

# Näringspåverkan av fiskodling i regleringsmagasin





# Näringspåverkan av fiskodling i regleringsmagasin

Hampus Markensten, Jens Fölster,  
Tobias Vrede, Faruk Djodjic

Institutionen för vatten och miljö, SLU

Box 7050

750 07 Uppsala

Tel. 018 – 67 31 10

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Omslagsillustration/omslagsfoto: Tobias Vrede, Provtagning i Mjölkvattnet

Tryck: Institutionen för vatten och miljö, SLU

Uppsala, 2012-12-10

## Förord

Institutionen för vatten och miljö, SLU, har i ett delprojekt tillsammans med Institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU, tagit fram ett första underlag för riktlinjer kring etablering och tillståndsgivning för fiskodling i regleringsmagasin. Uppdragsgivare är Jordbruksverket. Målsättningen är att ge tillståndsgivande myndigheter underlag för att bedöma lämpligheten för etablering av fiskodlingar i regleringsmagasin samt verktyg för att dimensionera storleken på fiskodlingarna.

Projektet har finansierats av Jordbruksverket, genom Institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU. Projektledare och huvudansvarig för modelleringsarbete har varit Hampus Markensten med hjälp av Faruk Djodjic. Jens Fölster och Tobias Vrede har ansvarat för kapitlen om ekologisk potential och kontrollprogram. Alla fyra författare verkar vid Institutionen för vatten och miljö vid SLU.

Uppsala i december 2012

# Innehåll

<b>INNEHÅLL</b>	<b>1</b>
<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>3</b>
<b>SUMMARY</b>	<b>5</b>
<b>INLEDNING</b>	<b>6</b>
<b>EKOLOGISK POTENTIAL</b>	<b>7</b>
<b>Näringsbelastning i ett avrinningsområdesperspektiv</b>	<b>8</b>
<b>Referensvärden och påverkansklassning</b>	<b>9</b>
Val av kvalitetselement	9
Bedömning av ekologisk potential med avseende på Tot-P	10
Referensvärde för Tot-P	10
Bedömning i andra länder	12
<b>KONTROLLPROGRAM</b>	<b>13</b>
<b>Allmänna synpunkter</b>	<b>13</b>
<b>Provtagningsprogram</b>	<b>14</b>
<b>Provplatser</b>	<b>16</b>
<b>Analys av totalfosfor</b>	<b>17</b>
<b>MODELLERING AV NÄRSALTSPÅVERKAN – EN FALLSTUDIE I ETT REGLERAT VATTEN</b>	<b>18</b>
<b>Bakgrund</b>	<b>18</b>
<b>Modeller</b>	<b>18</b>
Massbalansmodell av Vollenweider-typ.	18
Källfördelningsmodell	19
<b>Studieobjekt: Mjolk- och Burvattnet</b>	<b>20</b>
Områdesbeskrivning och indata	20
Kalibrering och antaganden	23
<b>Resultat från scenarier</b>	<b>24</b>

Scenario med PLC5 läckagedata.	24
Scenario med modifierade PLC5 läckagedata.	24
<b>Diskussion</b>	<b>27</b>
Källfördelningsmodell FyrisNP	27
Modell av Vollenweidertyp	28
<b>Slutsats</b>	<b>29</b>
<b>REFERENSER</b>	<b>30</b>
<b>BILAGA 1.</b>	<b>32</b>
<b>BILAGA 2.</b>	<b>36</b>

# Sammanfattning

Rapporten behandlar näringsämnesbelastning, särskilt fosfor, från fiskodling i regleringsmagasin. Syftet är att bidra med förslag på metod och riktlinjer för att fastställa referensförhållanden, påverkansklassning och kontrollprogram. Riktlinjer saknas för närvarande i stor utsträckning för hur ekologisk potential ska bedömas och för hur kontrollprogram ska utformas, och rapporten skall därför ses som ett första steg för att ta fram sådana riktlinjer.

I en fallstudie jämförs olika modeller för simulering av näringsämnespåverkan i regleringsmagasin. Fosforbelastningen från Mjölkvattnets avrinningsområde simulerades med hjälp av en källfördelningsmodell, och tre olika kalibreringar för en massbalansmodell av Vollenweidertyp. Den största tolerabla näringsbelastningen med bibehållen god ekologisk potential för regleringsmagasinet beräknades med de fyra modellvarianterna.

Beroende på val av modell och kalibrering hamnade odlingsutrymmet för fisk i regleringsmagasinet mellan 184 och 432 ton per år. Skillnaderna kan förklaras med att källfördelningsmodellen är kalibrerad efter de lokala förhållandena som råder i avrinningsområdet, vilket inte är fallet med Vollenweidermodellen. Kalibreringarna av Vollenweidermodellen är baserade på mätningar på sjöar som i mycket skiljer sig från det aktuella regleringsmagasinet och beskriver istället ett tillstånd i en typisk sjö för dessa kombinationer, snarare än just den aktuella sjön/regleringsmagasinet.

Källfördelningsmodellen har bland annat fördelar i att kunna användas för att utvärdera effekten av punktkällor, till exempel fiskodlingar, på näringsbalansen i olika punkter i ett större sammanhängande avrinningsområde, samt att den med fördel kan användas för sjöar och regleringsmagasin som ännu inte uppnått jämvikt efter förändringar i belastning.

De förslag på metod och definitioner som framförs i rapporten är:

- Maximal ekologisk potential för ett regleringsmagasin definieras som tillståndet för en opåverkad sjö av samma typ men med den rådande vattenståndsfluktuationen som regleringen medför.
- Referenstillståndet i ett regleringsmagasin definieras som tillståndet före etableringen av fiskodlingen, om magasinet i övrigt saknar källor för näringsämnesbelastning.
- I första hand skall mätningar före etableringen ligga till grund för uppskattningen av referensvärdet för totalfosfor ( $\text{Tot-P}_{\text{ref}}$ ), och i andra hand rekommenderas användande av bedömningsgrundernas modell baserat på bland annat vattnets nuvarande absorbans. Alternativt kan referensvärden för fosfor uppskattas med hjälp av en källfördelningsmodell.
- Gränsvärdet för god ekologisk potential i regleringsmagasin sätts till dubbla  $\text{Tot-P}_{\text{ref}}$  i magasinet. För vatten med fosforhalter på enstaka  $\mu\text{g l}^{-1}$  föreslås ett gränsvärde på  $5 \mu\text{g P l}^{-1}$ .

- Före och efter etablering av en fiskodling genomförs ett provtagningsprogram som dels består av löpande tätare provtagning, och dels en årlig mer omfattande provtagning med fler parametrar. Provtagning bör ske lokalt vid fiskodlingen såväl som i hela magasinet och vid utloppet.



## Summary

The report deals with nutrient load, especially phosphorous, from fish farms in dams. The aim is to give suggestions on methods and guidelines on how to determine the reference conditions, classification of impact, and control programs. At present, guidelines are missing for how to evaluate "ecological potential" and how to design control programs. This report is a first step towards such guidelines.

In a case study, different models for simulating nutrient load and effects in dams are compared. The phosphorous load from the watershed of Mjölkvattnet were simulated using a source apportion model and three different calibrations using a mass balance model of Vollenweider type. The highest tolerable nutrient load, were calculated using the four different model-setups.

Depending on choice of model and calibration, the highest acceptable fish production in the dam would range between 184 and 432 tons per year. The differences in model results can be explained by that the source apportion model is calibrated against local conditions, while the Vollenweider model is based on measurements in lakes that describes a condition for a typical lake with a set of characteristics, rather than the lake or dam at study.

The source apportion model has the advantage that it can be used to evaluate the effect of point sources, for example fish farms, on the nutrient budget at different locations in a larger watershed. The source apportion model can also be used in lakes and dams that has not attained equilibrium after a change in nutrient loadings.

In the report the following is suggested about methods and definitions:

- Maximum "ecological potential" for a dam is defined as the condition of a pristine lake of the same type but with the new water level fluctuation regime.
- The reference condition in a dam is defined as the condition before the establishment of the fish farm, given that the dam is free from other sources of nutrient loading.
- Preferably, measurements made before the establishment of a fish farm should be used when deciding on a reference value for total phosphorous (Tot-P<sub>ref</sub>) in a dam. As a secondary solution the model used in the evaluation of the environmental criteria, partially based on water absorbance, can be used. As an alternative the reference value can be estimated from a source apportion model.
- The cut-off level for "good ecological potential" in dams is defined as two times Tot-P<sub>ref</sub> of the dam. In the case of water with phosphorus levels of just a few  $\mu\text{g l}^{-1}$  it is suggested to use a cut-off level of  $5 \mu\text{g P l}^{-1}$ .
- Before and after the establishment of a fish farm, a sampling program is implemented that contains both frequent sampling and a yearly more comprehensive program containing extra parameters. The samples should be taken locally at the fish farm, in the whole dam, and at the outlet of the dam.

## Inledning

Fiskodling kan påverka vattensystem genom belastning med näringsämnen och organiskt material samt genom spridning av fisksjukdomar och främmande fiskarter eller sjöfrämmande stammar. I denna rapport behandlar vi näringsämnesbelastning, särskilt fosfor, från fiskodling i regleringsmagasin. Fokus är framför allt på stora regleringsmagasin i de övre delarna av de stora norrlandsälvarnas avrinningsområden. I rapporten presenteras förslag på metod för fastställande av referensförhållanden, påverkansklassning och kontrollprogram. Vidare jämförs olika metoder för simulering av näringsämnespåverkan i en fallstudie från Indalsälvens avrinningsområde. Riktlinjer saknas för närvarande i stor utsträckning för hur ekologisk potential ska bedömas och för hur kontrollprogram ska utformas. Denna rapport ska läsas som ett första steg mot att utveckla sådana riktlinjer.

## Ekologisk potential

Enligt EU:s ramdirektiv för vatten (RDV) ska samtliga vattenförekomster uppnå god status (EC, 2000). Med det menas att förhållandena inte får avvika mer från opåverkade förhållanden än vad som anges i Bedömningsgrunderna i Handboken för miljö kvalitet (Naturvårdsverket, 2007b). Undantag från detta utgör kraftigt modifierade vattenförekomster, som genom fysiska förändringar kraftigt avviker från sin ursprungliga karaktär. De flesta regleringsmagasin i Sverige kan klassificeras som kraftigt modifierade (Johansson, 2004). De utgörs antingen av sjöar som dämats så att volymen ökat och/eller vattenomsättning och vattenstånd avviker kraftigt från naturliga förhållanden, eller av uppdämda vattendrag. Vattenförekomsten är därmed så förändrad att man åtminstone för hydromorfologisk påverkan inte kan uppnå god ekologisk status, och nyttan med regleringen är enligt artikel 4.3.a i RDV tillräcklig för att göra undantag från kravet på god ekologisk status. Den hydromorfologiska statusen i sjöar klassificeras bland annat på basis av föreskriven regleringsamplitud (högsta tillåtna regleringsamplitud från vattendomar eller andra beslut om tillstånd till nivåreglering) och påverkan på vattenståndsförändringar (Naturvårdsverket, 2007a).

För kraftigt modifierade vatten ska god ekologisk potential (GEP) uppnås vilket innebär endast lätta förändringar i förhållande till maximal ekologisk potential (MEP) enligt bilaga 5, 1.2.5 i RDV (EC, 2000). För vattenkemiska parametrar innebär MEP att samma förhållanden råder som för en opåverkad motsvarande naturlig vattenförekomst. För ett regleringsmagasin kan det tolkas som en oreglerad sjö av samma storlek i samma biogeografiska område.

För biologiska kvalitetsfaktorer är det mer problematiskt eftersom regleringen leder till betingelser som är långt från de i en oreglerad sjö. De kraftiga amplitudförändringarna medför att strandzonen eroderas så hårt att finsediment, vegetation och fauna försvinner. Strandzonen är i ostörda system ett habitat som har mycket stor betydelse för omsättning av näringsämnen, biologisk produktion och biodiversitet. När den förstörs genom reglering förloras alltså en vital ekosystemkomponent som leder till en långsiktig minskning av den biologiska produktionen. Detta visar sig bland annat i kraftigt minskad fisktillväxt i regleringsmagasin (Milbrink et al., 2011). Regleringsmagasin med stor vattenståndsvariation är alltså kraftigt störda ekosystem och betraktas som kraftigt modifierade vatten enligt RDV.

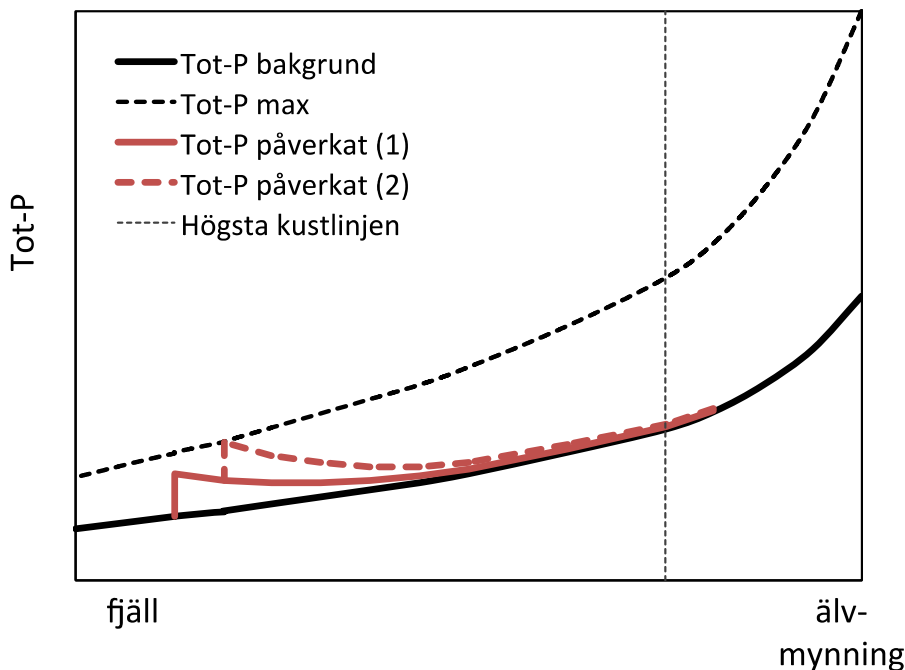
En naturlig biologisk produktionsförmåga med bibehållna naturliga plankton- och fisksamhällen kan uppnås genom kompensatorisk näringstillsats (Rydin et al., 2008), men även näringsläckage från akvakultur kan stimulera den biologiska produktionen i regleringsmagasin och på så sätt motverka de negativa effekterna av reglering. Att regleringsmagasinen är naturligt näringsfattiga innebär emellertid också att de riskerar att påverkas negativt redan av relativt måttliga höjningar av näringshalten. Det är därför av stor vikt att inte låta halten av näringsämnen öka så kraftigt att man riskerar att förlora karaktären av näringsfattig klarvattensjö med gott siktdjup.

Man måste också beakta att det finns en dynamik över tiden i halterna av näringsämnen och organiskt material. I samband med dämningen eroderas den överdämda marken varvid näringsämnen och organiskt material frigörs och den biologiska produktionen ökar. Detta är en tillfällig eutrofiering som relativt snabbt klingar av. Sett i ett längre tidsperspektiv kan det vara en fråga om att regleringsmagasinen oligotrofieras, näringsutarmas, bland annat på grund av ökad omsättningstid och ökande retention genom sedimentation. Men sannolikt beror en stor del av den minskade biologiska produktionen på förlusten av strandzonen.

Eftersom regleringen av vattenförekomsten är själva orsaken till att den klassas som kraftigt modifierad är det rimligt att definiera maximal ekologisk potential som tillståndet för en opåverkad sjö av samma typ men med den rådande vattenståndsfuktuationen som regleringen medför. För ett magasin med en regleringsamplitud på flera tiotals meter blir definitionen naturligtvis högst hypotetisk, men i praktiken innebär det att maximal ekologisk potential utgörs av tillståndet efter att eventuella dämningseffekter har klingat av och ingen annan påverkan föreligger. Ska man etablera en fiskodling i ett regleringsmagasin utan annan belastning utgörs referenstillståndet av tillståndet före etableringen.

## Näringsbelastning i ett avrinningsområdesperspektiv

Bakgrundshalten av totalfosfor (Tot-P bakgrund) stiger i genomsnitt gradvis från ca  $2 \mu\text{g P l}^{-1}$  i källsjöarna i fjällen till upp mot  $20 \mu\text{g P l}^{-1}$  vid älvmyningen (Figur 1). Högt upp i avrinningsområdet ökar halten Tot-P långsamt med fallande höjd över havet. Ökningstakten tilltar gradvis och under högsta kustlinjen sker det en markant ökning i halten Tot-P. Ett punktutsläpp i ett regleringsmagasin (t ex från en fiskodling) innebär att halten Tot-P stiger lokalt, men effekten avklingar nedströms på grund av utspädning samt genom retention i regleringsmagasinet och i nedströms belägna vattenförekomster. Detta innebär att man kan förvänta sig en viss kvardröjande effekt nedströms, men påverkan minskar gradvis. Hur stor påverkan blir nedströms beror dels på hur stor andel av påverkansutrymmet (skillnaden mellan bakgrundshalt och högsta tillåtna halt, Tot-P max) som intecknas av utsläpp från fiskodlingen, dels på hur många sjöar och regleringsmagasin det finns nedströms och hur stor retentionen är i dessa samt hur mycket vattenföringen ökar.



**Figur 1.** Variation i halten totalfosfor (Tot-P) i ett generaliserat avrinningsområde för en norrlandsälv. Den högsta tillåtna fosforhalten (Tot-P max, gränsen för god ekologisk status) är den dubbla bakgrundshalten. De röda linjerna visar hur två punktutsläpp påverkar Tot-P lokalt och nedströms.

## Referensvärden och påverkansklassning

### Val av kvalitetselement

Enligt de nationella bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag ska eutrofiering bedömas med totalfosforhalt (Tot-P) eftersom primärproduktionen i de flesta svenska sötvatten anses vara fosforbegränsad (Naturvårdsverket, 2007b). Emellertid kan primärproduktionen vara kvävebegränsad i områden med låg kvävedeposition (framför allt NV Sverige). I Bedömningsgrunder från 1999 ingick en klassning av förhållandet mellan kväve och fosfor under tillväxtsäsongen (Naturvårdsverket, 1999). I den klassningen indikerar ett värde på kvoten Tot-N:Tot-P mindre än 15 (på viktbasis) att kväve är begränsande. Det kan i sådana fall vara motiverat att uppskatta påverkan av kväve från en fiskodling. Senare forskning har emellertid visat att kvoten mellan oorganiskt kväve (ammonium plus nitrat, DIN) och totalfosfor, är en bättre indikator för när kväve blir begränsande (Bergström, 2009). Gränsvärdet för när flertalet ekosystem skiftar från P- till N-begränsning är i det fallet en DIN:Tot-P-kvot på 2,2. Baserat på ovanstående föreslår vi att Tot-P utgör det huvudsakliga kvalitetselementet för Ekologisk potential i regleringsmagasin, men kvävehalten bör också beaktas.

Det biologiska kvalitetselement som är mest relevant att använda i regleringsmagasin är växtplankton. Såväl totalbiomassa som trofiskt planktonindex

(TPI) kan användas för att bedöma ekologisk potential i regleringsmagasin med avseende på eutrofiering. Bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket, 2007b).

### **Bedömning av ekologisk potential med avseende på Tot-P**

Eftersom påverkan på ett regleringsmagasin ska bedömas på samma sätt som en sjö av samma storlek ska i första hand bedömningsgrunder för Tot-P i sjöar tillämpas (EC, 2003a; Naturvårdsverket, 2007b).

Ekologisk status och därmed även ekologisk potential ska bedömas som en avvikelse från ett referensvärde beräknat som en kvot mellan referensvärde och uppmätt värde (EK-värde).

$$EK = \text{Tot-P}_{\text{ref}} / \text{Tot-P}$$

Gränsen för god ekologisk status/potential för kvoten är 0,5 d.v.s. att det uppmätta värdet är lägre än dubbla referensvärdet för Tot-P. Någon motivering för graden av avvikelse finns inte i bakgrundsdokumenterna till nuvarande och tidigare bedömningsgrunder, men gränsvärdet verkar rimligt. För fjällsjöar där medianvärdet för Tot-P är  $3 \mu\text{g P l}^{-1}$  (data från miljöövervakningens omdrevsprogram) innebär det att man accepterar en ökning till  $6 \mu\text{g P l}^{-1}$  för en typisk sjö och för en mediansjö i Norrlands inland nedanför fjällregionen att man går från 7 till  $14 \mu\text{g P l}^{-1}$ . Helsjöexperiment med näringstillsetser visar också att en ökning av totalfosforhalten i storleksordningen från 3 till  $6 \mu\text{g P l}^{-1}$  inte leder till förändringar i artsammansättning och samhällsstruktur i växt- och djurplanktonsamhällena (Persson, Vrede & Holmgren, 2008; Vrede et al., opublicerade data).

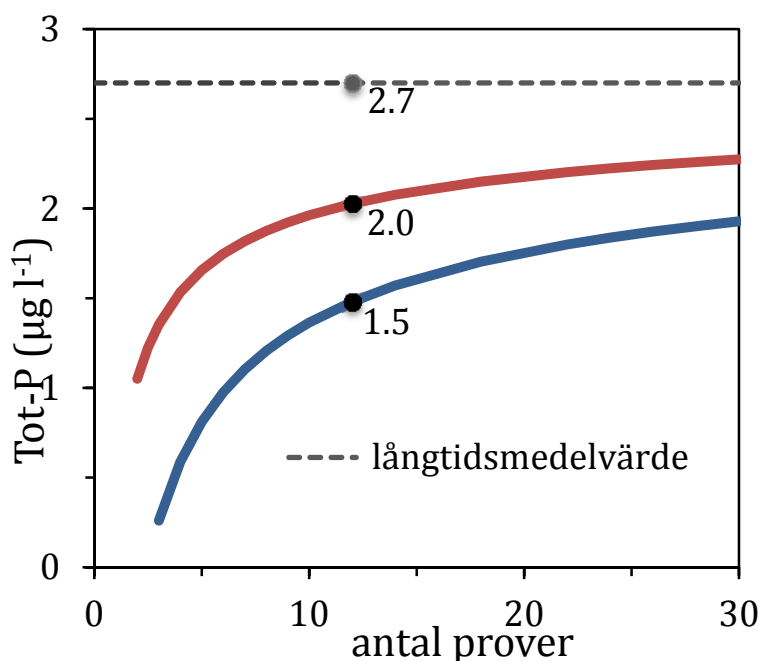
Vi föreslår därför att gränsvärdet för god ekologisk potential i regleringsmagasin sätts till  $EK = 0,5$ . För mycket näringsfattiga vatten med naturliga fosforhalter på enstaka  $\mu\text{g l}^{-1}$  är det dock rimligt att sätta gränsvärdet till exempelvis  $5 \mu\text{g P l}^{-1}$  eftersom förändringar inom intervallet under det värdet troligen inte har andra ekologiska effekter än en höjd biologisk produktion.

### **Referensvärde för Tot-P**

Enligt riktlinjerna till RDV kan referensvärdet tas fram utifrån historiska data, mätdata i opåverkade vattenförekomster av samma typ, modeller eller expertbedömning (EC, 2003b). Om det saknas annan påverkan innebär "historiska data" för en påverkan från fiskodling i ett regleringsmagasin, mätningar före etableringen av fiskodlingen men tillräckligt långt efter magasinets etablering för att dämningseffekten ska ha klingat av. Mätningarna av referenstillståndet bör omfatta minst tre år för att täcka mellanårsvariationen och omfatta tillräckligt många mätningar för att ge en uppskattning av halten Tot-P med tillräckligt stor noggrannhet. Noggrannheten påverkas också i hög grad av hur analysmetoden optimeras (se nedan under Kontrollprogram). Vi föreslår att det nedre 90 % konfidensintervallet för medelvärdet sätts som referensvärde. Det innebär att ju fler mätningar man gör, desto högre blir referensvärdet och därmed utrymmet för belastning från fiskodlingen. Detta ger ett incitament för huvudmannen för fiskodlingen att ta fram ett så bra underlag som möjligt. Att tvingas vänta flera år med att starta en fiskodling för att kunna fastställa referensvärdet noggrant är dock problematiskt. Ett sätt att lösa det

problemet vore att länsstyrelserna identifierar potentiellt lämpliga vatten för fiskodling och påbörjar mätningar för att kunna fastställa referensvärden. I samband med en ansökan om tillstånd för etablering är det rimligt att den ansökande huvudmannen ta över ansvaret för mätningarna.

Som ett exempel har vi beräknat referensvärdet vid olika antal prov (Figur 2). Beräkningarna är baserade på data från en nioårsperiod i Burvattnet i Indalsälvens avrinningsområde och avser dels volymvägda blandprover från sjön, dels diskreta prover tagna i utloppet. Referensvärden (nedre 90 % konfidensintervall) är beräknade från långtidsmedelvärdet och observerade standardavvikelser. Beräkningarna visar att det uppskattade referensvärdet är starkt beroende av antalet prover och variationen mellan proverna. Vi rekommenderar att referensvärdet beräknas baserat på minst 12 analysvärden i blandprover (4 prov per år i 3 år). I diskreta prover är variationen högre och kräver därför fler prover.



**Figur 2.** Uppskattat referensvärde för Tot-P som en funktion av antalet analyserade prover. Fler prover ger en bättre uppskattning av medelvärdet och därmed blir den nedre 90 % konfidensgränsen för medelvärdet högre om fler prover tas. Om analysen görs på blandprover (röd linje), som varierar mindre än diskreta prover i utloppet (blå linje), blir det uppskattade referensvärdet högre. Siffrorna anger uppskattade referensvärden för N=12, samt långtidsmedelvärdet.

Som huvudregel bör mätningar av Tot-P genomföras innan fiskodlingen etableras, men om data saknas före etableringen kan bedömningsgrundernas modell för beräkning av referensvärdet för totalfosfor (Tot-P<sub>ref</sub>, µg P l<sup>-1</sup>) användas. Detta beräknas ur vattenfärg (AbsF, absorbans i filtrerat vatten, 420 nm våglängd, 5 cm kyvettlängd), medeldjup (m) och höjd över havet (höj, m) enligt formeln

$$\text{Log}_{10}(\text{Tot-P}_{\text{ref}}) = 1,627 + 0,246 * \text{log}_{10}(\text{AbsF}) - 0,139 * \text{log}_{10}(\text{höj}) - 0,197 * \text{log}_{10}(\text{Medeldjup})$$

Formeln är baserad på fleråriga medelvärden i referenssjöar inom den nationella och regionala miljöövervakningen. Referenssjöarna täcker hela Sverige, men södra Sverige är kraftigt överrepresenterat (Fölster & von Bromssen, 2012). I en specialstudie kunde vi dock visa att sambandet mellan Tot-P och de övriga parametrarna i regressions sambandet inte skiljer sig mellan olika ekoregioner i Sverige (Huser & Fölster, inskickat 2012). Medeldjup och höjd över havet kan variera i regleringsmagasin beroende på de stora vattenståndsförändringarna, men i praktiken spelar detta inte någon avgörande roll eftersom AbsF och sjödjup är de faktorer som har störst påverkan på Tot-P<sub>ref</sub>.

En alternativ metod för att beräkna referensvärden för fosfor är att använda en källfördelningsmodell av den typen som beskrivs senare i rapporter. Efter att ha kalibrerat modellen kan man köra modellen med ett scenario utan antropogen belastning. Den då simulerade halten motsvarar då halten för ett opåverkat tillstånd och kan användas som referensvärde.

Sammanfattningsvis rekommenderas följande ordning för framtagande av referensvärde för regleringsdammar:

1. I första hand används tidigare mätningar av totalfosfor i opåverkade regleringsdammar eller vattenförekomster av samma typ före etablering av fiskodling.
2. I andra hand, om tidigare mätningar av totalfosfor före etablering av fiskodling saknas för aktuella vatten, rekommenderas användande av bedömningsgrundernas modell för uppskattning av referensvärdet för totalfosfor (Tot-P<sub>ref</sub>,  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ) baserat på bland annat vattnets nuvarande absorbans. Alternativt kan referensvärden för fosfor uppskattas med hjälp av en källfördelningsmodell.

### **Bedömning i andra länder**

Forskningsprogrammet EU FP6 REBECCA tog fram en metod för beräkning av ett referensvärde ur kvoten mellan sjöns alkalinitet och djup (morfoedafiskt index) (Cardoso et al., 2007). En tillämpning av metoden på sjöar i den svenska miljöövervakningen visade att den inte var applicerbar på svenska förhållanden (Fölster & Futter, 2011).

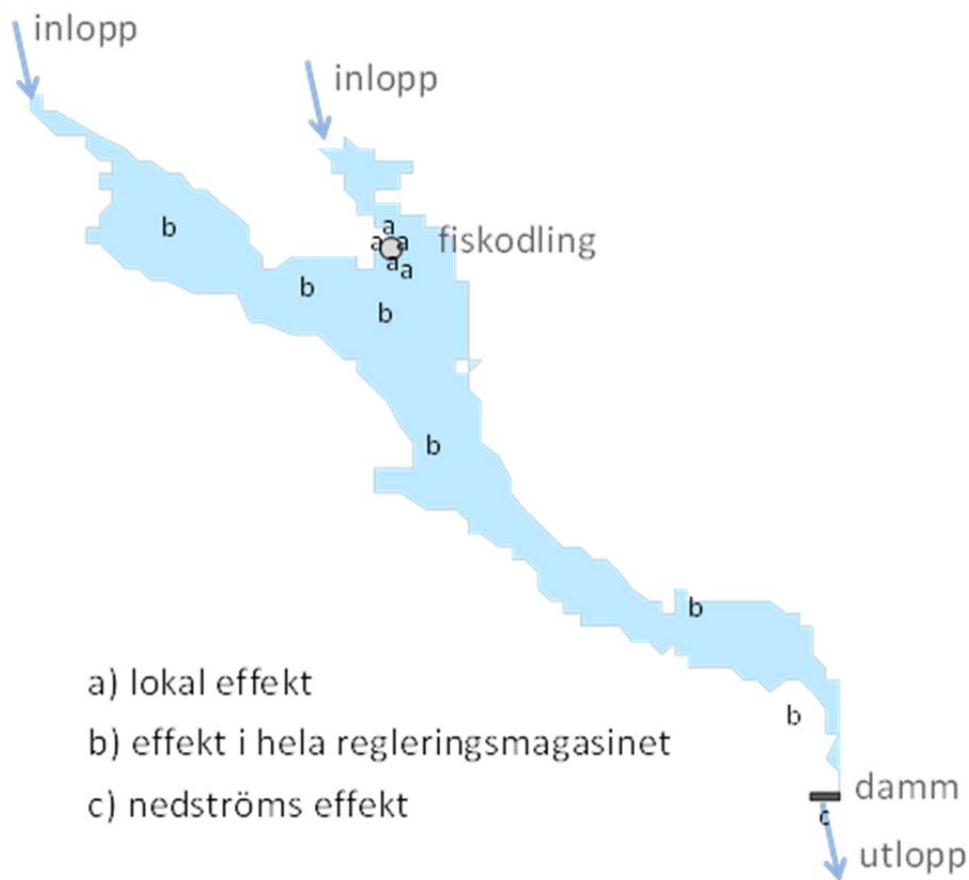
I Norge används typspecifika gränsvärden som inte tar hänsyn till den naturliga variationen inom varje typ som beror av t.ex. halten organiskt material. För fjällregionen anges gränsvärdet till  $2 \mu\text{g P l}^{-1}$  och gränsen mellan god och måttlig status är satt till  $5 \mu\text{g P l}^{-1}$  (<http://www.vannportalen.no>).



# Kontrollprogram

## Allmänna synpunkter

En fiskodling kan tänkas ha effekter på ekosystemen a) lokalt vid fiskodlingen, b) i regleringsmagasinet som helhet, samt c) nedströms regleringsmagasinet (Figur 3). Beroende på lokala förhållanden såsom regleringsmagasinet morfometri, vattenomsättning, fiskodlingens placering i förhållande till utloppet, mm, är det inte möjligt att ange en generell utformning av kontrollprogrammet.



**Figur 3.** Effekter av en fiskodling vid olika punkter i, och i anslutning till, ett regleringsmagasin.

Nedan diskuteras några olika scenarier där tyngdpunkten i övervakningsprogrammet bör läggas på olika sätt:

1. **Stort regleringsmagasin med relativt kort omsättningstid, fiskodlingen placerad nära utloppet från regleringsmagasinet, alternativt litet korttidsmagasin med mycket kort omsättningstid.** Den påtagligaste risken är näringstransport och näringspåverkan nedströms. Risken för negativa ef-

fekter lokalt eller i regleringsmagasinet som helhet bedöms vara begränsade. Vattenkemiska prover bör tas vid utloppet.

2. **Mycket stort regleringsmagasin med lång omsättningstid, fiskodlingen långt från utloppet.** Retention i sjön medför att nedströmstransporten blir begränsad, varför de största effekterna förväntas lokalt vid fiskodlingen och/eller i regleringsmagasinet i sin helhet. Prover bör tas vid fiskodlingen, samt vid stationer som är representativa för regleringsmagasinet som helhet.
3. **Stort regleringsmagasin med fiskodlingen placerad i en avsnörd delbassäng (ej vid in- eller utloppet).** Den huvudsakliga påverkan sker sannolikt lokalt, varför tyngdpunkten i kontrollprogrammet bör ligga på de lokala förhållandena.

Gränsdragningen mellan dessa typer är subjektiv och det finns sannolikt många andra tänkbara scenarier. I praktiken innebär det att varje kontrollprogram behöver utformas med beaktande av lokala förhållanden och att man gör en initial bedömning av om man förväntar sig störst påverkan lokalt vid fiskodlingen, i regleringsmagasinet i sin helhet eller nedströms.

För att kunna avgöra om eventuella förändringar i närsaltnivåer beror på fiskodlingen eller på andra miljöförändringar (klimatförändring, andra punktkällor, skogsavverkning, ändrad markanvändning i avrinningsområdet, etc) är det viktigt att kontrollprogrammet läggs upp med BACI-design (Before-After-Control-Impact). Därför bör mätningar genomföras dels innan fiskodlingen etableras, dels i minst ett relevant referenssystem (under samma tidsperiod). Vad som är en lämplig referens varierar beroende på om tyngdpunkten för programmet ligger lokalt, i sjön i sin helhet, eller nedströms. Till exempel kan relevanta referenser till utloppet utgöras av något eller några stora inlopp i regleringsmagasinet eller utloppet från ett närliggande liknande regleringsmagasin. I ett stort och långsträckt regleringsmagasin med fiskodling i nedströmsänden kan referensprover tas i uppströmsänden av sjön.

## Provtagningsprogram

Provtagningen för vattenkemisk analys och växtplankton ska följa undersökningstyperna Vattenkemi i sjöar (Naturvårdsverket, 2010a) respektive Växtplankton i sjöar (Naturvårdsverket, 2010b). Såväl provtagning som analyser bör utföras av ackrediterad personal och ackrediterat laboratorium. På grund av de ofta extremt låga halterna av bland annat Tot-P i de regleringsmagasin som kan vara aktuella för fiskodling ska särskild vikt läggas vid att minimera risken för kontaminering vid provtagning och provhantering samt att optimera analysnoggrannheten.

Initialt, innan odlingen etableras, fastställs referensförhållanden för Tot-P genom mätning av Tot-P minst fyra gånger per år (men helst månatligen under den isfria säsongen) under tre år (se Referensvärde för Tot-P). Vid dessa provtagningar mäts parametrar huvudsakligen enligt alternativ 1 (Tabell 1). I den initiala fasen är det också av intresse att få en bred bild av de vattenkemiska förhållandena och

växtplanktonsamhället för att kunna påvisa vad som är en opåverkad situation i regleringsmagasinet. Vi rekommenderar därför att det tas minst ett prov per år innan fiskodlingen etableras, i vilket en mera omfattande uppsättning parametrar mäts (Tabell 1, alternativ 2). På grund av att växtplankton är en av de ingående parametrarna ska detta prov tas under perioden mitten på juli till mitten på augusti. Denna typ av prov kan sedan tas igen om de löpande provtagningarna visar att det sker förändringar i Tot-P och eller växtplankton.

Efter att odlingen etablerats tas kemiprover enligt alternativ 3 (Tabell 1) månatligen under den isfria säsongen. En gång per år (under perioden mitten på juli till mitten på augusti) tas också kvantitativa växtplanktonprover (alternativ 3, Tabell 1). Totalbiomassa och trofiskt planktonindex (TPI) beräknas enligt Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2007b) och statusklassningen görs på löpande treårsmedelvärde. Observera att fjällvatten är artfattiga och att biomassorna är låga. Statusklassning med TPI kräver att minst 4 taxa med indikatorvärde observeras. Detta innebär att det är viktigt att analysera en stor provvolym.

Det kan också vara aktuellt att mäta syrgasförhållandena lokalt vid odlingen på grund av den stora belastningen med organiskt material (foderrester och fekalier) som deponeras under odlingskassarna. Därvidlag mäter man en syrgasprofil från ytan till strax ovan botten (alternativ 4, Tabell 1).

**Tabell 1.** Föreslagna parametrar i provtagningsprogrammet. Typ 1, standardprovtagning (flera gånger årligen); Typ 2, fullständig kemi samt växtplankton (i initialfasen och efter vidare behov); Typ 3, årlig provtagning inkluderande växtplankton; Typ 4, syrgasprovtagning vid odlingskassarna.

1	2	3	4
temperatur	temperatur	temperatur	temperaturprofil <sup>2</sup>
siktdjup	siktdjup	siktdjup	
Tot-P	Tot-P	Tot-P	
Tot-N	Tot-N	Tot-N	
AbsF 420/5 <sup>1</sup>	AbsF 420/5 <sup>1</sup>	AbsF 420/5 <sup>1</sup>	
TOC	TOC	TOC	
	pH		
	konduktivitet		
	alkalinitet		
	PO4		
	NO3+NO2		
	NH4		
	Si		
	Na		
	K		
	Ca		
	Mg		
	Cl		
	SO4		
			syrgasprofil <sup>2</sup>
	växtplankton <sup>3</sup>	växtplankton <sup>3</sup>	

<sup>1</sup> Absorbans av filtrerat vatten vid 420 nm våglängd och i 5 cm kyvett

<sup>2</sup> Profil från yta till botten, mäts med elektrod eller i vattenprov med Winklermetoden

<sup>3</sup> Kvantitativt prov

## Provplatser

Utlopp: Tag ett vattenprov vid intaget till tilloppstuben, i avloppet nedströms turbinen, eller motsvarande. Undvik ytvattenprover invid regleringsmagasinet. Prov tas med ruttnerhämtare eller fyrishämtare.

Lokalt vid fiskodlingen: Gör ett blandprov bestående av ytvatten från minst 5 provpunkter jämnt fördelade inom 500 meters radie från fiskodlingarna. För att göra proverna jämförbara över tid är det viktigt att proverna alltid tas på samma positioner. Prover tas på 0,5 m djup med ruttnerhämtare.

Regleringsmagasinet i sin helhet: Gör ett blandprov bestående av ytvatten från minst 5 punkter representativa för sjön. Provtagningspunkterna bör vara fler om regleringsmagasinet är stort och långsträckt för att kunna fånga in den rumsliga variationen. Stationerna bör om möjligt placeras ut enligt principerna i Blomqvist (2001), men morfometrin i regleringsmagasin kan vara sådan att provpunkter hamnar olämpligt nära land, vid grundområden eller nära stora inlopp. Flytta i så fall provpunkten på lämpligt sätt. För att göra proverna jämförbara över tid är det vik-

tigt att alltid ta proverna på samma positioner. Prover tas på 0,5 m djup med ruttnerhämtare.

Prover från lämpliga referenspunkter tas enligt samma principer som ovan.

Att göra blandprover minskar variationen mellan prover genom att den rumsliga variationen i sjön fångas in. Beredning av blandprover medför emellertid en kontamineringsrisk, varför stor vikt ska läggas vid att utföra arbetet på ett sätt som minimerar den risken. Detta kan bland annat ske genom att ruttnerhämtaren sköljs noggrant i sjövattnet först, att proverna tas från fören av båten, med båten vänd upp mot vindriktningen och att proverna blandas i en syratvättad och väl ursköljd dunk. Vattnet i dunken måste blandas noggrant innan delprov för vattenkemisk analys och växtplankton analys tas ut.

## Analys av totalfosfor

Tot-P analyseras enligt SS-EN ISO 6878:2005, men inom ramen för denna standard kan metoden optimeras för olika koncentrationsintervall. Bland annat medför detta att mätnoggrannheten kan variera avsevärt mellan olika laboratorier beroende på hur metoden är implementerad. Vid Institutionen för vatten och miljö, SLU, tillämpas för närvarande metoden så att den är optimerad för halter upp till  $100 \mu\text{g P l}^{-1}$  och detektionsgränsen är  $1 \mu\text{g P l}^{-1}$ . Felet är  $\pm 1 \mu\text{g}$  i intervallet  $1\text{--}5 \mu\text{g P l}^{-1}$  och 10% i intervallet  $5\text{--}100 \mu\text{g P l}^{-1}$ . Detta innebär i att analysfelet är så stort att det kan inverka menligt på möjligheten att karaktärisera tillståndet med tillräcklig noggrannhet. Arbete pågår för närvarande med att optimera metoden för låga halter. Preliminära resultat visar att det är möjligt att sänka detektionsgränsen och öka noggrannheten i analysen avsevärt genom att:

1. Undvika att köra proverna i samma provserie som prover med höga halter. Därigenom minimeras risken för korskontamination och minneseffekter i analysen.
2. Kalibrera metoden med standardprover i ett lägre koncentrationsintervall, till exempel  $1\text{--}20 \mu\text{g P l}^{-1}$ .
3. Använda en kyvett med längre strålgång än de 1 cm-kyvetter som normalt används.

Vilken analysnoggrannhet som kan uppnås genom dessa åtgärder är för närvarande inte kvantifierad, men vår bedömning är att det sannolikt leder till tillräckligt god noggrannhet. I en idealisk situation skulle metoden sättas upp i renrum, men det skulle innebära kraftigt höjda analyskostnader.

# Modellering av närsaltspåverkan – en fallstudie i ett reglerat vatten

## Bakgrund

För att beräkna den koncentrationshöjande effekten av fosfortillskott i ett ytvatten används vanligen en massbalansmodell som uppskattar långtidsmedelvärden av totalfosforkoncentrationen i en sjö när den är i jämvikt, d v s efter en längre tid med samma fosfortillskott (Vollenweider, 1975). Modellen beskriver nettosedimentationen av fosfor i sjön som en funktion av vattnets omsättningstid. Längre omsättningstid innebär att en större andel av partikulärt fosfor hinner sedimentera i sjön och teoretiskt tas bort ur kretsloppet. Det finns en rad olika typer av massbalansmodeller som ger något olika resultat beroende på sedimentationsmönstret i sjön (Dillon & Rigler, 1974; Kirchner & Dillon, 1975; Vollenweider, 1975; OECD, 1982; Johansson & Nordvarg, 2002). Gemensamt för dessa modeller är att de förutom ett antagande om att jämvikt råder i sjön, bara behandlar en sjö i taget. De kan alltså varken beskriva förändringar i en sjö över tiden, eller hur en serie av sammankopplade sjöar påverkar varandra.

Andra fritt tillgängliga modeller som kan användas för enkla massbalansstudier tar utgångspunkt i avrinningsområdets belastning utifrån markanvändning (e.g. SWAT, HYPE & FyrisNP) (Arnold & Fohrer, 2005; Hansson et al., 2008b; Lindström et al., 2010; Djodjic & Spännar, 2012). En del av dessa räknar med dygnsupplösning och beskriver i hög detaljgrad många olika processer (SWAT och HYPE), men de kräver å andra sidan detaljerade indata med omfattande mätningar och kalibreringar. Beroende på syftet kan det räcka med enklare modeller med betydligt färre parametrar för att beskriva näringsflödet i ett avrinningsområde. En sådan typ av modell som använder ett enklare angreppssätt där processer och resulterande näringstransporter ersätts med exportkoefficienter är FyrisNP.

I denna studie har vi valt att jämföra en enkel massbalansmodell av Vollenweidertyp med en enkel källfördelningsmodell, FyrisNP. Modellerna används som verktyg för att bedöma den resulterande effekten på fosforkoncentrationerna i ett regleringsmagasin vid olika belastning. Vollenweider-modellen bygger på generella kalibreringar gjorda för ett antal sjöar i ett område och tillämpas därefter på enskilda sjöar utan ytterligare kalibrering. FyrisNP-modellen använder sig av endast två lokalt kalibrerade parametrar (kvs och c0) för att beskriva flödes- och temperaturberoendet för retentionen av näring i ett avrinningsområde vid passage genom bland annat vattendrag och sjöar.

## Modeller

### **Massbalansmodell av Vollenweider-typ.**

Ett flertal massbalansmodeller för att beräkna den koncentrationshöjande effekten av tillskott på fosfor till en sjö/reservoar finns beskrivna av Johansson och Nordvarg (2002). Modellerna har alla en liknande ansats där empiriska data i olika

områden och sjötyper används för att kalibrera modeller främst med hänsyn till vattnets omsättningstid samt fosforbelastningen på sjön (Dillon & Rigler, 1974; Kirchner & Dillon, 1975; Vollenweider, 1975; OECD, 1982). Dessa kalibreringar har utgått ifrån ett stort antal sjöar runt om i världen med totalfosforhalter mellan 3 och 750  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , men en mer specifik kalibrering för Norden har också gjorts (OECD, 1982). Det har även gjorts specifika kalibreringar av modeller med denna struktur för sjöar/reservoarer med fiskodlingar (Johansson & Nordvarg, 2002), där totalfosforhalterna låg mellan 6 och 112  $\mu\text{g P l}^{-1}$ .

Ett centralt antagande vid tillämpningen av denna typ av massbalansmodeller är att ett jämviktstillstånd ska ha infunnit sig i sjön/reservoaren, så att fosforhalten varken ökar eller minskar över tid. Det kräver därför att belastningen har legat på en jämn nivå över lång tid.

Denna typ av modeller kan inte heller appliceras på sjöar/reservoarer som lider av internbelastning med läckage av fosfor från sedimenten. I stället antas det att det hela tiden sker en nettosedimentation och fastläggning av fosfor i sedimenten. För ett regleringsmagasin kräver det att man måste vara säker på att man uppnått jämvikt efter dämningseffekten.

Den generella formen för Vollenweider-modellen är:

$$1. \quad d\text{TP (Vollenweider)} = \frac{d\text{TPin}}{1+\sqrt{T}}$$

$d\text{TP}$  = Förändringen av totalkoncentration av fosfor i sjön vid jämvikt ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )

$d\text{TPin}$  = Förändrat inflöde av totalfosfor till sjön från vattendrag ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )

$T$  = Vattnets omsättningstid (år)

De olika kalibreringarna skiljer sig vanligtvis från Vollenweiders ursprungsformel genom att två konstanter,  $K_1$  och  $K_2$ , sätts in i ursprungsmodellen:

$$2. \quad d\text{TP} = K_1 \times \left( \frac{d\text{TPin}}{1+\sqrt{T}} \right)^{K_2}$$

Där  $K_1=1.12$  och  $K_2=0.92$  i OECD's nordiska kalibrering.

Där  $K_1=1.55$  och  $K_2=0.82$  i hela OECD's kalibrering.

Där  $K_1=0.78$  och  $K_2=0.82$  i kalibreringen av Johansson och Nordvarg (2002).

### Källfördelningsmodell

FyrisNP är en källfördelningsmodell för näringstransporter utvecklad vid Vatten och Miljö, SLU (Hansson et al., 2008a; Hansson et al., 2008b och referenser däri). Modellen är dynamisk, där situationen i ett tidssteg kommer att påverka situationen i nästa tidssteg, och beskriver näringstransporter i ett avrinningsområde med val mellan vecko- eller månadstidssteg. Modellen används vanligtvis för att uppskatta näringstransporter med hjälp av exportkoefficienter i och genom flera delavrinningsområden som är sammanlänkade. FyrisNP-modellen har tidigare applicerats på avrinningsområden på flera olika platser, till exempel Skråmträsket, Fyrisån och

Milsbo (Lindgren et al., 2007; Orback & Wallin, 2011; Djodjic & Spännar, 2012). Modellen ger möjlighet att specificera tidsserier av punktkällor, avlopp och olika markanvändning som kommer att påverka näringsbudgeten. FyrisNP-modellen simulerar näringstransporter, men inte vattenföring i varje avrinningsområde. Vattenföring ska därför mätas upp eller simuleras med en vattenföringsmodell, exempelvis HYPE-modellen framtagen av SMHI (Lindström et al., 2010). FyrisNP-modellen använder sig av vattenföringen tillsammans med exportkoefficienter som beskriver hur mycket olika markanvändning läcker näring till intilliggande vattendrag. Arealer för de olika markanvändningarna, vattendragen och sjöarna anges i indata till modellen. Nationella data för exportkoefficienter av fosfor från olika jordar, markanvändning och vattenföring finns enkelt att tillgå från databaser som är tillgängliga på internet (bilaga 1). Det innebär att modellen kan sättas upp för olika områden runt om i Sverige utan att föregås av ingående specialstudier. Modellen kan förutom vattendrag också simulera effekten av en eller flera sjöar på näringstransporter genom ett avrinningsområde. Modellsjön antas här vara helt omblandad vilket medför att den inkommande näringsbelastningen fördelar sig jämnt i hela vattenmassan. Med utgångspunkt i bruttonäringsbelastningen utan retention i avrinningsområdena kalibreras endast två parametrar mot koncentrationer i vattendrag och sjöar. Parametrarna beskriver retentionen i vattendrag respektive sjöar som en funktion av vattenflöde och temperatur.

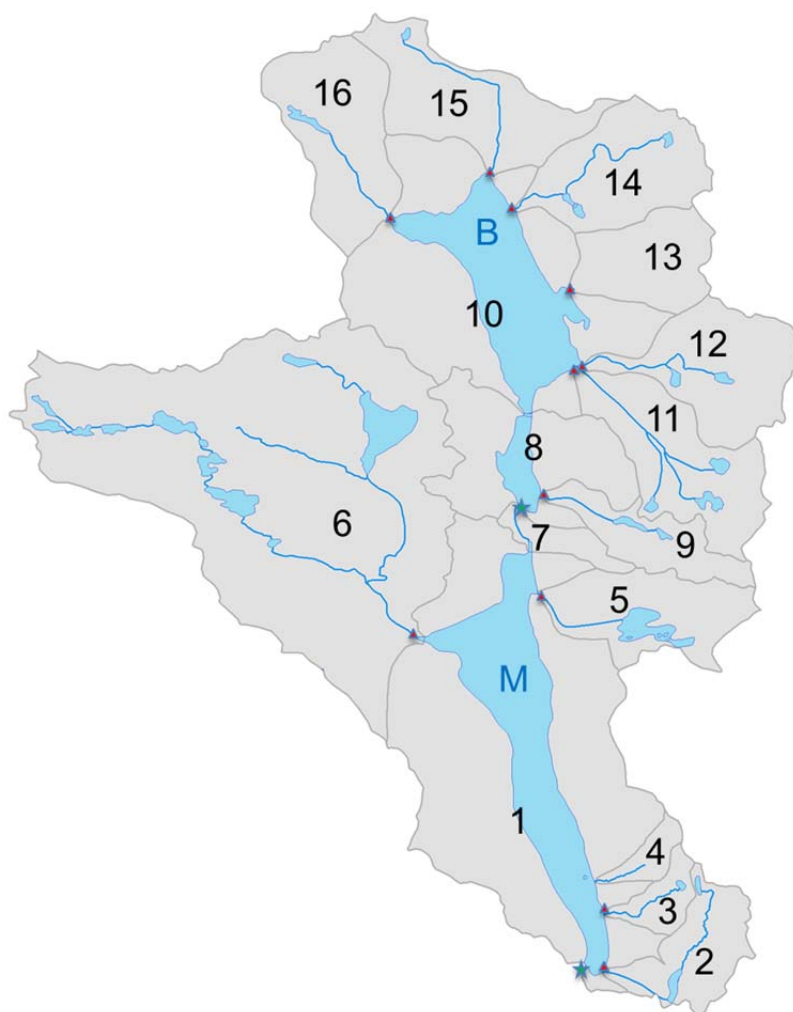
## Studieobjekt: Mjolk- och Burvattnet

### Områdesbeskrivning och indata

Denna studie baserar sig på data från två reglerade sjöar som ingått i ett experiment med näringstillsats i den ena sjön. Studien omfattade Mjolkvattnet där man tillsatte P och N, samt den uppströms liggande referensen Burvattnet (Rydin et al., 2008). Inom ramen för experimentet genomfördes ett stort antal vattenkemiska analyser under en lång period, vilket gör datasetet särskilt lämpligt för den här studien.

Mjolkvattnet (63° 51'N, 13°23'E) och Burvattnet (63° 59'N, 13°21'E) avvattnar ett 256 km<sup>2</sup> stort avrinningsområde i Jämtlandsfjällen gränsande mot Norge. Markanvändningen domineras av fjäll (70 %), skog (15 %), myr (2 %), och sjöar (13 %) (<http://vattenweb.smhi.se>; Brandt, Ejhed & Rapp, 2008). Avrinningsområdet har indelats i 16 delavrinningsområden som mynnar i Mjolk- och Burvattnet (Figur 4). Burvattnet har en omsättningstid på ca 4,2 år (2001-2009) och en föreskriven regleringsamplitud på 5,9 m. Mjolkvattnet som ligger nedströms Burvattnet har en omsättningstid på ca 1,2 år och en föreskriven regleringsamplitud på 11,4 m. Den genomsnittliga totalfosforhalten i Burvattnet är 2,5 µg l<sup>-1</sup> och något högre i Mjolkvattnet från och med 2002 då ca 1 ton fosfor tillsattes i juni varje år i experimentellt syfte.

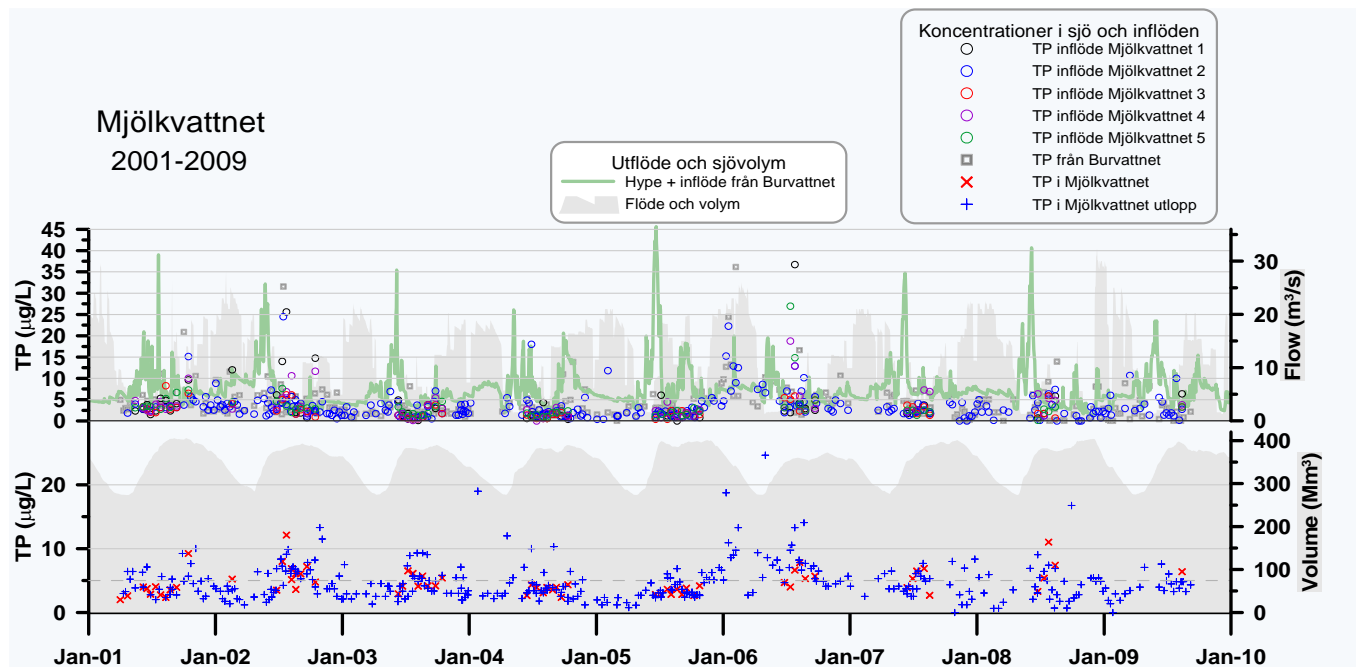




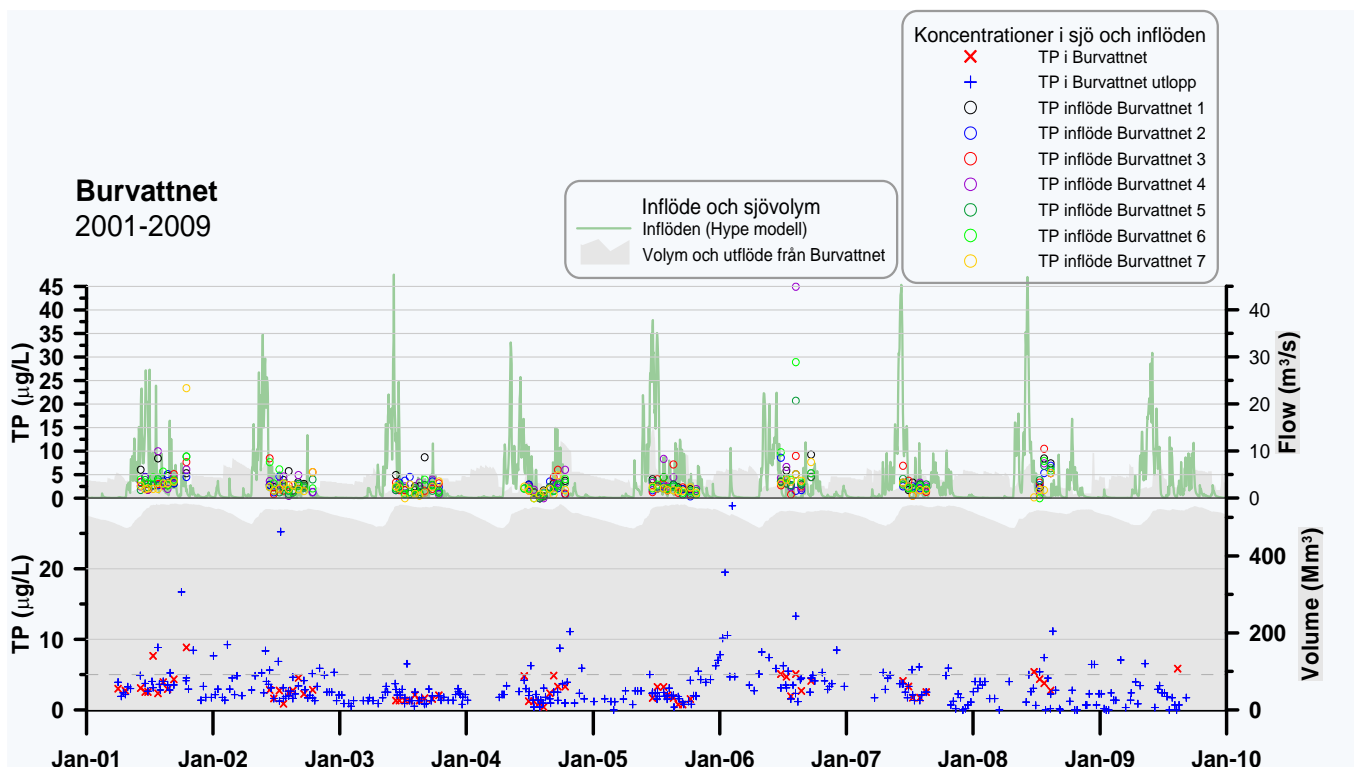
**Figur 4.** Mjöl- och Burvattnets avrinningsområde uppdelat på 16 delavrinningsområden. Provtagningspunkter i tillrinnande vattendrag och utlopp är markerade med röda trianglar och stjärnor. Uppströms liggande Burvattnet (B) omfattas av delavrinningsområde 10 och 8. Mjölkvattnet (M) befinner sig i delavrinningsområde 1. Jämför figur 4 som beskriver flödesvägar.

De två sjöarna med tillflöden och utflöden har provtagits och analyserats med avseende på bland annat totalfosfor (Figur 5 & 6). Provtagningsfrekvensen har varierat, där sjöutloppen och ett större inlopp i Mjölkvattnet provtagits veckovis under sommar- och höst-månaderna och oftast månadsvis under vintern. Prover har också tagits från båt under den isfria säsongen en till flera gånger per månad. Sjöproverna har samlats in från flera platser i respektive sjö och blandats till ett volymviktat prov som därefter analyserats. Den volymviktade provtagningen utfördes enligt beskrivning i Rydin et al. (2008). Mindre inlopp i sjöarna har provtagits med månadsintervall från juni till november. Dagliga vattenflöden har mätts vid utloppen ur sjöarna. Vatteninflödet till sjöarna har också simulerats med HYPE-modellen som finns tillgängligt via Vattenwebb (<http://vattenwebb.smhi.se>). Via Vattenwebb fås också avrinningsområdesindelningen med markanvändning och arealer för de olika områdena. För lufttemperatur har värden använts ifrån SMHI där ett 4×4 km

rutnät har interpolerats utifrån mätdata över hela Sverige (koordinat 71, 276; Johansson, 2000). Vattentemperaturer i inflödena har i sin tur approximerats från ett löpande tvåveckors medelvärde av lufttemperaturen.



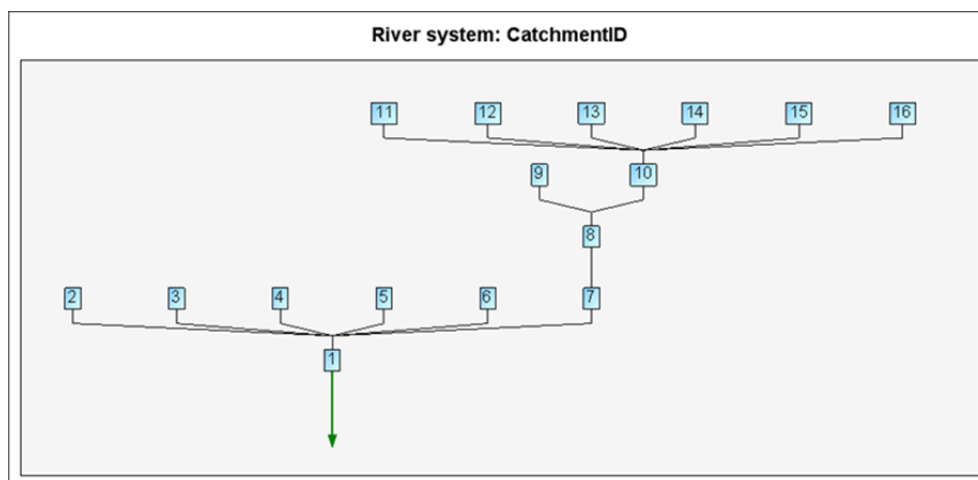
**Figur 5.** Koncentrationer av totalfosfor (TP), flöden och vattenvolymer i och till regleringsmagasinet Mjölkvattnet under åren 2001-2009.



Figur 6. Koncentrationer av totalfosfor (TP), flöden och vattenvolymer i och till regleringsmagasinet Burvattnet under åren 2001-2009..

### Kalibrering och antaganden

För studien gäller antagandet att sedimenterad fosfor inte återförs till vattenmassan utan stannar kvar på botten av regleringsmagasinet. Detta antagande är rimligt för dessa sjöar och andra mycket djupa och näringsfattiga sjöar/ regleringsmagasin, men knappast för grunda och näringsrika sjöar med en hög historisk näringsbelastning. Vattenmassan antas alltid vara helt omblandad så att totalfosfor är jämnt fördelat inom respektive regleringsmagasin. Antagandet är rimligt då magasinerna befinner sig i den alpina regionen med låg temperatur vilket försvårar varaktig fysisk skiktning av vattenmassorna. Temperaturmätningar under perioden 2001-2009 visar att det inte finns en tydlig stabil skiktning i Mjölkvattnet, även om det under sommaren kan finnas en temperaturgradient. Referenstillståndet för Mjölkvattnet har bedömts vara  $2,5 \mu\text{g P l}^{-1}$  baserat på medianvärdet ( $N=332$ ) under nio år vid utloppet från uppströms liggande Burvattnet. Båda sjöarna har avrinningsområden med i stort sett samma markanvändning. Modellen har kalibrerats stegvis mot uppmätta näringshalter i Mjölkvattnets tillflöden (Figur 4, röda trianglar) för att ta fram koefficienter för temperaturberoende respektive flödesberoende. Därefter låstes koefficienterna för vattendragen och motsvarande koefficienter kalibrerades för de sjödominerade områdena mot mätningar i de två utloppen (Figur 4 område 1, 7, 8 och 10, gröna stjärnor markerar mätstationer) (bilaga 2). En modellgenererad representation av hur vattnet flödar genom modellen finns i figur 7.



**Figur 7.** Schematisk bild över hur delavrinningsområdena i Mjöl- och Burvattnet kopplar till varandra i modellen. Siffrorna anger delavrinningsområdenas id-nummer. Jämför karta i figur 4.

## Resultat från scenarier

### Scenario med PLC5 läckagedata.

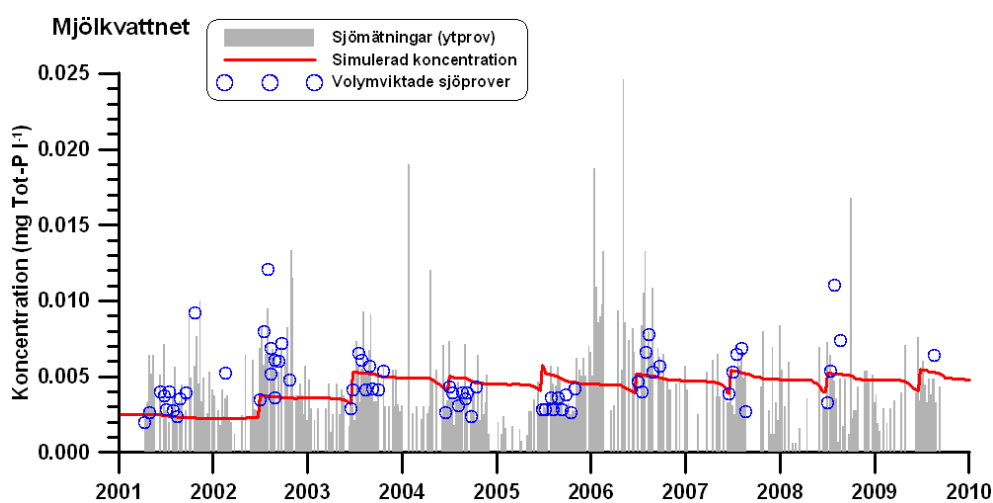
I första scenariot användes läckagekoefficienter till FyrisNP framtagna för fjäll, skog och myr i hela norra delen av Sverige (Löfgren & Brandt, 2005). Det visade sig dock att dessa var alldeles för höga för att kunna appliceras på området kring Mjöl- och Burvattnet. Kalibreringar gjordes bland annat mot utloppen av tillrinnande bäckar som inte passerar sjöar innan de når Bur- eller Mjölkvattnet. Retentionerna hamnade här på över 30 % för fosfor, vilket är orimligt utifrån tidigare erfarenhet av modelleringsresultat i andra områden. Dessa siffror med så höga retentioner är snarare i storleksordning av vad man kan förvänta sig om vattnet hade passerat en stor sjö.

### Scenario med modifierade PLC5 läckagedata.

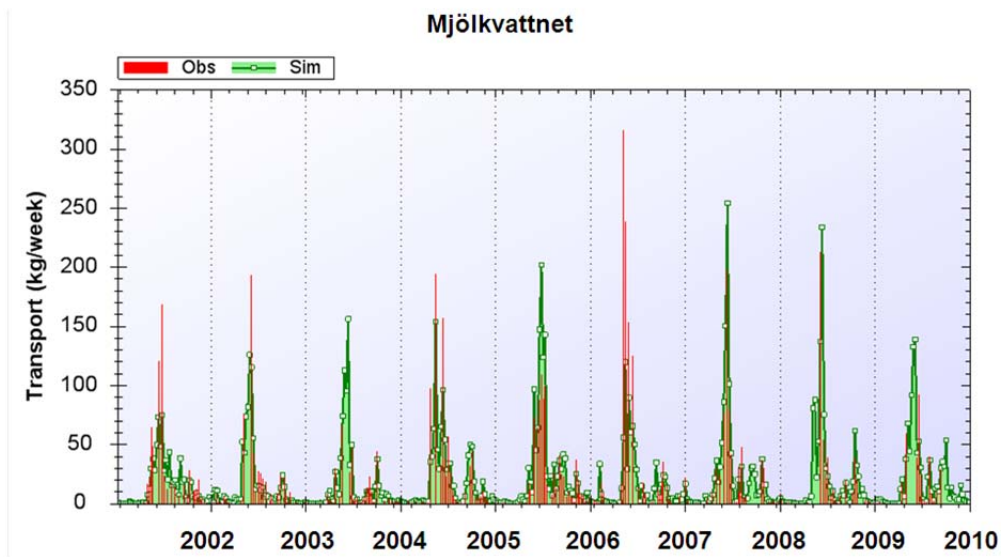
I det andra scenariot användes läckagekoefficienter där nivån halverats jämfört med den som beräknats enligt Löfgren och Brandt (2005). En halvering av nivån kan motiveras utifrån att de nationellt framtagna koefficienterna bygger på mätningar som härrör från områden som sträcker sig från fjällen ända ned till kustområden utmed Östersjön. Majoriteten av de ingående områdena ligger nedanför fjällen och högsta kustlinjen med en större andel skog och bördigare jordmån. Mjöl- och Burvattnet domineras av högt liggande myr- och kalvfjäll vilka är betydligt fattigare på näring än de lägre liggande skogsdominerade områden.

Utifrån de modifierade läckagekoefficienterna kalibrerades modellen mot uppmätta koncentrationer i respektive delavrinningsområdes utlopp (figur 8, 9 & bilaga 2). Transporterad mängd fosfor beror till stor del på vattenföringen och därför överensstämmer simulerad mängd (Sim) bra med observerad mängd (Obs) i

kalibreringen (figur 9). De höga koncentrationstoppar som uppmättes främst för mindre åar och ytprov i sjöarna återfanns inte i simulerade data (figur 8). Orsaken till detta är troligen att partiklar innehållande fosfor har inkluderats i mätningarna av totalfosfor. Partiklarna kan ha ansamlats närmare ytan eller i vissa delar av sjön beroende på vindförhållanden och därmed blivit koncentrerade. Dessutom kan tillflöden från åar under vissa temperaturförhållanden undgått att blandas homogent i vattenmassan och därmed gett lokala skillnader i fosforkoncentrationerna. De volymviktade sjöproverna är betydligt mer homogena och överensstämmer bättre med simulerade data (figur 8).

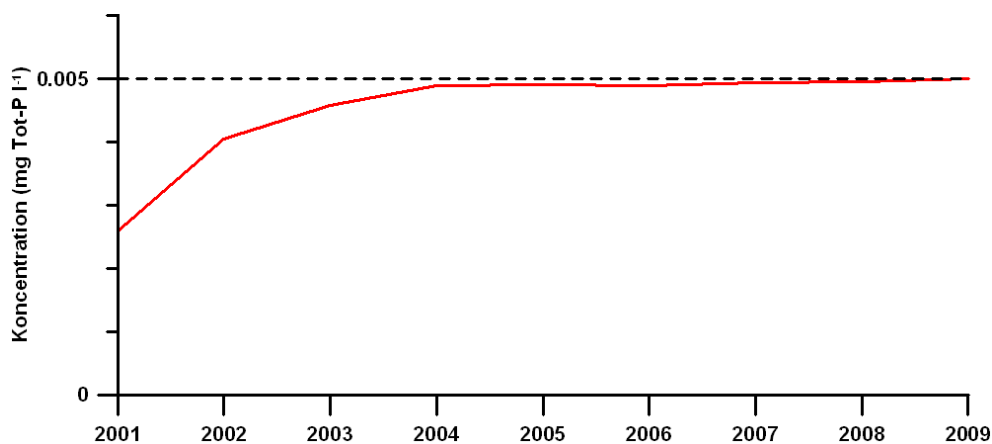


**Figur 8.** Ytvattensprov (grå staplar) och volymviktade prover (blå cirklar) av totalfosfor (Tot-P) i Mjölkvattnet under åren 2001-2009. Röd linje visar simulerad koncentration med hjälp av källfördelningsmodellen FyrisNP.



**Figur 9.** Veckovisa transporter av totalfosfor till Mjölkvattnet. Röda staplar (Obs) visar transporter uträknat ifrån uppmätta koncentrationer multiplicerat med Hype-simulerat vatten flöde. Grön area (Sim) visar transporter uträknade ifrån FyrisNP-simulerade koncentrationer och Hype-simulerat vattenflöde.

Med hjälp av de kalibrerade parametrarna, som beskriver flödes- och temperaturberoendet, beräknades det totala näringsutrymmet för att nå upp från referenstillståndet i Mjölkvattnet på  $2,5 \mu\text{g P l}^{-1}$  till den acceptabla nivån på  $5 \mu\text{g P l}^{-1}$  där sjöns status fortfarande klassas som god ( $2 \times$  referenstillståndet). Beräkningen gjordes genom att stegvis höja belastningen på Mjölkvattnet via en punktkälla (fiskodling) och simulera koncentrationsutvecklingen i Mjölkvattnet med indata från 2001-2009. Simuleringar gjordes tills den genomsnittliga koncentrationen efter det nionde året låg precis under den acceptabla nivån (Figur 10). Den acceptabla nivån för fosforbelastning på sjön motsvarades här av en ökad fosforbelastning på ca 1250 kg. Denna belastning räknades därefter om via uppgifter om foderåtgång per kg fisk, fosforinnehåll i foder, fosforinnehåll i fisk och spill från odlingarna (Alanära & Strand, 2011). Ett fosforläckage på 1250 kg/år motsvarades i dessa uträkningar av en odling på 184 ton fisk per år i Mjölkvattnet. Samma uträkning med Vollenweiders OECD kalibrering gav 187 ton, den nordiska kalibreringen 250 ton, och kalibreringen av Johansson och Nordvarg (2002) gav ett mycket större odlingsutrymme på 432 ton fisk per år.



**Figur 10.** Heldragen röd linje visar den årliga utvecklingen av medelkoncentrationer av totalfosfor (Tot-P) i Mjölkvattnet vid en konstant årlig belastning på 1250 kg Tot-P. Streckad linje visar nivån för 0,005 mg Tot-P l<sup>-1</sup>.

## Diskussion

### Källfördelningsmodell FyrisNP

FyrisNP-modellen var enkel att sätta upp för området kring Mjölkvattnet, då bland annat indata för markanvändning, avrinningsområdesindelning och vattenföring fanns att tillgå via hemsidan för Vattenwebb. Resultaten från simuleringarna var rimliga i förhållande till vad man kan förvänta sig, med låg retention i de tillrinnande vattendragen och betydligt högre retention i de två djupa sjöarna. Resultaten visade emellertid på ett behov av mer differentierade läckagekoefficienterna för skog för olika regioner.

En fördel med att simulera belastningen på Mjölkvattnet med en källfördelningsmodell är att modellen kunde kalibreras mot uppmätta värden i den aktuella sjön och avrinningsområdet. Kalibreringen gav ett samband mellan flöde och vattentemperatur som användes för att beräkna retention av fosfor i avrinningsområdet och i sjöarna vid olika belastning. I den aktuella studien fanns mycket god tillgång på mätningar och det gav robusta kalibreringar vilket i sin tur leder till en hög precision i beräkningarna.

Resultaten för beräkningarna av odlingsutrymmet i Mjölkvattnet skiljde sig mycket beroende på om Vollenweidermodellen med dess olika kalibreringar, eller FyrisNP användes (184-432 ton fisk år<sup>-1</sup>). I denna studie gav FyrisNP det lägsta odlingsutrymmet på 184 ton, men i andra regleringsdammar med skilda förhållanden kan källfördelningsmodellen mycket väl vara den som tillåter ett högre odlingsutrymme. FyrisNP är kalibrerad efter de lokala förhållandena som råder i Mjölkvattnet, vilket gör det högst troligt att nivån 184 ton är nära det sanna odlingsutrymmet. Vollenweidermodellen å andra sidan är baserad på mätningar i sjöar med både olikheter och likheter i näringsnivåer, höjder över havet, omgivande markanvändningar och sjö morfometri från Mjölkvattnet.

Modellen beskriver därför ett tillstånd i en typisk sjö för dessa kombinationer, snarare än just den aktuella sjön/regleringsmagasinet.

Modellverktyget FyrisNP skulle i en fördjupad studie kunna användas för att göra osäkerhetsanalyser i syfte att ta reda på var i modellen och indata de största osäkerheterna ligger. Modellparametrar och indata kan systematiskt varieras inför varje simulering och effekten visar sig i andel retention samt fosforkoncentrationer i olika punkter i avrinningsområdet och i regleringsmagasinet. Koncentrationerna skulle därefter räknas om så att ett spann av potentiella odlingsutrymmen fås för regleringsmagasinet.

Precisionen i modellförutsägelseerna kan successivt förbättras genom att inkludera nya mätdata att kalibrera mot. Om det sker stora förändringar i markanvändning och punktkällor i avrinningsområdet, t.ex. att stora områden skog kalhuggs, så kan indata till modellen uppdateras och ett nytt odlingsutrymme för fisk kan beräknas utifrån den förändrade situationen. I den aktuella studien användes högupplösta indata på veckonivå då det fanns tillgängligt, dock fungerar modellen också mycket bra med indata med månadsupplösning. Trots att simuleringarna utförs med ett tidssteg på en vecka eller en månad, ska resultaten i slutändan utvärderas på årsnivå. Vid utvärdering av fosforkoncentrationer i sjöar och vattendrag bör därför årsmedelvärden eller möjligen medelvärden för ännu längre perioder användas.

Den fosforkoncentration som uppnås i Mjölkvattnet kommer att återfinnas i den nedströms liggande strömsträckan och vidare belasta nedliggande sjöar och magasin. En viss andel fosfor kommer också att fångas upp vid varje passage genom sjöar och regleringsmagasin. Modellen lämpar sig därmed mycket bra för bedömningar av belastningen på nedströms liggande vattenförekomster, eller hav. Man kan till exempel koppla flera regleringsmagasin och sjöar i serie i modellen och beräkna både individuella och sammantagna effekter av fiskodlingar och andra belastningskällor utspridda på olika regleringsmagasin och sjöar.

### **Modell av Vollenweidertyp**

Vollenweider-modellen innehåller färre variabler då endast omsättningstiden och den inkommande fosforkoncentrationen bestämmer den resulterande koncentrationen i sjön. Den är mycket enkel att använda, fokuserar på en sjö/regleringsmagasin i taget och kräver mycket lite förberedelse av indata.

Modellen kräver ingen kalibrering för det enskilda regleringsmagasinet. Däremot kräver den implicit en kalibrering då två parametrar i modellen har kalibreras mot ett empiriskt dataset av sjöar som i möjligaste mån ska motsvara de förhållanden som råder i det aktuella regleringsmagasinet/sjön där modellen tillämpas. Kvaliteten på data och urvalet av sjöar för kalibreringen blir avgörande för hur väl modellen kommer att fungera. Detta märks tydligt i det stora spann i odlingsutrymme som framräknats för de olika kalibreringarna av Vollenweidermodellen i denna studie (187-432 ton fisk år<sup>-1</sup>). Den nordiska kalibreringen baserar sig på sjöar med som lägst 6 µg P l<sup>-1</sup> vilket gör den olämplig för det stora antal sjöar och regleringsmagasin som har lägre fosforhalter än så.

Modellen antar att ett jämviktstillstånd har infunnit sig i sjön/regleringsmagasinet. Tidpunkten för när jämvikt har uppnåtts är inte definie-



rad, vilket skapar en osäkerhet vid utvärderingen av modellresultaten särskilt om belastningen varierar över tiden.

Eftersom modellen är kalibrerad mot ett antal sjöar så kommer resultaten att bli säkrare för grupper av sjöar snarare än enskilda objekt. Förändringar i markanvändning etc. kommer inte att reflekteras i modellberäkningarna.

## Slutsats

Fiskodlingar ger en möjlighet att utnyttja en produktionspotential i regleringsmagasin. Störst potential finns i redan kraftigt modifierade vatten över högsta kustlinjen där bakgrundsbelastningen är låg. Etablering av fiskodlingar kan ge en ökad sysselsättning i dessa områden, men med risk för negativa konsekvenser i form av eutrofiering och belastning av näringsämnen på nedströms vattenförekomster och hav. För att leva upp till vattendirektivets krav på en god ekologisk status/potential i svenska vattenförekomster, och samtidigt tillmötesgå fiskodlingsnäringen, behövs verktyg och metoder som kan underlätta tillståndsgivande myndigheters bedömning.

Det finns flera olika modeller som skulle kunna användas för att beräkna näringsbalanser i regleringsmagasin. Vissa modeller är enkla att hantera men har nackdelar av att fokusera på en bassäng i taget och förutsätter att ett jämviktsläge har uppstått i näringsutbytet inom bassängen och mellan dess in- och utlopp. Andra modeller kräver detaljerade och högfrekventa data för att kalibreras och drivas samt är mycket komplexa. Dessa är därmed mindre lämpliga verktyg för tillståndsgivande myndigheter.

Källfördelningsmodellen FyrisNP har fördelen av att kunna användas för att utvärdera effekten av punktkällor, till exempel fiskodlingar, på näringsbalansen i olika punkter i ett större sammanhängande avrinningsområde.

FyrisNP har också fördelar i:

- att beräkna fosforbelastning och förluster av fosfor och kväve i enskilda och sammankopplade regleringsmagasin och sjöar.
- att räkna på sjöar och regleringsmagasin som ännu inte uppnått jämvikt efter förändringar i belastning.
- att kunna utnyttja provresultat tagna med långa mellanrum i tiden, exempelvis månatliga, men också frekventare upp till veckovisa.
- att kalibreras mot enskilda regleringsmagasin, sjöar och vattendrag i ett avrinningsområde.
- att möjliggöra känslighets- och osäkerhetsberäkningar.

## Referenser

- Alanärä A. & Strand Å. (2011) *Fiskodlingens närsaltsbelastning*, Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. för Vilt, Fisk och Miljö, Umeå, Rapport 2011:1.
- Arnold J.G. & Fohrer N. (2005) SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, **19**, 563-572.
- Bergström A.K. (2009) Seasonal dynamics of bacteria and mixotrophic flagellates as related to input of allochthonous dissolved organic carbon. In: *International Association of Theoretical and Applied Limnology, Vol 30, Pt 6, Proceedings* (Eds J. Jones, & J. Faaborg), 30, pp. 923-928. E Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Blomqvist P. (2001) A proposed standard method for composite sampling of water chemistry and plankton in small lakes. *Environmental and Ecological Statistics*, **8**, 121-134.
- Brandt M., Ejhed H. & Rapp L. (2008) *Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2006*. Naturvårdsverket, Bromma, 95 sidor.
- Cardoso A.C., Solimini A., Premazzi G., Carvalho L., Lyche A. & Rekolainen S. (2007) Phosphorus reference concentrations in European lakes. *Hydrobiologia*, **584**, 3-12.
- Dillon P.J. & Rigler F.H. (1974) The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, **19**, 767-773.
- Djordjic F. & Spännar M. (2012) Identification of critical source areas for erosion and phosphorus losses in small agricultural catchment in central Sweden. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B - Soil and Plant Science*, 1-12.
- EC. (2000) EC. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and on the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official journal of the European Communities*, **327**, 1-73.
- EC. (2003a) *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 4. Identification and Designation of Heavily modified and Artificial Water Bodies*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- EC. (2003b) *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 10, Rivers and Lakes—Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.3—REFCOND*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Fölster J. & Futter M. (2011) *Bedömning av andelen övergödda sjöar i Sverige. En utvärdering av Bedömningsgrunder för totalfosfor*. Institutionen för vatten och miljö, SLU, Institutionen för vatten och miljö, SLU, Uppsala, Rapport 2011:7, 29 sidor.
- Fölster J. & von Bromssen C. (2012) *Osäkerhet i statusklassning. Näringsämnen i sötvatten i skogslandskapet*, Institutionen för vatten och miljö, SLU, Uppsala, Rapport 2012:6, 30 sidor.
- Hansson K., Wallin M., Djordjic F. & Orback C. (2008a) *The FyrisNP model Version 3.1. -A tool for catchment scale modelling of source apportioned gross and net transport of nitrogen and phosphorus in rivers. A user's manual*. Institutionen för miljöanalys, Uppsala, 28 sidor.
- Hansson K., Wallin M., Djordjic F. & Lindgren G. (2008b) *The FyrisNP model Version 3.1. -A tool for catchment scale modelling of source apportioned gross and net transport of nitrogen and phosphorus in rivers. Technical description*. Institutionen för miljöanalys, Uppsala, 17 sidor.

- Huser B.J. & Fölster J. (inskickat 2012) Predicting background phosphorus concentrations in northern latitude lakes. *Environ. Sci. Technol.*
- Johansson B. (2000) Areal precipitation and temperature in the Swedish mountains - An evaluation from a hydrological perspective. *Nordic Hydrology*, **31**, 207-228.
- Johansson M. (2004) *Kraftigt modifierade ytvattenförekomster i Sverige: Identifikation och bedömning. Preliminär rapport.* Länsstyrelsen i Västerbottens län. Umeå Universitet.
- Johansson T. & Nordvarg L. (2002) Empirical mass balance models calibrated for freshwater fish farm emissions. *Aquaculture*, **212**, 191-211.
- Kirchner W.B. & Dillon P.J. (1975) An Empirical Method of Estimating the Retention of Phosphorus in Lakes. *Water Resources Research*, **11**, 182-183.
- Lindgren G., Wrede S., Seibert J. & Wallin M. (2007) Nitrogen source apportionment modeling and the effect of land-use class related runoff contributions. *Nordic Hydrology*, **38**, 317-331.
- Lindström G., Pers C., Rosberg J., Strömqvist J. & Arheimer B. (2010) Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research*, **41**, 295-319.
- Löfgren S. & Brandt M. (2005) *Kväve och fosfor i skogsmark, fjäll och myr i norra Sverige.* Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping, 34 sidor.
- Milbrink G., Vrede T., Tranvik L.J. & Rydin E. (2011) Large scale and long-term decrease in fish growth following the construction of hydroelectric reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **68**, 2167–2173.
- Naturvårdsverket. (1999) *Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*, Uppsala, Rapport 4913, 102 sidor.
- Naturvårdsverket. (2007a) *Bedömningsgrunder för hydromorfologi*, Bilaga C till Handbok 2007:4.
- Naturvårdsverket. (2007b) *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*, Bilaga A till Handbok 2007:4.
- Naturvårdsverket. (2010a) *Undersökningstyp: Vattenkemi i sjöar*, Version 1:3, 2010-02-17.
- Naturvårdsverket. (2010b) *Undersökningstyp: Växtplankton i sjöar*, Version 1:3, 2010-02-18.
- OECD. (1982) *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control.* Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 154 sidor.
- Orback C. & Wallin M. (2011) *Skrämträsket - Källfördelningsmodellering av fosfor.* Institutionen för vatten och miljö, SLU, Uppsala, Rapport 2011:26, 51 sidor.
- Persson J., Vrede T. & Holmgren S.K. (2008) Responses in zooplankton populations to food quality and quantity changes after whole lake nutrient enrichment of an oligotrophic sub-alpine reservoir. *Aquatic Sciences*, **70**, 142-155.
- Rydin E., Vrede T., Persson J., Holmgren S., Jansson M., Tranvik L. & Milbrink G. (2008) Compensatory nutrient enrichment in an oligotrophic mountain reservoir – effects and fate of added nutrients. *Aquatic Sciences*, **70**, 323-336.
- Vollenweider R.A. (1975) Input-Output Models With Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology. *Schweizerische Zeitschrift fuer Hydrologie*, **37**, 53-84.

# Bilaga 1.

## Lathund för datainsamling till FyrisNP

### Grundscenario

I normalfallet sätter SLU upp sin källfördelningsmodell FyrisNP för utvalt avrinningsområde med PLC5-data<sup>1</sup> som ett grundscenario. Om delaro<sup>2</sup>-gränser behöver justeras eller finare indelning än delaro (PLC5-versionen i SVAR) önskas, så måste nya GIS-beräkningar göras för arealstatistiken. SLU kan i regel klara av grundscenariot med befintliga data förutsatt att ev. nya områdesgränser levereras och att vattenförings- och vattenkemidata finns tillgängliga. Eftersom PLC5-data är framtagna för rapportering av näringsbelastningen på havet så vill man i regel öka upplösningen på indata för tillämpning på inlandsvatten. SLU är då beroende av kompletterande indata från uppdragsgivaren. Vissa av dessa förbättrade indata kan dock SLU ta fram själva (t.ex. förbättrad jordartskarta för jordbruksmark) som ett kompletterande uppdrag. Vill uppdragsgivaren dessutom köra olika scenarier med ändrad näringsbelastning så krävs i regel ytterligare kompletterande indata. Detta för att på ett så realistiskt sätt som möjligt kunna beskriva nuläget m.a.p. på olika åtgärder samt potentialen för dessa i det valda modellområdet.

### Utbildning

SLU genomför fortlöpande uppdragsfortbildning i källfördelningsmodellering rikstad till myndigheter, kommuner och konsulter inom vattenområdet. I denna utbildning, som i regel avgränsas till en dag, introduceras steg för steg indata till FyrisNP, modellkalibrering, resultatpresentation och scenariosimulering. Denna utbildning ger en bra inblick i vad modellen klarar och inte klarar samt vilka indata man själv kan samla in och förbättra grundscenariot med. Man får också förståelse för vikten av bra kvalitet på utsläppsdata och vattenkemiska och hydrologiska mätdata. Utbildningen ger en bra grund inför ev. uppdrag där SLU sätter upp FyrisNP för ett valt avrinningsområde och genomför en modellkalibrering som inkluderar de lokala förbättringar man vill göra. Man har då tillräckliga kunskaper för att själv gå vidare och sätta upp och tillämpa FyrisNP i flera avrinningsområden.

### Manual och teknisk beskrivning

För mer detaljer om indata till FyrisNP och modellen som sådan hänvisas till senaste versionen av manual och teknisk beskrivning. Dessa kan laddas ner på länken: <http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/vattennav/vara-modeller/fyrisnp/>

---

<sup>1</sup> PLC-data på källfördelad kväve- och fosforbelastning på havet rapporteras in till HELCOM vart 5:e år. Senaste rapporteringen (PLC5) avser år 2006. Underlagsdata och resultat finns tillgängliga på [www.smed.se](http://www.smed.se).

<sup>2</sup> Delavrinningsområdesgränser.

Information om FyrisNP och andra modeller som SLU tillämpar för kväve- och fosformodellering finns på hemsidan för SLU vattenNAV (<http://www.slu.se/vattennav>).

### Beskrivning av indata

I efterföljande tabell beskrivs data som är nödvändiga för såväl grundscenario som ev. lokala förbättringar.

#### Grundscenario baserat på PLC5 data (SLU sammanställer)

Datotyp	Beskrivning
PLC5-data	Data från SMED:s hemsida: Hydrologisk indelning (delaro), markanvändning, sjöarea, medelhöjd, lutning, P-halt och jordart för jordbruksmark, deposition (på sjöyta och hygge), läckagehalter för jordbruksmark och övrig mark, utsläppskoordinater samt utsläpp (år 2006) från större punktkällor (industrier, reningsverk), mindre punktkällor (C- och U-anläggningar), dagvatten, enskilda avlopp samt fiskodlingar.

#### Kalibreringsdata (SLU och/eller Vattenmyndigheten sammanställer)

Recipientdata	För kalibrering av modellen behövs tidsserier (helst obrutna) med vattenkemiska mätdata (Tot-P och Tot-N). Data hämtas från SLU:s datavärdskap och kompletteras med lokala data. Även synoptiska provtagningar är värdefulla.
Avrinning	Tidsserier med mätdata eller modellerade data på avrinning. FyrisNP fördelar avrinningen på samtliga delaron utifrån de mätpunkter som nyttjas. Saknas data kan avrinningen modelleras utifrån klimatdata med modellen FyrisQ.
Vattentemperatur	Behövs för retentionsberäkningarna. Om möjligt nyttjas uppmätt vattentemp. I andra hand lufttemp från en av SMHI:s klimat-stationer. Lufttemp kan justeras via ekvation till vattentemp.
Vattendraglängd och bredd	Behövs för retentionsberäkningarna. Från terrängkartan. Behöver ibland kompletteras med de största vattendragen från väggkartan. Om studieområden är små kan det behövas data om dikenas längd och position. Historiska kartor, flygbilder och dränerings-kartor kan användas för att få fram bättre information.

#### Lokala förbättringar (Vattenmyndigheten sammanställer)

Områdesavgränsning och justering av delarogränser	<p><u>Önskvärt:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Mätstationer för vattenkemi och flöde längst ned i delaro.</li> <li>– Större sjöar längst ned i delaro.</li> <li>– Stora punktkällor högst upp i delaro.</li> </ul> <p><u>Om delaro-gränser ändras måste nya GIS beräkningar göras för:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Areal jordbruksgrödor (IAKS-och blockdata) samt nycklar för att gruppera om IAKS-grödor till PLC5-grödogrupper (SLU gör detta)</li> </ul>
---	---

	– Markanvändning (SLU gör detta)
Utsläpp från punktkällor (reningsverk och industrier)	Tidsserier med månads- eller veckovärden på utsläpp (Tot-N och Tot-P) från punktkällor (reningsverk och industrier). Finns inte detta får årsvärden användas. För större reningsverk ska bräddning ingå i utsläpps-siffran. Utsläpp från mindre punktkällor (C- och U-anläggningar) baseras i PLC5 på schablonberäknade värden. Uppmätta utsläpp innebär således en klar förbättring.
Utsläpp från enskilda avlopp	Underlag till beräkning av utsläpp från olika kommunala register (tillstånds- fastighets- och slamtömningsregister) samt data från eventuella inventeringar.
<b>Lokala förbättringar (SLU kan ta fram i ett utökat uppdrag)</b>	
Förbättrad jordartskarta för jordbruksmark	Baserat på SGU:s lokala alternativt regionala jordartskartor och data från SLU:s mark- och grödoinventering kan en förbättrad jordartskarta för jordbruksmark tas fram.
Fosforhalt i jordbruksmark	Data på fosforhalt i jordbruksmark från mark- och grödo-inventeringen kan kompletteras med lokala data t.ex. från Hushållningssällskapen.
Läckagehalt för fosfor från jordbruksmark	Förbättrade läckagehalter för fosfor från jordbruksmark kan tas fram genom att använda kontinuerliga värden för lutning och P-halt i mark samt förbättrad jordartskarta och P-haltskarta enligt ovan.
Läckagehalt för kväve från jordbruksmark	Förbättrade läckagehalter för kväve kan tas fram genom att ta hänsyn till växtföljd.
Intern fosforbelastning från sjösediment	Potentialen för P-läckage från bottensediment i sjöar kan bedömas genom fosforfraktionering av skiktade prov från sedimentproppar. Kvantifiering av denna internbelastning sker sedan genom att lägga in den som en egen källa i FyrisNP och kalibrera mot mätdata i sjöns utlopp.
Förbättring av beräkningen av bakgrundsbelastning för fosfor från jordbruksmark	Beräkningen av bakgrundsbelastningen från jordbruksmark är enligt PLC5 metodiken kraftigt förenklad där man använt den lägsta P-klassen i matjorden som bakgrunds nivå för hela landet. I verkligheten varierar P-halt i marken och genom att använda uppmätta P-halter i alven kan man till en viss mån ta hänsyn till naturlig variation i P-halten och därmed justera beräkningen av bakgrundsbelastning för P från åkermark.
Förbättrade höjddata – nya delaro-gränser	Nuvarande indelning i delavrinningsområden grundas på en ganska grov (50x50m) höjdmodell. Framtagning av en ny, högupplöst höjdmodell pågår i stora delar av Sverige och vissa delar blir klara redan under hösten 2010. Utifrån dessa data kan nya noggrannare beräkningar av indelningen i delaro göras efter behov (SLU gör detta).

I inledningen av ett projekt finns det ytterligare två förutsättningar för modellarbetet som måste bestämmas. Det är:

1. **Kalibreringsperiod.** Det måste finnas tidsserier (helst obrutna) med data på avrinning, uppmätt vattenkemi, temperatur och utsläpp från punktkällor för hela kalibreringsperioden. Längden på tidsserierna för någon av dessa datatyper begränsar därför ofta kalibreringsperiodens längd. Samtidigt kan man inte ha hur lång period som helst då markanvändning, läckagehalter, deposition och enskilda avlopp inte hanteras som tidsserier utan med så färsk information som möjligt.
2. **Tidsupplösning.** FyrisNP kan användas med både månads- och veckoupplösning. Veckoupplösningen passar bättre för relativt små avrinningsområden med mycket god tillgång på högupplösta indata (t.ex. typområden för jordbruksmark). Månadsupplösning är därför i de flesta övriga fall en lämplig tidsupplösning. Det innebär samtidigt att väldigt snabba processer som kanske sker under ett par timmar, t.ex. erosion, inte fångas på ett tillfredsställande sätt i modellen<sup>3</sup>. Det är dock svårt att ta hänsyn till snabba processer i retentionsberäkningarna. Retention, eller kvarhållning, av näringsämnen är i detta sammanhang definierat som en skillnad mellan bruttobelastning på ett vattensystem och nettotransporten ut ur det samma för en längre tidsperiod. I det sammanhanget är månad en "lagom" lång tidsupplösning som dessutom fångas via de flesta recipientkontrollprogram.

---

<sup>3</sup> Om målsättningen är att studera enskilda processer i markläckage, transport och retention av kväve och fosfor så finns andra modellverktyg som SLU tillämpar inom forskning och fortlöpande miljöanalys (t.ex. SOILNDB, ICECREAMDB, SWAT och INCA).

## Bilaga 2.

Kalibrerade parametervärden för  
källfördelningsmodellen FyrisNP.

Namn	Delaronr	c0	Kvs
Mjölkvattnet	1	0.46	0.56
	2	0.53	0.033
	3	0.53	0.033
	4	0.53	0.033
	5	0.53	0.033
	6	0.53	0.033
	7	0.46	0.56
Burvattnet	8	0.46	0.56
	9	0.53	0.033
Burvattnet	10	0.46	0.56
	11	0.53	0.033
	12	0.53	0.033
	13	0.53	0.033
	14	0.53	0.033
	15	0.53	0.033
	16	0.53	0.033