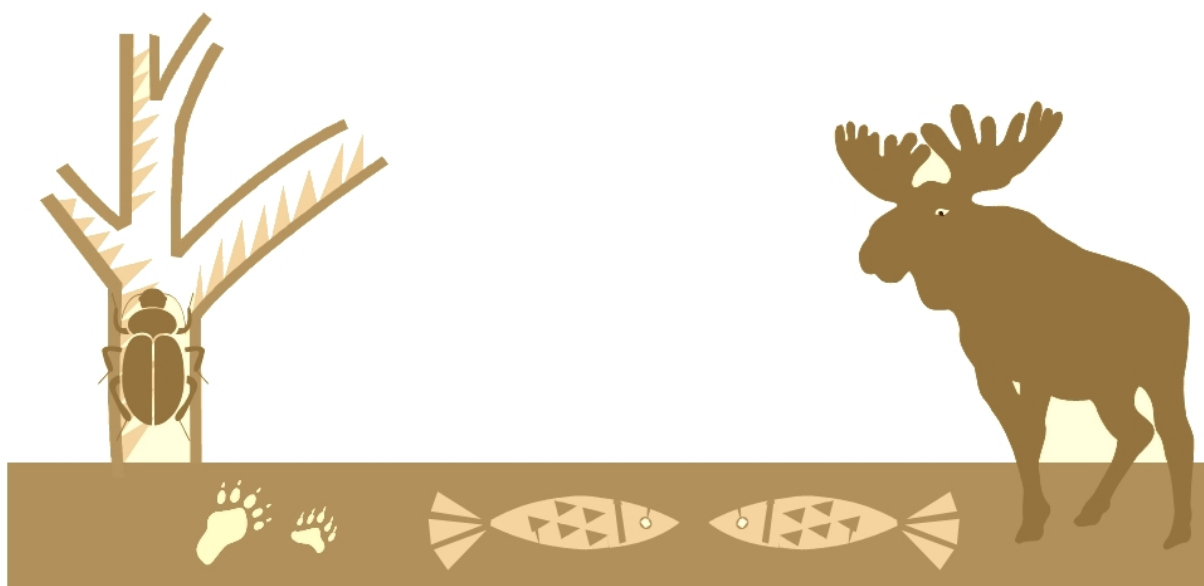




# Förslag till modeller för tillståndsbedömning av fiskodling, kontrollprogram och analys av miljöpåverkan

Anders Alanära



---

Sveriges Lantbruksuniversitet  
Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö

Rapport 9

Swedish University of Agricultural Sciences  
Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies

---

Umeå 2012

Denna serie rapporter utges av Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå med början 2011. Serien publiceras endast elektroniskt på institutionens hemsida [www.slu.se/viltfiskmiljo](http://www.slu.se/viltfiskmiljo) .

This series of Reports is published by the Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, starting in 2011. The reports are only published electronically at the department home page [www.slu.se/viltfiskmiljo](http://www.slu.se/viltfiskmiljo) .

E-post till ansvarig författare  
*E-mail to responsible author* Anders.Alanara@slu.se

Nyckelord  
*Key words* Fiskodling, miljöeffekter, odlingstillstånd,  
referensvärde, produktionspotential, kontrollprogram

Ansvarig utgivare  
*Legally responsible* Hans Lundqvist

Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö  
Sveriges lantbruksuniversitet  
901 83 Umeå

Adress  
*Address* *Department of Wildlife, Fish, and Environmental  
Studies  
Swedish University of Agricultural Sciences  
SE-901 83 Umeå  
Sweden*

## Sammanfattning

I december 2011 gavs SLU i uppdrag av Jordbruksverket att utreda några för fiskodlingsbranschen centrala miljöfrågor som påverkar hur odlingstillstånd skall dimensioneras och miljöpåverkan skall följas upp. I uppdraget ingår att belysa problemställningar och ge förslag på åtgärder.

I Sverige saknas gemensamma riktlinjer eller regelverk för att dimensionera lämplig odlingsvolym i sötvatten. Som en första åtgärd föreslås att den nuvarande och etablerade "Vollenweidermodellen" utses som nationellt gällande för att skatta potentiellt närsaltsutrymme i sjöar och regleringsmagasin. Utifrån beräknat närsaltsutrymme kan lämpligt odlingstillstånd fastställas. Samtidigt bör ett utvecklingsarbete initieras för att ta fram en mer ändamålsenlig och dynamisk modell. I denna utredning föreslås den så kallade FyrisNP-modellen ha potential att med högre säkerhet skatta närsaltsutrymmen i framtiden.

Referensvärdet som skall återge det ursprungliga tillståndet för fosfor behövs för att kunna beräkna närsaltsutrymmet eller vattnets potential för fiskodling. Befintlig metod fungerar dock inte i regleringsmagasin som ligger i eller vid fjällkedjan på grund av att fosforhalterna ligger vid eller under ursprungsvärdet. Istället föreslås att nuvarande halt används som referens. För att med säkerhet identifiera den lägsta nivån föreslås att den nedre 90%-iga konfidensgränsen för medelvärdet sätts som referensvärde.

Nationella riktlinjer för kontrollprogram bör utformas. Dessa skall vara specifikt utformade utifrån sjöns/magasinet morfometri och odlingens placering. Provtagning och analyser bör utföras av ackrediterad personal och ackrediterat laboratorium. Referensmätningar bör om möjligt genomföras innan start av odling. För att minska variationen mellan prover och ta hänsyn till den rumsliga variationen i sjön bör blandprov tas bestående av ytvatten från minst 5 representativa punkter. Vattenkemiska prover tas månatligen under den isfria säsongen, samt kvantitativa växtplanktonprover en gång per år. Differentierade kontrollprogram beroende på tillståndets storlek och lokalens känslighet bör övervägas. Likaså rekommenderas att odlingar med en produktion över en viss gräns (t ex 500 ton per år) skall ha enskilda kontrollprogram.

Fiskodlingar är tillståndspliktiga som miljöfarlig verksamhet enligt Miljöbalken om mer än 40 ton foder används per år. Tillståndspliktiga odlingar skall årligen skicka in en miljörapport till ansvarig myndighet. Denna skall innehålla en emissionsdeklaration rörande hur mycket fosfor och kväve som släpps ut till miljön. Myndigheternas hantering av dessa miljörapporter är idag bristfällig och många odlare rapporterar inte in emissionsuppgifter. Dessutom finns tydliga indikationer på att emissionsberäkningarna inte genomförs på ett enhetligt och korrekt sätt. Ett utvecklingsarbete bör genomföras för att ta fram en standardiserad emissionsdeklaration. Beräkningsstöd bör ges i form av färdiga digitala kalkylblad och instruktioner.

För att på ett seriöst sätt kunna hantera branschens miljöfrågor måste miljörapport och kontrollprogram samordnas på ett bättre sätt. Informationen måste dataläggas och kunna samköras i en databas. Regelbunden analys av tillstånd måste genomföras och sättas i relation till tillståndsgiven produktion. Rapportering måste ske till odlare och ansvariga myndigheter. Uppföljningen bör centraliseras till en huvudman, förslagsvis en eller några länsstyrelser. Ett expertstöd bör inrättas för att säkerställa kvaliteten på analyser och utveckling av metoder.

## Bakgrund

I Sverige saknas gemensamma riktlinjer eller regelverk för att dimensionera lämplig odlingsvolym i sjöar och vattendrag. Som resultat har tillståndsgivningen hittills varit väldigt godtycklig och kännetecknats av stor försiktighet. I många fall har inte odlingstillstånd beviljats och i de fall tillstånd getts har produktionen satts mycket låg i förhållande till vattenområdets potential. I några fall finns även problem med att nivån på tillståndet överskrider vattnets bärkraft. I rapporten "Fiskodlings miljöpåverkan" (Alanärä & Strand 2011) föreslås en modell för att dimensionera fiskodlingar produktionsvolym utifrån nu gällande miljödirektiv. För att beräkna den koncentrationshöjande effekten av fosfortillskott i en sjö eller regleringsmagasinen används teoretiska modeller. 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. Det finns ett tiotal olika typer av massbalansmodeller som ger något olika resultat beroende på flödet genom och sedimentationsmönstret i sjön. Vilken eller vilka av dessa modeller som bör användas för detta ändamål är i dagsläget oklart, speciellt med avseende på reglerade vatten.

I Sverige finns ett mycket stort antal sjöar och vattendrag som är reglerade till följd av vattenkrafts utbyggnad. Ur flera aspekter är reglerade vatten mycket lämpliga för fiskodling och troligen kan vi förvänta oss en expansion av branschen i dessa. En central del i dimensioneringsmodellen är referensvärdet som skall återspegla ett teoretiskt opåverkat tillstånd. I arbetet med att utveckla en metod för skattning av referensvärde har dock inte reglerade vatten ingått och det är oklart hur metoden fungerar i system med påtagligt modifierade vattenflöden och sedimentation.

Naturvårdsverket (2003) har tagit fram en handbok med föreskrifter och allmänna råd angående miljörapport för tillståndspliktiga miljöfarliga verksamheter. Enligt denna är miljörapportens övergripande syfte att redovisa hur verksamheten har tillgodosett kraven och hänsynsreglerna i miljöbalken. Miljörapporten skall bestå av en grunddel, en textdel och för vissa verksamheter en emissionsdeklaration. Miljörapportens grunddel innehåller uppgifter på företaget, medan textdelen innehåller en beskrivning av verksamhetens huvudsakliga påverkan på miljön. Emissionsdeklarationen skall för tillståndspliktiga fiskodlingar redovisa årsvärden avseende utsläpp till vatten, vanligen fosfor och kväve.

Svenska MiljöEmissionsData (SMED) genomförde 2012 en studie om svenska fiskodlingars rapportering till den svenska miljörapporteringsportalen (SMP) (Mietala 2012). Inrapporterade uppgifter från fiskodlingars totala fosfor- och kväveutsläpp till SMP för år 2010 jämfördes med beräknade utsläpp från Statiska Centralbyråns (SCB) uppgifter på totalt antal aktiva odlingar i Sverige vid den tiden. Enligt SMP finns 79 fiskodlingar registrerade i länsstyrelsernas emissionsregister (EMIR), varav 32 företag rapporterat in uppgifter om fosforutsläpp och 24 företag om kväveutsläpp. I SCB:s data från 2010 finns 198 fiskodlingar som rapporterat in total produktion av sätt- och/eller matfisk. Merparten av Sveriges aktiva fiskodlingar finns således ej inrapporterade i EMIR. Undersökningen av SMED visar även att utsläppen av fosfor och kväve som rapporteras in av odlarna inte beräknas på ett enhetligt sätt (Mietala 2012). Felaktiga beräkningar kan leda till att fiskodlingars miljöbelastning underskattas och att belastningen på miljön är större än vad tillståndet medger.

Länsstyrelsen är tillsynsmyndighet för all tillståndspliktig fiskodlingsverksamhet i länet, om inte tillsynen överlåts till kommunen. Länsstyrelsen ska föra ett register över fiskodlingar i länet. För att hålla detta register aktuellt skall fiskodlingsföretaget varje år anmäla till länsstyrelsen om och var verksamheten kommer att bedrivas kommande säsong. Länsstyrelsen kontrollerar att medgiven odlingsvolym inte överskrids och att fiskodlaren även i övrigt följer de villkor som finns i tillståndet. Utvärderingar har dock visat på stora brister i analysen av påverkan, samt att kontrollprogram och miljörapporter ofta är svårtillgängliga (Jonsson & Alanära 2000; Alanära & Strand 2011).

## **Uppdrag och mål**

Uppdraget givet av Jordbruksverket i december 2011 gäller följande tre delområden:

### Dimensionering av odlingstillstånd

1. att utvärdera befintliga modeller för skattning av odlingspotential i sjöar och reglerade vatten
2. att se över hur gällande metod för skattning av referensvärde för fosfor fungerar i reglerade vatten

### Utformning av kontrollprogram och miljörapport

3. att ge förslag på kontrollprogram för fiskodling i sötvatten som på ett kostnadseffektivt sätt kan fånga upp förändring i vattenkemi och biologi.
4. att diskutera hur en standardiserad emissionsdel i en miljörapport skall se ut.

## Analys av miljöpåverkan

5. att belysa problematiken med separat rapportering av miljörapporter och resultat från kontrollprogram. Problematiken berör databaser, analys och rapportering, samt ansvarsfördelning.

För uppdragen 1, 2 och 3 har expertis från institutionen för Vatten och Miljö vid SLU i Uppsala anlåtats. Resultaten från denna studie presenteras i rapporten - *Näringspåverkan av fiskodling i regleringsmagasin* av Markensten Hampus, Fölster Jens, Vrede Tobias och Djodjic Faruk. Rapport 2012:20, Institutionen för vatten och miljö, SLU, Uppsala.

## Modell för dimensionering av odlingstillstånd

Den massbalansmodell av "Vollenweidertyp" som föreslås av Alanärrä & Strand (2011) är enkel att använda eftersom relativt få variabler behövs för beräkning av lämplig odlingsmängd (bilaga 1). Modellen utgår från att den kalibrering som tidigare gjorts stämmer överrens med de förutsättningar som råder i sjön eller regleringsmagasinet, d v s inga nya och för sjön specifika kalibreringar behöver göras. Det finns ett antal kalibreringar gjorda för olika typer av sjöar och olika förutsättningar (se bilaga 1). I detta arbete har tre av dessa utvärderats i jämförelse med den sk FyrisNP-modellen (Markensten m fl. 2012).

OECD:s så kallade "Nordiska kalibreringen" är anpassad till de förhållanden som råder i Norden och bygger på mätdata från 14 stycken stora och relativt djupa sjöar i Sverige, Norge och Finland. I Sverige är det data från Mälaren, Boren och Vättern som ingått i kalibreringen (OECD, 1982). OECD:s kalibrering "hela databasen" bygger på data från 87 sjöar främst från Europa och Nordamerika. Genom att den innehåller vitt skilda typer av sjöar kan den anses som mer generell än föregående. Johansson & Nordvarg (2002) kalibrerade Vollenwiedermodellen för 10 i huvudsak svenska sjöar där fiskodling bedrevs eller hade bedrivits. Dock innehöll detta datasetet endast sjöar med en totalfosforhalt på 6 µg P/l eller mer.

FyrisNP är en källfördelningsmodell för näringstransporter utvecklad vid Vatten och Miljö, SLU (Markensten m fl. 2012). Modellen är dynamisk, där situationen i ett tidssteg kommer att påverka situationen i nästa tidssteg, och beskriver näringstransporter i ett avrinningsområde. FyrisNP-modellen har tidigare applicerats på avrinningsområden på flera olika platser, till exempel Skråmträsket, Fyrisån och Milsbo. Modellen ger möjlighet att specificera tidsserier av punktkällor, som t ex fiskodling och hur detta kommer att påverka näringsbudgeten nedströms odlingen. FyrisNP-modellen är i jämförelse med modeller av "Vollenweidertyp" något mer komplicerad, vilket innebär mer indata och expertkunskap.

I detta arbete har en jämförelse gjorts mellan olika typer av modeller, testade gentemot data för den reglerade sjön Mjölkvattnet i Jämtland. Referenstillståndet i Mjölkvattnet

beräknades till 2,5 µg P/l. I exemplet tillåts den acceptabla nivån att öka till 5 µg P/l, vilket innebär att sjöns status fortfarande klassas som god (2×referenstillståndet). Enligt FyrisNP-modellen motsvarar denna höjning av koncentrationen ett fosfortillskott om 1250 kg per år, vilket omräknad i utsläpp från fiskodling ger en produktion av 184 ton per år. Motsvarande beräkning med OECD kalibrering av Vollenweidermodellen gav 187 ton (hela databasen), den nordiska kalibreringen 250 ton, och kalibreringen av Johansson och Nordvarg (2002) gav ett mycket större odlingsutrymme på 432 ton fisk per år. OECD:s kalibreringar av Vollenweidermodellen ligger således mycket närmare resultaten från FyrisNP-modellen, jämfört med kalibreringen av Johansson och Nordvarg (2002). För att med någon säkerhet kunna uttala sig om vilken kalibrering som ger bäst resultat i reglerade vatten (och naturliga sjöar) behövs mer jämförande studier i olika typer av magasin/sjöar och med skilda belastningssituationer. OECD:s Nordiska kalibrering är sannolikt den som används mest i praktiken, speciellt vid nyliga bedömningar av odlingstillstånd i Jämtland och Västerbotten.

I tabellen nedan listas för- respektive nackdelar med respektive metod. För mer detaljerad information se Markensten m fl. (2012).

	Vollenweidermodell	FyrisNP källfördelningsmodell
Fördelar	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Enkel att använda</li> <li>• Begränsad mängd modellparametrar</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Dynamisk – hanterar förändringar över tid</li> <li>• Specifik kalibrering för varje sjö/magasin</li> <li>• Modelleringsområde kan göras på avrinningsområdesnivå – inkluderar transport nedströms</li> <li>• Tar hänsyn till olika diffusa källor och punktkällor</li> </ul>
Nackdelar	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Statisk – kräver ett jämviktsförhållande över längre tid</li> <li>• Generell kalibrering – ej specifik för respektive sjö/magasin</li> <li>• Begränsade möjligheter att skatta nedströmseffekter</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Modell på expertnivå</li> <li>• Fler parametrar att kalibrera</li> </ul>

## Förslag

Eftersom en nationell modell för bedömning av miljöpåverkan och dimensionering av odlingstillstånd saknas i dagsläget föreslås att kalibreringar som bygger på Vollenweiders originalmodell används (Bilaga 1). I dagsläget finns tillräcklig kunskap för att direkta tillämpa denna modell, men fler jämförande studier behövs för att identifiera den bästa kalibreringen. Parallellt med detta bör utvärdering och validering av den sk FyrisNP-modellen genomföras. Denna modellstruktur har sannolikt bättre förutsättningar att kunna förutsäga vilka effekter

ett fosfortillskott från fiskodling kommer att ge upphov till. I utvärderingen av modellen bör också kompetenskrav, utbildningsbehov och expertstöd utredas.

## **Referensvärde för fosfor i kraftverksmagasin**

De flesta svenska sjöar är sedan länge påverkade av olika typer av mänsklig aktivitet. Koncentrationen av fosfor i sötvatten ligger t ex vanligen över eller mycket över ursprungsnivån. Det opåverkade tillståndet kallas referensvärde och används för att klassificera graden av påverkan i en sjö. Referensvärdet för fosfor är också en viktig utgångspunkt för att kunna fastställa det potentiella odlingsutrymmet i en sjö eller magasin. Wilander (2006) har tagit fram bedömningsgrunder för att kunna beräkna referensvärdet för fosfor, vilka ingår i Naturvårdsverkets handbok om kvalitetskrav för ytvattenförekomster från 2007. Metoden bygger på ett teoretiskt samband där uppgifter på sjöns absorptionshöjd över havet och medeldjup används för att skatta referensvärdet för fosfor (se Markensten m fl. 2012 för mer detaljer). Uppgifter på sjöns höjd över havet finns alltid, medeldjup ofta, medan provtagningar på vattnets absorptionshöjd inte alltid finns tillgängliga.

Intresset för att odla fisk i våra större regleringsmagasin har ökat starkt de senaste åren. Många av dessa ligger i eller i närheten av fjällkedjan där graden av mänsklig aktivitet och påverkan saknas eller är mycket låg. De är också naturligt näringsfattiga. Dessutom är det högst troligt att regleringen av vattenflödet påverkar fosforhalten negativt, vilket innebär att den nuvarande halten sannolikt är något lägre än ursprungsnivån. Här kan med fördel utgå direkt från vattnets nuvarande fosforhalt istället för metoden som beskrivs ovan. Markensten m fl. (2012) föreslår att för regleringsmagasin använda vattnets nuvarande fosforhalt som referensvärde förutsatt att mänsklig påverkan saknas. För att med säkerhet identifiera den lägsta nivån föreslås att den nedre 90%-iga konfidensgränsen för medelvärdet sätts som referensvärde. På så sätt minskar risken att ett för högt referensvärde väljs. Ju mer data som finns tillgängligt eller samlas in, ju mindre skillnad mellan det sanna medelvärdet och den nedre 90%-iga konfidensgränsen. Osäkerheten beroende på variation mellan provtagningar minskar således med ökat antal mätningar. 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. Rekommendationen är minst 12 analysvärden i blandprover (4 prov per år i 3 år).

Ett gemensamt problem med bägge metoderna som beskrivs ovan är att vattenkemiska data ofta saknas eller är bristfälliga vid bedömning av tillstånd och lämplig produktionsvolym. En lösning skulle kunna vara att kräva en treåring mätserie innan beslut om produktion kan fastställas. Det är möjligen orimligt att en intressent skall behöva vänta så länge innan beslut om tillstånd kan tas. Ett annat alternativ är att kommuner på förhand inventerar sina vatten



med avseende på lämpliga odlingslokaler och tillsätter vattenkemiska provtagningsprogram där förutsättningarna i övrigt är goda.

En annan lösning, som föreslås av Alanära & Strand (2011), är att fatta ett preliminärt beslut utifrån de data som finns tillgängliga och ge ett tidsbegränsat tillstånd i 3-5 år. Vid stor osäkerhet i datakvalitet kan försiktighetsprincipen tillämpas och ett begränsat tillstånd beviljas. Under tiden inrättas ett kontrollprogram som fångar upp den vattenkemiska statusen vid starten av odling och eventuella förändringar under perioden. Inom ramen för kontrollprogrammet är det viktigt att identifiera en referenspunkt som inte påverkas av odlingsverksamheten. Eftersom det tar ett tag för företaget att komma igång med verksamheten är fosforbelastningen vanligtvis låg under de första åren. Efter 3-5 år kan en bra bedömning göras utifrån data i kontrollprogrammet och tillståndsgiven produktion revideras. På så sätt förenklas processen och odlaren behöver inte vänta med att komma igång med produktionen.

### **Förslag**

- Ta fram nya direktiv för referensvärde i reglerade vatten baserat på metodiken som beskrivs i denna utredning
- Se över möjligheten till tidsbegränsade preliminära tillstånd vid nyetablering.

### **Kontrollprogram**

Förslag till strategi, omfattning och innehåll på kontrollprogram för fiskodling presenteras i rapporten av Markensten m fl. (2012).

Sammanfattningsvis rekommenderas att:

- kontrollprogram skall vara specifikt utformade utifrån sjöns/magasinet morfometri och odlings placering
- provtagning och analyser bör utföras av ackrediterad personal och ackrediterat laboratorium
- referensmätningar bör genomföras innan start av odling
- blandprov används bestående av ytvatten från minst 5 representativa punkter. Att göra blandprover minskar variationen mellan prover genom att den rumsliga variationen i sjön fångas in.
- vattenkemiska prover tas månatligen under den isfria säsongen. En gång per år (under perioden mitten på juli till mitten på augusti) tas också kvantitativa växtplanktonprover.

Inom ramen för denna utredning diskuteras ej möjligheten till differentierade kontrollprogram. Det kan vara aktuellt att ställa högre krav på kontrollprogram för stora

odlingar över en viss produktion. Detta gäller främst antalet lokaler/prover per år och inte så mycket programmets innehåll. Kostnaden för kontrollprogram måste sättas i relation till en riskbedömning av verksamheten.

Många odlingar idag är anslutna till samordnade recipientkontrollprogram (SRK). För mindre odlingar där risken för övergödningsproblem är liten fungerar SRK bra. För stora odlingar med en produktion över t ex 500 ton per år är belastningen på miljön påtaglig och enskilda program bör skapas. Enskilda kontrollprogram ger möjlighet att med god precision följa förändringar i miljön så att inga oönskade problem uppstår.

## Miljörapport och emissionsdeklaration

För fiskodling krävs en emissionsdeklaration om utsläppen överstiger 6000 kg kväve (tot-N) per år eller 100 kg fosfor (tot-P) per år (Naturvårdsverket 2003). Det råder dock en stor diskrepans mellan dessa två gränsvärden vad gäller kopplingen till produktionens storlek. För att en fiskodling skall komma upp i ett kväveutsläpp om 6000 kg behövs en årsproduktion av ca 150 ton per år. För fosfor å andra sidan räcker det med en produktion om ca 15 ton per år.

Fiskodlingar är tillståndspliktiga som *miljöfarlig verksamhet enligt Miljöbalken* om mer än 40 ton foder används per år. Detta motsvarar en nedre gräns för fiskproduktion om ca 35 ton per år. Alla tillståndspliktiga odlingar i normal drift måste således lämna in emissionsdeklaration med avseende på fosfor. Det innebär också att även mindre icke tillståndspliktiga odlingar bör skicka in en emissionsdeklaration om produktionen överstiger ca 15 ton per år. Av Sveriges ca 198 odlingar som var aktiva 2010 var det endast 16% som i sina emissionsdeklarationer redovisat fosforutsläpp och 12% kväveutsläpp (Mietala 2012). Undersökningen av Mietala (2012) indikerar även att emissionsberäkningen inte görs på ett standardiserat sätt.

Den svenska miljörapporteringsportalen (SMP) innehåller uppgifter om fiskodlingar från länsstyrelsernas emissionsregister (EMIR), samt uppgifter om utsläpp i form av emissionsdeklaration. Emissionsdeklarationen bygger på uppgifter som fiskodlingsföretagen själva beräknar. Detta görs med hjälp av foderleverantörens redovisning av innehåll av kväve och fosfor i fodret samt hur mycket av dessa närsalter som kan beräknas släppas ut till vattenrecipienten genom fekalier, urin och foderspill. Beräkningen är en så kallad massbalanskvation där fosfor och kväve som tillförs via fodret och inte binds upp i den odlade fisken antas belasta miljön. Modellen beskrivs som:

$$L = P * (FK * CI - CR) * 10$$

där L står för fosfor eller kväveförluster (kg per ton producerad fisk), P för fiskproduktion (netto, ton), FK för Foderkoefficient, CI för koncentration av fosfor eller kväve i foder (%) och CR för koncentration av fosfor eller kväve i fisk (%). Fiskens (regnbågens) fosforhalt anges av

Naturvårdsverket (1993) till 0.4%. Värden på annan fisk som t ex röding saknas. Beroende på fiskens storlek varierar kvävehalt i regnbåge mellan 2.3-3.0%. Sambandet kan matematiskt beskrivas som:

$$N = 1.27 + (0.048 * (17.3 + 5.16 * \log V))$$

där N är kvävehalten i % och V är fiskens vikt i gram.

Foderkoefficienten beräknas vanligen genom att dividera den totala foderförbrukningen med fiskens tillväxt (biomassaökning) under en odlingssäsong. Förutom direkt foderspill påverkas foderkoefficienten av fodrets smältbarhet (energiinnehåll), dödlighet, fiskens storlek och stress. Problem med beräkning av foderkoefficienten är att den ofta utgör ett schablonvärde för hela odlingen under en produktionssäsong och ej tar hänsyn till variationen mellan t ex fisk av olika storlek. Foder med olika smältbarhet ger olika foderkoefficienter, men därmed inte givet olika utsläpp av fosfor. Hur odlarna tar hänsyn till dödlighet i beräkningen varierar. Ofta tas död fisk ej med i produktionen vilket innebär att foderkoefficienten överskattas. Biomassan vid en dödlighet om 10% innehåller förhållandevis stora mängder fosfor och kväve som om det inte räknas bort antas belasta miljön. Det finns således en rad problem med beräkningen av foderkoefficienten och en standardiserad metod behöver utvecklas.

En vitt utbredd generalisering är att regnbåge har ett totalt fosforinnehåll av 0.4% eller 0.04 g per kg fisk. En sammanställning av publicerade data från olika vetenskapliga studier visar dock att variationen i fosforinnehåll är relativt stor (Jonsson & Alanärs 2000). Innehållet verkar variera med bl a fiskens storlek och fettinnehåll. Riktade studier behövs för att fastställa variationen i fosforinnehåll inom och mellan arter aktuella för svenskt vattenbruk. I första hand gäller detta regnbåge och röding. Utan sådana studier blir beräkningen av fosforbelastning till miljön högst godtycklig.

Vid beräkning av fosfor- och kväveförluster från fiskodling används vanligen endast den totala emissionen, d v s man slår ihop lösta och partikelbundna fraktioner. Ur ett ekosystemperspektiv är det dock stor skillnad på vad som händer med näringsämnena beroende på löst eller partikelbunden form. För att kunna koppla närsaltsdosen från en fiskodling till effekterna på ekosystemet behövs mer detaljerad information om uppdelningen mellan löst och bunden form.

Fiskens kväveutsöndring är ett resultat av proteinnedbrytning, där de huvudsakliga restprodukterna är ammonium, koldioxid och bikarbonat. Proteinupptaget är med dagens foder mycket högt (ca 90%), vilket innebär att mängden kväve i fiskens fekalier är av underordnad betydelse i förhållande till den totala belastningen. De flesta fiskarter är ammoniotelic, d v s de utsöndrar sina restprodukter av kväve (främst ammonium) direkt till vattnet via gälarna. Denna fraktion står för 75-90% av den totala kväveexkretionen, medan resterande del utsöndras som urin via analöppningen. Det mesta kvävet utsöndras således i löst form, vilket gör den mycket lättillgänglig för växterna.

När det gäller fosfor är kunskapen om olika fraktioner begränsad. Det finns en del mer eller mindre vetenskapliga undersökningar som ger lite olika resultat. Variationen i andel löst och därmed för växterna direkt tillgänglig fosfor varierar mellan 15-40% i dessa studier (Pettersson 1988). Hur stor del av fosforförlusten som är biologiskt tillgänglig på längre sikt är också oklart. Faktorer som fodertyp, sedimentförhållanden (turbulens, temperatur, salthalt, syrgas, pH, mikrobiell aktivitet, mm), samt hur olika organismer i näringskedjan nyttjar det sedimentterande materialet påverkar den biologiska tillgängligheten. Några äldre svenska studier i kassodlingsmiljö indikerar att den totala fosforförlusten över längre tid ligger på ca 65%, dvs 2/3 av förlusten är biologiskt tillgänglig (Persson 1986; Enell 1987; Larsson 1987). En viss del av fosforförlusten är således hårt bunden till partiklar och kommer att sedimentera i odlingens närhet. Denna fraktion kommer sannolikt inte att bidra till ökad primärproduktion. I praktiken kan det leda till att vi överskattar fiskodlingens miljöbelastning vilket även får inverkan på bedömningen av odlingstillstånd. Eftersom fosfor är det tillväxtbegränsande näringsämnet i många sötvatten bör uppdelningen i lösta och bundna fraktioner kvantifieras i syfte att öka precisionen vid skattningar av ekosystemeffekter.

I bilaga 2 ges ett exempel på hur en mer detaljerad rapport på närsaltsemissioner från fiskodling skulle kunna se ut. I enlighet med texten ovan krävs ett utvecklingsarbete för några parametrar för att noggrannheten skall bli tillräckligt stor. Tabellerna i bilaga 2 är kopior på kalkylblad (Excel). De indata som behövs är i princip samma som används idag. För odlaren krävs att uppgifter på varje odlingsenhet fylls i kontinuerligt. Förutom att uppgifterna som fylls i ger bra data på närsaltsemissioner, ger det även viktig feedback till odlaren med avseende på utvärdering av produktionen.

### **Förslag**

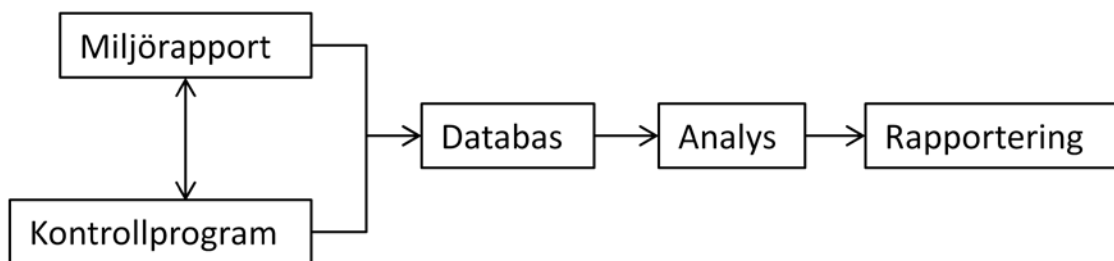
- Utred diskrepansen mellan kväve respektive fosfor rörande gränsvärden för rapportering till länsstyrelsernas emissionsregister (EMIR).
- Rapporteringen till EMIR måste förbättras. Få odlingar rapporterar.
- Emissionsberäkningar måste förbättras och standardiseras
- Utredda behovet av att kvantifiera emissioner i löst respektive partikulär form
- En digital mall för närsaltsemissioner bör tas fram

### **Uppföljning och databashantering**

Enligt Miljöbalken är fiskodlingar som använder mer än 40 ton foder per år tillståndspliktiga. Inom ramen för tillståndet skall en miljörapport skickas in årligen samt ett kontrollprogram inrättas som följer upp verksamheten faktiska påverkan på miljön. Miljörapporten anger graden av påverkan (dos) och kontrollprogrammet fångar upp effekten. Det kan synas självklart att data från dessa två källor samkörs, men så är inte fallet i praktiken. I en studie av Alanärs & Strand (2011) var målsättningen att samla in information rörande odlingars

miljörapporter och kontrollprogram i syfte att utvärdera om odlingarnas tillstånd var förenliga med effekten på miljön. Både tillgängligheten av och kunskapen om var dessa dokument fanns var i många fall bristfällig. Praktisk uppföljning av odlingsverksamheten och återkoppling till odlaren saknas ofta helt. Liknande resultat erhöles Jonsson & Alanärä (2000) i en studie av fiskodlingars kontrollprogram från 1995, där skriftliga utvärderingar saknades från i stort sett alla Länsstyrelser.

För att på ett seriöst sätt kunna hantera branschens miljöfrågor måste miljörapport och kontrollprogram samordnas på ett bättre sätt så att utvärderingar kan göras kontinuerligt. Informationen måste dataläggas och kunna samköras (se principskiss nedan). Regelbunden analys av tillstånd måste genomföras och sättas i relation till tillståndsgiven produktion. Rapportering måste ske till odlare och ansvariga myndigheter.



Som tidigare nämnts skall tillståndspliktiga odlingar rapportera sina miljörapporter i digital form till Svenska Miljörapporteringsportalen (Naturvårdsverket). Vattenkemiska mätdata från kontrollprogram samlas in och lagras annorlunda. Många odlingar är anslutna till så kallad samordnade recipientkontrollprogram (SRK). SRK-program är skapade för att täcka generella förändringar i miljö orsakade av olika typer av mänsklig aktivitet. Ansvarig för databashantering av dessa program är Institutionen för Vatten och Miljö vid SLU i Uppsala. Andra odlingar har enskilda kontrollprogram som rapporteras in till ansvarig myndighet (vanligen Länsstyrelsen). Dessa dataläggs inte systematiskt och läggs ej heller in i någon databas för att öka tillgängligheten. Det finns idag ingen koppling mellan miljörapport och kontrollprogram som gör det enkelt att samköra information och utvärdera verksamheten. Det bör också finnas en interaktion mellan miljörapport och kontrollprogram så att kontrollen vid behov kan revideras i syfte att vara både miljö- och kostnadseffektiv.

Vem skall ansvara för att analyser och utvärderingar genomförs? Länsstyrelsen är tillsynsmyndighet för all tillståndspliktig fiskodlingsverksamhet i länen. På många länsstyrelser är dock omfattningen av "fiskodlingsärenden" liten och specialistkunskap saknas vanligen. I regeringens utredning "Det växande vattenbrukslandet" (Statens offentliga utredningar, 2009) föreslås att "ansvaret för tillsyn av vattenbruk överförs till regionala inspektörer som är specialiserade på näringen och kan upprätthålla god kompetens på området och göra likvärdiga bedömningar. Detta innebär att inspektörernas ansvarsområde

*blir större än dagens län. Inspektörerna kan lämpligtvis vara placerade vid endast några av länsstyrelserna".* Detta är ett mycket bra förslag som skyndsamt bör genomföras. För att en centralisering av tillståndsgivning och miljöuppföljning skall fungera bra föreslås att ett expertstöd kopplas till "myndigheten". Här kan SLU spela en viktig roll eftersom forskarkompetens finns både vad gäller att prediktera miljöeffekter av fiskodling vid tillståndsgivning, samt att följa upp miljöpåverkan.

### **Förslag**

- Skapa en databas där miljörapporternas emissionsdata kan samköras med kontrollprogrammen.
- Ta fram rutiner för regelbunden utvärdering av enskilda odlingar. Se över möjligheten till differentierade utvärderingar beroende på t ex odlingens storlek och/eller miljöns känslighet.
- Skapa en infrastruktur på "myndigheten" som möjliggör snabb och kompetent hantering av branschens miljöfrågor och tillståndsgivning.
- Se över vilket expertstöd "myndigheten" behöver

## Referenser

- Alanärrä A. & Strand Å. 2011. Fiskodlingens närsaltsbelastning. Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. för Vilt, Fisk och Miljö. Vol. 2011:1.
- Enell, M. 1987. Miljökonsekvenser av akvakultur. Sedimentation från fiskkassodlingar. Slutrapport. Limnologiska inst. Lund
- Johansson, T & Nordvarg, L. 2002. Empirical mass balance models calibrated for freshwater fish farm emissions. *Aquaculture* 212: 191– 211
- Jonsson, B. & Alanärrä, A. 2000. Svensk fiskodlings närsaltsbelastning - faktiska nivåer och framtida utveckling. Vattenbruksinstitutionen, Sveriges Lantbruksuniversitet. Rapport nr 18.
- Larsson, P.E. 1987. Odling av regnbåge i försurade vatten. Miljöpåverkan och produktionsmöjligheter. IVL, serie B.
- Markensten. H., Fölster, J., Vrede, T. och Djodjic, F. Näringspåverkan av fiskodling i regleringsmagasin. Rapport 2012:20, Institutionen för vatten och miljö, SLU, Uppsala.
- Mietala, J. 2012. Data om svenska fiskodlingar. Utveckling av metodik inför rapportering till HELCOM. SMED, Svenska MiljöEmissionsData. Rapport nr 110.
- Naturvårdsverket 1993. Fiskodling - planering, tillstånd, tillsyn. Allmänna råd 93:10
- Naturvårdsverket 2003. Miljörapport för tillståndspliktiga miljöfarliga verksamheter. Handbok med föreskrifter och allmänna råd. Handbok 2001:2 utgåva 3.
- Naturvårdsverket 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. HANDBOK 2007:4
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). 1982. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. OECD. Paris, France.
- Persson, G. 1986. Kassodling av regnbåge; Närsaltsemissioner och miljö vid tre odlingslägen längs Smålandskusten. SNV PM 3215, 42 pp.
- Pettersson, K. 1988. The mobility of phosphorus in fish-foods and fecals. *Internat.Verein.Limnol.* 23: 200-206
- Statens offentliga utredningar. 2009. Det växande vattenbrukslandet. SOU 2009:26
- Wilander, A. 2006. Förslag till bedömningsgrunder för eutrofierande ämnen. Rapport från institutionen för Vatten och Miljö, SLU.
- Vollenweider, R.A. 1975. Input– output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Z. Hydrol.* 37, 53– 84.

## Beräkning av fosforutrymme och potentiell odlingsvolym via massbalansmodeller av Vollenwieder typ

### Steg 1: Referensvärde (ref-P, µg/l)

De flesta svenska ytvatten är mer eller mindre påverkade av mänsklig aktivitet. För att kunna skatta vattnets nuvarande status i relation till ett teoretiskt opåverkat tillstånd används ett referensvärde. Beräkning av referensvärde (ref-P, total-P µg/l) för fosfor görs via sjöns absorbans, höjd över havet samt dess medeldjup enligt följande (Naturvårdsverket 2007).

$$\log(\text{ref-P}) = 1,627 + 0,246 \cdot \log_{10} \text{AbsF} - 0,139 \cdot \log_{10} A - 0,197 \cdot \log_{10} D_m$$

där AbsF är absorbansen mätt vid 420 nm i 5 cm kuvett, A är sjöns höjd över havet (m), samt D<sub>m</sub> är sjöns medeldjup (m)

### Steg 2: Ekologisk kvalitetskvot (EK)

För att klassificera en sjös status delas referensvärdet med det observerade värdet. Den erhållna ekologiska kvalitetskvoten (EK) jämförs med klassgränserna i tabellen nedan och hänförs till rätt klass.

Tabell 1. Statusklassificering av tot-P i sjöar.

Status	EK-värde	Mätt koncentration tot-P (µg/l)
Hög	≥ 0,7	och < 12,5
God	≥ 0,5	
Måttlig	≥ 0,3	
Otillfredsställande	≥ 0,2	
Dålig	< 0,2	

Mätningar av totalfosfor (observerad halt) i extensiva program bör ske via ett ytprov (0,5 m djup) under sensommaren (slutet juli eller augusti). För att få ett bra underlag för klassificering rekommenderas provtagning minst fyra gånger per år, men helst oftare. Om endast fyra provtagningar genomförs kan dessa, när det gäller dimiktiska sjöar (omblandning sker två gånger per år), med fördel förläggas till de två perioder när det råder stabila skiktningförhållanden (vårvinter och sensommar), samt till cirkulationsperioderna under vår och höst (Naturvårdsverket 2007). För att utjämna mellanårsvariationer bör beräkningen minst basera på ett treårsmedelvärde.

$$\text{EK} = \text{ref-P} / \text{tot-P}$$



där tot-P är uppmätt halt fosfor i ytvattnet ( $\mu\text{g/l}$ )

### **Steg 3: Klassgräns fosfor (P-klass, $\mu\text{g/l}$ )**

För att kunna uttrycka klassgränsen som en koncentration ( $\mu\text{g/l}$ ) delas referensvärdet med EK-värdet för respektive klassgräns.

Eftersom målet inom EU och Sverige är att samtliga ytvattenförekomster skall ha uppnått god status innan 2015 kan ett fosforutrymme för fiskodling endast identifieras om vattnet klassas som god ( $\geq 0.5$ ) eller hög status ( $\geq 0.7$ ). Alla vatten klassade lägre än god fosforstatus kan inte anses lämpliga för fiskodling om inte vattnet av andra skäl ges mindre stränga kvalitetskrav (Naturvårdsverket 2007).

P-klass = ref-P / EK

### **Steg 4: Fosforutrymme (Fri-P, $\mu\text{g/l}$ )**

Med fosforutrymme menas skillnaden mellan sjöns klassgräns och observerad halt.

I Naturvårdsverkets Allmänna Råd från 1993 anges som grundprincip att *en enskild anläggning inte får in-teckna mer än 1/3 av närsaltsutrymmet*. Övrigt utrymme skall reserveras för andra nyttjare och framtida reserv.

Fri-P = (P-klass – tot-P) \* I

där I är den enskilde odlarens in-teckning av närsaltsutrymme (%)

### **Steg 5: Fosfordos från fiskodling (L, kg/år)**

$L = P * (FK * C_i - C_R) * 10$

där L står för fosforförlusten (kg), P för ansökt fiskproduktion (netto, ton), FK är foderkoefficient (kg foder per kg tillväxt),  $C_i$  för koncentration av fosfor i fodret (%) och  $C_R$  för koncentration av fosfor i fisken (%). För att standardisera beräkningarna anges FK vanligen till 1.2,  $C_i$  till 0.9%, samt  $C_R$  till 0.4% (Jonsson & Alanärrä 2000).

Den flödeskorrigerade förlusten av fosfor från fiskodling ( $TP_{in}$ ,  $\mu\text{g/l}$ ) beräknas på följande sätt:

$TP_{in} = L * 1000000 / Q$

där Q är vattenföringen ( $\text{m}^3$  per år)

### **Steg 6: Koncentrationsökning av fiskodling (Odl-P, $\mu\text{g/l}$ )**

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 kalibreringar för den ursprungliga Vollenweidermodellen som ger något olika resultat beroende på sedimentationsmönstret i sjön (Vollenweider 1975; OECD 1982; Johansson & Nordvarg 2002).

Kalibrering	Konstanter	
	K 1	K 2
OECD (1982) Hela databasen	1,55	0,82
OECD (1982) Nordisk kalibrering	1,12	0,92
OECD (1982) Alpina sjöar	1,58	0,83
OECD (1982) Grunda sjöar och dammar	1,02	0,88
OECD (1982) USA	1,95	0,79
Johansson & Nordvarg (2002)	0,78	0,82

Den koncentrationsökning fiskodlingen teoretiskt ger upphov till kan beräknas enligt följande:

$$\text{Odl-P} = 1.12 * (\text{TP}_{\text{in}} / (1 + \sqrt{T}))^{0.92}$$

där T är vattnets omsättningstid (år). I detta exempel används OECD Nordisk kalibrering.

Vattenomsättningen (T, år) beräknas enligt följande:

$$T = V / Q$$

Där V är sjöns vattenvolym (m<sup>3</sup>)

### Steg 7: Ryms sökt odlingstillstånd inom ramen för fosforutrymmet?

Teoretisk fiskproduktion (ton/år) = Tolerabel belastning / ((FK \* C<sub>I</sub> - C<sub>R</sub>)\*10).

För slutlig bedömning jämförs den teoretiska fiskproduktionen, baserat på sjöns fosforutrymme, med det sökta odlingstillståndet.

## Beräkningsmall

Alla sju stegen i bedömningen har lagts in i ett kalkylblad (se exempel nedan). Gula celler kräver ingångsdata. Gröna celler visar resultat.

### Steg 1: Referensvärde (ref-P, µg/l)

Absorbans 420 nm i 5 cm kuvett (AbsF)	0,108
Höjd över havet (m)	217
Medeldjup (m)	8,6
Referensvärde fosfor (µg tot-P/l)	7,6

### Steg 2: Ekologisk kvalitetskvot (EK)

Uppmätt P-halt i sjön (µg tot-P/l)	9,50
Ekologiska kvalitetskvoten (EK)	0,80
Ekologisk status	Hög

### Steg 3: Klassgräns fosfor (P-klass, µg/l)

	Hög status	God status
Klassgräns som ej bör överstigas (µg/l)	10,84	15,18

### Steg 4: Fosforutrymme (Fri-P, µg/l)

Klassgräns som ej bör överstigas (µg/l)	10,84
Inteckning av fosforutrymme (%)	100%
Tillgängligt närsaltsutrymme (µg tot-P/l)	1,34

### Steg 5: Fosfordos från fiskodling (Dos-P, kg/år)

Sökt produktion (ton/år)	70,0
Foderförbrukning (ton)	84,0
Foderkoefficient	1,20
Fosforinnehåll foder (%)	0,90
Fosforinnehåll fisk (%)	0,40
Förlust fosfor (kg tot-P):	476
Flödeskorrigerad belastning från fiskodling (CTPin, µg/l)	5,92

### Steg 6: Koncentrationsökning av fiskodling (Odl-P, µg/l)

Sjöyta (km <sup>2</sup> )	12,19
Vattenvolym (m <sup>3</sup> )	104834000
Vattenföring (m <sup>3</sup> /s)	2,55
Vattenföring (m <sup>3</sup> /år)	80416800
Vattenomsättning (år)	1,30
Tolerabel belastning från odling (kg tot-P/år)	209

Ökning av fosforhalt (CTP, µg/l)	2,85
Predikterad P-halt med odling (µg tot-P/l)	12,4

**Steg 7: Ryms sökt odlingstillstånd inom ramen för fosforutrymmet?**

Teoretisk fiskproduktion (ton/år)	31
Skillnad möjlig produktion vs sökt produktion	-39,2
Ryms sökt tillstånd?	<b>Nej</b>

## Exempel på beräkningsunderlag för närsaltsemission från fiskodling

### Uppgifter produktion (gula celler kräver indata)

Enhetsnamn	Kasse 1	Kasse 2
Datum för start av odling i enhet	2012-05-30	2012-05-25
Datum för slut av odling i enhet	2012-09-15	2012-10-28
<b>Foderdata</b>		
Foderinnehåll (andel %)		
Protein	38,0%	40,0%
Fett	35,0%	32,0%
Kolhydrat	12,8%	12,8%
Fosfor	0,9%	1,0%
Fibrer & annat icke smältbart	6,0%	6,0%
Vatten	7,3%	8,2%
Koefficienter för smältbarhet (%)		
Protein	94,0%	94,0%
Fett	92,0%	92,0%
Kolhydrat	88,0%	88,0%
Fodrets energiinnehåll (MJ DE/kg)	21,6	21,0
<b>Odlingsdata</b>		
Antal fiskar start	11 000	20 000
Fiskens medelvikt start (g)	900	10
Antal fiskar slut	10 200	17 920
Fiskens medelvikt slut (g)	3 200	850
Foderförbrukning (kg)	28 150	13 555
Svinn antal	800	2 080
Svinn (kg)	1 640	894
Svinn (%)	7,3%	10,4%
Produktion (kg)	23 460	15 053
Teoretisk foderkoefficient (exkl. foderspill & dödlighet)	0,82	0,76
Uppnådd foderkoefficient (inkl. foderspill & dödlighet)	1,20	0,90
Foderintag (kg)	19 259	11 477
Foderintag hos fisk som senare dött (kg)	1 346	682

## Närsaltsemission per enhet

	Enhet	
	Kasse 1	Kasse 2
<b>Fekalieförlust (g/kg foder)</b>		
Protein	22,8	24,0
Fett	28,0	25,6
Kolhydrat	15,4	15,4
Fosfor	4,5	5,0
Fibrer & annat icke smältbart	60,0	60,0
Summa fekalieförlust (g/kg foder)	130,7	130,0
<b>Kväve</b>		
Kväve i foder (g/kg foder)	60,8	64,0
Kväveexkretion (ammonium+urin) (g/kg foderintag)	28,6	30,1
<b>Foderförlust och fekalieproduktion</b>		
Foderspill (kg)	7 545	1 396
Fekaliemängd (kg)	2 692	1 580
Foderspill (% av tillförd mängd)	26,8%	10,3%
Fekaliemängd (% foderintag)	14,0%	13,8%
<b>Totala förluster av fosfor och kväve</b>		
Fosfor i foderspill (kg tot-P/år):	68	14
Fosfor i fekalier (kg tot-P/år):	93	61
<b>Total förlust fosfor (kg tot-P/år):</b>	<b>161</b>	<b>75</b>
Kväve i foderspill (kg tot-N/år):	459	89
Kväve i urin & exkretion (kg tot-N/år):	589	366
<b>Total förlust kväve (kg tot-N/år):</b>	<b>1048</b>	<b>455</b>
Andel löst fosfor (kg tot-P/år):	35	12
Andel partikelbunden fosfor (kg tot-P/år):	126	63
<i>Andel löst kväve (kg tot-N/år):</i>	<i>789</i>	<i>392</i>
<i>Andel partikelbunden kväve (kg tot-N/år):</i>	<i>259</i>	<i>63</i>
<b>Förluster per ton producerad fisk</b>		
Relativ förlust fosfor (kg tot-P/ton prod fisk):	6,85	4,97
Relativ förlust kväve (kg tot-N/ton prod fisk):	44,65	30,23
Relativ förlust löst fosfor (kg tot-P/ton prod fisk):	1,49	0,81
Relativ förlust partikelbunden fosfor (kg tot-P/ton prod fisk):	5,36	4,16
<i>Relativ förlust löst kväve (kg tot-N/ton prod fisk):</i>	<i>33,62</i>	<i>26,05</i>
<i>Relativ förlust partikelbunden kväve (kg tot-N/ton prod fisk):</i>	<i>0,01</i>	<i>0,00</i>
Relativ förlust partikulärt material (kg/ton prod fisk):	436	198

### Närsaltsemission hela odlingen

<b>Produktionsdata</b>	
Fiskproduktion (ton)	39
Foderförbrukning (ton)	42
Foderintag fisk (ton)	31
Foderspill (ton)	9
Foderspill (%)	21,4%
Foderkoefficient	1,08
Svinn antal	2 880
Svinn (%)	9,3%
Svinn kg	2 534
<b>Fosforbelastning</b>	
Fosfor i foderspill (kg tot-P/år):	82
Fosfor i fekalier (kg tot-P/år):	154
Total förlust fosfor (kg tot-P/år):	235
Relativ förlust fosfor (kg tot-P/ton prod fisk):	4,9
Andel löst fosfor - biologiskt tillgänglig (kg tot-P/år):	47
Andel partikelbunden fosfor (kg tot-P/år):	188
<b>Kvävebelastning</b>	
Kväve i foderspill (kg tot-N/år):	548
Kväve i urin & exkretion (kg tot-N/år):	955
Total förlust kväve (kg tot-N/år):	1 503
Relativ förlust kväve (kg tot-N/ton prod fisk):	39,0