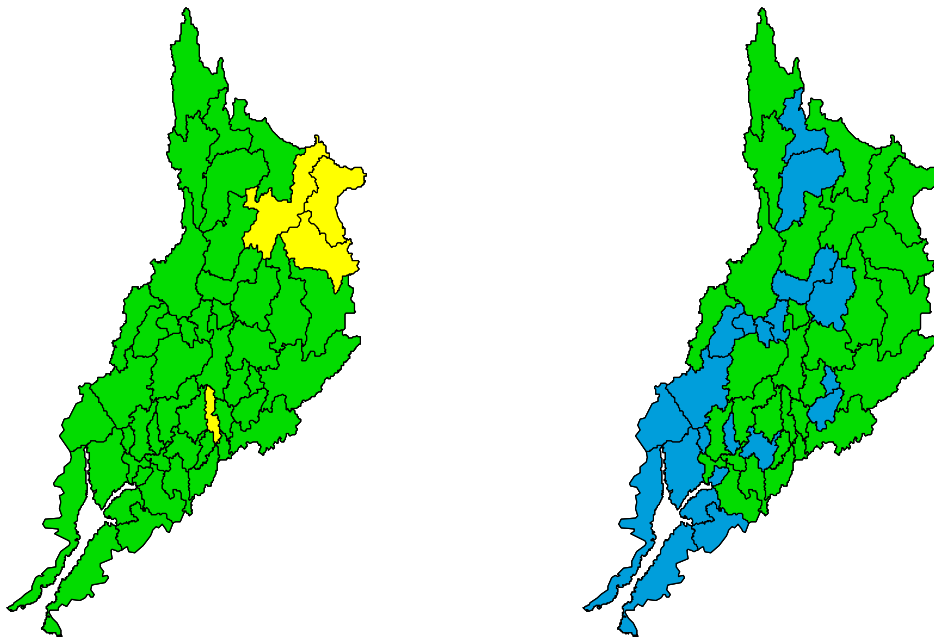
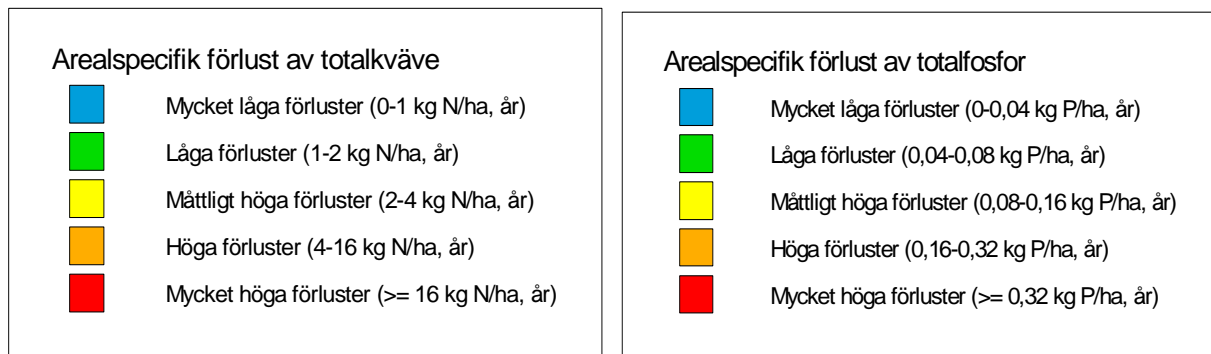
Ett annat referenstillstånd där förutsättningarna är desamma som i det förra men med skillnaden att all jordbruksmark är omvandlad till lövskog. Detta leder till en minskad transport till Gullmarn med 880 ton (77 %) kväve och 34,5 ton (85 %) fosfor per år, se Figur 12. Flödet minskar 10 % jämfört med normalåret.



**Figur 12. Modellerade flöden av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) ut från varje delavrinningsområde i Gullmarns tillrinningsområde (summeras nedströms). Simuleringen avser ett referenstillstånd baserat på ett normalår vad gäller flöden. I stort sett all mänsklig påverkan tagits bort, se scenariotexten.**

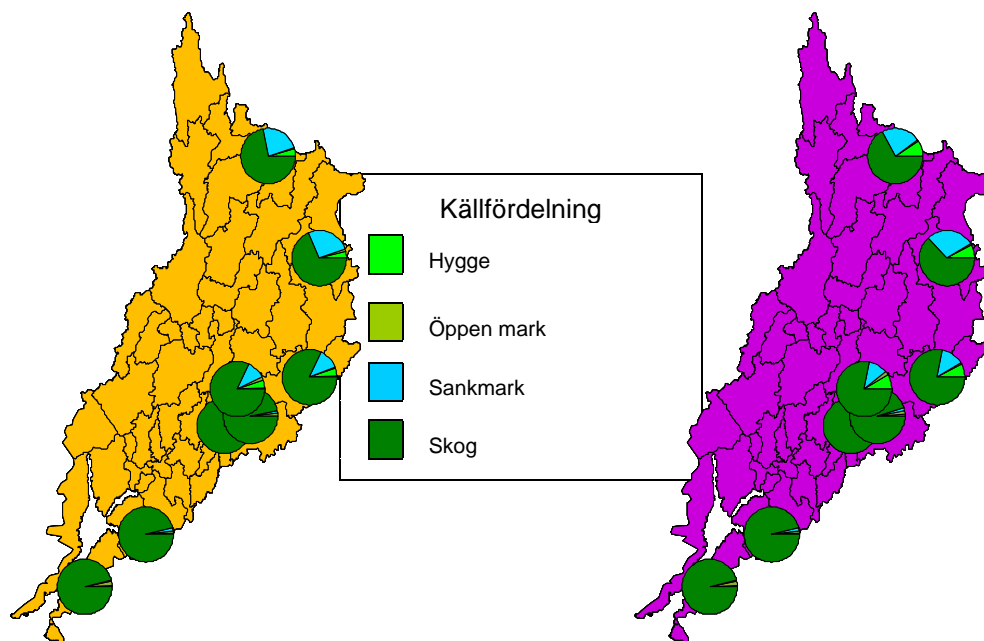
Syftet med referenstillståndet är att visa hur stor påverkan är från mänskliga aktiviteter. De arealspecifika förlusterna blir låga och måttligt höga för kväve och mycket låga och låga för fosfor, se Figur 13. Trots att så gott som all mänsklig påverkan är borta visar inte tillståndet ett opåverkat område. Detta är intressant då ett referenstillstånd är något att sträva efter. Tydligt är dock avrinningen är så pass hög i Gullmarns tillrinningsområde att läckaget ändå blir ganska stort (Zakrisson, pers. komm., 2005-08-19).





**Figur 13. Arealsspecifik förlust av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) modellerad för ett referenstillstånd och bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999). Referenstillståndet är baserat på ett normalår vad gäller flöden. I stort sett all mänsklig påverkan tagits bort, se scenariotexten. Jämför med nuvarande tillstånd, se Figur 3.**

Källfördelningen förändras när vissa källor helt tas bort, resultaten ses i Figur 14. Naturligt dominerar skogen som kväve- och fosforkälla. Även här ger en bugg i modellen en andel från hyggen. Denna står för 27 % av hyggesarealen och ska inte finnas med.



**Figur 14. Källfördelning (netto) för läckage av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) för ett referenstillstånd med minimal mänsklig påverkan.**

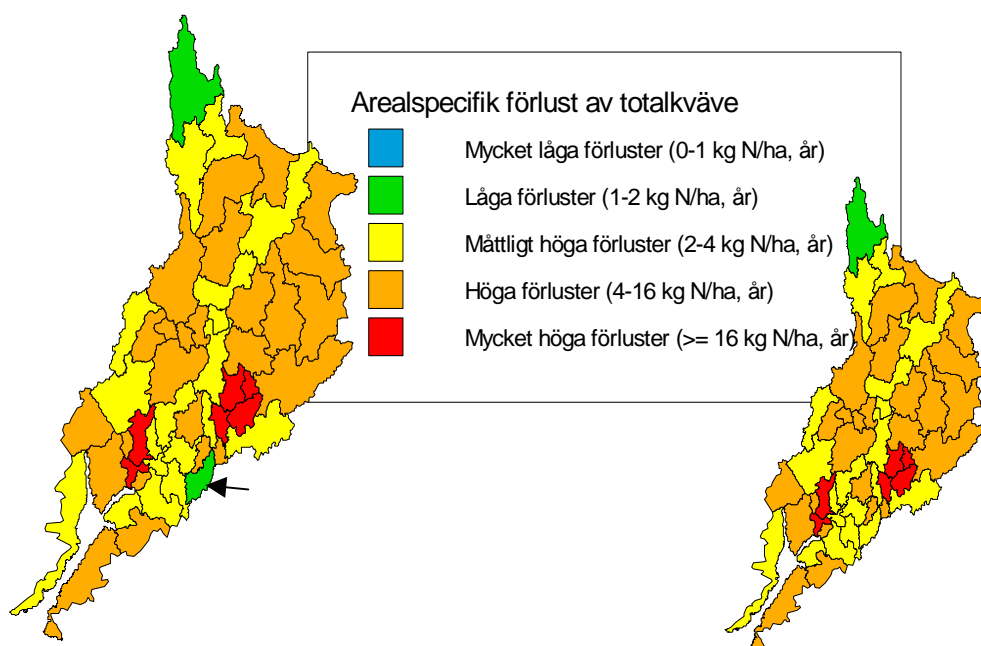
### **Referenstillstånd: Ingen mänsklig påverkan (blötår)**

Ett motsvarande referenstillstånd för ett extremt blött år med höga flöden ger en minskning av tillförseln till Gullmarn med 1220 ton (78 %) totalkväve och 55 ton (87 %) totalfosfor på ett år jämfört med ett blötår utan förändringar. Flödet minskar med 16 % på grund av samma förändringar.

## Scenarier

### 10 % våtmarker (normalår)

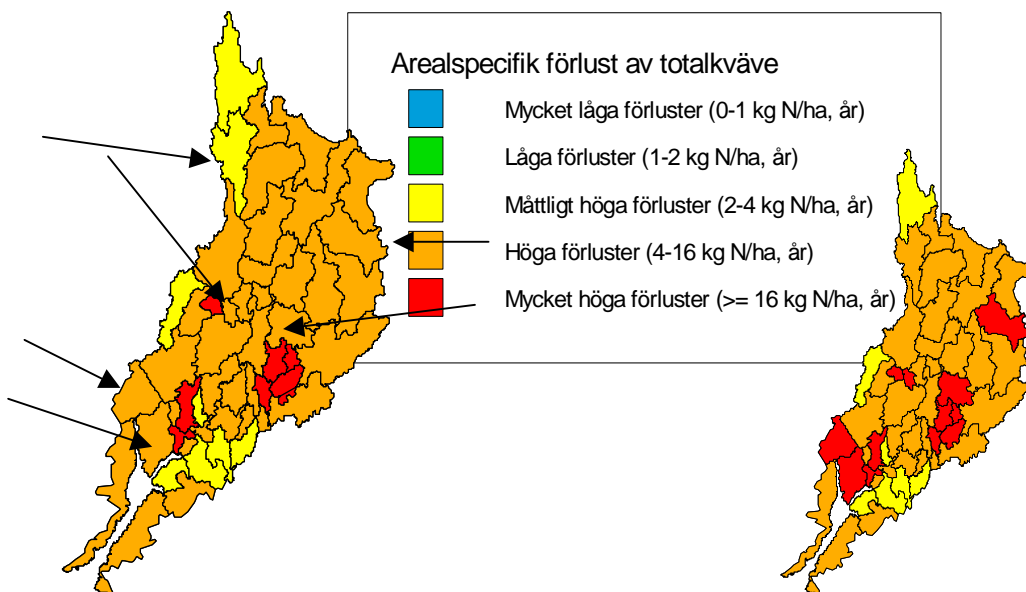
I detta scenario har våtmarker placerats ut i hela avrinningsområdet. 10 procent av all odlad mark har gjorts till våtmarker. Enligt modelleringen kommer de årliga utsläppen av totalkväve till Gullmarn att minska med 30 ton (2,6 %) tack vare den förändrade markanvändningen. Den arealspecifika förlusten av kväve visas i Figur 15. Pilen visar det område som förändrats jämfört med nutillståndet. Eftersom inte modellen klarar av att ta fram minskat fosforläckage p.g.a. våtmarker beräknas inga förändringar av fosfor.



Figur 15. Areal-specifik förlust av totalkväve modellerad för ett scenario där 10 % av all odlad mark ersatts med våtmarker (t.v.). Till höger redovisas motsvarande för ett normalår utan förändringar. Förlusten är bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).

### 10 % våtmarker (blötår)

Ett extremår kan resultatet av våtmarkerna bli mycket bättre. Enligt modelleringen läcker 142 ton (9 %) mindre totalkväve än grundtillståndet 2000. Tillståndsklasserna för den areal-specifika förlusten av kväve respektive fosfor förändras på flera delavrinningsområden. I Figur 16 visas de områden som förändrats.



**Figur 16.** Arealspecifik förlust av totalkväve modellerad för ett blötårsscenario där 10 % av all odlad mark ersatts med våtmarker (t.v.). Till höger redovisas motsvarande för ett blötår utan förändringar. Förlusten är bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).

### 5 % våtmarker (normalår)

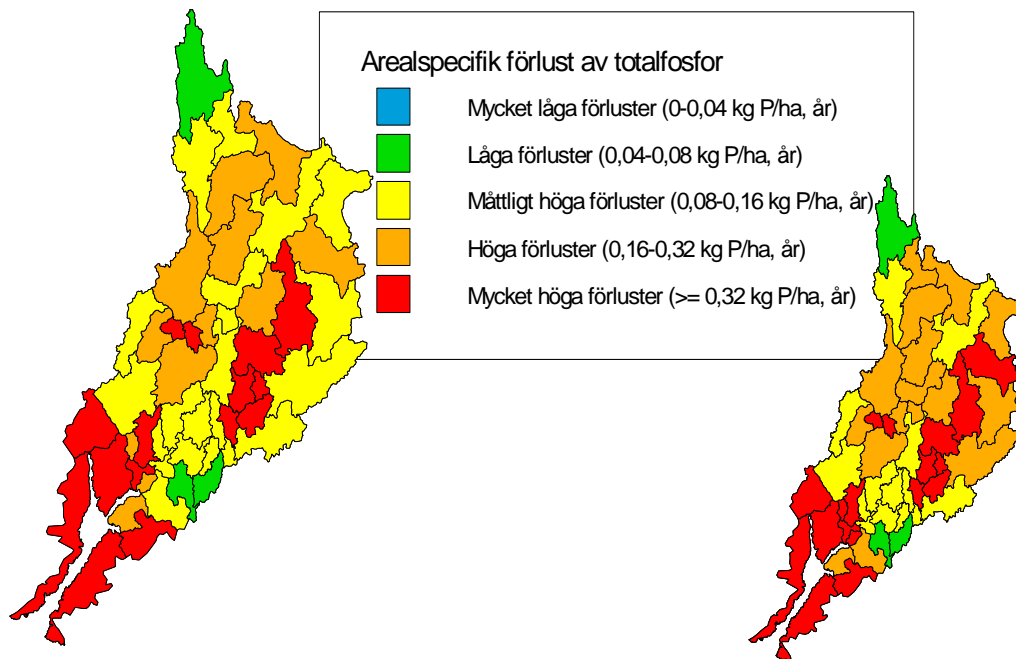
På 5 % av den odlade arealen anläggs våtmarker. Det ger en minskning av mängden kväve som transporteras till Gullmarsn med 15 ton (1,3 %) jämfört med ett normalår utan förändringar.

### 5 % våtmarker (blötår)

Vid ett blötår ger 5 % våtmarker en minskning av 23,7 ton (1,5%) kväve, alltså en något bättre effekt än vid ett normalflödesår.

### Inga enskilda avlopp (normalår)

Alla enskilda avlopp är borttagna i detta scenario, vilket alltså visar vilken påverkan de har för näringsläckaget. Som visades i källfördelningen för nuläget bidrar de enskilda avloppen med 34,9 ton (3 %) kväve och 5,1 ton (12,0 %) fosfor av det som förs ut i Gullmarsn per år. Detta och övriga ”avloppsscenarioer” kan inte jämföras direkt med grundtillståndet eftersom de simulerats efter att en bugg med stor betydelse för avloppen korrigerats i modellen. Ett delavrinningsområde får en bättre tillståndsklass när det gäller kväve. Förändringar av den arealspecifika fosforförlusten kan ses i Figur 17.



Figur 17. Arealspecifik förlust av totalfosfor modellerad för ett scenario där alla enskilda avlopp är borttagna. Till höger redovisas motsvarande för ett normalår utan förändringar. Förlusten är bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).

### Inga enskilda avlopp (blötår)

Vid ett blötår är effekten av att ta bort alla enskilda avlopp lite sämre. Minskningen av kväve respektive fosfor blir jämfört med nuläget 35 ton (2,2 %) respektive 5,2 ton (8,1 %). Ett delavrinningsområde får bättre tillstånd av arealspecifik förlust av kväve och två andra för fosfor.

### Hög kravnivå för rening av enskilda avlopp (N: 50 % P: 90 %) (normalår)

Kommunerna i projektet har kommit överens om gemensamma riktlinjer för reningen av enskilda avloppen i området. De vill följa det förslag till allmänna råd för små avloppsanläggningar som är på remiss. Där anges att kraven på rening kommer att vara kopplade till anläggningens funktion. Det betyder att krav kan ställas på hur mycket kväve och fosfor som renas i den enskilda anläggningen istället för att reningemetoden regleras. Det finns två nivåer för miljöskydd. En normal nivå som alltid ska uppfyllas och en hög som kan krävas där högre skydd krävs, bl.a. där recipienten eller omgivningen är känslig. Den höga kravnivån innebär att reningen av kväve ska uppgå till minst 50 % och minst 90 % av fosfor ska avskiljas. Om alla anläggningar (inte bara de som inte är godkända) skulle omfattas av den skulle kvävetillförseln minska med 2,1 ton (0,18 %) och fosfortillförseln med 4,1 ton (9,8 %) till Gullmar per år.

### Normal kravnivå för rening av enskilda avlopp (P: 70 %) (normalår)

Den normala kravnivån ska enligt förslaget innebära en rening av minst 70 % av fosfor. Om den nivån tillämpas på alla enskilda avlopp minskar fosfortillförseln till Gullmar med 2,2 ton (5,3 %) enligt modellen.

### **Godkända avlopp (normalår)**

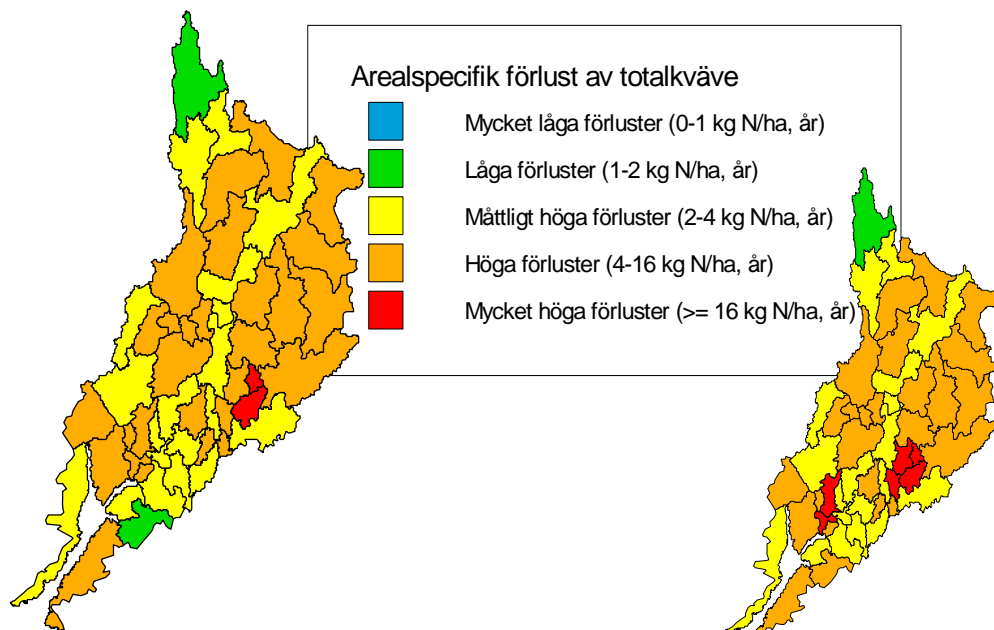
Detta scenario har gjorts för att ta reda på hur stor effekt en förbättring av de enskilda avlopp som inte har godkänd rening i dagsläget ger. I scenariot har *ej godkända enskilda avlopp* och *avlopp med okänd rening* ersätts med markbädd med rotzonsanläggning. Övriga avlopp har tillräckligt bra rening och ändras inte. Genomsnittet av de godkända anläggningarna har mycket bra rening, i alla fall enligt de schablonvärden för rening som ligger i databasen. Detta gör att om alla avlopp ändrar reningsgrad för att uppfylla *Hög kravnivå* enligt förslagen till allmänna råd blir reningen lägre. Därför verkar resultaten för Hög kravnivå sämre än detta scenario men det kan alltså bero på att de satta reningsgraderna för exempelvis infiltrationsanläggningar, är ovanligt höga. Resultatet för scenariot där alla avlopp är godkända är en minskning på 6 ton (0,5 %) totalkväve och 1,7 ton (4,0 %) totalfosfor ut till Gullmarn på ett år. Detta genererar dock inga skillnader i tillstånd. Scenariot har inte körts för blötår.

### **Urinseparerande toaletter (normalår)**

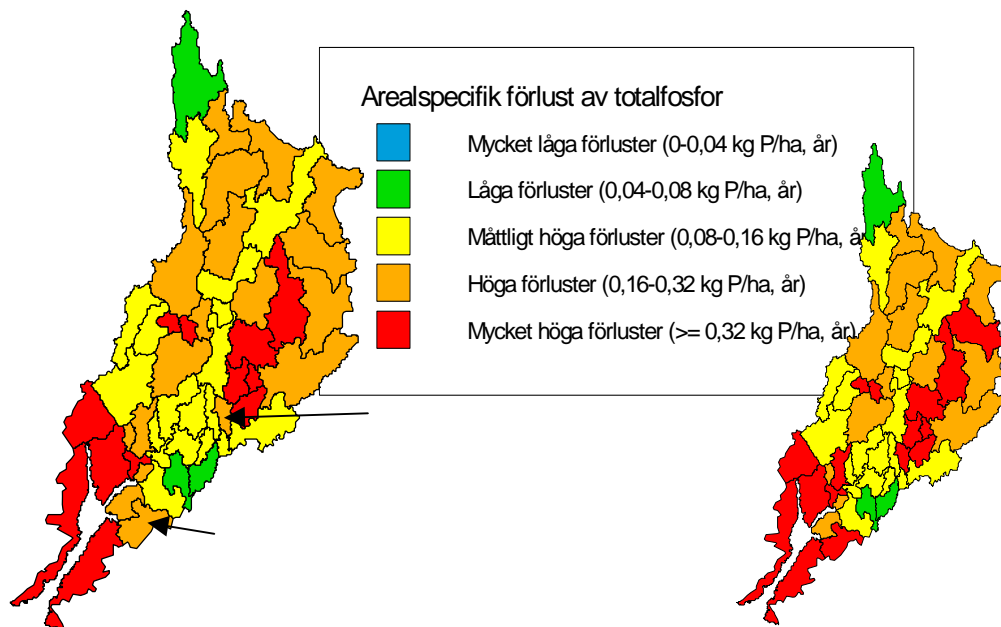
Ungefär 90 % av avloppsvattnets kväve och 30 % av fosfor kommer från urinen (Producent-Föreningen för Reningsverk, 2005-12-15). Därför bör urinseparering ge effekt på näringsläckaget. I detta scenario införs urinseparerande toaletter med rening av resterande avloppsvatten i markbädd resp. infiltrationsanläggning för alla enskilda avlopp. Reningsgraden för urinseparerande toaletter varierar beroende på förhållanden och behandling av det separerade vattnet. För hela systemet renas kväve med mellan 60-90 procent och fosfor med 70-95 procent beroende på efterföljande rening. Infiltration av vattnet ger bättre rening av fosfor än behandling i markbädd (Avloppsguiden.se, 2005-08-08). Urinen tas om hand för användning som gödselmedel. Ingen ökning av gödslingen sker dock. Vid en modellering med den lägsta reningsgraden (N: 60 %, P: 70 %) blir resultatet ett minskat utflöde med 8,7 ton kväve (0,7 %) och 2,2 ton fosfor (5,3 %) jämfört med normalåret. Tillståndet för den arealspecifika förlusten förändras inte jämfört med ett normalår. Om ett medelvärde av högsta och lägsta reningsgrad (N: 75 %, P: 83 %) används blir resultatet bättre. Kväve minskar med 18,5 ton (1,6 %) och fosfor minskar med 3,5 ton (8,2 %). Den arealspecifika förlusten av fosfor ges bättre tillstånd i fem delavrinningsområden.

### **Inga punktkällor (normalår)**

Scenario 4 visar hur stor påverkan punktkällorna har. Punktkällor (även avloppsreningsverk) är helt borttagna medan alla andra förutsättningar är precis som i grundtillståndet. Resultatet blir 346 ton (30 %) mindre totalkväve och knappt 7,4 ton (18 %) mindre totalfosfor ut till Gullmarn än nuläget. Den arealspecifika förlusten av kväve respektive fosfor visas i Figur 18 och Figur 19. Förändringarna av tillståndsklass sker i delavrinningsområden där det finns en större punktkälla.

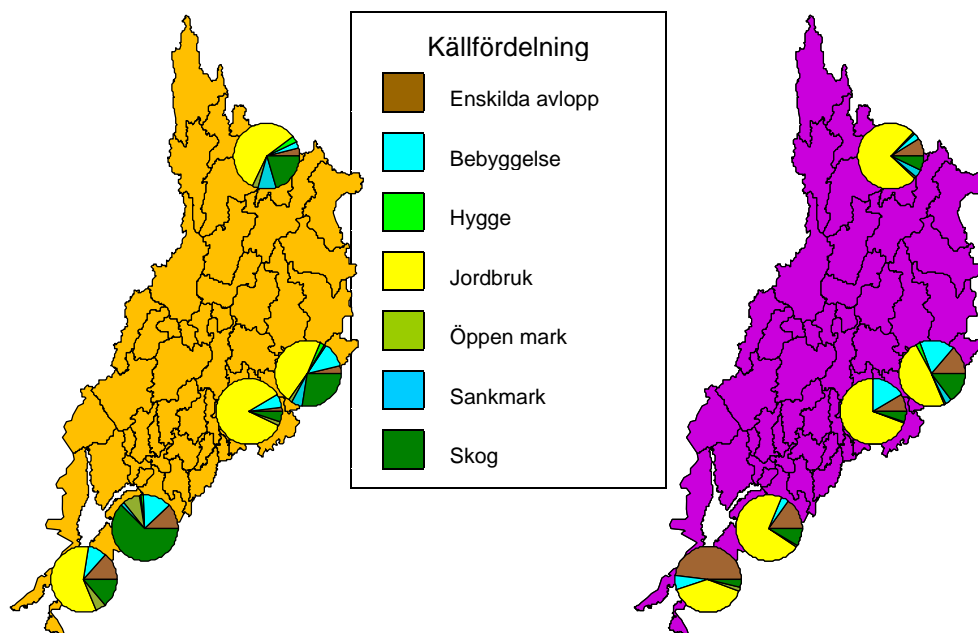


Figur 18. Areal specifik förlust av totalkväve modellerad för ett scenario där punktkällorna är helt borttagna. Till höger redovisas motsvarande för ett normalår utan förändringar. Förlusten är bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).



Figur 19. Areal specifik förlust av totalfosfor modellerad för ett scenario där punktkällorna är helt borttagna. Till höger redovisas motsvarande för ett normalår utan förändringar. Förlusten är bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).

Källfördelningen när punktkällorna är borttagna visas i Figur 20.



**Figur 20. Källfördelning för läckage av totalkväve (t.v.) och totalfosfor (t.h.) för ett scenario där alla punktkällor är borttagna. Jämför med dagens källfördelning, se Figur 4.**

### **Punktkällor minskar 50 % (normalår)**

Om utsläppen från punktkällor och avloppsreningsverk istället minskar med 50 % minskar kvävetillförseln till Gullmar med 151 ton (13 %) och fosfortillförseln med 3,2 ton (7,9 %) jämfört med dagens utsläpp.

### **Punktkällor minskar 25 % (normalår)**

Utsläppen från punktkällor och avloppsreningsverk minskar med 25 %. Resultatet blir att 86,5 ton (7,5 %) kväve mindre och 1,8 ton (4,5 %) fosfor mindre når Gullmar varje år.

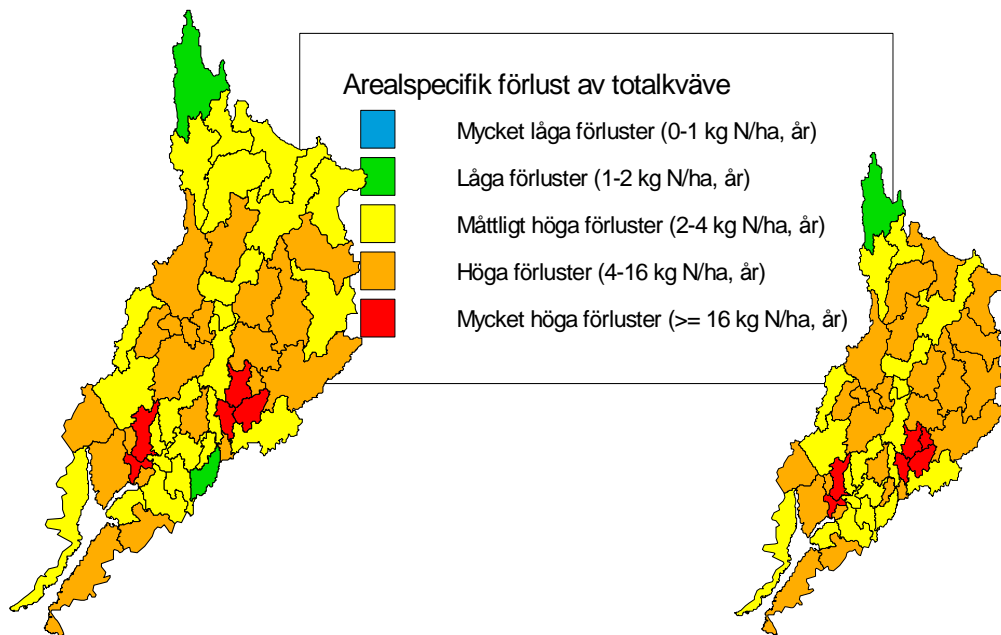
### **Hyggen -> Lövskog (normalår)**

All hyggesmark ersätts med lövskog i hela tillrinningsområdet. Detta gör att läckaget endast minskar marginellt. Kväveläckaget till Gullmar reduceras med 10,9 ton (0,9 %) och fosforläckaget med 0,5 ton (1,2 %) jämfört med nuläget (korrigerat efter upptäckt av fel i modellen). Ett delavrinningsområde får förbättrat tillstånd för arealspecifik kväveförlust och ett annat för fosfor.

### **Vallodlingen ökar med 50 % (normalår)**

Vallodlingen ökar med 50 % och motsvarar 75 % av den odlade marken, idag odlas vall på 50 % av jordbruksmarken. Kväveläckaget minskar tack vare detta med 150 ton (13 %) jämfört med ett normalår utan förändringar. Inga förändringar upptäcks för fosforläckaget p.g.a. begränsningarna i fosforberäkningen. Den arealspecifika förlusten för kväve förändras relativt mycket i förhållande till ett normalår, se Figur 21.





Figur 21. Arealspecifik förlust av totalkväve modellerad för ett scenario där vall odlas på 50 % av den odlade marken. Till höger redovisas motsvarande för ett normalår utan förändringar. Förlusten är bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).

### Vallodlingen ökar med 25 % (normalår)

Om den odlade arealen av vall ökar med 25 % beräknas 74,8 ton (6,5 %) mindre kväve att läcka ut till Gullmarn.

### Vallodlingen ökar med 25 % (blötår)

Ett blötår blir effekten större av att odla 25 % mer vall. 119 ton (7,6 %) mindre kväve når Gullmarn i detta fall.

### Minskad djurtäthet 50 % (normalår)

En minskning av djurtätheten med 50 % skulle reducera fosforläckaget med 3,8 ton (9,3 %) jämfört med dagens djurtäthet medan kväve inte påverkas alls enligt modelleringen.

### Depositionen av N och P minskad med 50 % (normalår)

Den atmosfäriska depositionen minskar med hälften i detta scenario. Detta leder till att 1,6 ton (0,14 %) mindre kväve och 1,7 kg (0,004 %) mindre fosfor förs ut till Gullmarn. Det är för små förändringar för att tillståndet ska ändras i delavrinningsområdena.

### 20 meter skyddszon längs alla vattendrag (normalår)

Skyddszoner anläggs för att avskilja kväve och fosfor som transporteras med ytavrinningen från åkermark. Lutningen till vattendraget och andra faktorer spelar roll för hur bred zonen bör vara. I detta scenario avsätts en 20 meter bred bevuxen skyddszon (i detta fall med ogödslad vall) på båda sidor om alla vattendrag som finns med i Röda kartan. I praktiken innebär det i modellen att 6 % av alla grödor görs om till skyddszon 3 (lmzon). Detta ger en minskning med drygt 31,4 ton (2,7 %) kväve till Gullmarn.

## 6 meter skyddszon längs alla vattendrag (normalår)

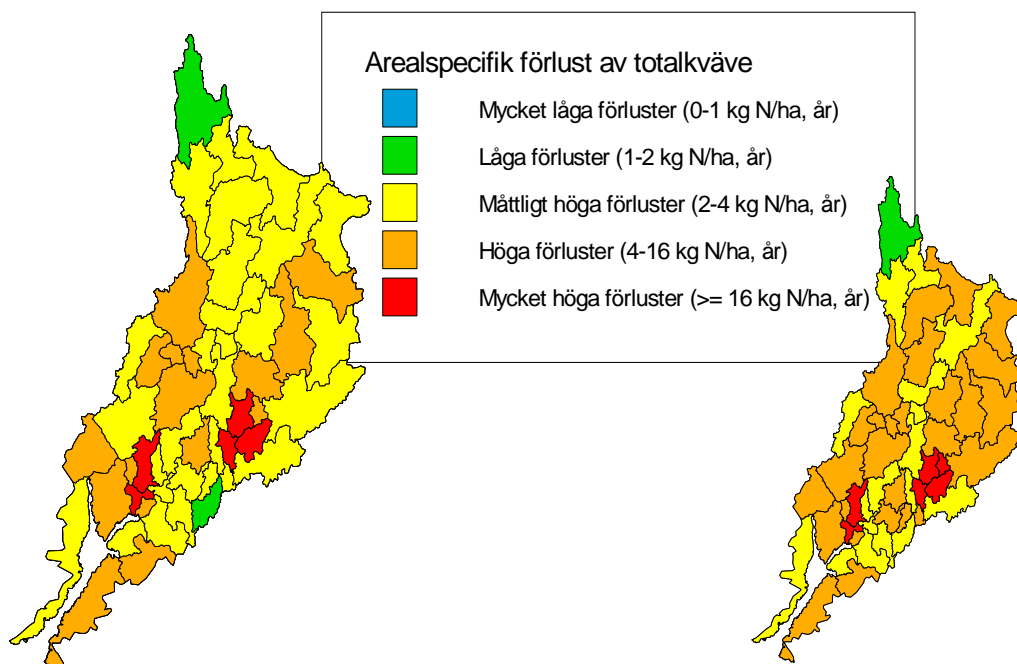
Den minsta bredden för att få EU-stöd för skyddszonen är 6 meter. En sådan skyddszon på båda sidorna längs vattendragen i modellen innebär att 4 % (eg. 3,8 %) av alla grödor omvandlas till skyddszon 3. Detta ger en minskad tillförsel av kväve till Gullmarn på 21 ton (1,8 %) jämfört med ett normalt år.

## 20 meter lövbård längs alla vattendrag (normalår)

En kantzon av löv längs vattendragen går inte heller att simulera särskilt bra i modellen. Genom att göra 6 % av alla grödor till skogsplantering på åker fås en andel som motsvarar 20 meter längs vattendragen. Detta ger en minskning av kväveläckaget med 40,3 ton (3,5 %) till Gullmarn. Inga skillnader i tillståndsklass uppnås p.g.a. de små förändringarna.

## Realistiskt scenario (normalår)

Ett realistiskt scenario som skulle kunna vara en grund till ett åtgärdsprogram är följande: andelen vall ökar med 25 % av jordbruksytan, våtmarker anläggs på ca 5 % av jordbruksytan och längs vattendragen anläggs en 20 meter bred skyddszon. Dessutom är alla enskilda avlopp godkända och punktutsläppen minskar med 25 %.<sup>2</sup> Då reduceras kvävetillförseln till Gullmarn med drygt 320 ton (28 %). Fosforförändringen är inte tillförlitlig på grund av modellens sätt att beräkna fosforläckage. Arealsspecifik förlust av totalkväve visas i Figur 22.



**Figur 22. Arealsspecifik förlust av totalkväve modellerad för ett scenario som anses vara realistiskt i ett åtgärdsprogram för Gullmarns tillrinningsområde. Till höger redovisas motsvarande för ett normalår utan förändringar. Förlusten är bedömd med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999).**

<sup>2</sup> Inmatningen till modellen i det realistiska scenariot görs i flera steg där varje steg avslutas med *confirm*.

Steg 1: 69 % av alla grödor blir *slåtter och betesmark på åker* (vall).

Steg 2: 6,3 % av alla grödor blir därefter *skyddszon 3* (mzon).

Steg 3: 5 % av alla grödor *våtmarker och småvatten*.

Steg 4: Alla avlopp som inte har rening eller okänd rening ersätts med *markbädd med rotzonsanläggning*.

Steg 5: Punktutsläppen reduceras med en accessfråga som minskar dessa utsläpp med 25 %.

Det realistiska scenariot får olika mycket effekt på Kärnsjön respektive Östersjön längre upp i avrinningsområdet. Effekten av scenariot är större på inflödet till Ellenösjön än till Kärnsjön. Tillförseln av kväve till Ellenösjön minskar med 33 procent och för Kärnsjön med 23 procent. Generellt får alla åtgärder utom skyddszoner längs vattendragen större effekt på Ellenösjön än på Kärnsjön.

## Diskussion

Watshman-modellens syfte är att vara ett hjälpmedel vid framtagandet av åtgärdsprogram för att effektiva åtgärder ska väljas. Det finns dock flera begränsningar i modellen som man bör ha i åtanke när resultaten tolkas. I diskussionen tas dessa och andra begränsningar upp.

Kombinationer av åtgärder är nödvändigt för att få märkbara effekter i området. *Realistiskt scenario* visar resultat från en kombination av flera åtgärder som anses realistiska att nå på lite längre sikt. Effekten är stor, särskilt för Ellenösjön där minskningen av kväve överskrider en 30 procent jämfört med nuläget. Punktkällorna ger en stor andel av utsläppen och att minska dessa utsläpp gör stor skillnad. Reningsverket i Munkedal är den enskilt största källan till näringsämnen i området. Förbättrad rening i reningsverken verkar vara ett effektivt sätt att komma tillrätta med stora delar av kvävetillförseln till Gullmarn. Att åtgärda enskilda avlopp som idag inte har någon rening efter slamavskiljning är ett lagkrav och kommer att behövas göras oavsett åtgärdsprogram. Vilka avlopp som bör prioriteras i ett första skede beror på läge och standard. För fosfor verkar området nära Gullmarn vara högt belastat medan det för kväve är jordbruksmark och punktkällor längre upp i området som ger störst belastning per ytenhet.

Depositionen av kväve och fosfor är hög i området men i modellen räknas depositionen endast på sjöytan, vilken är 4 procent av den totala ytan. Dessutom är övriga utsläpp och läckage är så pass höga att depositionen ger mycket litet bidrag till näringstillförseln de senaste åren.

Placering av våtmarker och skyddszoner är något som bör styras av känsligheten i det specifika området. Modellerings av läckaget per hektar, den arealspecifika förlusten, kan peka på områden som ger särskilt stor belastning. Det är dock inte bara känslighet som bestämmer var en våtmark bör ligga. Det finns rent tekniska aspekter på hur väl en våtmark fungerar på olika ställen och ekonomiska faktorer. Värdet på marken som tas i anspråk spelar ofta stor roll, liksom kostnaderna för anläggandet.

Referenstillstånden i denna modellering är inte helt utan mänsklig påverkan. Landskapet längs vattendragen såg annorlunda ut innan utdikningarna under jordbruksrevolutionen och senare. Stora delar av marken översvämmades vid höga flöden, vilket jämnade ut vattenhastigheten och återförde näring till marken. Grundvattennivåerna var högre och man odlade inte den mark som inte hade förutsättningar för det. Marken som legat under Högsta Kustlinjen var för blöt och tungarbetad för odling innan den torrlades. Jordbruket som bedrevs för drygt hundra år sedan orsakade också mycket näringsläckage. Marken låg obevuxen i svartträda och skördenivåer och näringsupptagnivåer hos grödorna var lägre än idag. Däremot dränerades marken inte så starkt och naturliga våtmarker fångade upp kväve och fosfor innan det nådde havet (Ekologgruppen i Landskrona AB, 2004). Det finns alltså många faktorer som har förändrats men de modellerade referenstillstånden här kan ändå visa storleksordningen av den mänskliga aktiviteten. Referenstillstånden visar att det kan vara svårt att uppnå god status i området eftersom vissa delavrinningsområden får otillfredsställande eller måttligt tillstånd även när man tar bort all mänsklig påverkan. Eftersom nutillståndet ska jämföras med ett

referenstillstånd innebär detta att avvikelsen blir mindre om referenstillståndet har sämre status från början.

En stor brist med den här typen av modeller föreligger för fosforberäkningar. I själva avrinningsområdet är det särskilt intressant att minska fosforläckaget eftersom fosfor är en stor anledning till de övergödda sjöarna och vattendragen. Beräkningarna av fosforläckage i modellen är baserade på djurtäthet, markens fosforinnehåll och markstruktur, därmed påverkas inte fosforläckaget i modellen av förändringar i markanvändning som våtmarker och skyddszoner. Detta gör det svårt att ta fram effekter av skyddszoner och våtmarker som ofta anläggs för att minska just fosforläckaget.

En annan brist är att ingen möjlighet finns att göra andra åtgärder i jordbruket. Tidpunkt för plöjning och spridning av gödsel, mängd gödsel som sprids och bevuxen mark under vintern är exempel på åtgärder man skulle vilja modellera. Våtmarker är inlagda i modellen som ett grödoslag och beräknas inte utifrån näringshalterna i det vatten som kommer till våtmarken. Därför bör resultaten beaktas med försiktighet (Zakrisson, pers. komm. 2005). Dessutom innefattar våtmarkerna även småvatten, vilket är en något vidare definition av våtmarker än bara vatten med vattenytan strax under eller över markytan.

Skyddszonerna och kantzoner av löv som är modellerade är inte kopplade till geografien. De utgör en viss andel av marken men ligger inte precis vid vattendragen. Det borde dock vara så att de ger en bättre effekt om de är placerade vid vattnet där de förhindrar erosion av marken, d.v.s. minskar fosforläckaget och tar upp en del av den avrinnande näringen. I modelleringen av skyddszoner längs vattendragen tas inte hänsyn till att det redan finns skyddszoner i området. Samma gäller för våtmarker. När jordbruksmarkens sammansättning förändras, t.ex. när alla grödor ersätts med något annat försvinner även våtmarker som tidigare funnits. Därför ges även här en lite missvisande bild av vad som händer vid modellering av dessa men skillnaderna verkar dock vara marginella när det gäller våtmarker och skyddszoner.

Det finns motstridiga idéer i litteraturen om huruvida våtmarker och skyddszoner är effektiva åtgärder. Några negativa åsikter är att förhållandena i Sverige inte är sådana att de fungerar tillfredsställande. En våtmark placerad i ett område med låg vattenföring och hög koncentration ( $>0,5$  mg/l) av fosfor ger vanligtvis bra effekt men i Sverige förekommer så höga halter nästan bara då det är ett högt flöde. I Sverige finns dessutom mest dränerade lerjordar där regnvattnet snabbt rinner ner genom sprickor och grova porer ut i dräneringsledningarna och förs till recipienten. Då får skyddszoner längs vattendragen en mycket begränsad effekt (Ekologgruppen i Landskrona AB, 2004; Djodjic, pers. komm., 2005). Oerhört stora arealer anlagda våtmarker behövs för att samla upp kolloider, till vilka fosfor är bunden, innan de når recipienterna. Därför bör kolloiderna hindras att slammas upp från åkermarken genom att förbättra markstrukturen och markens förmåga att ta emot vattnet (Ulén, 2002). Många ser dock våtmarker och bevuxna skyddszoner som bra åtgärder och dessutom finns fler fördelar med våtmarker och skyddszoner. De har andra funktioner i landskapet; de utgör spridningskorridorer för flora och fauna, utjämnar flöden, ger ett bättre erosionsskydd och leder till ökad biologisk mångfald. Metallhalten sjunker i vatten som passerat våtmarker eftersom de ofta är bundna till partiklar som sedimenterar. Patogener tas om hand i viss utsträckning och säkerheten vid ett ev. oljeutsläpp ökas genom att länsar kan läggas på öppna vattenytor (Ekologgruppen i Landskrona AB, 2004) .

Slutligen kan sägas att modellen har en begränsad användning som hjälpmedel för att förbättra övergödningen i sjöar och vattendrag i avrinningsområdet där fosfor är ett stort

problem. Däremot finns större möjligheter att ta fram åtgärder som påverkar Gullmarn positivt där kväve är det större problemet. Viktigt är att vara medveten om begränsningarna i modellens beräkningar när beslut ska tas om vilka åtgärder som är mest effektiva. I framtagandet av åtgärdsprogram är inte Watshman-modellen det enda hjälpmedlet.

## Referenser

### Personlig kommunikation

Djordjic, Faruk	IVL	tel. 08-59856341	datum: 050719
Zakrisson, Jessica	IVL	tel. 08-59856369	datum: 050808

### Litteratur

Brandt, M., Ejhed, H. (2002) TRK Transport-Retention-Källfördelning. Belastning på havet. Naturvårdsverket Rapport 5247. Naturvårdsverket.

Ekologgruppen i Landskrona AB (2004) Åmansboken. Vård skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd. ISBN: 91-631-4875-7 Saxån-Braåns Vattenvårdskommitté.

Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Naturvårdsverket förlag.

Ulén, B., (2002) Svävande lerpartiklar för fosfor till havet. Fakta Jordbruk Nr 6 SLU.

Zakrisson, J. (2005) Fraktionering av kväve för modellering av påverkan i avrinningsområden. IVL Rapport.

### Internet

Avloppsguiden.se, [www.avloppsguiden.se](http://www.avloppsguiden.se) 2005-08-08

ProducentFöreningen för Reningsverk, [www.pfr.nu](http://www.pfr.nu) 2005-12-15



# DEL 3

**THALASSOS**  
Computations

## **Gullmaren i en numerisk, ekologisk modell.**

Jonny Svensson







# Innehåll

English summary . . . . .	4
Sammanfattning . . . . .	6
Slutsatser . . . . .	8
Modellstrukturen . . . . .	8
Resultat, diagram över tidsutvecklingen . . . . .	10
Släggabådan, Gullmarens mynning . . . . .	10
Färlevfjorden . . . . .	12
Resultat, kartbilder över hela Gullmaren . . . . .	14
Resultat, summerade transporter av kväve . . . . .	16
Studier av fyra scenarier med minskad näringstillförsel . . . . .	18
Scenarier, diagram över tidsutvecklingen . . . . .	18
Scenarier, kartbilder över hela Gullmaren . . . . .	20
Scenarier, summerade transporter av kväve . . . . .	20
Studier av två scenarier med odlade musslor som fånggröda för kväve . . . . .	23
Teori, beskrivning av musselodlingarnas funktion i modellen . . . . .	23
Scenarier, diagram över tidsutvecklingen . . . . .	25
Scenarier, kartbilder över hela Gullmaren bl.a. siktdjup . . . . .	27
Scenarier, summerade transporter av kväve . . . . .	28
Mängd dött material som sjunker till botten . . . . .	30
Referenser . . . . .	33
Bilaga . . . . .	34
Beräkning av Export Production för olika scenarier. . . . .	49

## THALASSOS

Computations

Linneavägen 7

S-437 31 Lindome

Tel: 031-990818

Mail: Jonny.Svensson@hem.utfors.se

# Gullmaren i en numerisk, ekologisk modell.

Jonny Svensson

## Summary

To study the transports of nitrogen and the water quality of the Gullmar fjord a numerical, ecological model has been applied to the fjord. Simulations of one year show that the model can repeat the measured salinity- temperature- and nutrient course during the year both at the surface and at the bottom.

The result of the model can be presented as diagrams with the time development of all/some of the model variables for example salinity, temperature, nitrate concentration. The result can be shown for a specific position (one of the 516 computational cells of the model) in the Gullmar fjord and for a specific depth (one of the 40 vertical cells of the model). You can choose to present results as maps for the concentration at a specific level. In the model the nitrogen transport at the fjord mouth has been summed during the entire simulation (January-October). The term nitrogen transport includes nitrate, ammonium, nitrogen in phytoplankton and detritus (dead matter). The transports out and in of the Gullmar fjord are great. The contribution from the Örekil river, about 300 tons of nitrogen per 10 months can be compared with the in and out transports through the mouth that according to the model are greater than 3000 tons of nitrogen per ten months. The outward transport is somewhat greater than the in transport from the ocean. The difference is 317 tons for the simulated 10 month period.

The model simulation of the Gullmar fjord for Jan.- Oct. has been compared to simulations with:

A) a 30 % reduction of nitrogen contribution ( $\text{NO}_3$  and  $\text{NH}_4$ ) from all rivers. The phosphate contribution is reduced by 15 %. The concentrations of detritus in the rivers are kept unaltered.

B) a 10 % reduction of the nitrogen concentration ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  and totN) in the ocean outside the Gullmar fjord. The detritus concentration is reduced by 10 %. The phosphate concentration is reduced by 3.3 %.

C) a 50 % reduction of the air born contribution of  $\text{NO}_3$  and  $\text{NH}_4$ .

D) all three reductions applied.

X) the effect of 20 big mussel farm units in the Gullmar fjord where the harvest is taken out of the fjord.

Y) the effect of mussel farming and all three reductions.

The results show that the air born contribution is of little significance for the fjord. In the other scenarios the model gives reduced plankton bloom intensity, a relatively great reduction of nitrogen export to the ocean and a reduction of sedimentation of dead matter at the bottom of the fjord. The oxygen consumption at the bottom in deeper areas decreases due to the reduced sedimentation.

For scenario D the model gives a 10 % reduction of the export of nitrogen to the ocean and reduced sedimentation (-5 %).

The 20 mussel farms in the Gullmar fjord extract by filtering plankton and detritus from the water mass but add at the same time ammonium and detritus (faeces). As the mussels are harvested the mussel farms cause a reduction of the nitrogen content in the fjord that is ranked equal with a reduction of the river supply of nitrogen. When there is plenty of plankton in the computational cell in the model, where the mussel farm is located, the intake of nitrogen will become great. If there is less plankton in the water mass the nitrogen intake will be small, for instance if the model computes that the currents are small and thus the water that has been processed by the model mussels is not replaced with plankton rich water. When the plankton concentration is computed to be high ( $>4 \mu\text{g chlorophyll/l}$ ), The model mussels produce a greater amount of detritus. The mussels cannot utilize all the food but spits out aggregated plankton particles (pseudo faeces), which in the model sink as detritus.

The results of the mussel simulations show that farming in 20 big mussel farms give the same effect on the mean sedimentation of nitrogen in the fjord as scenario A, a reduction of 30 % of the nitrogen supply from all the rivers. The outbound transport from the Gullmar fjord is not reduced as much as in scenario A. There is a reduction in the plankton concentration (reduction of the out-transport) but an increase in the concentration of nutrients as a result of the lesser plankton growth (increased out-transport of nitrogen). A comparison between simulations where all reductions of nitrogen supply have been used, scenario D, and scenario Y with all reductions and also 20 mussel farm units show the following: Out-transport to the ocean was reduced when the mussels were introduced but the sedimentation in the Gullmar fjord increased somewhat.

With the prescribed reductions in river supply, air born contribution and with a reduction of the nitrogen concentration in the ocean the model gives a reduced sedimentation at the bottom with around 4-6 %. The same reduction can be produced with big mussel farms in the Gullmar fjord. The model computes a reduction of sedimentation of nitrogen with around 10 % if mussels are farmed and harvested in the fjord and if at the same time all reductions in nitrogen supply are used.

## Sammanfattning.

För att studera kvävetransporterna och Gullmarens vattenkvalitet har en numerisk, ekologisk modell anpassats till Gullmaren. En simulering av en årscykel visar att modellen kan efterlikna de uppmätta salthalts- temperatur- och närsaltsförloppen under året både vid ytan och vid botten.

Modellens beräkningsresultat kan presenteras i form av diagram med utvecklingen i tiden av alla/några av modellens variabler t.ex. salthalt, temperatur, halten nitrat. Resultatet kan visas för en viss position (en av modellens 516 beräkningsrutor) i Gullmaren och för ett visst djup (en av modellens 40 beräkningsnivåer). Man kan välja att presentera resultat som kartbilder över koncentrationen på en viss nivå. I modellen har kvävetransporten i Gullmarens mynning summerats under hela simuleringens gång (januari-oktober). I begreppet kvävetransport ingår transporterat nitratkväve, ammoniumkväve, kväve som finns i växtplankton och detritus( dött material). Transporterna ut och in i Gullmarens mynning är mycket stora. Tillförseln från Örekilsälven på omkring 300 ton kväve på 10 månader kan jämföras med flödena ut och in genom mynningen som enligt modellen är större än 3000 ton kväve per 10 månader. Uttransporten av kväve genom mynningen är något större än intransporten från havet. Skillnaden mellan ut och intransport är för den simulerade 10 månadersperioden 317 ton.

Simuleringen av Gullmaren under jan.-okt. 1994 har jämförts med simuleringar med

A) reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskar samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant.

B) reduktion med 10% av kvävehalten ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3%.

C) reduktion med 50% av nedfallet från luften av  $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$

D) alla dessa tre reduktioner tillämpade på en simulering.

X) effekten av 20 stora musselodlingar i Gullmaren där skörden avlägsnas.

Y) effekten av musselodlingarna tillsammans med alla tre reduktionerna av tillförsel.

Resultaten visar att luftnedfallet har liten betydelse för Gullmaren. I de övriga scenarierna ger modellen en minskning av planktonblomningarnas intensitet i Gullmaren, en relativt stor reduktion av uttransporten av kväve från Gullmaren till havet, samt en minskning nedfall av dött material på Gullmarens botten. Syrekonsumtionen vid botten i djupare områden minskar till följd av det minskande nedfallet av partikulärt material.

I scenario D ger modellen en 10 procentig reduktion av uttransporten av kväve från Gullmaren till havet, samt mindre nedfall av dött material på Gullmarens botten (-5%). De 20 musselodlingarna i Gullmaren avlägsnar genom filtreringen plankton och detritus från vattenmassan men tillför samtidigt ammonium och viss detritus (fekalier). Genom att skörden tas om hand kommer musselodlingen under hela tillväxtperioden att medföra en reduktion av kväveinnehållet i Gullmaren som kan jämföras med en reduktion av tillfört kväve. När det finns gott om plankton i den gridcell i modellen, där musselodling lagts in, blir intaget av

näring stort. Om det finns ont om plankton i vattenmassan blir intaget av näring litet, t.ex. om modellen beräknar att vattnet har liten hastighet så att inte det vatten som processats av modellmusslorna ersätts med nytt planktonrikare vatten. När planktonkoncentrationen i vattenmassan i beräkningarna blir hög ( $>4 \mu\text{g klorofyll/l}$ ), producerar modellmusslorna en större mängd fekaliepartiklar. Musslorna kan inte tillgodogöra sig all föda utan spottar ut aggregerade plankton (pseudofekalier), vilka i modellen sjunker som detritus.

Resultatet av musselsimuleringarna visar att odling i 20 stora musselfarmer ger ungefär samma effekt på medelsedimentationen av kväve i fjorden som scenario A, reduktion med 30% av kvävetillförseln från alla floderna. Men uttransporten av kväve från Gullmaren till havet minskar inte så kraftigt som i scenario A. Halten plankton i vattnet minskar (minskad uttransport av kväve) men halten närsalter ökar något som följd av minskad planktontillväxt (ökad uttransport av kväve). En jämförelse mellan simuleringen där alla reduktioner i kvävetillförseln införts, scenario D och scenario Y med alla reduktioner samt dessutom 20 musselodlingar visar följande: Uttransporten till havet minskade stort när musselodlingar infördes men sedimentationen i Gullmaren ökade något.

Med föreskrivna reduktioner i flodtillförsel, luftnedfall och med reduktion av kvävehalten i havet ger modellen ett minskat nedfall av kväve på botten med omkring 4-6 %. Ungefär samma reduktion kan åstadkommas med stora musselodlingar i Gullmaren. Modellen ger en reduktion av kvävenedfallet på omkring 10 % om musslor odlas i fjorden samtidigt som reduktionerna i kvävetillförsel införs.

## Slutsatser.

Till Gullmaren transporteras näringsämnen t.ex. kväve via floderna. Det finns inte några stora punktutsläpp av kväve till Gullmaren eller till de floder som rinner till fjorden.

Kvävetillförseln sker i viss mån från jordbruksområden men till största delen kommer kvävet från naturlig skogsmark inom Örekilsälvens avrinningsområde.

Genom Gullmarens mynning mot havet transporteras mycket stora mängder kväve. Både intransporten och uttransporten är en tiopotens större än tillförseln via floderna. I ett scenario med en minskad (-30%) kvävetillförsel via floderna ger modellen en viss minskning av planktonblomningarnas intensitet i Gullmaren och en tydlig minskning av uttransporten av kväve från Gullmaren till havet (-3%), samt mindre nedfall av dött material på Gullmarens botten (-2%).

En minskning av luftnedfall av kväve med 50% ger inte stor effekt på Gullmarens vattenkvalitet. Nedfallet från luften beräknas vara endast omkring 1/10 av transporten från land och 1/100 av kvävetransporten ut och in i Gullmarens mynning.

I ett scenario med en minskad (-10%) kvävehalt i havet ger modellen en viss minskning av planktonblomningarnas intensitet i yttre Gullmaren och en relativt stor reduktion av uttransporten av kväve från Gullmaren till havet (-7%), samt mindre nedfall av dött material på Gullmarens botten (-3%).

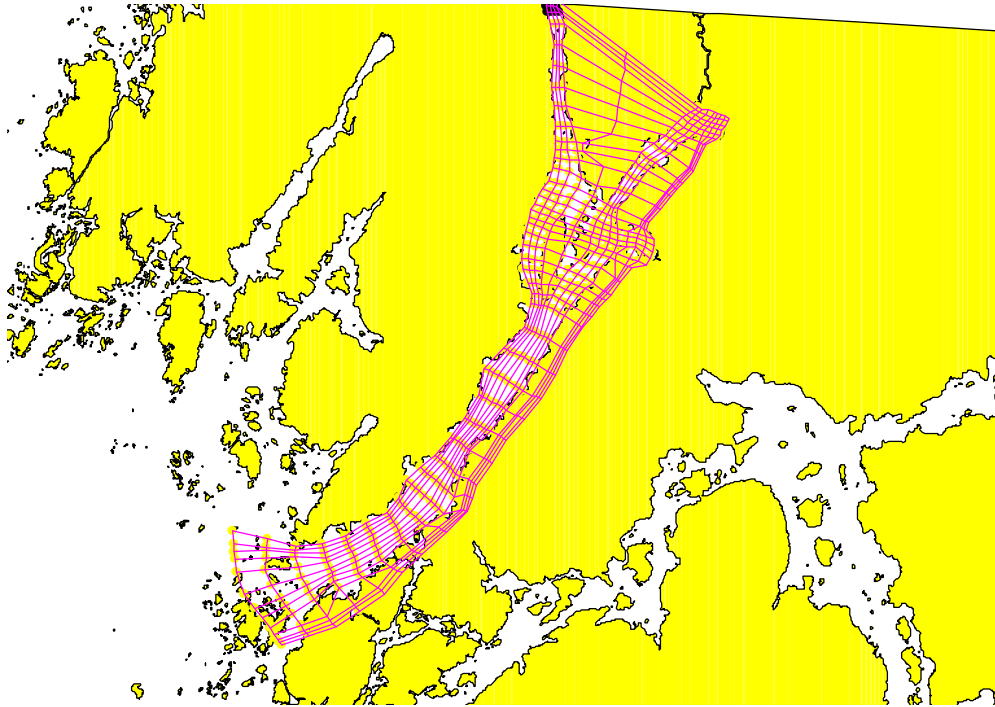
I ett scenario där man använder alla dessa reduktioner i kvävehalt ger modellen en minskning av planktonblomningarnas intensitet i Gullmaren och en relativt stor reduktion av uttransporten av kväve från Gullmaren till havet (-10%), samt mindre nedfall av dött material på Gullmarens botten (-5%).

Med 20 stora musselodlingar i modellen men ingen reduktion i tillförd kväve ger modellen en reduktion av uttransporten av kväve på 2% samt mindre nedfall av dött material på botten (-3%).

Kombinationen av musselodlingar och minskad kvävetillförsel genom alla tre reduktionerna ger en stor reduktion av utflödet av kväve till havet (-12%) samt en minskning av sedimentationen (-10%). Remineralisering på botten omskapar långsamt sedimenterat, organiskt kväve till ammonium eller nitrat. Kväveinnehållet i sedimentet kan därför bli annorlunda i de olika scenarierna än kvävesedimentationen.

## Modellstrukturen.

För att studera kvävetransporterna och Gullmarens vattenkvalitet har en numerisk, ekologisk modell anpassats till Gullmaren. En simulering av en årscykel visar att modellen kan efterlikna de uppmätta salthalts- temperatur- och närsaltsförloppen under året både vid ytan och vid botten, (Svensson, J. 2002). Modellen är 3-dimensionell med 43\*12 beräkningsceller i horisontalplanet och med 40 celler i vertikal led. Den vertikala celltjockleken blir omkring 1 m i ytlagret. På stora djup i Gullmarens centrala del är cellerna 5-10 m tjocka.



Figur 1. Beräkningsnätet för Gullmaren.

Strömmarna i Gullmaren drivs av lokala vinden samt av sötvattentillrinningen. Densitetsskillnader mellan Gullmaren och den del av modellen som representerar havet i väster medför strömmar/vattenutbyte genom fjordmynningen. Drivningen från havet i väster sker genom att de yttersta cellerna tilldelas salthalt, temperatur, närsalthalt, planktonhalt och syrehalt från mätningar. Från år 1993 finns det regelbundna mätningar en gång per månad av de flesta för oss intressanta parametrarna, inklusive klorofyll (=växtplanktonkoncentration). De meteorologiska drivdata som behövs för beräkning av strömmarna, uppvärmning respektive avkyllning är vind, solhöjd, molnighet, luftfuktighet och lufttemperatur. Solhöjden beräknas i modellen för varje dag på året och varje timma på dygnet. De meteorologiska storheterna har hämtats från en databas på SMHI. Flodtillförseln av vatten och närsalter har tillhandahållits av länsstyrelsen i V. Götaland.

Här ges en kortfattad beskrivning av de biokemiska processer som utnyttjas i modellbeskrivningen. En fullständigare beskrivning finns i (Marmefelt, E. et. al. 2000).

Syrgas kan flöda i båda riktningarna mellan atmosfär och vatten. Växtplankton (en art) tillväxer genom att ta upp (assimilera) kväve och fosfor. Djurplankton (en art) äter växtplankton. Större organismer äter djurplankton. Växtplankton och detritus (dött material) sjunker från ytlagret ner mot botten. Densitetsgradient dämpar sjunkhastigheten. Plankton utsöndrar kväve och fosfor i löst form eller som partiklar. Bakterier bryter ned organiskt, dött material i vattenmassan och i/på sedimenten och återför kväve och fosfor till vattnet. Det finns ett lager av oorganiskt material tillgängligt på botten. Ammonium oxideras till nitrat. Oxiderat kväve sönderfaller och kvävgas går förlorat till atmosfären.

En i miljökontrollen ofta använd parameter är siktdjup, mätt med en Secciskiva. Siktdjup beräknas i modellen för var och en av de 43\*12 beräkningsvertikalerna. Modellen behöver för tillväxten av växtplankton uppgifter om ljusintensiteten på olika djup. Beräkningen av denna ljusintensitet tar hänsyn bl.a. till ljusextinktionen i rent vatten plus den skuggverkan som

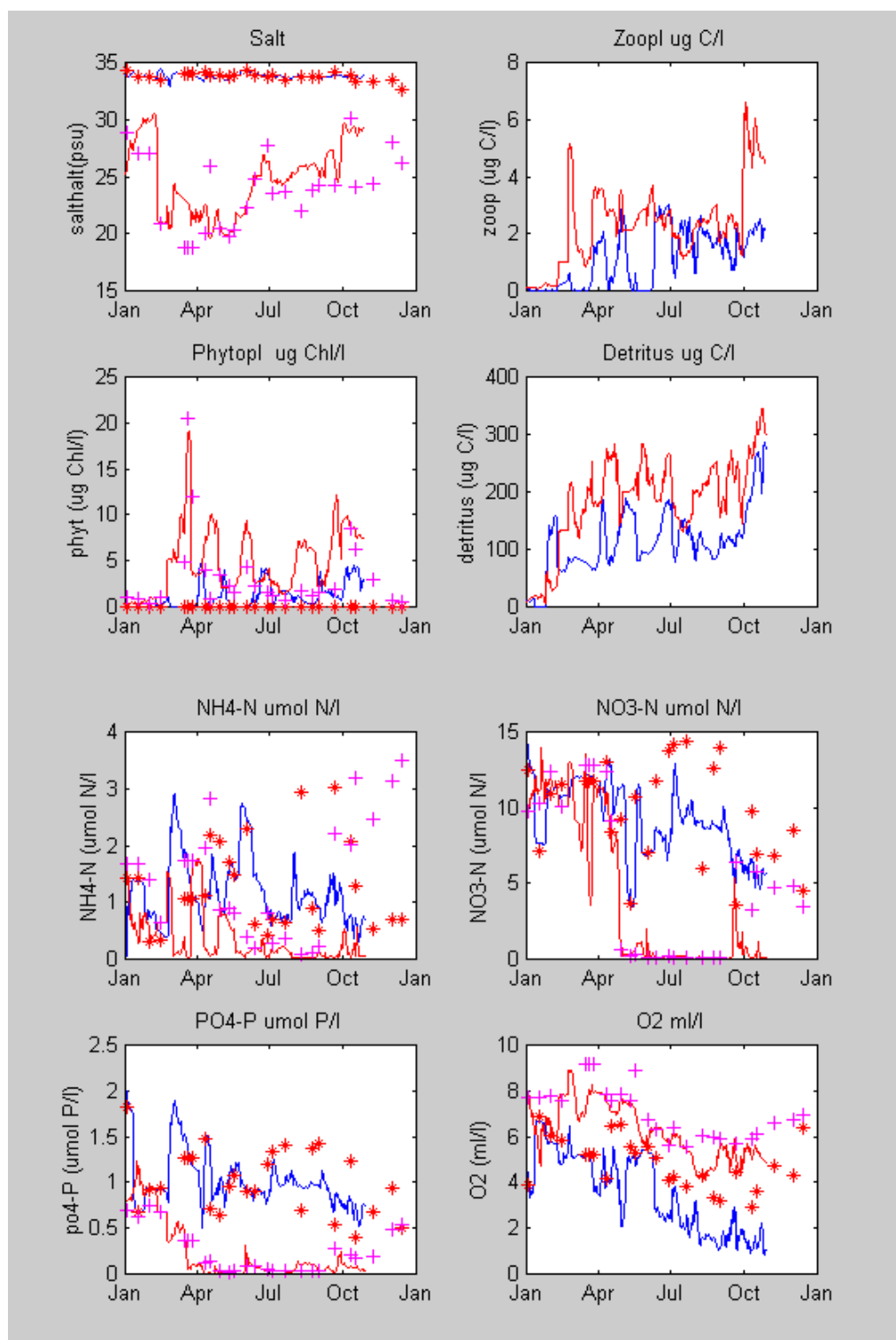
uppstår på grund av hög planktonhalt i vattnet. Den fotiska zonens djup, där fotosyntesen producerar mer än vad som sönderfaller (dör), beräknas liksom ett mått på siktdjup. Om  $K$  betecknat en integrerad extinktionskoefficient blir siktdjupet =  $\text{Konst./}K$ .

## Resultat, diagram över tidsutvecklingen.

### Släggabådan, Gullmarens mynning.

Modellens beräkningsresultat kan presenteras i form av diagram med utvecklingen i tiden av alla/några av modellens variabler t.ex. salthalt, temperatur, halten nitrat. Resultatet kan visas för en viss position (en av modellens 516 beräkningsrutor) i Gullmaren och för ett visst djup (en av modellens 40 beräkningsnivåer). Som exempel visas tidsutvecklingen för några av modellens variabler vid en position nära Släggabådan där det under 1994 gjordes miljökontrollmätningar genom Vattenvårdsförbundets försorg. Intensiva mätningar bl.a. av planktonförekomsten under vårbloomingen i mars gjordes vid Långgaps udde (Tiselius, Kuylenstierna 1996 och The Pelagic Monitoring Group, Odd Lindahl, personligt samtal).





Figur 2 Station Släggabådan. Uppmätta halter vid ytan, 0.5 m (+) och nära botten (\*) samt beräknade halter på samma djup. Röd linje= ytan, blå linje=botten. Växtplankton mäts som  $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l, djurplankton som  $\mu\text{g}$  kol/l. De två klorofyllmätningarna den 21 ( $20 \mu\text{g}$  klorofyll-a/l) och 28 mars ( $12.5 \mu\text{g}$  klorofyll-a/l) kommer från Lindahls mätningar vid Långgaps udde.

En kraftig växtplanktonblomning, 18  $\mu\text{g Chl/l}$ , äger rum den 19-23 mars. Djurplanktonhalten i modellen är samtidigt låg, 2  $\mu\text{g C/l}$ , men redan den 25 mars har halten ökat till 7  $\mu\text{g C/l}$  samtidigt som växtplanktonhalten har gått ner till 5  $\mu\text{g Chl/l}$ .

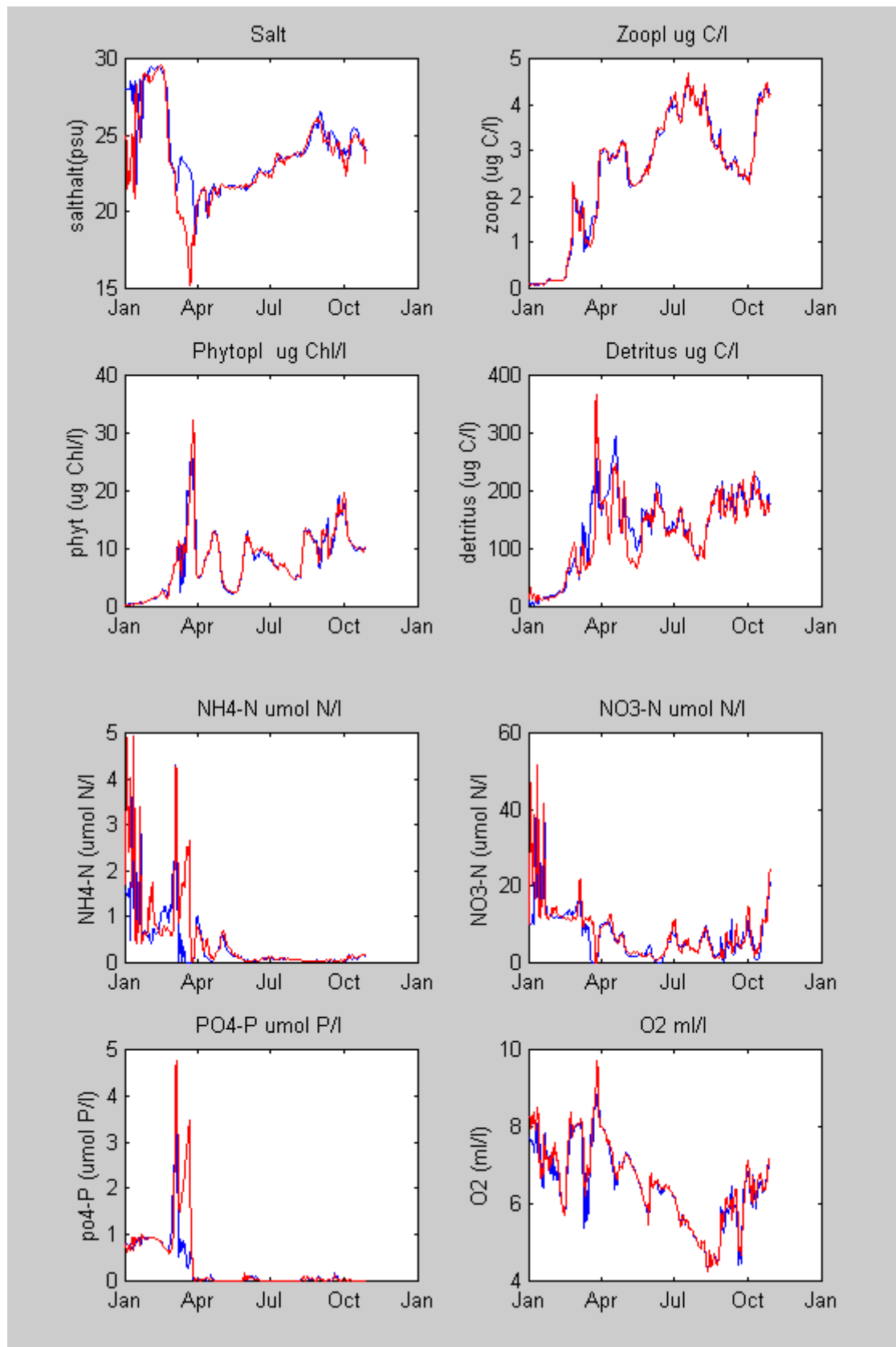
Under modellens vårblokningsperiod finns ingen ordinarie mätning vid station Släggabådan. En specialstudie för att genom mätningar studera vårblokningsperioden genomfördes emellertid av Tiselius och Kuylenskiöld samt av Odd Lindahl.

Tiselius anger att blomningen startar 3 mars 1994 och tillväxer intensivt under den lugna perioden 17-21 mars med maximum den 23 mars, varefter blomningen upphör efter hårda vindar den 22-25 mars. Detta tidsschema stämmer med modellens simulering, se figur. Tiselius mäter halten klorofyll och anger halten integrerad över ett 25 meter tjockt ytlager till 13  $\mu\text{g Chl/l}$  (23 mars). Modellberäknat integrerat värde över de översta 25 metrarna blir betydligt lägre eftersom modellens blomning enbart sker i ett lager som är 7-8 meter tjockt. Lindahl mäter över 20  $\mu\text{g Chl/l}$  vid ytan och ett maxvärde på 26  $\mu\text{g Chl/l}$  på 4 meters djup (21 mars). Lindahls mätningar i ytan finns inlagda i figur 2. Modellens högsta värde i ytan är 18  $\mu\text{g Chl/l}$  den 21 mars. Storleksordningen för klorofyllhalten är alltså korrekt i modellen. Blomningen sker i modellen i ett 7 meter tjockt ytlager att jämföras med Lindahls mätningar där blomningen sker i ett 10 meter tjockt ytlager.

Under den kraftiga blomningen finns det enligt modellen gott om nitrat i vattnet medan halten av fosfat går ner till låga nivåer men dock inte till 0-nivå. Planktonblomningen begränsas i Gullmarens mynningsområde inte av näringsbrist utan, enligt Tiselius et. al., av aggregation, sammanklumpning till större partiklar, och därmed sjunkning ned till improduktiva nivåer.

## Färlevfjorden.

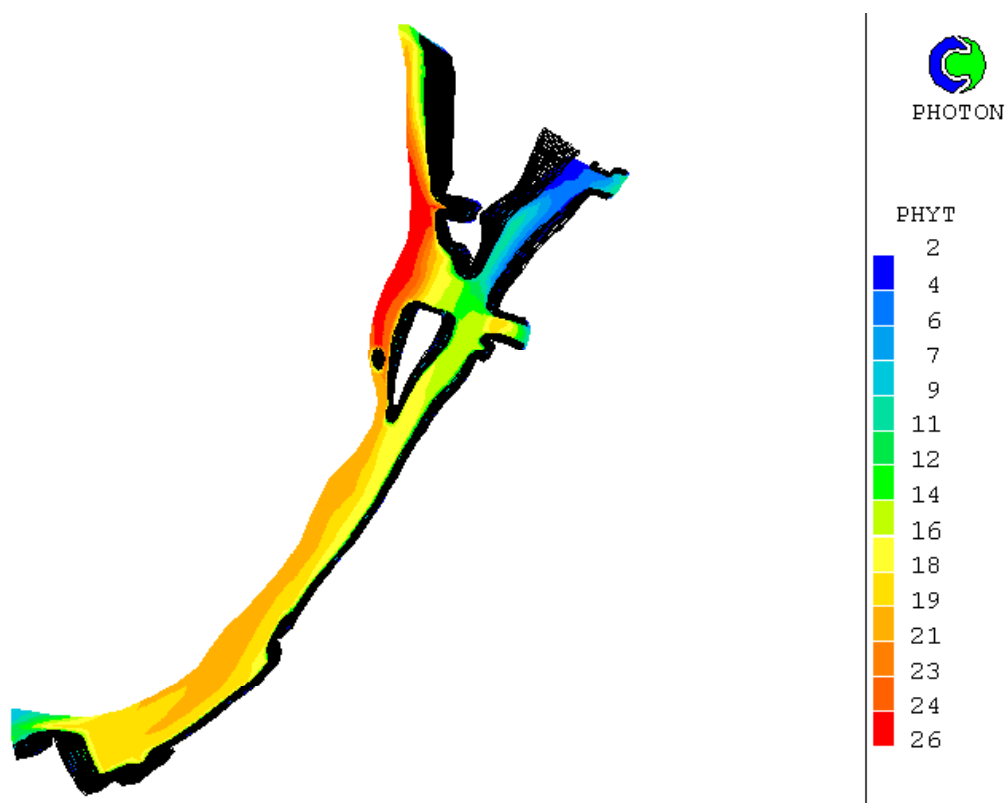
Modellen anger att vårblokningsperioden är som mest intensiv i den yttre delen av Färlevfjorden och i norra delen av Bredungen. Vi presenterar tidsutvecklingen vid en position i Färlevfjorden där det tyvärr inte finns några jämförande mätningar. Värdena från djupa nivåer på är tagna från 5 m, varför de beräknade värdena t.ex. beräknad växtplanktonhalt är nästan samma värde vid ytan som på djupare nivåer. Märk dock att salthalten på 0.5 m djup under en period i slutet av mars är lägre än på 5 m. Detta sammanhänger med kraftig vattenföring i Färlevälven (2.1  $\text{m}^3/\text{s}$ ) och i Ammunderödsån (0.5  $\text{m}^3/\text{s}$ ) under mars och liten omblandning i modellen fram till stormen 22-25 mars. En kraftig densitetsskiktning som hindrar att växtplankton blandas ner till mörka, improduktiva nivåer verkar i modellen vara den nödvändiga förutsättningen för en kraftig, tidig vårblokningsperiod. I Färlevfjorden ger modellen 0-halter eller nära 0-halter för både fosfor och kväve, vilket visar att blomningen begränsas av tillgången på närsalter.



Figur 3. Färlevfjorden. Röd linje= ytan, blå linje=5 m.

## Resultat, kartbilder över hela Gullmaren.

Man kan välja att presentera resultat som kartbilder över koncentrationen på en viss nivå (av modellens 40 st). Figur 4 visar modellberäknad växtplanktonhalt i ett en meter tjockt ytlager den 22/23 mars 1994.

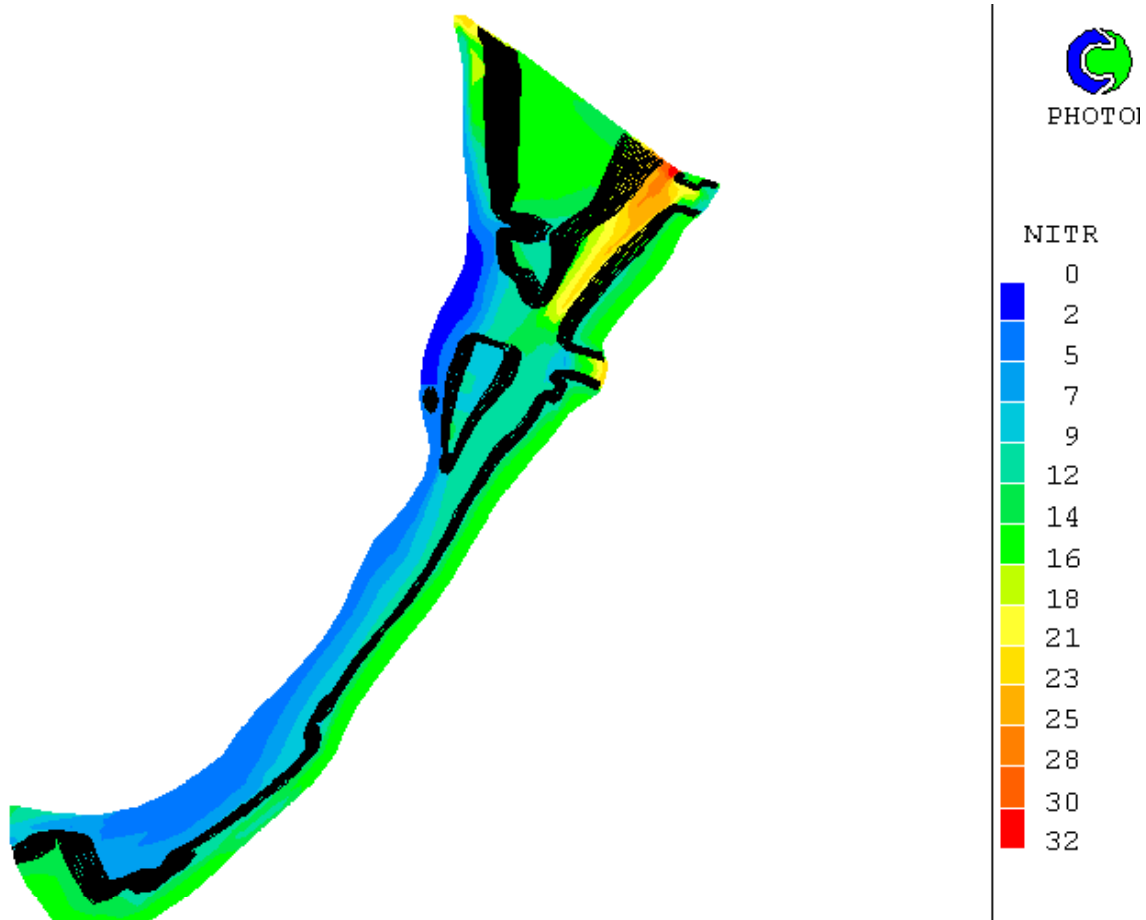


Figur 4. Beräknad växtplanktonhalt ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994.

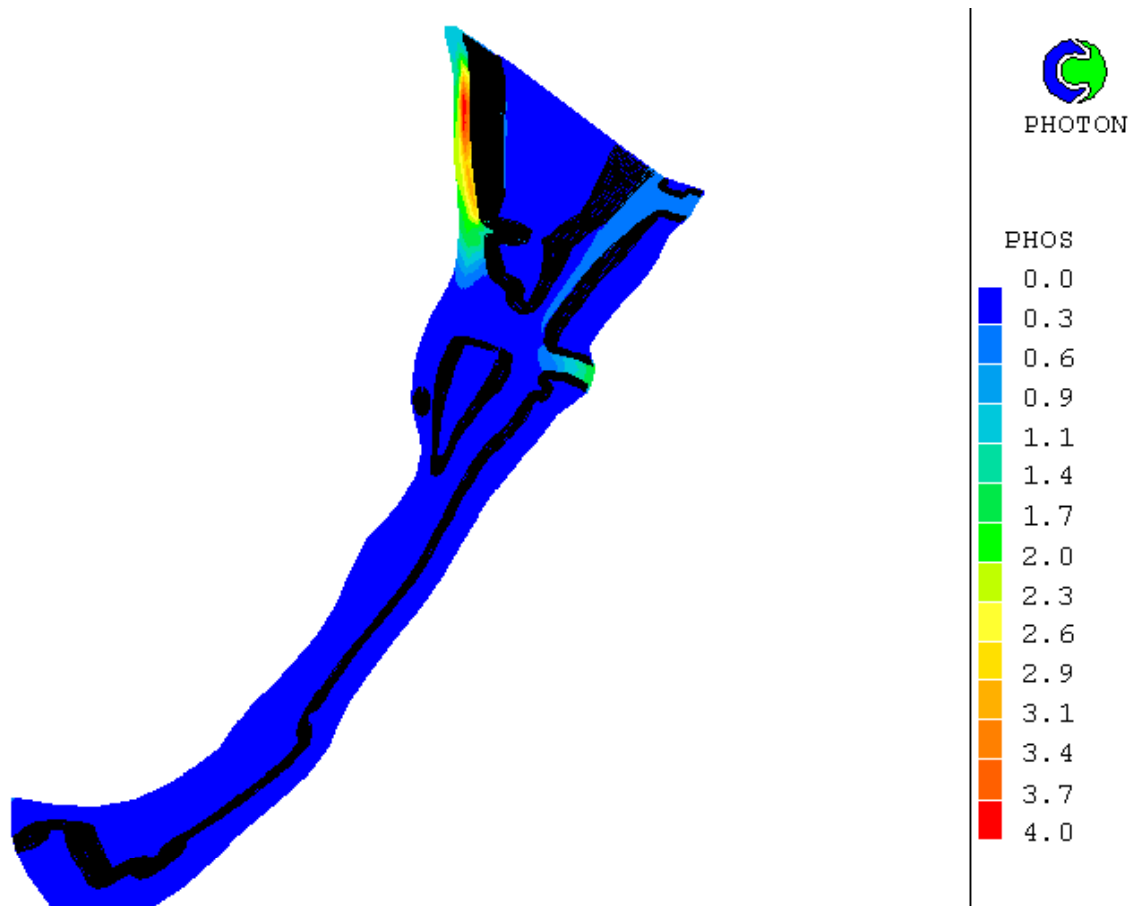
Figuren visar att planktonhalten är högst i nordvästra Bredungen eller yttre Färlevfjorden. Den låga planktonhalten i Saltkällefjorden beror på att ytlagret till stor del består av sötvatten från Örekilsälven där marina plankton (trots vattnets höga halt av närsalter) inte kan växa.

Det ofärgade området innanför en tjock svart linje representerar Stora och Lilla Bornö. I sundet väster om Stora Bornö ligger Bockholmarna.

De nästa två kartbilderna visar halten av nitrat respektive fosfat i ytlagret under vårblomningens kulmen.



Figur 5 Beräknad nitrathalt ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. Färgmarkeringen på land utanför den med tjock svart linje markerade kusten saknar innebörd.



Figur 6. Beräknad fosfathalt ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. Färgmarkeringen på land utanför den med tjock svart linje markerade kusten saknar innebörd.

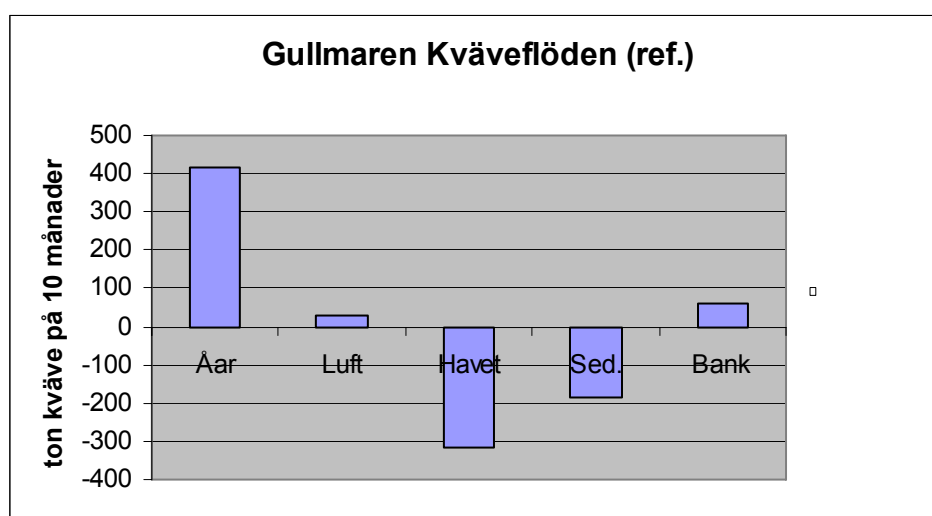
Fosfathalten i ytlagret är mycket låg i nästan hela Gullmaren. I Färlevfjorden finns höga halter av fosfat som under mars med sötvattentillflödet förts in i fjorden och som transporteras utåt längs den östra stranden. Färlevälven har under början av mars en hög, uppmätt fosfathalt, 315  $\mu\text{g/l}$ , kombinerat med den höga vattenföringen 2.1  $\text{m}^3/\text{s}$ . Den höga vattenföringen och fosfathalten byts av modellen den 21/22 mars mot nästa observation 0.7  $\text{m}^3/\text{s}$ , 45  $\mu\text{g P/l}$ .

## Resultat, summerade transporter av kväve.

Det är av stort intresse att studera transporten av t.ex. kväve in till Gullmaren från floderna, från luften och in från havet och att jämföra med borttransporten av kväve till havet samt till "evig" begravning i sedimenten. I modellen har kvävetransporten i Gullmarens mynning summerats under hela simuleringens gång (januari-oktober). I begreppet kvävetransport ingår transporterat nitratkväve, ammoniumkväve, kväve som finns i växtplankton och detritus( dött material). Transporterna ut och in i Gullmarens mynning är mycket stora. Tillförseln från Örekilsälven på omkring 300 ton kväve på 10 månader kan jämföras med flödena ut och in genom mynningen som enligt modellen är större än 3000 ton kväve per 10 månader. Uttransporten av kväve genom mynningen är något större än intransporten från havet. Skillnaden mellan ut och intransport är för den simulerade 10 månadersperioden 317 ton. I stapeldiagrammet, figur 7, jämförs storleken av de olika transporterna. Positiva värden anger tillförsel till Gullmaren, negativa värden är borttransport.

Uppskattningen av vad som tillförs modellen via åar har vi dels genom mätningar av vattenföring (dagligen) och kvävehalter (månadsvis) i Örekilsälven, dels genom beräkningar av vattenföringen i de andra åarna samt mätning av totalkväve (månadsvis). Omräkning till nitrat och ammonium görs med hjälp av data från Vikenbäcken som vi anser representativ för övriga åar.

Informationen om nedfall av kväve från luften tas från SMHIs modell Match, där man beräknar bl.a. kvävenedfall över hela Sverige. Modelldata för det aktuella året finns inte. Kvävenedfallet varierar inte så mycket år från år. Som indata till Gullmarsmodellen har vi därför använt ett typiskt år med ett kvävenedfall på i medeltal: ammonium 30 mgN/m<sup>2</sup> och månad och nitrat 40 mgN/m<sup>2</sup> och månad. Luftnedfallet 35 ton kväve per 10 månader är en litet bidrag till Gullmarens kväveflöden.



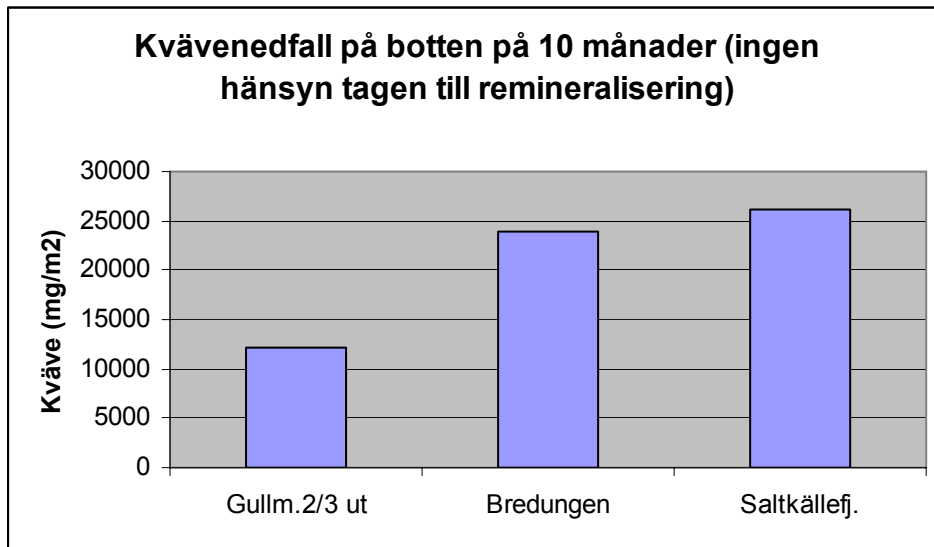
Figur 7 Beräknade kvävetransporter under 10 månader.

Stapeln ”Bank” i diagrammet får vi fram genom att beräkna innehållet av kväve i Gullmarens vatten vid simuleringens början och jämföra detta med innehållet i vattnet vid slutet av simuleringen. I januari innehåller vattnet en hel del lösta närsalter men mycket lite kväve i form av plankton. Vid simuleringens slut finns i Gullmaren ganska mycket kväve i form av plankton, men endast lite lösta närsalter (se t.ex. figur 2). Slutsumman vid simuleringen blir att Gullmaren innehåller 60 ton mer kväve i januari än i oktober. Vi har använt 60 ton kväve av bankens förråd på samma sätt som vi har använt tillförsel av kväve från floderna. Vid en simulering under många år kommer denna term att vara liten.

Stapelns ”sed.” är resttermen. Denna mängd kväve begravs enligt modellen i sedimenten. Kväveinnehållet i sedimenten summeras vid simuleringens slut för hela Gullmarens bottenyta och jämförs med kväveinnehållet i sedimenten vid simuleringens start. Mycket av det döda organiska material som i modellen regnar ned på botten, t.ex. efter vårbloomingen, återgår genom oxidation (remineralisering) till lösta närsalter i vattenmassan. I stapeln ”sed.” finns endast den extra kvävemängd som finns på botten i slutet av simuleringen.

Det kan vara av intresse att summera hur mycket dött material som tillförs botten på vissa positioner. En sådan summa är betydligt större än den mängd kväve som slutgiltigt begravs i sedimenten eftersom större delen av det döda organiska materialet remineraliseras. På tre olika positioner har en summering gjorts av tillförseln av dött organiskt material till botten.

Position ett ligger på stort djup utanför Alsback, position två finns i Bredungen, position tre ligger i Saltkällefjordens yttre del.



Figur 8.

Det sedimenterar omkring 20 000 milligram/m<sup>2</sup> och år eller 20 gram/ m<sup>2</sup> och år. Gullmarens yta är 3917 ha = 10000\*3917 m<sup>2</sup> Detta betyder att det sedimenterar ungefär 3917\*10\*20 kg/år eller ungefär 783 ton/år. Siffran 12 gram/ m<sup>2</sup> och år ger 470 ton/år. Enligt stapeldiagram i figur 7 bör uppåt 200 ton/10 månader sedimentera i Gullmaren. Märk dock att 500-800 ton är det som faller ner på botten och att mycket återgår till vattnet genom remineralisering.

## Studier av fyra scenarier med minskad näringstillförsel.

Simuleringen av Gullmaren under jan.-okt. 1994 har jämförts med simuleringar med

A) reduktion med 30% av kvävetillförseln (NO<sub>3</sub> och NH<sub>4</sub>) från alla floderna. Fosfathalten minskar samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant.

B) reduktion med 10% av kvävehalten (NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3%.

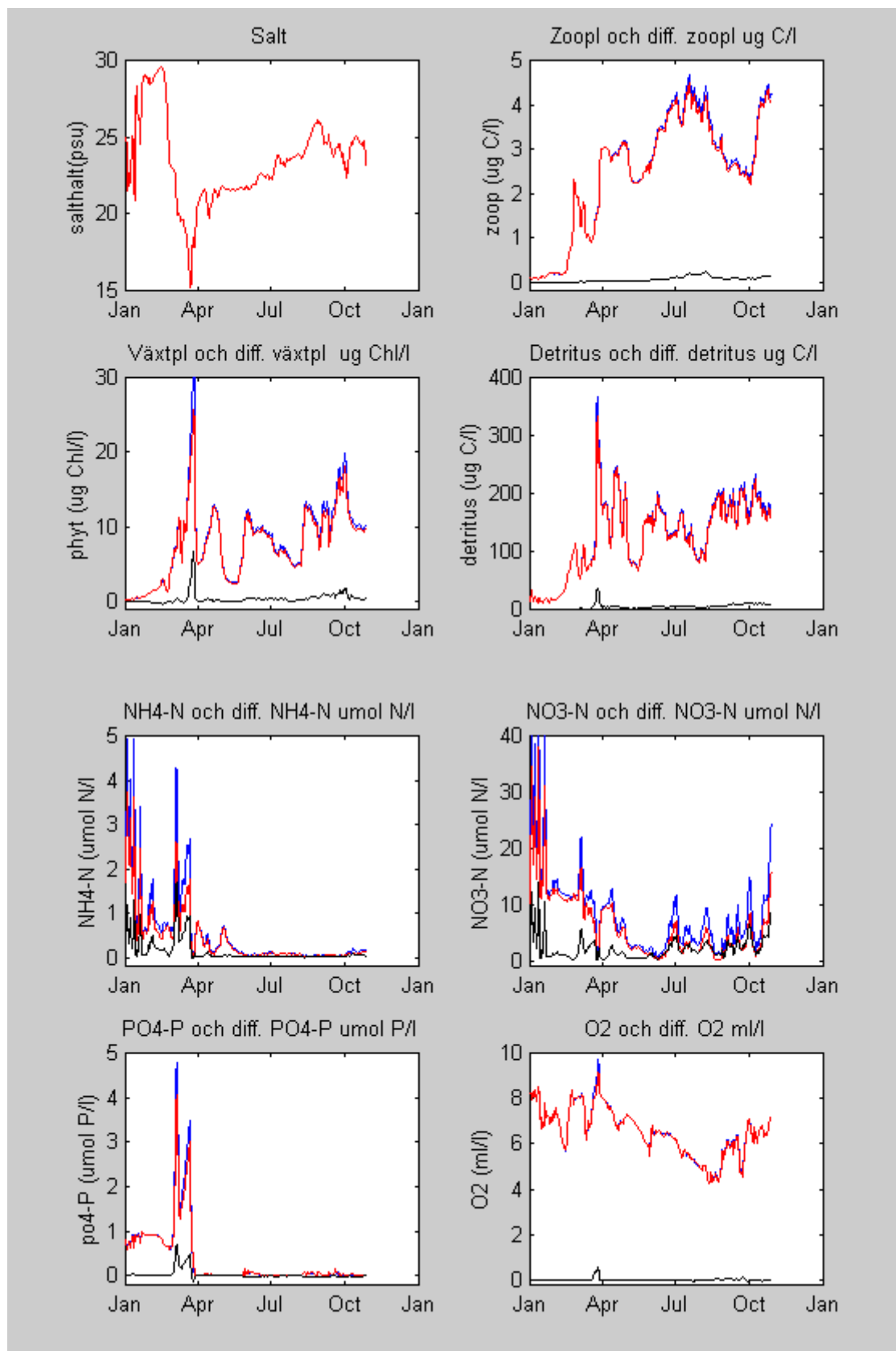
C) reduktion med 50% av nedfallet från luften av NO<sub>3</sub> och NH<sub>4</sub>

D) alla dessa tre reduktioner tillämpade på en simulering.

## Scenarier, diagram över tidsutvecklingen.

Det är svårt att se skillnaderna vid en direkt jämförelse mellan t.ex. figur 2 och motsvarande figur med någon av ovanstående reduktioner i näringsämnen. Man kan emellertid tydliggöra skillnaderna genom att rita ut *differensen* mellan referenskörningen och ett av scenarierna. Figur 9 visar tidsutvecklingen av skillnaden i Färlevfjorden. Salthalten har plottats som i figur 3, medan t.ex. växtplankton i denna figur är referenskörningens planktonhalt – planktonhalt i scenario A.





Figur 9 Färlevfjorden. Skillnaden mellan referenskörningen och scenario A. Salthalten är ej plottad som differans.

Scenario A visar 6-7 enheter lägre klorofyllhalt än referenskörningen, begränsningen av närsaltstillflödet i floderna har medfört en betydande begränsning av vårbloomingen i

Färlevfjorden. Planktonhalten och halten av detritus är också lägre under sommaren och hösten.

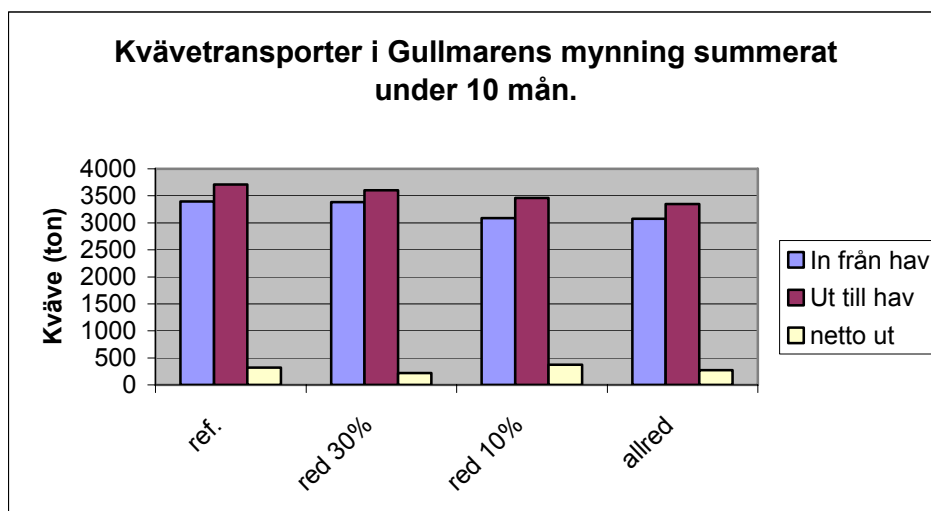
Koncentrationen av nitrat och fosfat är som väntat lägre i scenario A än i referenskörningen. En kort period under vårbloomingen är dock fosfathalten något högre i scenario A till följd av mindre konsumtion (lägre växtplanktonhalt). Med den lägre växtplanktonhalten i scenario A följer också i en lägre syrgashalt i de grunda områdena i Färlevfjorden. Syrekonsumtionen vid botten i djupare områden minskar till följd av det minskande nedfallet av partikulärt material (detritus).

## Scenarier, kartbilder över hela Gullmaren.

I bilaga presenteras kartbilder från den 22/23 mars för växtplankton, nitrat och fosfat. Kartbilderna från simuleringar med scenario A, B och D kan jämföras i bilagan med figurena 4-6.

## Scenarier, summerade transporter av kväve.

I stapeldiagram, figur 10, jämförs kvävetransporten i Gullmarens mynning i referenssimuleringen med samma transporter i scenario A, B och D. I modellen har kvävetransporten i Gullmarens mynning summerats under hela simuleringens gång (januari-oktober). I begreppet kvävetransport ingår transporterat nitratkväve, ammoniumkväve, kväve som finns i växtplankton och detritus( dött material). Transporterna ut och in i Gullmarens mynning är mycket stora. Tillförseln från Örekilsälven på omkring 300 ton kväve på 10 månader kan jämföras med flödena ut och in genom mynningen som enligt modellen är omkring 3000 ton kväve per 10 månader. Uttransporten av kväve genom mynningen är något större än intransporten från havet.

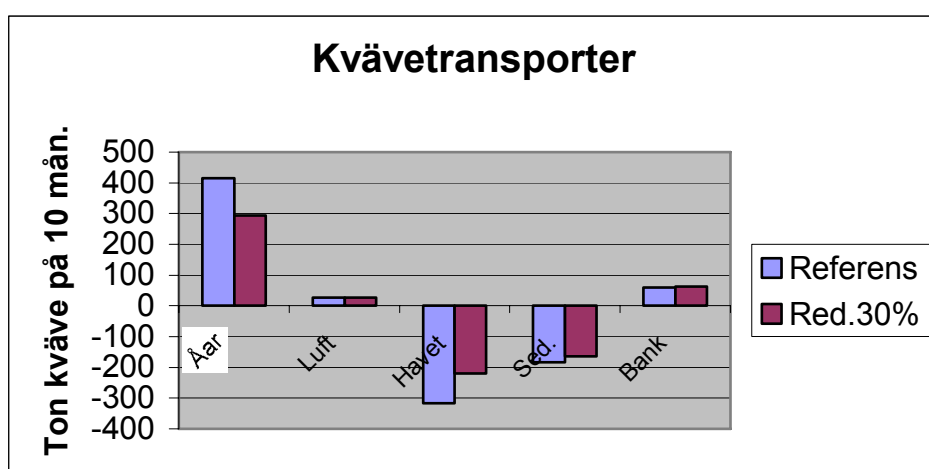


Figur 10. Kvävetransporter i Gullmarens mynning för referenssimuleringen (ref.), när kvävetillförseln från floderna reducerats med 30%, scenario A (red 30%), när kväveinnehållet i havet reducerats med 10%, scenario B (red 10%) samt för simuleringen när alla reduktioner tillämpats, scenario D (allred).

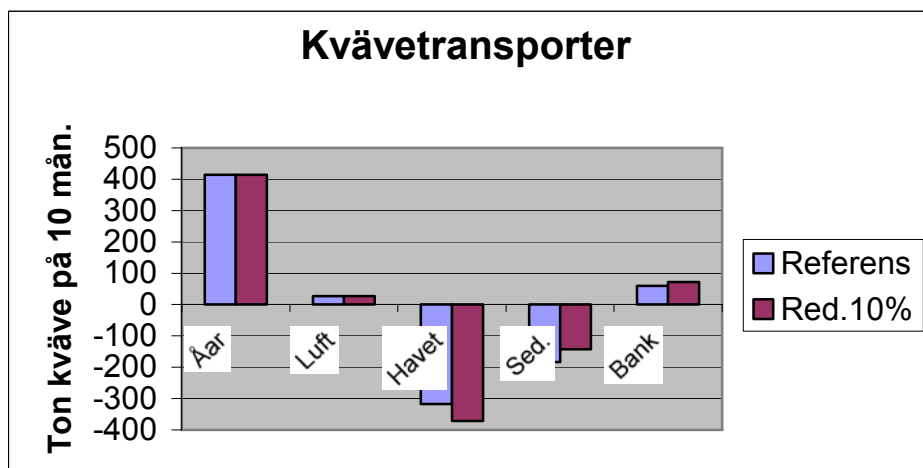
I scenario A är uttransporten mindre än i referenssimuleringen. Intransporten från havet är nästan lika stor som i referenskörningen. Den lilla skillnaden i intransport beror på att vattenområdet just utanför Gullmaren som inkluderas i modellen påverkas av förändringen av uttransport.

I scenario B har vi ändrat på kvävehalten i havet vilket medför att intransporten blir mindre än i referenskörningen. Också uttransporten blir av samma anledning i detta scenario mindre än i referenskörningen. Nettotransporten utåt blir större än i referenssimuleringen. Staplarna för nettotransport jämförs i de följande figurerna med flodtillförsel etc.

I stapeldiagram i figur 11, 12 och 13 jämförs kvävetransporten till och från Gullmaren i referenssimuleringen med kvävetransporten i scenario A, B och D.

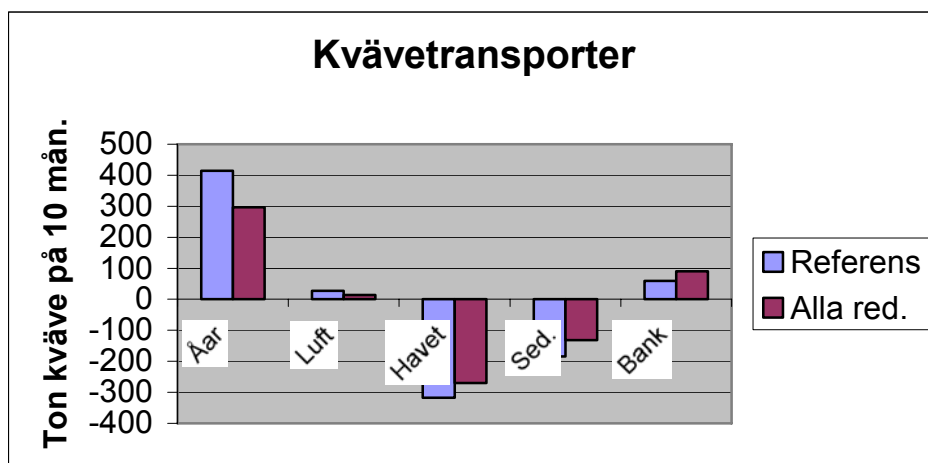


Figur 11. Kvävetransporter i referenssimuleringen jämförda med kvävetransporter i scenario A. För förklaring av staplarnas innebörd se texten vid figur 7. Stapeln "Havet" utgörs av "in från havet" minus "ut till havet". Termen "ut till havet" minskar i scenario A med 2.9% jämfört med referenskörningen.



Figur 12. Kvävetransporter i referenssimuleringen jämförda med kvävetransporter i scenario B. Det ser ut som om scenario B ger ett större utflöde av kväve till havet jämfört med referens. Stapeln "Havet" är skillnaden mellan "in från havet" och "ut till havet". "In från havet" minskar när man sänker koncentrationen i havet, vilket medför en större negativ stapel.

”Ut till havet” är faktiskt i scenario B 6.8% *mindre* än i referenssimuleringen. Det är viktigt att uppmärksamma att sedimentationen minskar med scenario B.



Figur 13. Kvävetransporter i referenssimuleringen jämförda med kvävetransporter i scenario D. Sedimentationen är minst i scenario D. Termen ”ut till havet” minskar med 9.8% jämfört med referenssimuleringen.

## Studier av två scenarier med odlade musslor som fånggröda för kväve.

Simuleringen av Gullmaren under jan.-okt. 1994 har jämförts med simuleringar av Gullmaren med:

- X) Odling av musslor i 20 stycken stora odlingar. Musslorna skördas och kväve m.m. avlägsnas därmed ur vattenmassan.
- Y) Odling av musslor i 20 stycken stora odlingar. Reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskar samtidigt med 15% och reduktion med 10% av kvävehalten ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3% samt reduktion med 50% av nedfallet från luften av  $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ . Simuleringen är en kombination av scenario D och X.

## Teori, beskrivning av musselodlingarnas funktion i modellen.

En intressant tillämpning av den biokemiska modellen är simuleringen av Gullmaren med en eller flera aktiva musselodlingar. Tanken är att man tar vara på musslorna (skördar) och att man med hjälp av modellen studerar närsalthalter, sedimentation och transporter av kväve och fosfor i Gullmaren. Speciellt kan tillförsel av t.ex. kväve till Gullmaren jämföras med borttransport till havet, till musslorna etc.

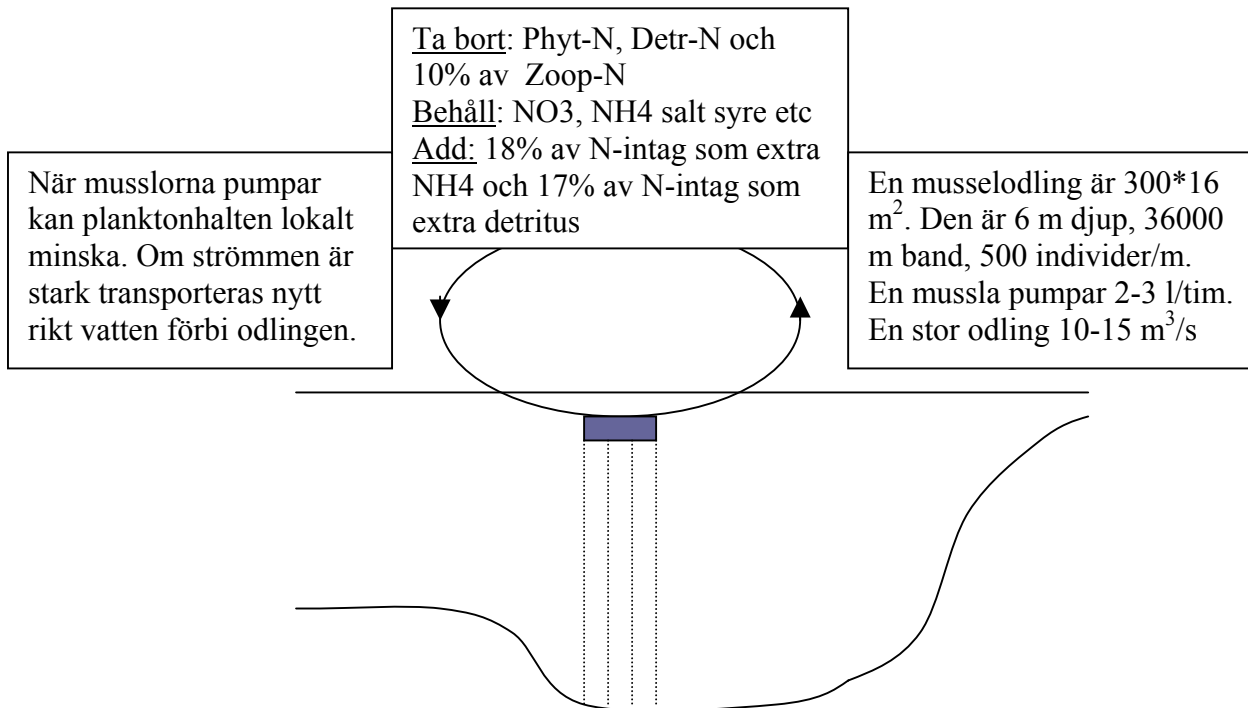
En stor kommersiell musselodling täcker en yta på omkring  $300 \times 16$  m. En odling kan innehålla 36 000 m odlingsband. På en meter band kan det sitta 500 stora musslor. Musslornas vikt i en sådan odling uppskattas till 200-300 ton. En blåmussla pumpar 2-3 liter vatten per timma och hela odlingen filtrerar alltså omkring  $10\text{--}15 \text{ m}^3$  vatten per sekund. En sådan filtrering kan läggas in i den numeriska modellen i en beräkningscell. En del av musslorna i ett tätt bestånd (i en verklig musselodling) pumpar ”gammalt” vatten som redan filtrerats av andra musslor. Detta är fallet om strömmen är svag men av mindre betydelse i situationer med kraftig ström. Modellmusslornas pumpkapacitet styrs av den beräknade lokala strömmen och ges maxvärdet om strömmen är över 0.22 m/s. Om strömmen är under 0.22 m/s minskas pumpningen enligt en logaritmisk funktion

Modellen ”processar” en bestämd mängd vatten, musselpumpningen, och släpper ut vattnet igen i samma cell med ändrade egenskaper. Vattnet som i modellen filtreras av musslorna förlorar hela sitt innehåll av växtplankton, detritus och 10% av sitt innehåll av djurplankton. (Resten av djurplankton undkommer musslorna genom t.ex. aktivt simmande.) Vattnet som återbördas av musslorna till modellen har givetvis samma temperatur och salthalt som före filtreringen, samma koncentration av fosfat och nitrat men med en extra koncentration av ammonium (+18% av musslornas intag av kväve). Det återförda vattnet innehåller detritus (17% av musslornas intag av kväve). Modellen behandlar musselfekalier på samma sätt som annat detritus i modellen t.ex. döda växtplankton. Figur 14 illustrerar modellens musselprocessor.

Näringen från de uppfångade partiklarna stannar i modellens musslor och summeras. När det finns gott om plankton i modellens gridcell blir intaget av näring stort. Om det finns ont om

plankton i vattenmassan så blir intaget av näring litet, t.ex. om modellen beräknar att vattnet har liten hastighet så att inte det vatten som processats ersätts med nytt.

När planktonkoncentrationen i vattenmassan i beräkningarna blir hög ( $>4 \mu\text{g}$  klorofyll/l), producerar modellmusslorna en större mängd partiklar. Musslorna kan inte tillgodogöra sig all föda utan spottar ut aggregerade planktonpartiklar (pseudofekalier), vilka i modellen sjunker som detritus.



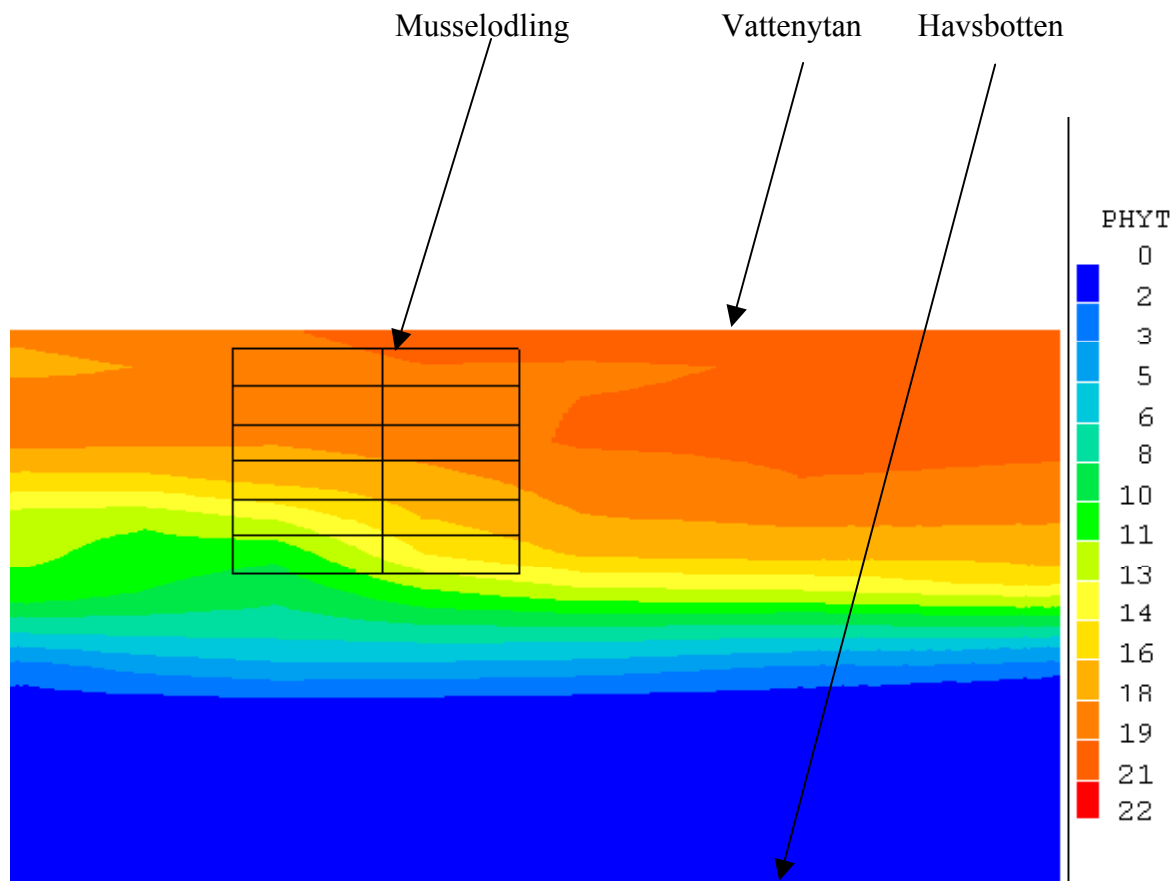
Figur 14. Illustration av musselodlingens funktion i den numeriska modellen.

En musselodling fungerar alltså som en sänka för plankton och detritus och som en källa för ammonium och detritus (fekalier). Kväveinnehållet i en musselodling är 1-1.5% av totalvikten. I modellen kontrollerar vi att mussel-subrutinen inte tar bort mer än 1.5% vikten i medeltal för hela växtsäsongen.

Figur 15 visar en vertikalsnitt längs Gullmarens västra sida innanför Bornöarna med modellens musselodling markerad. Färlevfjorden ligger till höger om bilden. Musselodlingen ligger på djupet 1 meter och ner till och med 6 meters djup. Beräkningscellernas horisontella utsträckning är omkring 600 m. Situationen är från slutet av mars 1994, då den kraftiga vårblomningen dominerade det biologiska skeendet.

Örekilsälvens och Färlevälvens sötvattentillrinning orsakar ett ytlager av bräckt, planktonrikt vatten 0-7 m. Under denna nivå är vattnet är fattigt på växtplankton förmodligen beroende på den svaga ljusintensiteten under det grumliga ytvattnet.

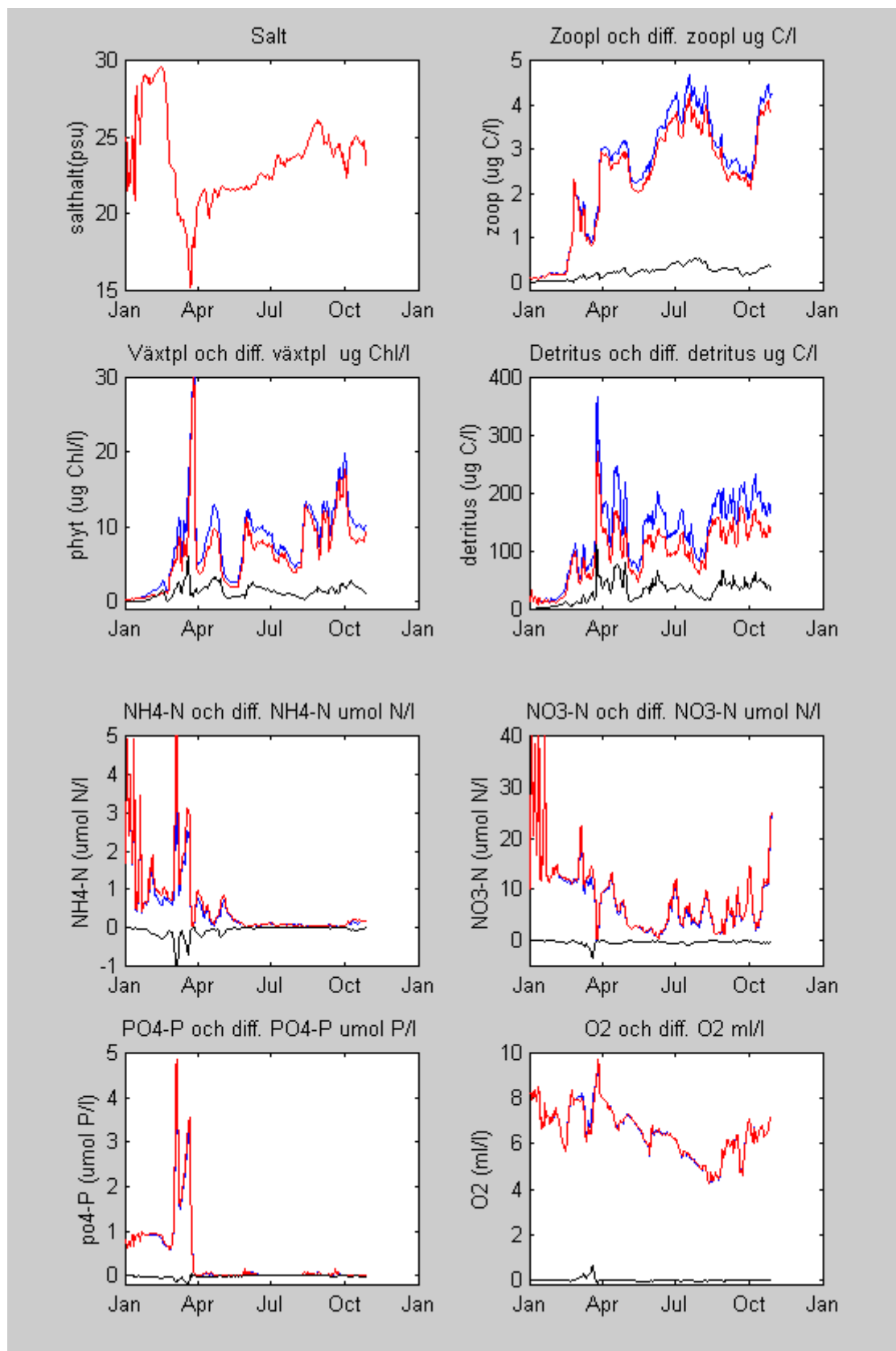
Musselodlingen ligger i denna situation lokaliserad på rätt djup eftersom det under odlingen är låg planktontäthet men hög planktonkoncentration i det vatten som musslorna använder. Musslornas konsumtion av plankton märks i viss mån på koncentrationsmönstret.



Figur 15. Odlingen sedd från sidan. Odlingen är 6 m djup (1-6m), lämnar den översta metern orörd. Färgerna representerar Phytoplanktonkonc. mätt som mikrogram klorofyll /liter.

## Scenarier, diagram över tidsutvecklingen.

Det är svårt att se skillnaderna vid en direkt jämförelse mellan t.ex. figur 2 och motsvarande figur med någon av ovanstående simuleringar med musselodlingar. Man kan emellertid tydliggöra skillnaderna genom att rita ut *differensen* mellan referenskörningen och ett av scenarierna. Figur 16 visar tidsutvecklingen av skillnaden i Färlevfjorden. Salthalten har plottats som i figur 3, medan t.ex. växtplankton i denna figur är referenskörningens planktonhalt minus planktonhalt i scenario X, med musselodlingar. Scenarie X visar 3-5  $\mu\text{g}$  klorofyll/liter lägre växtplanktonhalt än referenssimuleringen under vårbloomningen. Dessutom reduceras växtplanktonhalten avsevärt (2-3  $\mu\text{g}$  klorofyll/liter) under hela sommaren-hösten. Halten detritus är också lägre under hela året, 2-3  $\mu\text{g}$  kol/liter. Detta är en mycket kraftigare reduktion av partikelhalten i ytvattnet än vad som åstadkommes med reduktion 30% av kvävet i floderna, scenarie A. Halten av nitrat, ammonium och fosfat är oförändrad eller, under vårbloomningen, något högre än i referenskörningen. Den lägre planktonhalten under vårbloomningen konsumerar inte fullt så mycket näring som i referensfallet.

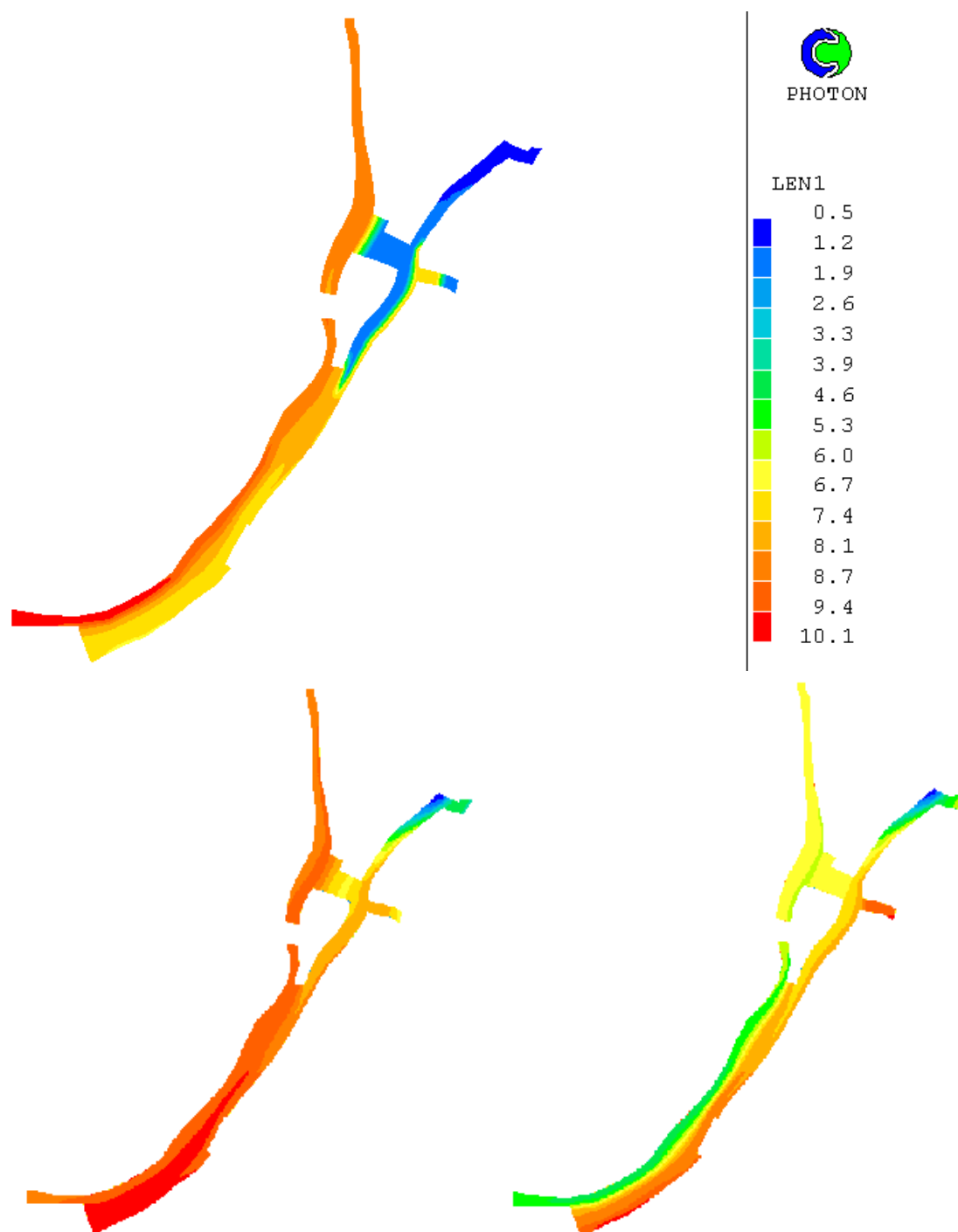


Figur 16 Färlevfjorden. Referenskörningen (blå linje) och scenario X, med musselodlingar (röd linje). Skillnaden mellan referenskörningen och scenario X har ritats som svart linje.



## Scenarier, kartbilder över hela Gullmaren bl.a. siktdjup.

I bilaga presenteras kartbilder från den 22/23 mars för växtplankton, nitrat och fosfat. Kartbilderna från simuleringar med scenario X och Y jämförs i bilagan med referenssimuleringen. I figur 17 visas ett exempel på beräknat siktdjup.

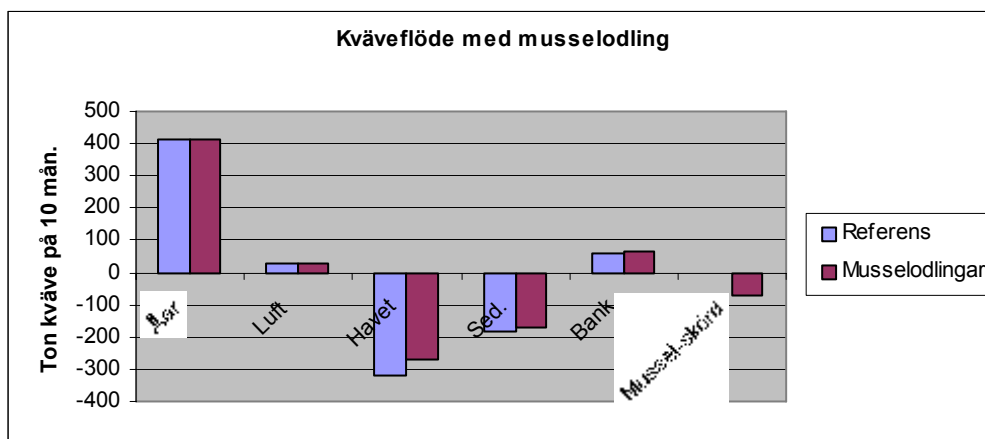


Figur 17. Siktdjupet (meter) den 25 mars 1994. Beräknad salthalt (0-25 psu), vänster, undre figuren och växtplanktonhalt, höger (0-9  $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l) i ett metertjockt ytlager samma dag. Märk att klart planktonfattigt vatten finns längs Gullmarens nordvästra kust där vattnet har ett beräknat siktdjup på 9-10 meter. Västlig vind för ytvattnet österut i fjorden.

Havsvattnet som strömmar in i Gullmaren på grund av en kraftig sydvästlig vind hämtar sina egenskaper (salthalt, temperatur, planktonhalt m.m.) från fjortondagars-observationer. Planktonhalten i mätningen som styr egenskaperna den 25 mars var låg och därmed blir det inströmmande vattnet klart, med stort siktdjup. Siktdjupet beror i modellen på halten flodvatten och planktoninnehållet i ytvattnet. Vi har valt att presentera kartbilder från 25 mars 1994 då planktonblomningen fortfarande är intensiv och då ett planktonfattigt, klart vatten strömmar in i Gullmaren med inåtgående, vinddriven ytström. Sötvattenutflödet från Örekilsälven var stort (vårflod) och medför att ett brackvattenlager täcker inre, östra delen av fjorden. Sötvattnet från t.ex. Örekilsälven tilldelas i modellen en låg genomskinlighet och det beräknade siktdjupet vid flodmynningen blir följaktligen litet.

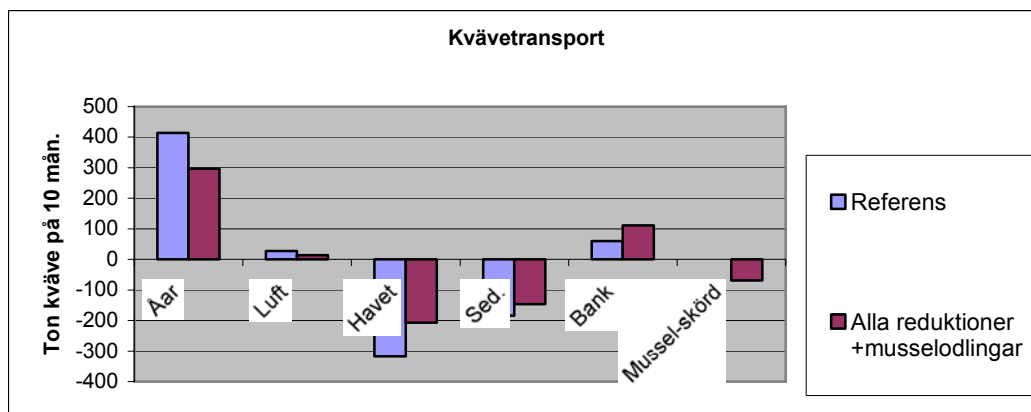
## Scenarier, summerade transporter av kväve.

I stapeldiagram i figur 18 och 19 jämförs kvävetransporten till och från Gullmaren i referenssimuleringen med kvävetransporten i scenario X och Y.



Figur 18. Kvävetransporter i referenssimuleringen jämförda med kvävetransporter i scenario X. För förklaring av staplarnas innebörd se texten vid figur 7 sidan 13.

Trots att nitrat och ammoniumhalterna i scenario X är oförändrade jämfört med referenssimuleringen blir uttransporten av kväve ur Gullmaren betydligt mindre än i referensen. Den minskade transporten beror på låga halter av växtplankton och detritus, som ju konsumerats av musslor. Sedimentationen är av samma skäl lägre än i referensen.

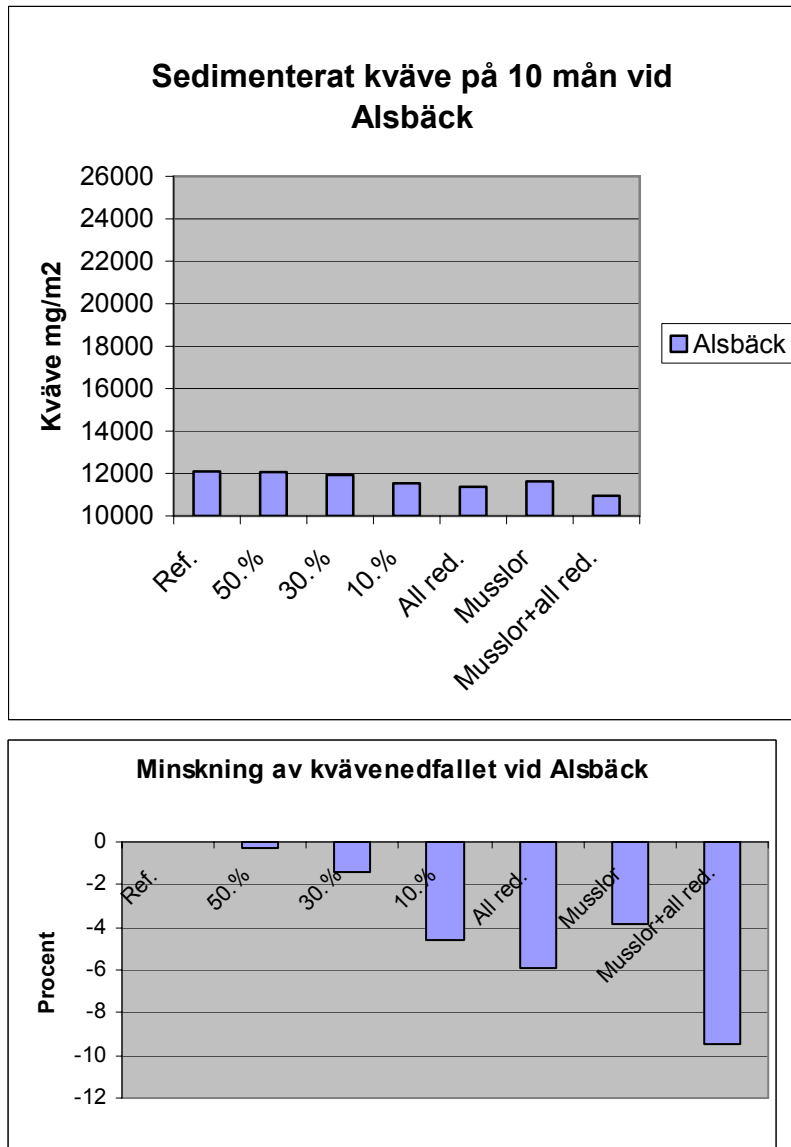


Figur 19. Kvävetransporter i referenssimuleringen jämförda med kvävetransporter i scenario Y. För förklaring av staplarnas innebörd se texten vid figur 7 sidan 13.

När alla reduktioner kombineras med musselodling, scenarie Y, blir den minskade uttransporten och minskade sedimentationen ännu tydligare. Stapeln ”Bank” ökar nästan lika mycket jämfört med referenssimuleringen som det kväve som skörden av musslor för bort från Gullmaren. Så stor sänkning av kväveinnehållet i Gullmarens vattenmassa kan inte ske under många år. Om simuleringen pågått flera år skulle stapeln ”Bank” bli noll och minskningen av uttransport och sedimentation av kväve skulle bli motsvarande större.

## Mängd dött material som sjunker till botten.

Det kan vara av intresse att summera hur mycket dött material som tillförs botten på vissa positioner. En sådan summa är betydligt större än den mängd kväve som slutgiltigt begravs i sedimenten eftersom större delen av det döda organiska materialet på botten långsamt remineraliseras till  $\text{NH}_4$  eller  $\text{NO}_3$ . På tre olika positioner har en summering gjorts av tillförseln av dött organiskt material till botten och mängderna redovisas i stapeldiagram.



Figur 20. Kväve ( $\text{mg}/\text{m}^2$ ) i dött material som tillförs botten vid Alsbäck (ingen hänsyn tagen till återföring till vattenmassan genom remineralisering).

Scenario A, med reduktion av kväve i floderna betecknas här 30%.

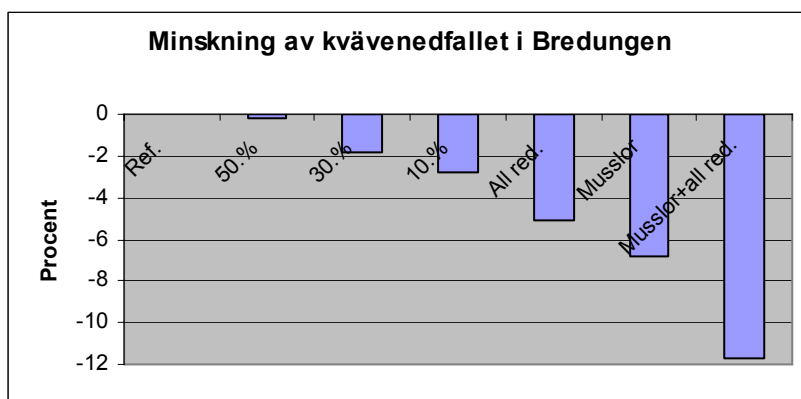
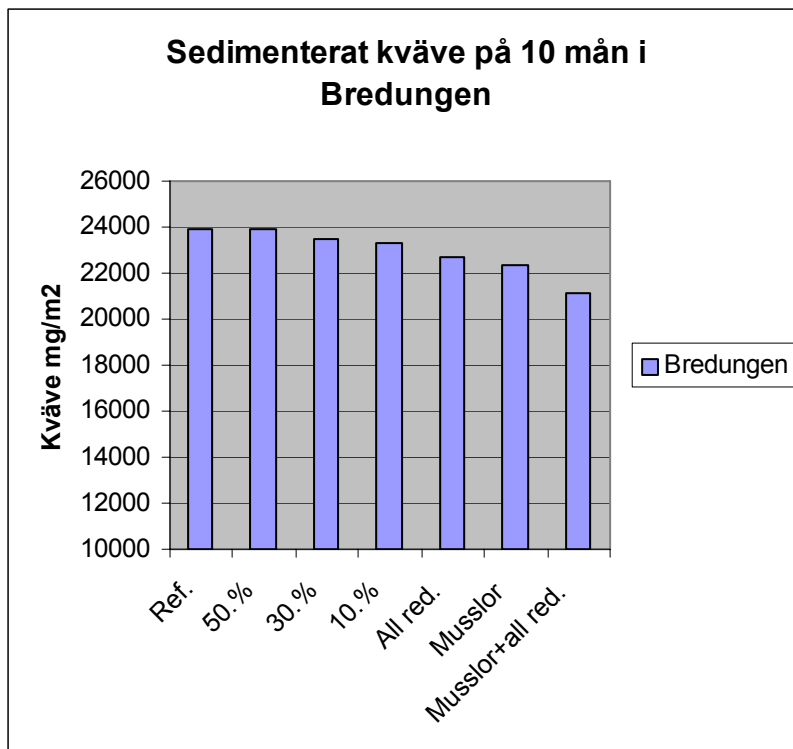
Scenario B, med reduktion av kvävet i havet betecknas här 10%.

Scenario C, med reduktion av luftnedfall av kväve betecknas här 50%.

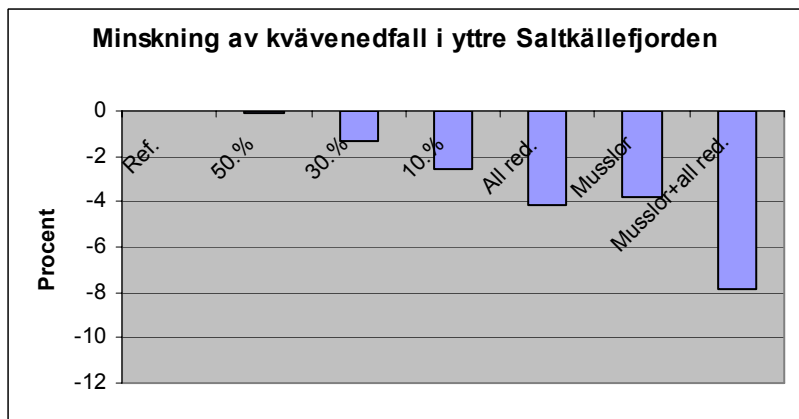
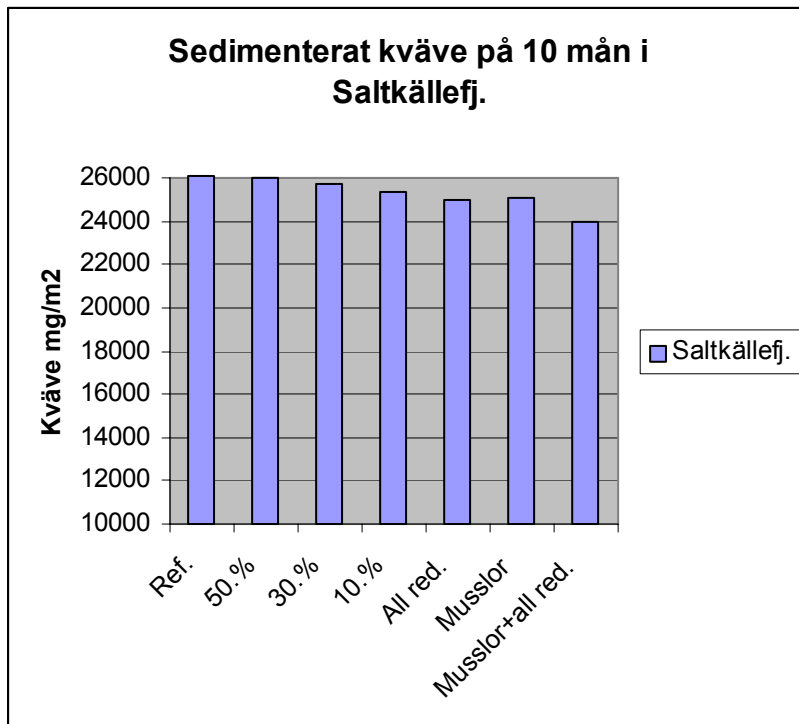
Scenario C, med alla tre reduktionerna betecknas här All red.

Scenario X, med 20 stora musselodlingar i Bredungen betecknas Musslor.

Scenario Y, med musslor + alla tre reduktioner betecknas Musslor + allred.



Figur 21. Kväve (mg/m<sup>2</sup>) i dött material som tillförs botten i Bredungen (ingen hänsyn tagen till återföring till vattenmassan genom remineralisering).



Figur 22. Kväve ( $\text{mg/m}^2$ ) i dött material som tillförs botten i yttre Saltkällefjorden (ingen hänsyn tagen till återföring till vattenmassan genom remineralisering).

Med föreskrivna reduktioner i flodtillförsel, luftnedfall och med reduktion av kvävehalten i havet ger modellen ett minskat nedfall av kväve på botten med omkring 4-6 %. Ungefär samma reduktion kan åstadkommas med stora musselodlingar i Gullmaren. Modellen ger en reduktion på omkring 10 % om musslor odlas i fjorden samtidigt som reduktionerna i kvävetillförsel införs.

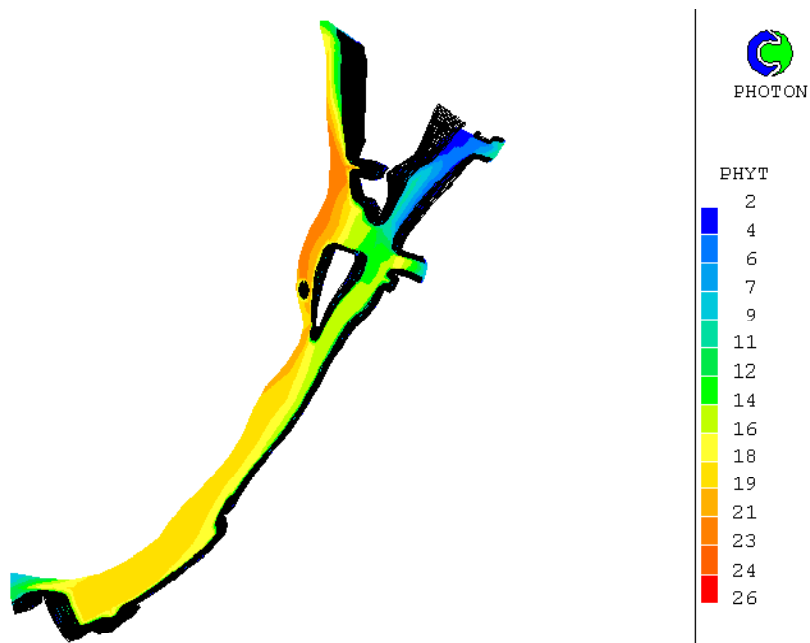
## Referenser

Marmefelt E., Håkansson B., Erichsen A.C., Sehested-Hansen I. (2000). Development of an Ecological Model System for the Kattegat and the Southern Baltic. SMHI Reports Oceanography No. 29, 2000.

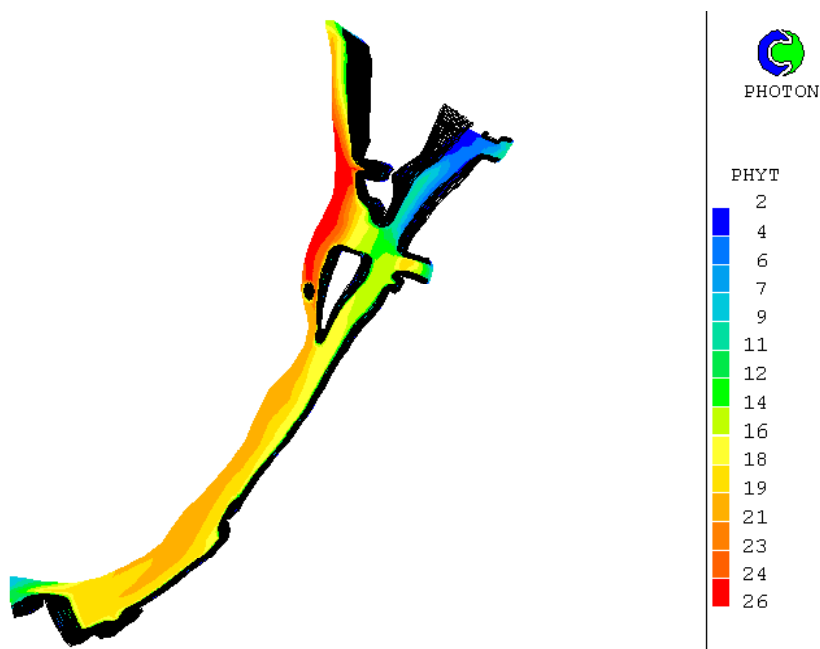
Svensson J. (2002). Validering av en biogeokemisk 3-dimensionell modell över Gullmarsfjorden, 1994. SMHI Rapport Nr. 16, 2002.

Tiselius P., Kuylenstierna M. (1996). Growth and decline of a diatom spring bloom: phytoplankton species composition, formation of marine snow and the role of heterotrophic dinoflagellates. *Journal of Plankton Research* Vol.18 no.2 pp.133-155, 1996.

# Bilaga

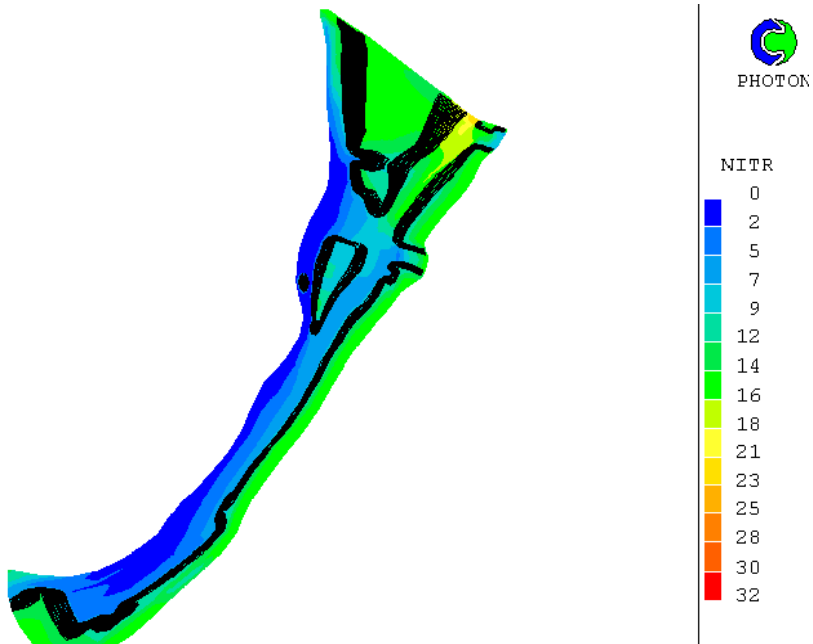


Växtp plankton ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l), scenario A, reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskas samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant.

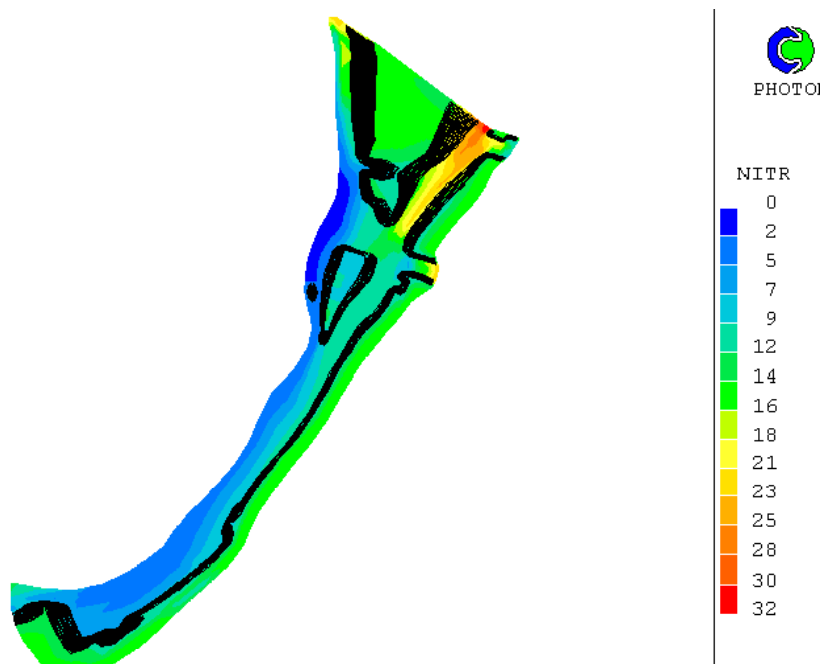


Växtp plankton ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet i figur 4)

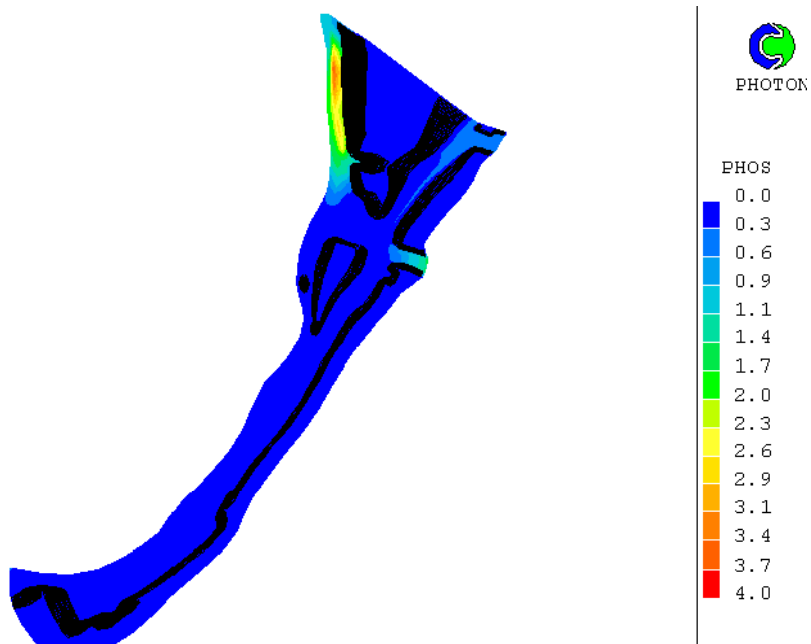




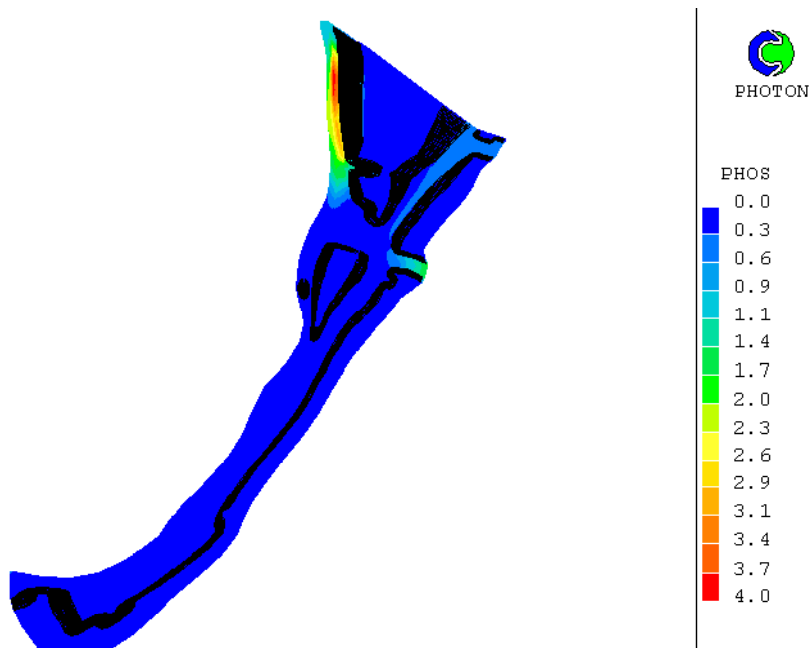
Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ), scenario A, reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskas samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant.



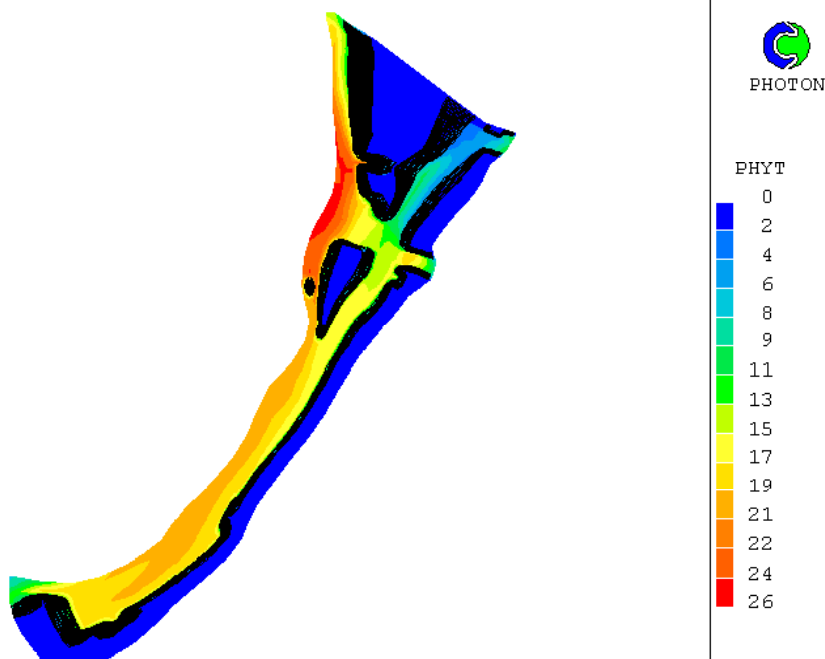
Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)



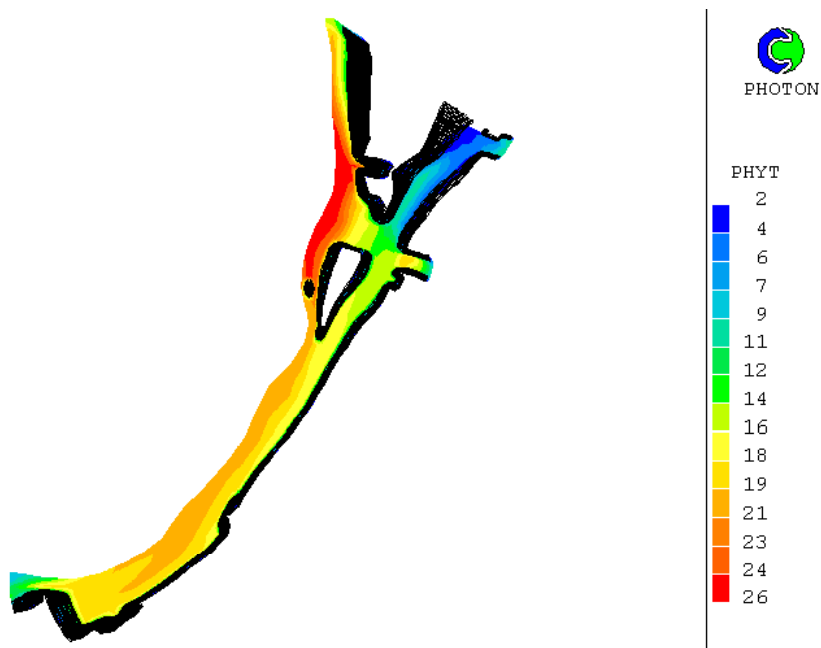
Fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ), scenario A, reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskas samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant.



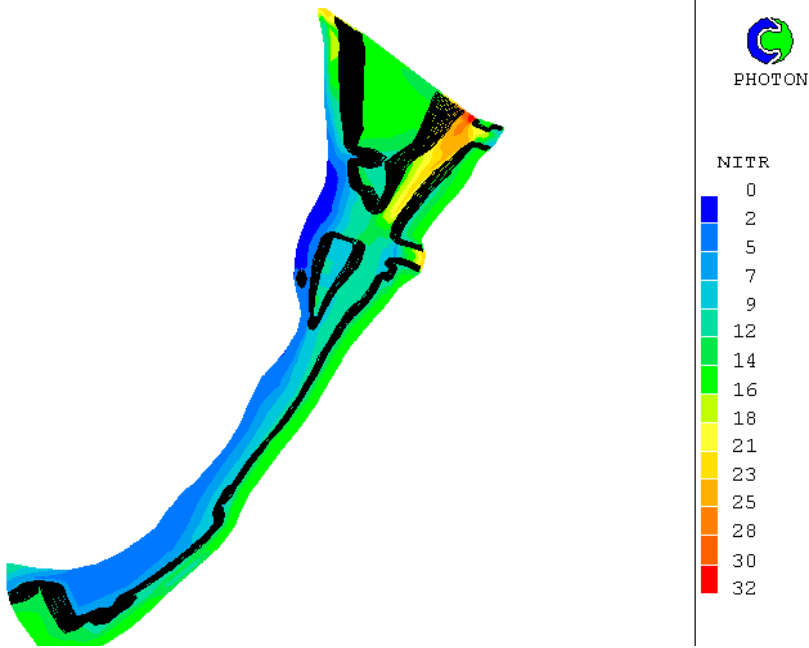
Fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)



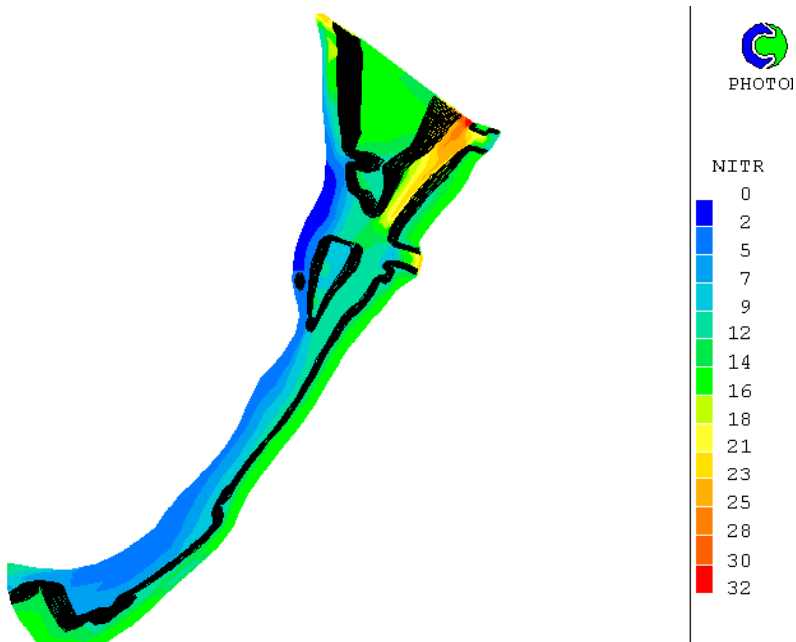
Växtplankton ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l), scenario B reduktion med 10% av kvävet ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3%.



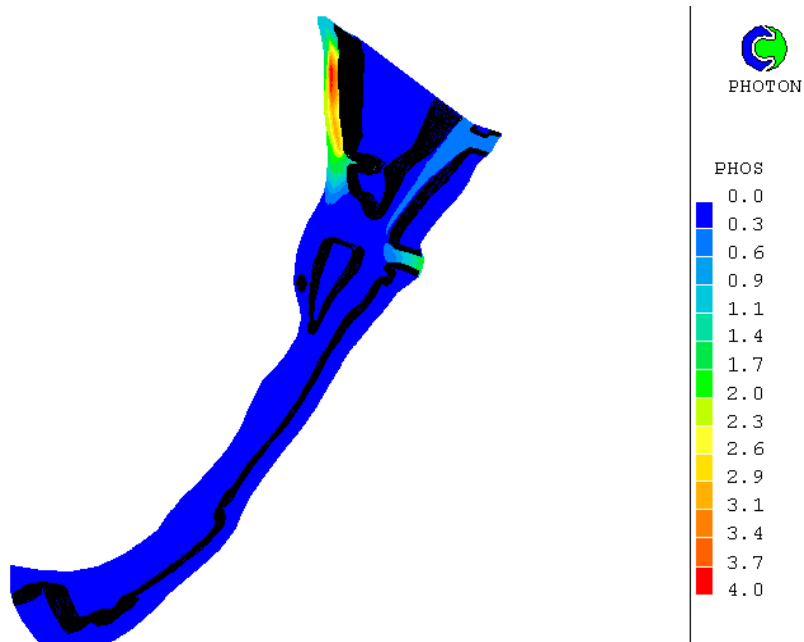
Växtplankton ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)



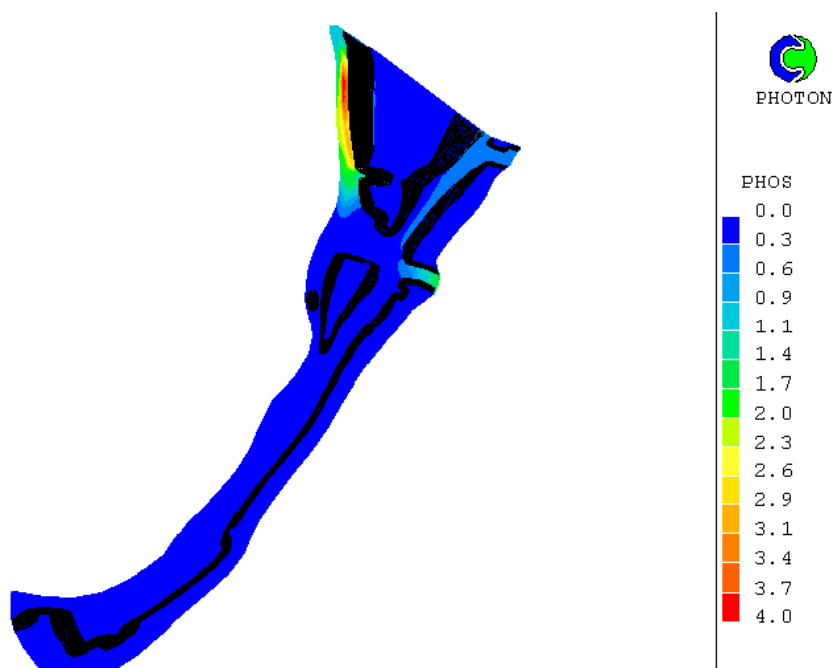
Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ), scenario B reduktion med 10% av kvävet ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmarsfjärden. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3%.



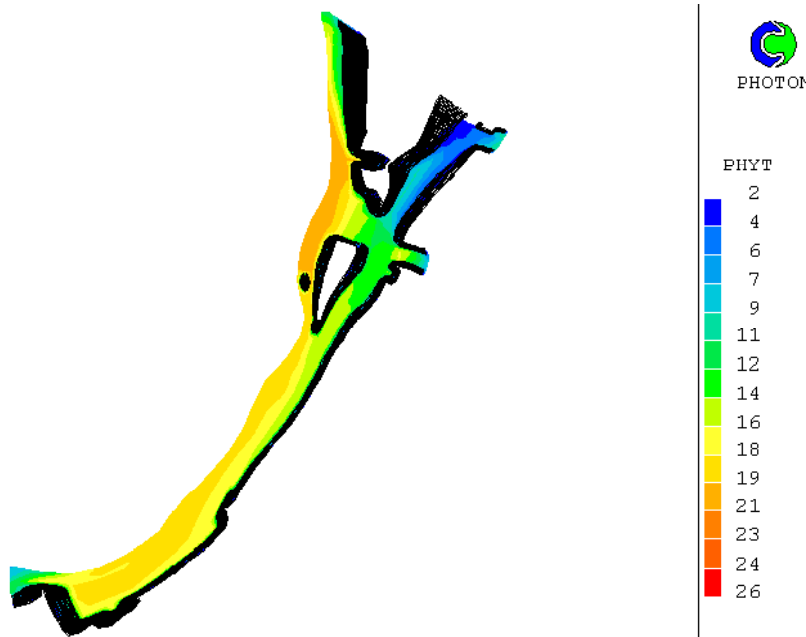
Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)



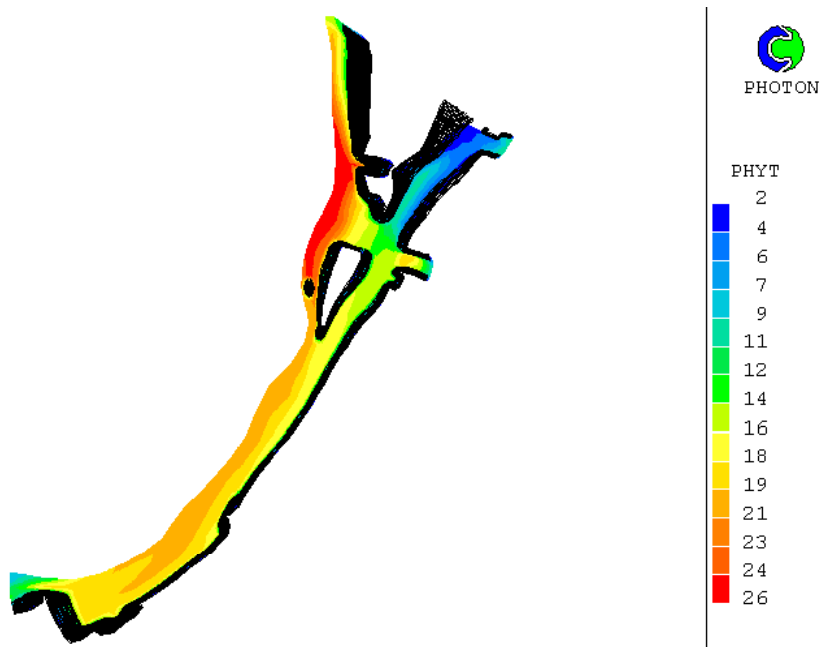
Fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ), scenario B reduktion med 10% av kvävet ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3%.



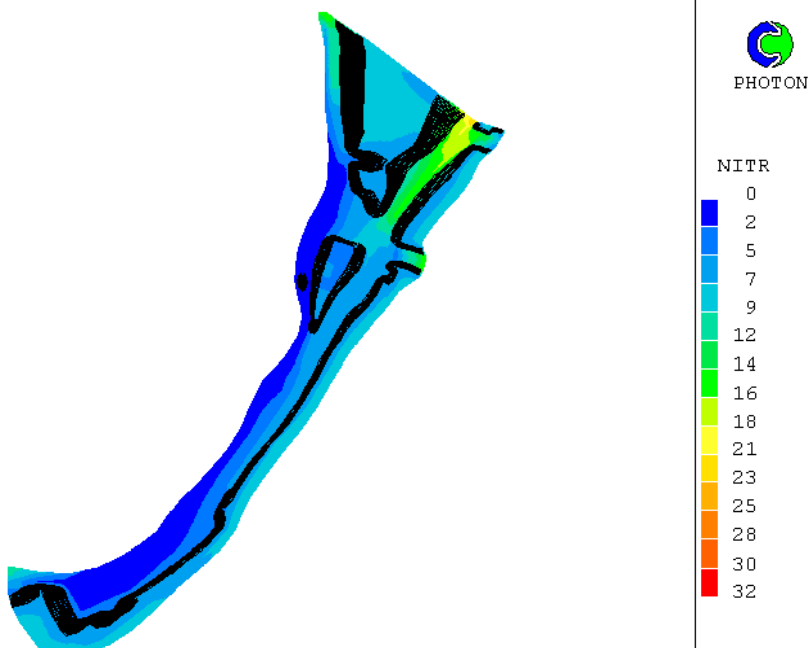
Fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)



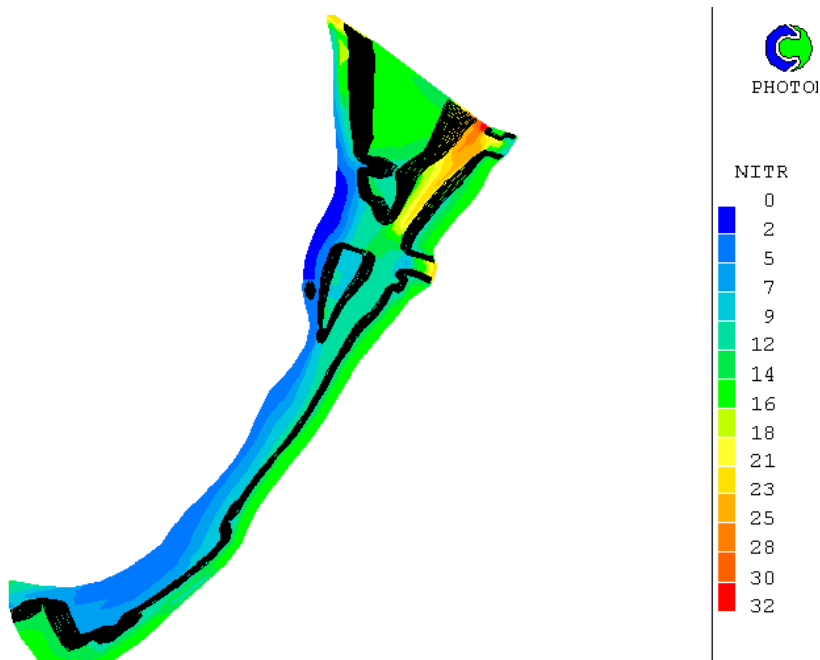
Växtplankton ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l), scenario D. Reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskar samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant. Reduktion med 10% av kvävet ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3% i havet. Reduktion med 50% av nedfallet från luften av  $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$



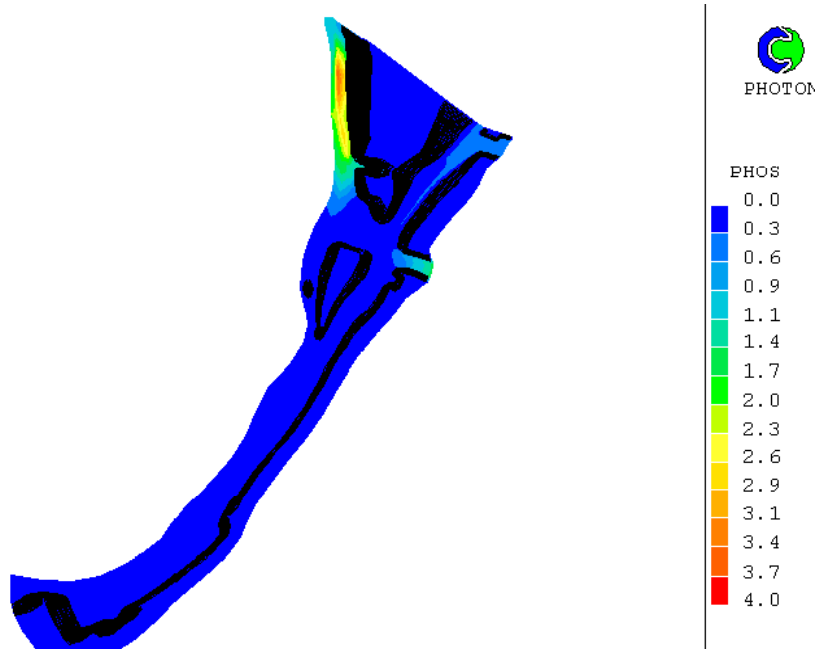
Växtplankton ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)



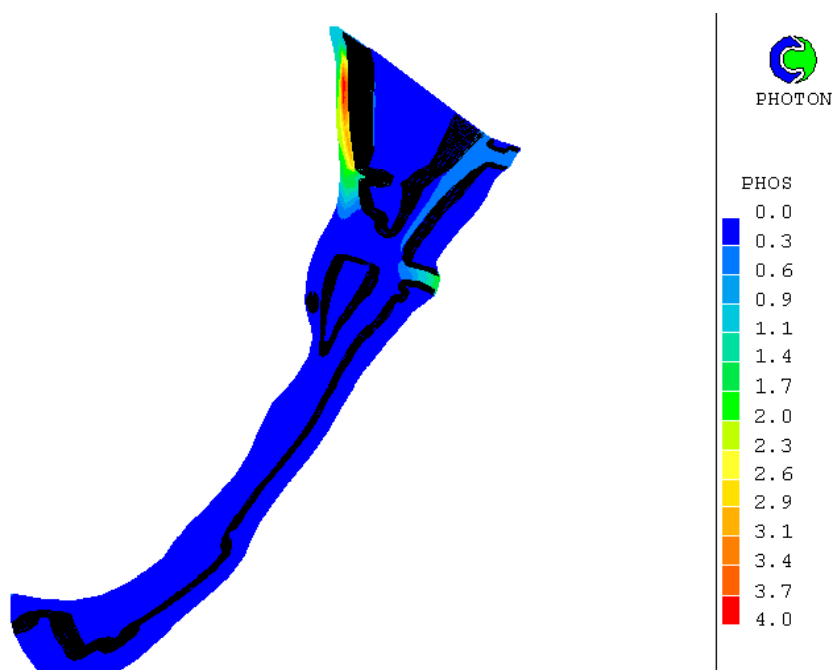
Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ), scenario D. Reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskar samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant. Reduktion med 10% av kvävet ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3% i havet. Reduktion med 50% av nedfallet från luften av  $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$



Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)

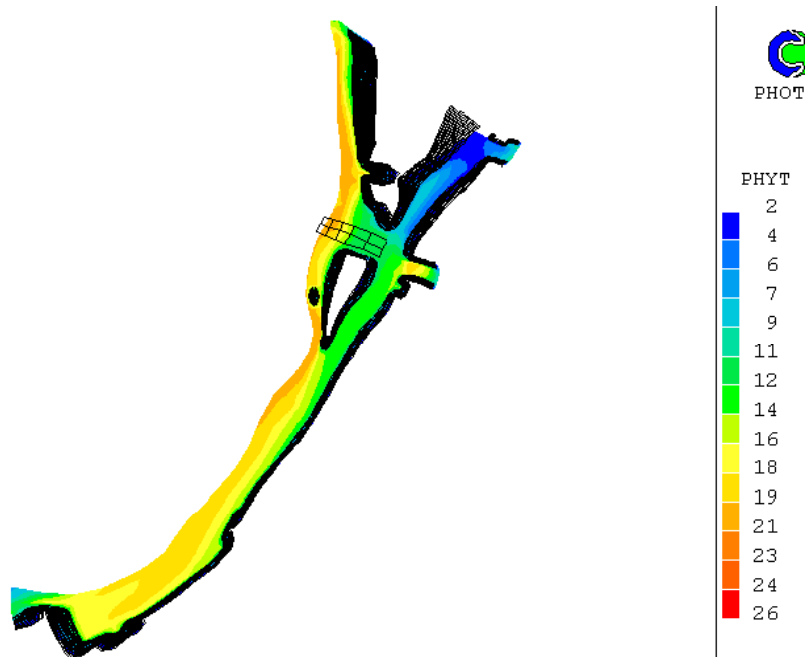


Fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ), scenario D. Reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskar samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant. Reduktion med 10% av kvävet ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3% i havet. Reduktion med 50% av nedfallet från luften av  $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$

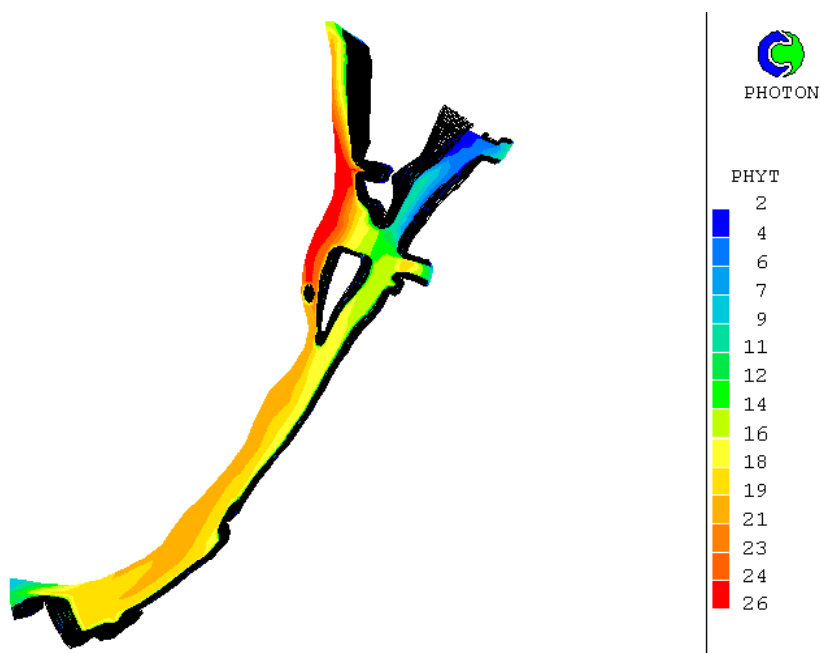


Fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)

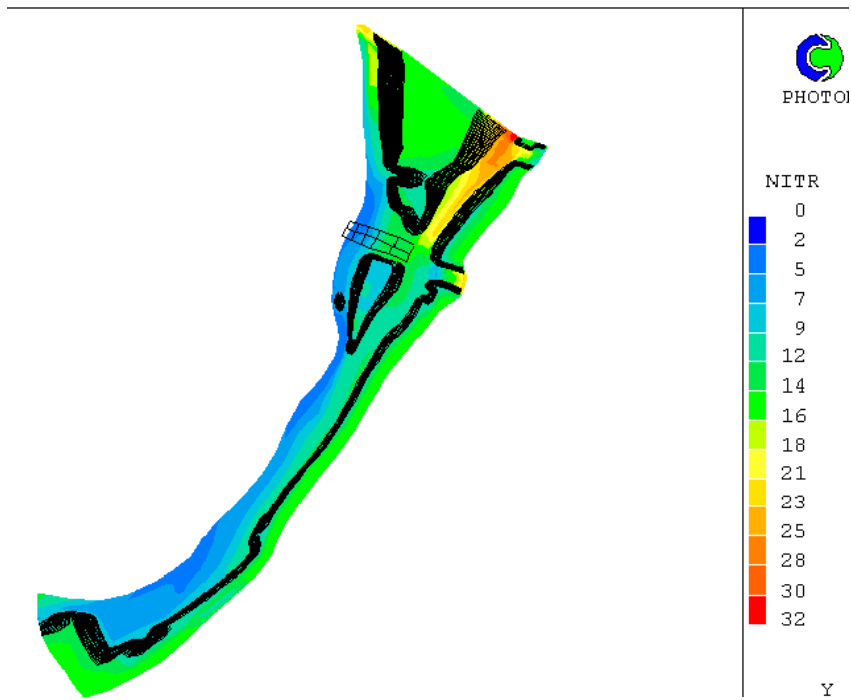




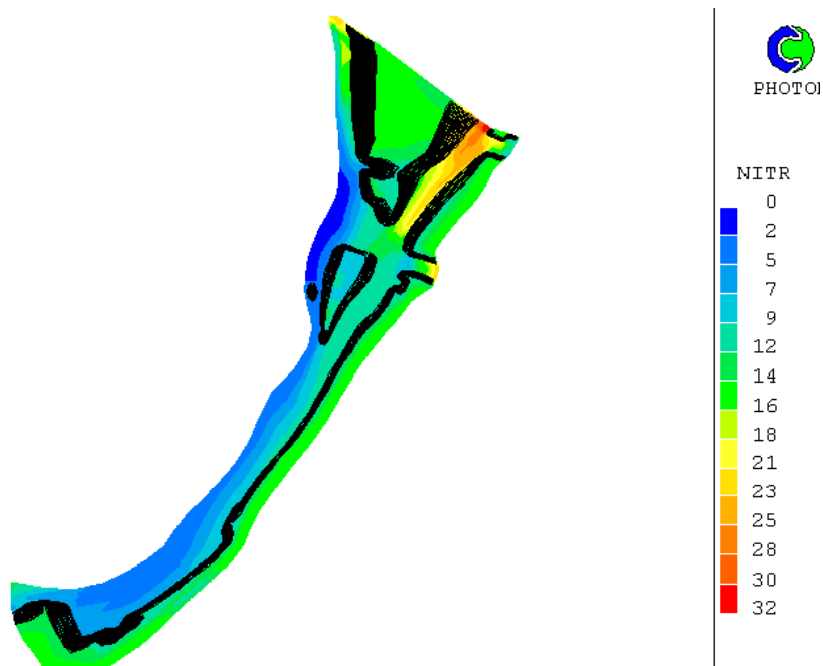
Växtplankton ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l), scenario X, med 20 stora musselodlingar innanför Bornöarna.



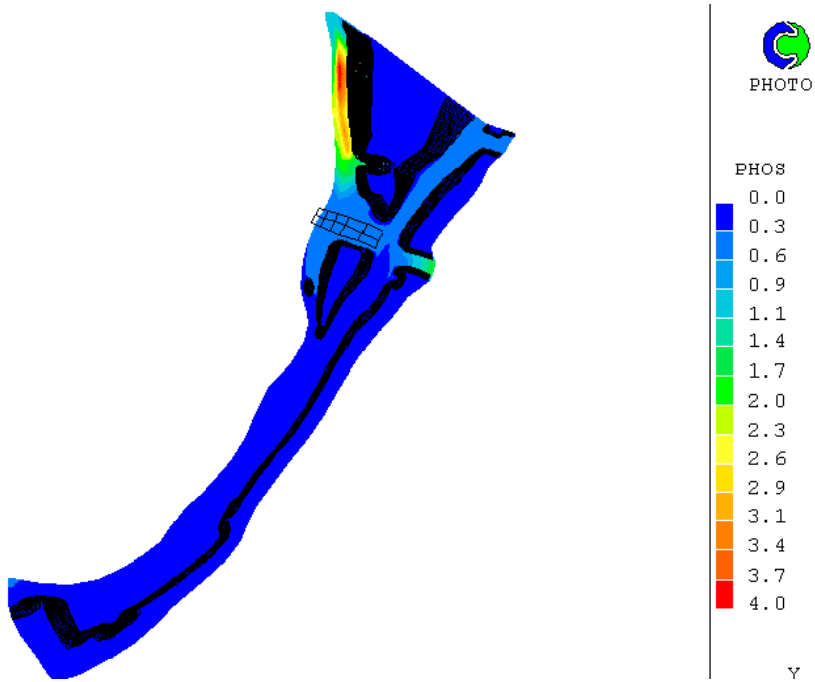
Växtplankton ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)



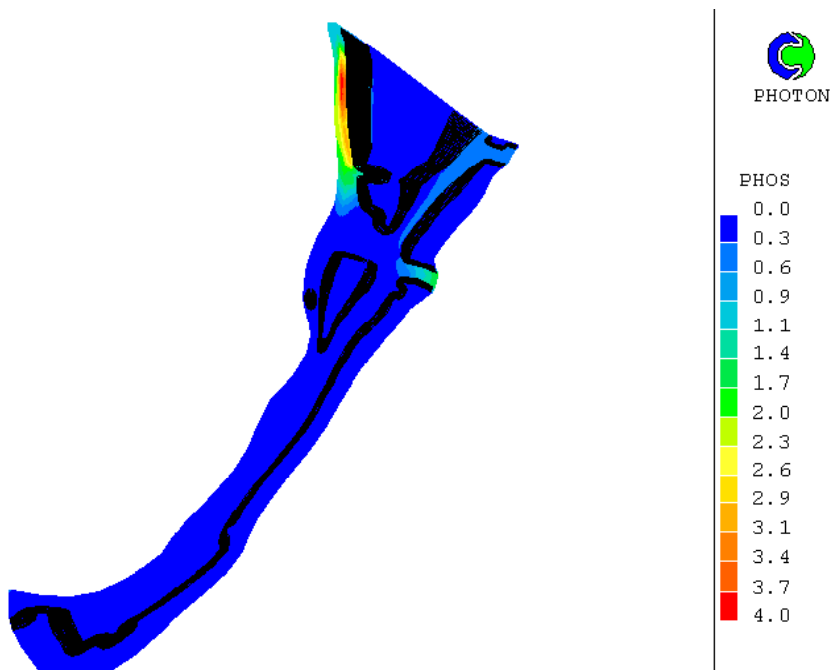
Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ), scenario X, med 20 stora musselodlingar innanför Bornöarna.



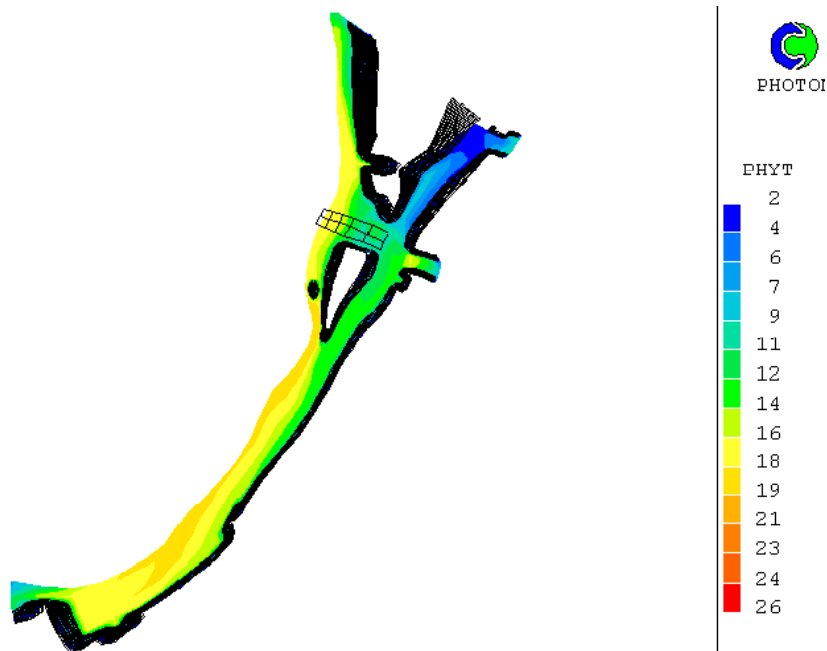
Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)



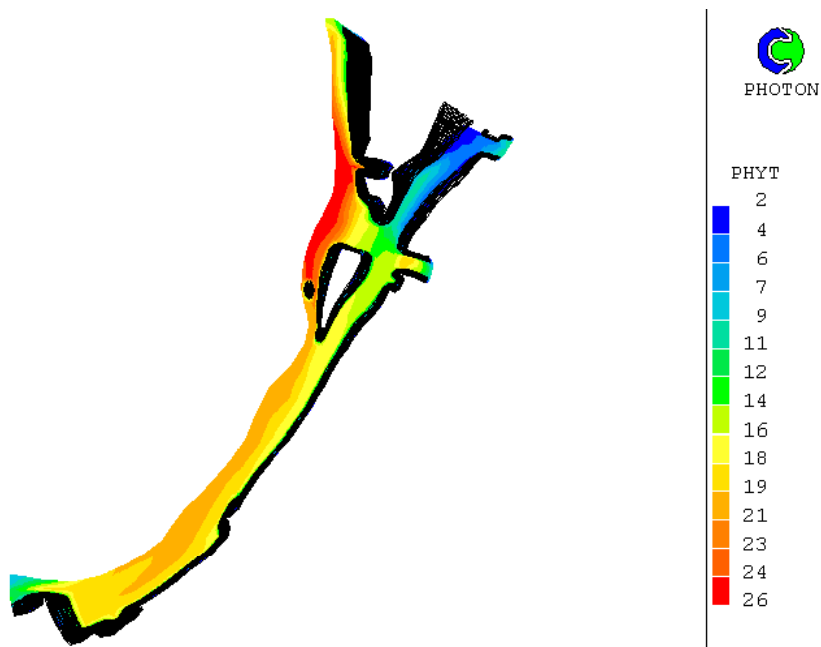
Fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ), scenario X, med 20 stora musselodlingar innanför Bornöarna.



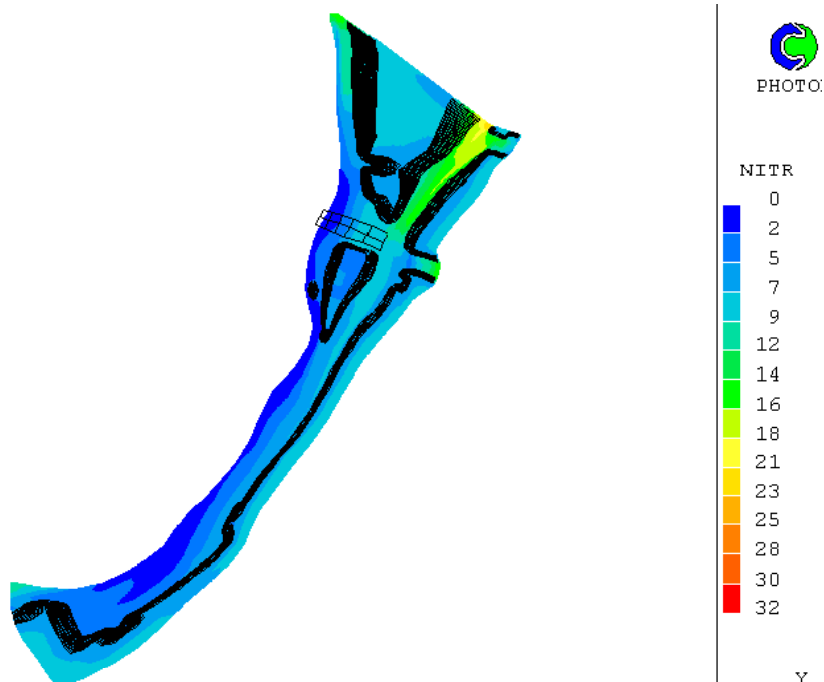
Fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)



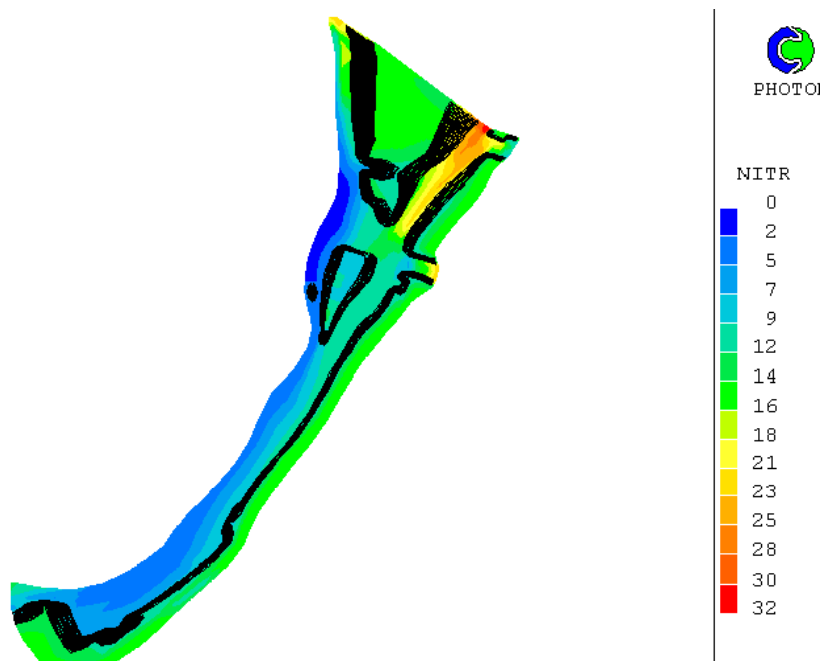
Växtplankton ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l), scenario Y, med 20 stora musselodlingar innanför Bornöarna. Reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskar samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant. Reduktion med 10% av kvävet ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3% i havet. Reduktion med 50% av nedfallet från luften av  $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$



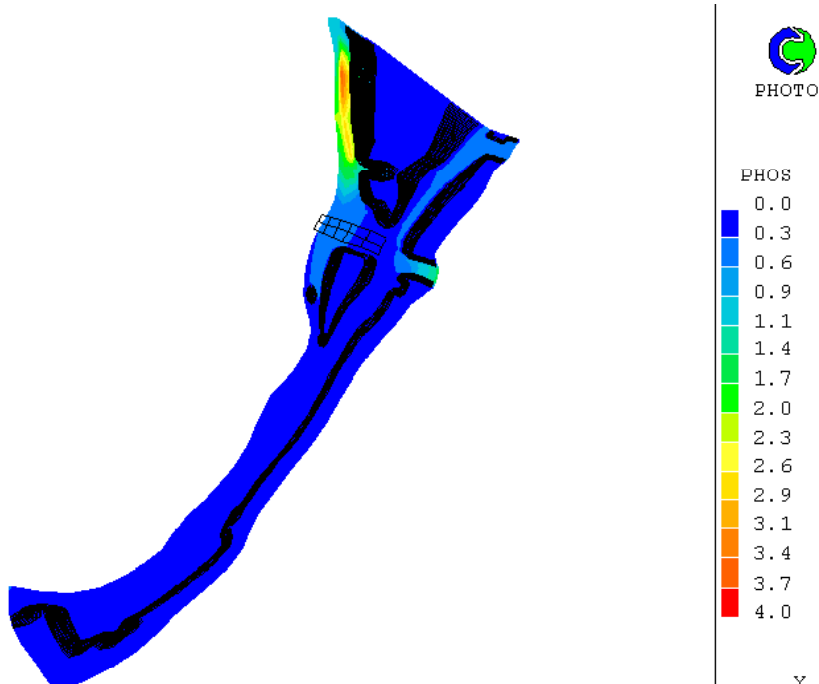
Växtplankton ( $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet).



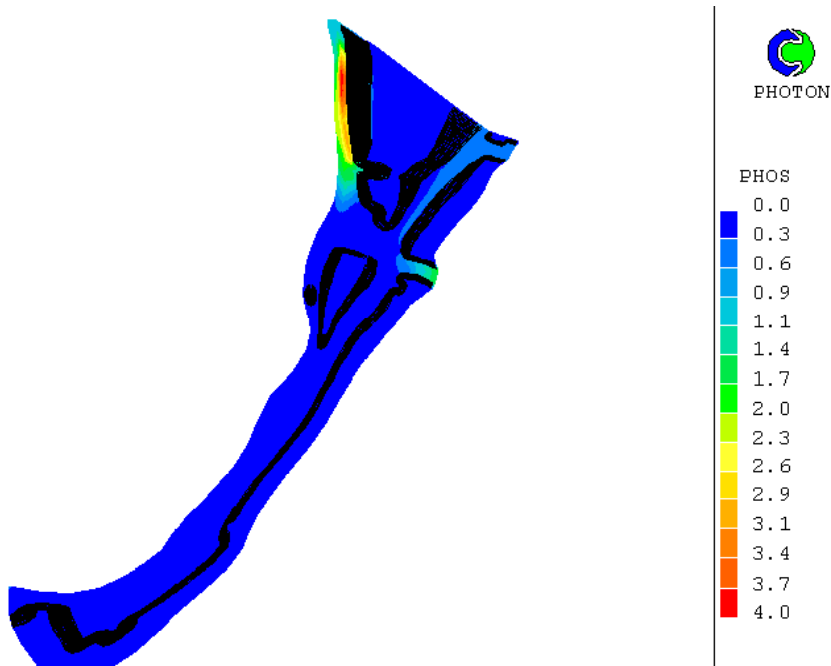
Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ), scenario Y, med 20 stora musselodlingar innanför Bornöarna. Reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskar samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant. Reduktion med 10% av kvävet ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3% i havet. Reduktion med 50% av nedfallet från luften av  $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$



Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$   $\mu\text{mol N/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet).



Fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ), scenario Y, med 20 stora musselodlingar innanför Bornöarna. Reduktion med 30% av kvävetillförseln ( $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$ ) från alla floderna. Fosfathalten minskar samtidigt med 15%. Detritushalten i floderna är konstant. Reduktion med 10% av kvävet ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  och totN) i havet utanför Gullmaren. Detritushalten i havet reduceras med 10%. Fosfathalten minskar samtidigt med 3,3% i havet. Reduktion med 50% av nedfallet från luften av  $\text{NO}_3$  och  $\text{NH}_4$



Fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$   $\mu\text{mol P/l}$ ) i ett metertjockt ytlager den 22/23 mars 1994. (Referensfallet)

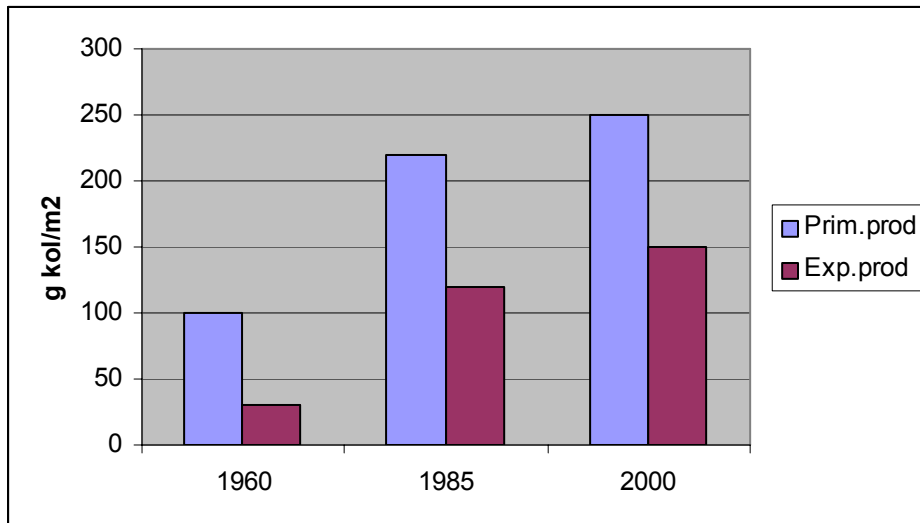
# Gullmaren i en numerisk, ekologisk modell. Beräkning av ”export production” för olika scenarier.

Jonny Svensson

## Bakgrund

Primärproduktion har uppmätts i Gullmarens mynning sedan 1985. En analys av tidsserien 1985-1999 visar en ökande årlig primärproduktion med den högsta uppmätta primärproduktionen år 1994 (upp mot 340 gram kol/m<sup>2</sup>). Ur litteraturdata för primärproduktion i Kattegatt och under antagandet att Gullmaren utvecklats parallellt med Kattegatt kan man skapa en tidsserie för primärproduktion som startar på 1950-talet. Lindahl (2002) presenterar dessa data tillsammans med möjliga orsaker till produktionsökningen på Västkusten från 1950-talet (100 gram kol/m<sup>2</sup>) via 1985 (220-230 gram kol/m<sup>2</sup>) till 2000 (250-260 gram kol/m<sup>2</sup>).

En analys av sambandet mellan primärproduktion och sedimentation av partikulärt material ut ur den fotiska zonen, dvs. på 20-30 m djup, har gjorts av Wassman (1990) och presenteras i Lindahls arbete. När vi använder Wassmans samband visas att 50-talets primärproduktion medförde en ”exportproduktion” nedåt från den fotiska zonen på 30 gram kol/m<sup>2</sup>. År 1985 blir exportproduktionen 120 gram kol/m<sup>2</sup>. Vid millennieskiftet ger primärproduktionen en exportproduktion på i medeltal 150 gram kol/m<sup>2</sup>.



Figur 1. Primärproduktion och exportproduktion till lager under den fotiska zonen på Västkusten enligt Lindahl (2002).

Primärproduktionens restprodukter av döda plankton sönderdelas och återanvänds uppenbarligen till viss del i den fotiska zonen, i det övre 20-30 m djupa ytlagret. Det material som sedimenterar ner i djupvattnet orsakar ett behov av syre för nedbrytning. En stor del av det sjunkande materialet sönderdelas på väg ner genom vattenmassan en annan del sönderdelas på botten. Sjunkhastigheten beräknas vara endast omkring 1.5 m/dygn för dött material och vanligen ännu lägre för levande plankton, vilket medför att sedimentationen från

30-40 m nivån (=under språngskiktet) till Gullmarens djupaste delar på 110 m djup tar omkring 50 dygn.

Den mängd löst syrgas som finns att tillgå under språngskiktet i Gullmaren kommer in genom väderdrivet vattenutbyte med Skagerrak. Syremängden som tillförs i medeltal per år kan betraktas som oförändrad från 1950-talet och fram till 2000. Den uppmätta syrehalten varierar år från år men visar att syrehalten minskar från 1950-talet och fram till idag. Speciellt är syrehalten låg och numera ofta nära noll under de kritiska höstmånaderna innan nytt vatten förs in på grund av vinterstormar och förekomsten av kallt, tungt vatten i Skagerrak. Minskningen beror på den allt större exporten av dött plankton från den fotiska zonen.

Om man önska tillbaka den syrehalt i djupvattnet som rådde 1985 bör man genom minskad närsaltstillförsel minska exportproduktionen med omkring 30 gram kol/m<sup>2</sup> till 1985 års nivå. Om man önska tillbaka den syrehalt i djupvattnet som rådde 1960 måste man minska exportproduktionen med omkring 120 gram kol/m<sup>2</sup> till 1960 års nivå. Detta låter sig göras i experiment i en numerisk modell där man kan studera olika scenarier som genererar den önskade exportproduktionen. Man kan strypa närsaltstillförseln från floderna in till Gullmaren med en viss %-sats, man kan också ändra nedfallen av kväve från luften. Man kan, om åtgärder i Gullmaren inte räcker, studera effekten av en minskad närsaltshalt i havet utanför fjorden.

### Simuleringen av uppmätta förhållanden.

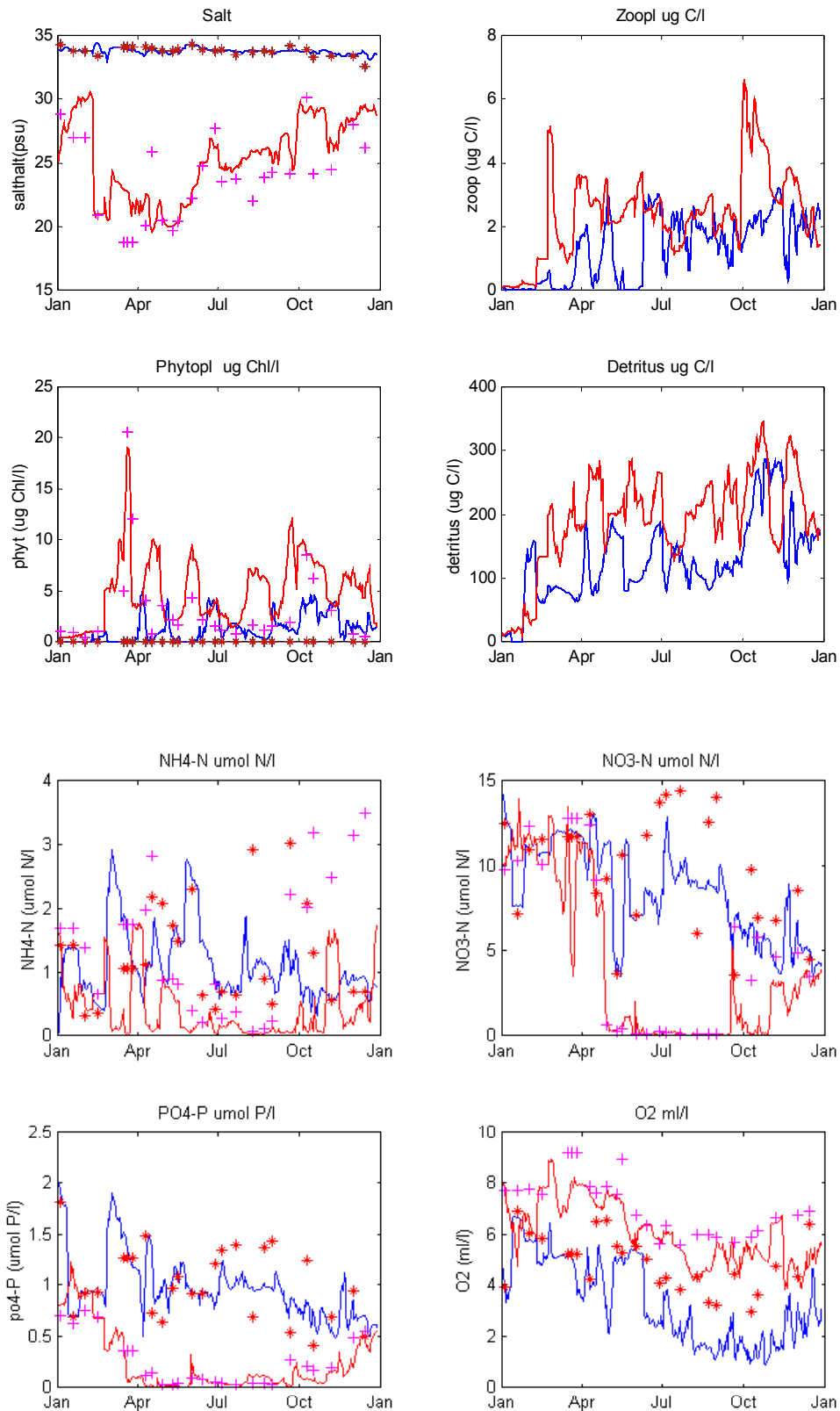
Gullmaren har modellerats för år 1994. Svensson (2002) visar att simuleringarna stämmer bra överens med uppmätta värden. Detta gäller också de mest komplicerade sambanden t.ex. växtplanktonhalten. Som exempel på överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade halter visas i figur 2 förhållandena vid observationsstationen Släggabådan i Gullmaren söder om Lysekil. I Lindahls rapport anges uppmätt primärproduktion för år 1994 till rekordhöga 340 gram kol/m<sup>2</sup>. Sedimentation av partikulärt material vid fotiska zonen undre gräns (20-30 m) kan avläsas i Lindahls figur 2.2.6 men figurens axel för primärproduktion gäller endast upp till 200-230 gram kol/m<sup>2</sup>. Om man extrapolerar kurvan i figuren kraftigt kan man avläsa att primärproduktionen 340 gram kol/m<sup>2</sup> kan ge en sedimentation på mellan 200 och 250 gram kol/m<sup>2</sup>.

I simuleringen för år 1994 får jag sedimentationen vid fotiska zonen undre gräns till 252 gram kol/m<sup>2</sup> (Bredungen) och 188 gram kol/m<sup>2</sup> (Kristineberg), se tabell 1.

Tabell 1. På de 6 kontrollpunkterna exporterades följande mängder kol ut ur den fotiska zonen. Beräkningen gäller år 1994.

Saltkälle- Fjorden g kol/m <sup>2</sup>	Färlevfjorden g kol/m <sup>2</sup>	Bredungen N Björkholmen g kol/m <sup>2</sup>	Skredsvik g kol/m <sup>2</sup>	Kristineberg g kol/m <sup>2</sup>
241	219	252	293	188





Figur 2. Station Släggabådan. Uppmätta halter på 0.5 m (+) och nära botten på 40 m (\*) samt beräknade halter på samma djup. Röd linje=ytan, blå linje=botten. Växtplankton mäts som  $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l, djurplankton som  $\mu\text{g}$  kol/l. De två klorofyllmätningarna den 21 ( $20 \mu\text{g}$  klorofyll-a/l) och 28 mars ( $12.5 \mu\text{g}$  klorofyll-a/l) kommer från Lindahls mätningar vid Gullmarens

tröskel. Övriga mätningar kommer från Vattenvårdsförbundets miljökontrollmätningar. Djurplanktons dödlighet 0.1/dygn.

Vid botten t.ex. på 110 m djup utanför Alsbäck blir den beräknade sedimentationen mindre än hälften eftersom en hel del av partiklarna i modellen sönderdelas i sina beståndsdelar innan de hinner sjunka till botten.

Simulering av tre scenarier där man minskat näringstillgången för att uppnå 1985 års miljötillstånd.

Om man önskar sig ett miljötillstånd som liknar det som rådde under mitten av 80-talet måste sedimentationen bringas ner med 30 gram kol/m<sup>2</sup> till i medeltal 120 gram kol/m<sup>2</sup> (se figur 1). För år 1994 bör då sedimentationen bringas ned till (252-30) gram kol/m<sup>2</sup> (Bredungen) och (188-30) gram kol/m<sup>2</sup> (Kristineberg). Vilken reduktion av närsalttillförsel måste genomföras för att man skall få denna mindre sedimentation?

#### *Scenario 2.*

Simulering med en reduktion av luftnedfallet av kväve över Gullmaren med 50 % ger en mycket liten effekt på primärproduktionen. Om man utöver reducerat luftnedfall också i modellen helt stryker närsalttransporten från floderna till Gullmaren (-100%) blir effekten på primärproduktionen stor. Denna reducering av närsalttillförseln ger emellertid endast en minskning av exportproduktionen på 20 gram kol/m<sup>2</sup> från 188 gram kol/m<sup>2</sup> (Kristineberg) till 168 gram kol/m<sup>2</sup>. I den inre delen av Gullmaren ger strypningen av närsalttillförseln från floderna stor effekt, upp mot 40 gram kol/m<sup>2</sup>, se tabell 2, kol 3.

#### *Scenario 3.*

Reduktion med 30% av kvävet i floderna och i havet samt med 50% för atmosfärsnedfall samt reduktion med 15% av fosfor i havet och i floderna ger i modellen en minskning av exportproduktionen på eftersträvt 30 gram kol/m<sup>2</sup> (Kristineberg) och 40 gram kol/m<sup>2</sup> i den inre delen av Gullmaren. En jämförelsevis större del av produktionen infaller under nov-dec, se tabell 2.

#### *Scenario 1.*

Den mindre reduktion av närsalttillförseln som också testats och som skiljer sig från scenario 3 genom att halten i havet endast reducerats med 10% (kväve) och 3 % (fosfor) ger inte tillräckligt stor ändring av exportproduktionen.

Tabell 2. Exportproduktion för några positioner i Gullmaren med olika grad av reduktion av kväve och fosfortillförseln. Den första siffran i cellen avser exportproduktion under tiden jan-okt 1994. Den andra siffran avser hela året 1994.

	Exportproduktion (g kol/m <sup>2</sup> )	<b>Scenario 1</b> Exportproduktion (g kol/m <sup>2</sup> )	<b>Scenario 2</b> <i>Exportproduktion</i> (g kol/m <sup>2</sup> )	<b>Scenario 3</b> <i>Exportproduktion</i> (g kol/m <sup>2</sup> )
Simulerings- förutsättning	Verkliga uppmätta närsaltkonc. år 1994	Kvävereduktion Floder: 30%, Atm.: 50%, Havet: 10%	Kvävereduktion Floder: 100%, Atm.: 50%, Havet: 0%	Kvävereduktion Floder: 30%, Atm.: 50%, Havet: 30%
Saltk.fj.	184 242	177 228	169 207	163 207
Färlevfj.	158 220	146 202	141 179	129 178
Bredungen	186 252	176 235	169 211	159 210
Skredsvik	224 293	214 276	209 254	200 254
Kristineberg	142 188	136 176	136 168	122 156

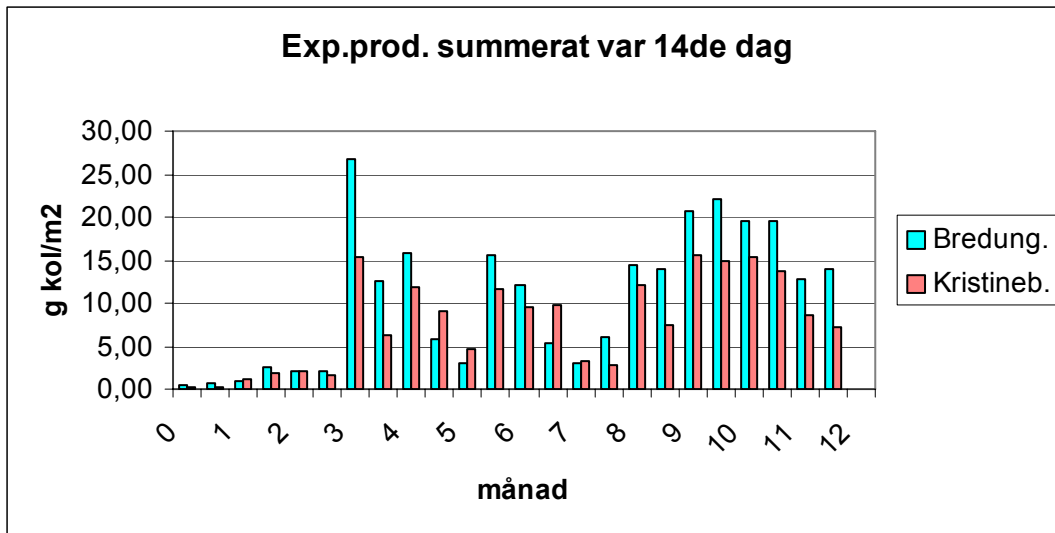
För att man skall uppnå 198+ miljötillstånd krävs för Kristineberg att exportproduktionen minskar med 30 g kol/m<sup>2</sup> till 158 g kol/m<sup>2</sup>. Scenario 3 uppfyller målet. I Bredungen skall exportproduktionen minska till 222 g kol/m<sup>2</sup>. Både scenario 2 och 3 uppfyller detta mål. Självklart ger scenario 2, där hela närsaltstillförseln från floder stängts av, en stor effekt i inre Gullmaren. Märk dock att detta drastiska steg inte bringar ner exportproduktionen i yttre Gullmaren (Kristineberg) till önskad nivå.

Vårblomningen i originalsimuleringen orsakar inte brist på kväve i ytvattnet, figur 2. Det verkar också finnas lite fosfor kvar i ytvattnet. Blomningen begränsas istället av aggregation, sammanklumpning till större partiklar och därmed sjunkning ned till improduktiva nivåer (Tiselius, Kuylenstierna 1996).

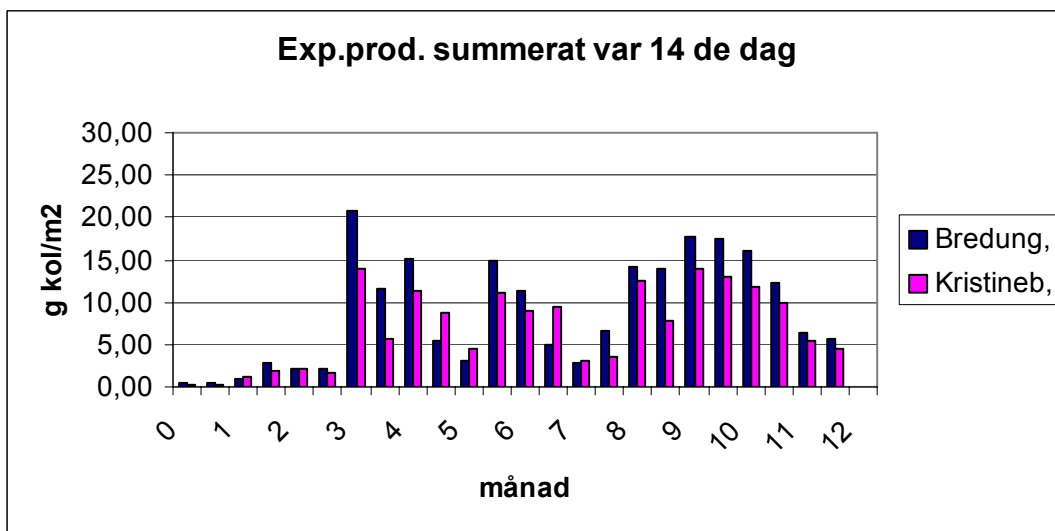
För att få en detaljerad bild av effekten av de olika reduktionerna av närsaltstillförseln kan man studera exportproduktionen summerad under fjortondagarsperioder för året, figur 3a. För de två positionerna, Bredungen i inre Gullmaren och Kristineberg i yttre, ser man den mycket stora exportproduktionen 1-15 april som följer av vårblomningen under senare delen av mars. Viktig för årssumman av exportproduktion är de höga värdena under hösten (okt, nov), vilka förmodligen kraftigt påverkar årsmin-värdet av syrehalten i djupvattnet.

När vi reducerar närsaltstillflödet enligt scenario 2 (ingen närsaltstillförsel via floderna) minskar exportproduktionen framför allt vid vårblomningen och under hösten (höga vår och höstvattnenflöden i åarna). Effekten är störst i Bredungen, som ligger nära flodutloppen, figur 3b.

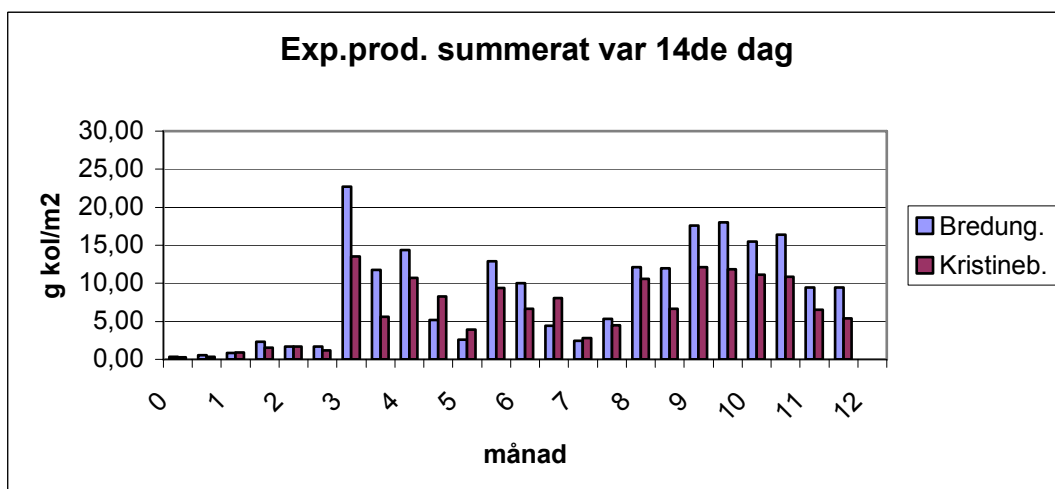
När vi reducerar närsaltstillflödet enligt scenario 3 (30% mindre kväve i floder samt i havet) minskar exportproduktionen på samma sätt, men minskningen under vår och höst är mindre markerad. Istället finns en minskning under hela sommaren. Åtgärden ger en minskning också vid Kristineberg, figur 3c.



Figur 3 a.



Figur 3 b.



Figur 3 c. a) exportproduktion naturligt tillstånd, b) exportproduktion scenario 2, c) exportproduktion scenario 3.

Simulering av ett scenario där man minskat näringstillgången för att uppnå 1960 års miljötillstånd.

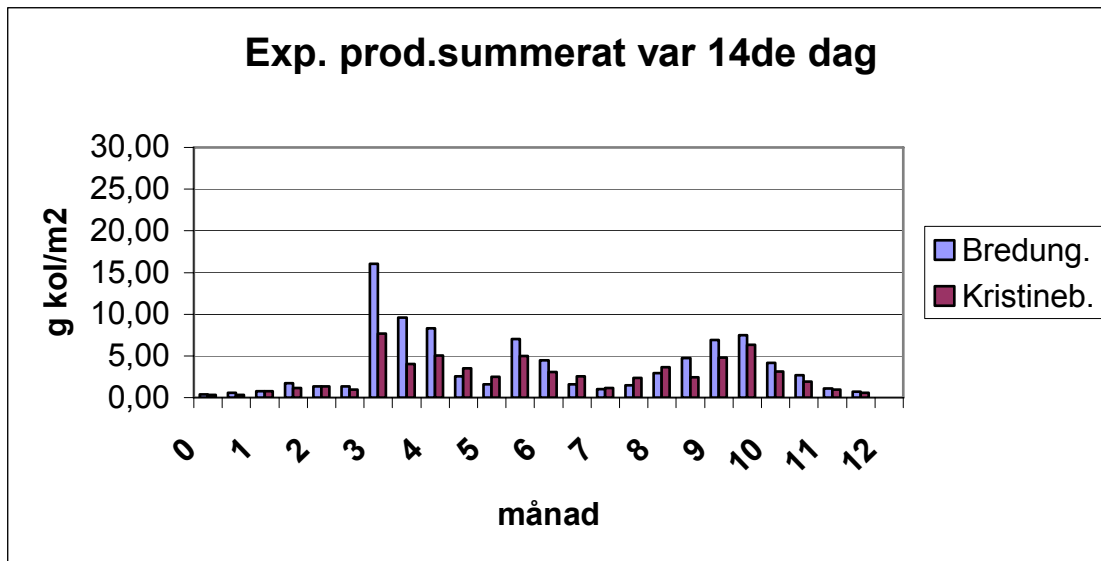
Om man önskar sig ett miljötillstånd som liknar det som rådde 1960 måste sedimentationen bringas ner med 120 gram kol/m<sup>2</sup> (se figur 1). För år 1994 bör då sedimentationen bringas ned till (252-120)=132 gram kol/m<sup>2</sup> (Bredungen) och (188-120) =68 gram kol/m<sup>2</sup> (Kristineberg). Vilken reduktion av närsalttillförsel måste genomföras för att man skall få denna mindre sedimentation?

*Scenario 4.* Reduktionen i detta scenario är: Flodernas kväve reduceras med 50%, fosfor reduceras med 75%. Havets kväve reduceras med 50%, fosfor reduceras med 50%. Nedfallet från luften reduceras med 50%.

Om reduktionen av nitrat och ammonium görs enligt scenario 4 blir resultatet som i ”Minus6” i tabellen. Exportproduktionen minskar från 188 g kol/m<sup>2</sup> (Kristineberg) till 67 g kol/m<sup>2</sup> (Kristineberg), vilket är just den nivå på exportproduktionen som enl. Lindahl rådde ungefär 1960. I Bredungen minskar exportproduktionen från 252 g kol/m<sup>2</sup> till 91 g kol/m<sup>2</sup>, en minskning till 132 g kol/m<sup>2</sup> hade räckt för att uppnå 1960 års nivå. Den alltför låga exportproduktionen uppnås genom en alltför låg näringstillförsel i inre delen av Gullmaren. Det kan ha varit så 1960 att floderna tillförde något mer närsalter än vi här räknat med i scenario 4 men att havet å andra sidan innehöll något lägre halter än de vi räknat med. En hastig titt på resultatet tyder på att produktionen begränsas av kvävetillgången. Scenario 4 ger dock storleksordningen på de halter som återskapar miljötillståndet som rådde 1960.

Tabell 3. Exportproduktion för några positioner i Gullmaren med kraftig reduktion av nitrat, ammonium och fosfattetillförseln. Den första siffran i cellen avser exportproduktion under tiden jan-okt 1994. Den andra siffran avser hela året 1994.

	Exportproduktion (g kol/m <sup>2</sup> )	<b>Minus 6</b> Exportproduktion (g kol/m <sup>2</sup> )
Simulerings- förutsättning	Verkliga uppmätta närsaltkonc. år 1994 Dödl. 0.1/dygn	Kvävereduktion Floder: 50%, Atm.: 50%, Havet: 50%
Saltk.fj.	184 242	77 86
Färlevfj.	158 220	64 72
Bredungen	186 252	82 91
Skredsvik	224 293	104 117
Kristineberg	142 188	60 67



Figur 4. Exportproduktion scenario 4.

## Förändring av djurplanktons konsumtion av växtplankton.

Ett sätt att i modellen ändra på miljötillståndet i Gullmaren är att manipulera antalet djurplankton. Djurplankton äter växtplankton och minskar alltså sjunkningen till djupa lager av döda växtplankton.

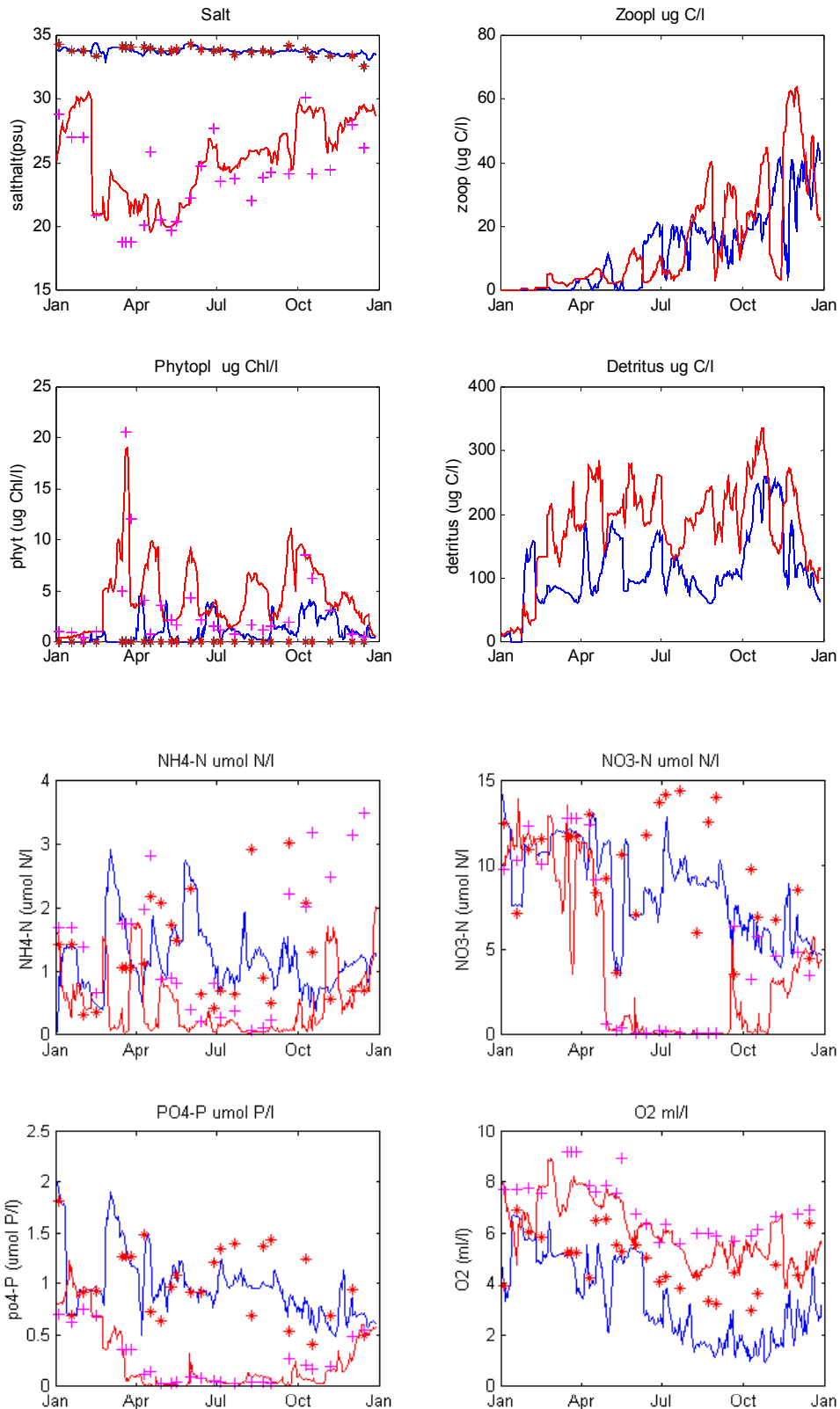
Sillstimmen är effektiva dammsugare av djurplankton. Om det finns mindre mängd sill (eller andra djurplanktonätare) under en tidsperiod medför detta att halten djurplankton ökar. I modellen finns en art djurplankton, ett medel-djurplankton, som växer till genom betning av växtplankton och detritus. Betningen ingår som källa i djurplanktonekvationen och som sänka i ekvationen för växtplankton och detritus. Det antas i modellen att djurplankton äter 75% växtplankton och 25% detritus om det finns samma tillgång på respektive föda och att djurplankton har en maxhastighet med vilken de kan tillgodogöra sig föda om tillgången är stor. Djurplanktonarten i modellen kan äta max 1/3 av sin egen vikt per dygn.

Djurplankton äts upp av större plankton eller av fisk. I modellen beräknas detta genom en mortalitet där djurplankton direkt förvandlas till detritus (33%) samt ammonium och fosfat (67%). Man kan i modellen styra hur fort döden inträder för ett djurplankton. Grundvärdet för mortalitet är 0.1/dygn vilket har ändrats i testkörningar till 0.05/dygn och 0.033/dygn. Vid närmare studium av uppmätt och beräknad växtplanktonhalt visar det sig att planktonödligheten 0.05/dygn stämmer bättre med uppmätta värden än den förut använda 0.1/dygn. Tidsserier för uppmätta och beräknade halter med dödligheten 0.05/dygn under naturliga förhållanden (utan någon reduktion av tillförda närsalter) visas i figur 5

Växtplanktonhalten under hösten visar i figur 5 en snabbt sjunkande halt när tillväxten minskar på grund av lägre ljusintensitet och konsumtionen ökar genom betning från en växande mängd djurplankton. Detta stämmer med mätningar av växtplanktonhalt. I figur 2 ger modellen en alltför hög växtplanktonhalt under hösten och startar felaktigt det nya året med relativt stor mängd levande växtplankton i vattenmassan.

Djurplanktonhalten i modellen blir under hösten betydligt högre än i simuleringen för figur 2. Dödligheten 0.1 är så stor att djurplanktonhalten blir försvinnande liten och påverkar därför inte det biologiska förloppet. Den högsta simulerade halten djurplankton är omkring 6  $\mu\text{g kol/l}$ , se figur 2, jämfört med halten växtplankton vid samma tillfälle som är omkring 10  $\mu\text{g klorofyll/l}$  vilket motsvarar 500  $\mu\text{g kol/l}$ .

Dödligheten 0.05/d ger en rejäl höjning av högsta simulerade zooplanktonhalt 65  $\mu\text{g kol/l}$ , se figur 5. I modellen påverkas inte växtplanktons vårblomning av den förändrade dödligheten hos djurplankton eftersom djurplanktonsamhället inte "hinner med" i det snabba förloppet under vårblomningen. Det finns helt enkelt inte många djurplankton, som påverkar förloppet, under vårblomningen. Jämförelser mellan uppmätta storheter och beräknade värden visar under våren god överensstämmelse. Först under hösten ser man i modellen en kraftig påverkan av den minskade dödligheten hos djurplankton, vilket stämmer med mätningar. I den första simuleringen där dödligheten är hög, 0.1/dygn, består planktonsamhället i december av 300/300/4  $\mu\text{g kol/l}$  växtplankton/detritus/djurplankton. I simuleringen med lägre dödlighet, 0.05/dygn består planktonsamhället i oktober av omkring 200/250/60  $\mu\text{g kol/l}$  växtplankton/detritus/djurplankton. Vilket som är den rätta proportionen är svårt att avgöra.



Figur 5. Station Släggabådan. Uppmätta halter på 0.5 m (+) och nära botten på 40 m (\*) samt beräknade halter på samma djup. Röd linje=ytan, blå linje=botten. Växtplankton mäts som  $\mu\text{g}$  klorofyll-a/l, djurplankton som  $\mu\text{g}$  kol/l. De två klorofyllmätningarna den 21 ( $20 \mu\text{g}$  klorofyll-a/l) och 28 mars ( $12.5 \mu\text{g}$  klorofyll-a/l) kommer från Lindahls mätningar vid Gullmarens



tröskel. Övriga mätningar kommer från Vattenvårdsförbundets miljökontrollmätningar. Djurplanktons dödlighet 0.05/dygn.

Med den nya koefficienten 0.05/dygn för djurplanktons dödlighet ger simuleringen för år 1994 sedimentationen vid fotiska zonens undre gräns 196 gram kol/m<sup>2</sup> (Bredungen) och 149 gram kol/m<sup>2</sup> (Kristineberg), se tabell 4.

Tabell 4. På de 6 kontrollpunkterna exporterades följande mängder kol ut ur den fotiska zonen. Beräkningen gäller år 1994.

Djurplanktons dödlighet	Saltkälle-Fjorden g kol/m <sup>2</sup>	Färlevfjorden g kol/m <sup>2</sup>	Bredungen N Björkholmen g kol/m <sup>2</sup>	Skredsvik g kol/m <sup>2</sup>	Kristineberg g kol/m <sup>2</sup>
0.10	241	219	252	293	188
0.05	191	166	196	230	149
0.033	101	89	108	126	88

## Referenser

Fasham m.fl. (1990). A nitrogen-based model of plankton dynamics in the oceanic mixed layer. *Journal of Marine Res.* 48, 591-639.

Lindahl, O. (2002) Swedish Nat. Rep. on Eutrophication in the Kattegat and the Skagerrak

Svensson J. (2002). Validering av en biogeokemisk 3-dimensionell modell över Gullmarsfjorden, 1994. SMHI Rapport Nr. 16, 2002

Tiselius P., Kuylenstierna M. (1996). Growth and decline of a diatom spring bloom: Phytoplankton species composition, formation of marine snow and the role of heterotrophic dinoflagellates. *Journal of Plankton Res.* Vol. 18 no. 2 pp.133-155, 1996.

I en tidigare rapport redovisade jag vilka reduktioner i närsalthalter i floderna och i havet som i modellen krävs för att miljötillståndet (här=sedimentationen under fotiska zonen) skall återgå till 1985 års förhållanden, se tabell 2. Nu har jag också gjort simuleringar med den mycket kraftiga reduktion av halten fosfor och kväve som jag fick per telefon av Stellan Elmer. Reduktionen är:

Flodernas kväve reduceras med 50%, fosfor reduceras med 75%.

Havets kväve reduceras med 75%, fosfor reduceras med 50%.

Nedfallet från luften reduceras med 50%.

Dessa halter representerar förhållandena 1959-60. Exportproduktionen eller sedimentationen har enligt Odd Lindahls artikel ökat med 120 g kol/m<sup>2</sup> från 1960 fram till idag.

Simuleringen i modellen av år 1994 med dagens uppmätta närsalthalter ger en exportproduktion på 188 g kol/m<sup>2</sup> (Kristineberg). En simulering av 1994 med närsalterna kraftigt reducerade till 1960 års nivå ger en exportproduktion på 51 g kol/m<sup>2</sup>, en reduktion på 137 g kol/m<sup>2</sup>, vilket är mer än vad som skulle behövas (120 g kol/m<sup>2</sup>) för att uppnå 1960 års tillstånd. En hastig titt på resultatet tyder på att produktionen begränsas av kvävetillgången.

Tabell 2 i min avrapportering kan kompletteras med bifogade spalten "minus5".

	Exportproduktion (g kol/m <sup>2</sup> )	<b>Minus 5</b> Exportproduktion (g kol/m <sup>2</sup> )
Simulerings- förutsättning	Verkliga uppmätta närsaltkonc. år 1994 Dödl. 0.1/dygn	Kvävereduktion Floder: 50%, Atm.: 50%, Havet: 75%
Saltk.fj.	184 242	56 70
Färlevfj.	158 220	49 73
Bredungen	186 252	60 75
Skredsvik	224 293	75 94
Kristineberg	142 188	41 51

Tabell 1. Exportproduktion för några positioner i Gullmaren med kraftig reduktion av kväve och fosfortillförseln. Den första siffran i cellen avser exportproduktion under tiden jan-okt 1994. Den andra siffran avser hela året 1994.

Jag simulerar nu en situation med en inte så kraftig reduktion av kvävehalterna i havet för att försöka åstadkomma en reduktion av exportproduktionen på omkring 120 g kol/m<sup>2</sup>.

Jag har också studerat vad en förändring av betningen medför. En minskning av dödligheten för zooplankton (=högre zooplanktonhalt) ger betydligt mindre sedimentation av detritus. Näringen i modellen exporteras istället under hösten-vintern ut till havet som lösta närsalter. Om man antar en utfiskning av sill under 60-talet och en större mängd sill idag skulle man låta en simulering av 1960 innehålla en stor mängd zooplankton.

	Exportproduktion (g kol/m <sup>2</sup> )	<b>Minus 5</b> Exportproduktion (g kol/m <sup>2</sup> )	<i>Bet 2</i> (g C/m <sup>2</sup> )
Simulerings- förutsättning	Verkliga uppmätta närsaltkonc. år 1994 Dödl. 0.1/dygn	Kvävereduktion Floder: 50%, Atm.: 50%, Havet: 75% Dödl. 0.1/dygn	Kvävereduktion Floder: 50%, Atm.: 50%, Havet: 75% Dödl. 0.033/d
Saltk.fj.	184 242	56 70	50 60
Färlevfj.	158 220	49 73	44 54
Bredungen	186 252	60 75	55 65
Skredsvik	224 293	75 94	65 79
Kristineberg	142 188	41 51	37 45

Tabell 2. Exportproduktion för några positioner i Gullmaren med kraftig reduktion av kväve och fosfortillförseln. Den första siffran i cellen avser exportproduktion under tiden jan-okt 1994. Den andra siffran avser hela året 1994. Spalten "Bet 2" avser en situation identisk med "Minus 5" med den skillnaden att fiskars och större zooplanktons betning av zooplankton har minskat (förekomsten av sill är mindre!). Dödligheten i "Minus 5" är 1/10 av zooplanktonsamhället dör dagligen, i "Bet 2" dör 1/30-del av zooplanktonsamhället dagligen.

*Om under 1959-60 halterna av närsalter var så låga som vårt experiment antar och om betningen under 1959-60 var mindre än under senare år så ger modellen en låg sedimentation av partiklar ned från den fotiska zonen. I den yttre delen av Gullmaren (Kristineberg) minskar sedimentationen från 188 g kol/m<sup>2</sup> till 45 g kol/m<sup>2</sup>, en minskning med 143 g kol/m<sup>2</sup>. För att återskapa 1959-60 års biologiska förhållanden vid botten skulle en reduktion med omkring 120 g kol/m<sup>2</sup> räcka (Lindahl 2002).*

Resultaten av en minskad betning är preliminära och jag behöver diskutera dessa resultat med forskare som arbetat med zooplanktonsamhällen.

### Referens

Lindahl, Odd (2002) Swedish Nat. Rep. on Eutrophication in the Kattegat and the Skagerrak







LÄNSSTYRELSEN  
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

[www.o.lst.se](http://www.o.lst.se)

