

Miljöpåverkan från fiskodlingar

All matproduktion medför någon form av miljöpåverkan. Det kan ske i form av utsläpp av näringsämnen via foderspill och/eller djurets avföring. Det kan även ske genom förbrukning av energi för att rena och minska eventuella utsläpp, men även för att värma upp eller kyla den anläggning som djuren lever i eller som växterna odlas i. Miljöpåverkan sker även genom transporter av foder etc. till djur samt leveranser av den färdiga produkten till kunder. Lantbruk tar i anspråk stora landarealer för odling av enstaka grödor och för odling av foder till djur. Vattenbruket tar vattenområden eller vattenförbrukning i anspråk. Oavsett metod för matproduktion bör en avvägning mellan nytta och miljöpåverkan genomföras. Av de areella näringarna är det dock endast fiskodling som klassificeras som en miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalken och som därmed kräver miljötillstånd.

Vattendirektivet och statusklassificering

Sverige har antagit vattendirektivet som utgör utgångspunkt för svensk vattenförvaltning och syftar till att säkerställa god vattenkvalitet. Vid införandet av vattendirektivet tillkom nya bedömningsgrunder och det fastställdes att alla vattenförekomster skall uppnå minst god ekologisk status samt att statusklassificeringen inte heller får försämrans. Statusklassificeringen av vattenförekomster sker enligt Havs- och vattenmyndighetens författningssamling HVMFS 2013:19 och enligt en femgradig skala, se tabell 1.

Statusklassificeringen baseras på ett antal kvalitetsfaktorer. Kvalitetsfaktorerna kan i sin tur baseras på flera underliggande parametrar som vägs samman till ett gemensamt EK-värde (Ekologisk Kvalitetskvot). Kvoten är en beräkning av referensförhållandet för den aktuella vattenförekomsten dividerat med det nuvarande förhållandet. Den kvalitetsfaktor som uppvisar den lägsta klassificeringen avgör statusklassificeringen för vattenförekomsten.

Genom en dom i europadomstolen, Weserdomen (C-461/13), har ett förtydligande av icke-försämringskravet skett och det fastställdes att en verksamhet inte heller fick försämrans en enskild kvalitetsfaktor även om statusklassificeringen som helhet inte förändrades.

De kvalitetsfaktorer som fiskodlingsverksamhet i första hand kan påverka är näringsämnen, växtplankton, syrgashalt men till viss del även makrofyter (kärlväxter och större alger) och bottenfauna (vattenlevande insekter). Påverkan på dessa kvalitetsfaktorer är alla mer eller mindre kopplade till de näringstillskott som sker från verksamheten. Syrgashalten, bottenfaunan och makrofyterna kan även mer eller mindre påverkas av den sedimentation av foderrester och fekalier som sker under kassarna vid odling i öppna kassar. Sedimentationen eller sedimentet i sig omfattas däremot inte av någon kvalitetsfaktor för statusklassificering.

Gräns för tillåten påverkan

Påverkan på en vattenförekomst får inte bli större än att de enskilda kvalitetsfaktorerna inte försämrans. Klassificeringen av kvalitetsfaktorerna utgörs av ett kvotvärde mellan nuvarande tillstånd och det ursprungliga tillståndet eller ett referensvärde för området. Gränsvärdena för de olika klasserna för vardera kvalitetsfaktorn återfinns i Havs- och vattenmyndighetens författningssamling HVMFS 2013:19. Till exempel går gränsen mellan hög och god ekologisk status för näringshalt i sötvatten vid en kvot på 0,7 beräknat som nuvarande fosforhalt/ursprunglig halt.

Tabell 1. Skala för klassificering av vattenförekomster.

Hög kvalitet/status	God kvalitet/status	Måttlig kvalitet/status	Otillfredsställande kvalitet/status	Dålig kvalitet/status
---------------------	---------------------	-------------------------	-------------------------------------	-----------------------

Ett räkneexempel:

Om den ursprungliga halten beräknas ha uppgått till 8 µg/l ligger gränsen mellan hög och god ekologisk status på 11,4 µg/l (8 µg/l/0,7). Halten i sjön får därför inte överskrida detta värde.

Om den nuvarande uppmätta fosforhalten uppgår till 7,4 µg/l finns det därför ett utrymme för ett fosfortillskott på 4 µg/l (11,4 µg - 7,4 µg) innan statusklassificeringen för näringsämnen försämrar. Normalt tillåts dock inte en enskild verksamhet utnyttja hela näringsutrymmet i en specifik sjö. Dels för att upprätthålla en felmarginal för differenser mellan teoretiska beräkningar och verkliga uppmätta värden, men även för att ha marginal för naturliga variationer samt oväntade förändringar i avrinningsområdet. Dessutom sparas utrymme för andra verksamheter som kan medföra näringstillskott till sjön.

Förändrade förutsättningar i regleringsmagasin för vattenkraft

De allra flesta mänskliga aktiviteter påverkar miljön runt omkring oss. Bland annat så medför utsläpp via reningsverk och avloppsbrunnar, jordbruket och skogsbruket ökade halter av näringsämnen i sjöar och vattendrag. Vattenkraftsregleringen av sjöar har dock parallellt med detta medfört minskade halter av näringsämnen i de reglerade magasinerna.

I de flesta stora regleringsmagasin är regleringsamplituden, d.v.s. avståndet mellan dämning- och sänkningsgränsen flera meter. I samband med överdämningar av tidigare torrlagda ytor frigjordes initialt näringsämnen till kraftverksmagasinet, vilket gav en gödningseffekt under de första åren efter överdämningen. När sedan huvuddelen av näringsämnena lakats ut från de överdämda områdena sjön sjönk näringshalten i vattnet till under den ursprungliga halten. Detta beror på en kombination av effekter av regleringen vilka sammanfattningsvis orsakas av ökad fosforretention, årligen torrlagda och/eller bottenfrusna strandzoner, bottentappning och om-



Vattenkraftsmagasin vid lågvatten. Foto: Tina Hedlund



Sediment med foderrester och fekalier under en fiskodling med öppna kassar.

vända flödesförhållanden med högre flöden vintertid. Sammantaget har detta medfört att de stora regleringsmagasinen har blivit mer näringsfattiga än de ursprungligen varit och att den naturliga produktionen i magasinet har minskat och förändrats.

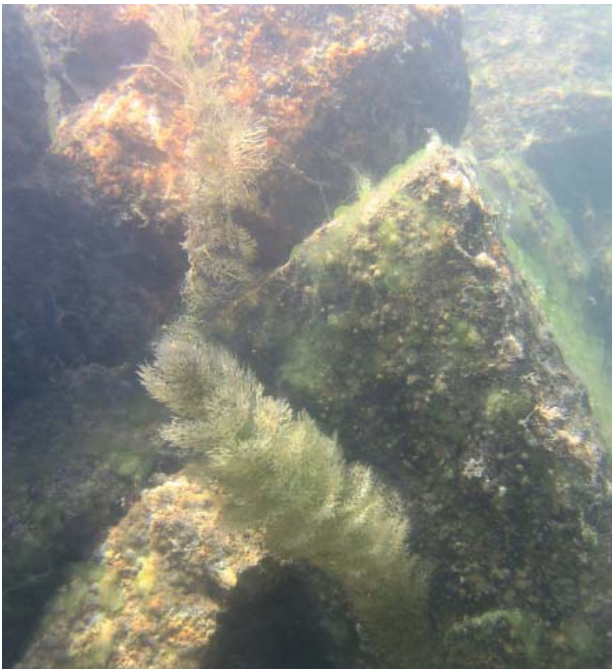
Näringsutrymmet är därför större i regleringsmagasin för vattenkraft på grund av att dessa magasin har blivit näringsfattigare än i en opåverkad sjö.

Påverkan på olika kvalitetsfaktorer av fiskodling samt dess ekologiska effekter

När fisk odlas i öppna kassar kan omgivande vatten passera fritt genom kassen och näringsämnen, foderrester och fekalier förs ut i den kringliggande miljön. Tekniken med öppna kassar drar samtidigt nytta av detta genom att syresättning upprätthålls och att vattenmiljön i kassen säkerställs via genomströmningen. Vid odling på land kan rening av det utgående vattnet ske i högre eller mindre grad vilket minskar denna påverkan. Vanligen omhändertas åtminstone delar av det partikulära materialet (foderrester och fekalier, fast avföring) innan vattnet återförs till recipienten (mottagande vattenområde). Detta minskar därmed den utsläppta mängden näringsämnen.

Näringsämnen

De två viktigaste näringsämnena för primärproduktionen (tillväxt av växtplankton, alger och makrofyter) i vattenmiljöer är kväve och fosfor samt balansen i tillgången mellan dessa två näringsämnen. I sötvatten är fosfor vanligtvis det begränsande näringsämnet för produktionen, d.v.s. det finns en brist av fosfor i vattnet i förhållande till mängden tillgängligt kväve. Ett tillskott av fosfor medför därför att produktionen ökar medan ett ytterligare tillskott av kväve däremot inte ger någon effekt på produktionen. I marina om-



Makrofyter är vattenlevande växter. Foto: Tina Hedlund

råden är istället kväve det begränsande näringsämnet medan i bräckt vatten och i kustområdet som påverkas av både havsvattnet och det tillrinnande vattnet via älvar och andra vattendrag, kan antingen kväve eller fosfor vara det begränsande för produktionen.

Effekten av ett tillskott av näringsämnen till en vattenförekomst kommer därför att kunna variera och beror dels på vilket näringsämne som tillförs i förhållande till vilket som är det begränsade näringsämnet, hur näringsrik vattenförekomsten är redan innan tillskottet men även på tillgång till kolföreningar som används som byggstenar vid primärproduktionen.

En ökad primärproduktion kan i sin tur leda till en ökad produktion även i högre nivåer av näringskedjan, t.ex. av växtplankton följt av djurplankton och därefter fisk. Om tillskottet av näringsämnen blir för stort kan däremot även negativa effekter inträda. En ökad produktion av växtplankton leder exempelvis till ett minskat siktdjup, försämrade ljusförhållanden, ökad sedimentation och de ekologiska effekter som följer av detta

Retention

En stor del av den fosfor som tillförs en sjö fastläggs i botten via fosforretention. Retention innebär att fosfor sedimenterar till botten där den bildar kemiska föreningar med exempelvis kalcium, aluminium och järn och därmed inte längre är tillgänglig för upptag i ekosystemet via primärproducenterna. Retentionen är beroende av ett flertal faktorer varav den viktigaste är sjöns uppehållstid. Med en ökad uppehållstid hinner en större andel av fosfor sjunka till botten och fastläggas. Även halterna av fosfor, järn, kalcium,

aluminium och syre i vattnet är viktiga faktorer som ökar retentionen.

För kväve är det framförallt denitrifikation som står för majoriteten av kväveretentionen, vilket innebär att kvävet i vattnet via ett antal steg slutligen avgår som kvävgas till atmosfären. Denna process är emellertid mycket långsammare än fosforretentionen.

Växtplankton

Växtplanktonen reagerar snabbast på ett näringstillskott till vattnet. Detta kan ske genom ökad biomassa, förändringar i artsammansättningen och en ökad andel cyanobakterier.

Cyanobakterier är kända för potentialen att orsaka algbloomingar under sensommaren vid näringsrika förhållanden och vissa arter kan även producera gifter, vilket kan orsaka problem för de som dricker vattnet eller vill bada. Dessa algbloomingar sker framförallt under sensommaren när den ökade totala växtplanktonbiomassans medfört ett ökat upptag av och konkurrens om kvarvarande kväve i vattnet. Cyano-bakterierna kan då, till skillnad från övriga grupper av växtplankton, ta upp kväve från luften och fortsätta sin tillväxt. Andelen cyanobakterier ökar därmed i förhållande till den totala mängden växtplankton. En ökad mängd fosfor i förhållande till mängden kväve gynnar därför cyanobakterierna över de andra planktongrupperna.

En ökad mängd växtplankton leder till försämrade ljusförhållanden längre ner i vattenvolymen då planktonen både skuggar djupare vattenlager och medför försämrade sikt i de ytligare djupområden där planktonen uppehåller sig. En ökad produktion av biomassa leder även till en ökad sedimentation på botten av dött organiskt material eftersom alla organismer har en begränsad livslängd.

Makrofyter

Makrofyter utgörs av högre växter (kärnväxter) samt större alger som lever fastsatta på botten substratet. De är därför beroende av tillräckligt goda ljusförhållanden för att kunna tillväxa varför stora mängder växtplankton skuggar och missgynnar makrofyterna. Makrofyterna gynnas däremot, liksom växtplankton, av näringstillskott från exempelvis odlingar. Vissa arter gynnas även av en ökad sedimentation då detta medför ett näringsrikt och mjukt substrat att fästa rötterna i. Makrofyterna utgör även både skydd och föda för djurplankton, vattenlevande insekter och utgör även en födotillgång för flera av dessa grupper. I årsregleringsmagasin för vattenkraft orsakar regleringsamplituden dock att de grundare områdena där makrofyter vanligen växer årligen torrläggs och/eller botten fryser. Detta medför att makrofyterna inte kan etablera sig och helt kan slås ut. Primärproduktionen



Förrymd regnbåge under en fiskodling.

i dessa magasin består därför i högre grad än i andra i vattenförekomster av växtplankton. Även i andra områden spelar sjöns/kustens morfologi och ljusförhållanden en stor roll för om primärproduktionen huvudsakligen sker som tillväxt av växtplankton eller makrofyter. Exempelvis i områden där makrofyter har svårt att rota sig eller riskerar att skadas eller slitas loss av strömmar och vågor.

Bottenfauna

En ökad näringstillgång i vattnet påverkar i förlängningen även bottenfaunans artsammansättning och individtäthet genom en ökad och/eller förändrad födotillgång. Även en ökad lokal belastning på botten på grund av ökad sedimentation från exempelvis en fiskodling leder till förändringar i artsammansättningen av bottenfaunan. Lokalt under en fiskodling påträffas därför ofta en skiftning mot bottenfaunaarter som klarar av lägre syrehalter samt arter som lever av och bryter ned organiskt material. Om syrefria områden uppstår slås dock även dessa arter ut.

Syrgas

Alla levande organismer, inklusive växterna är beroende av tillgång till syre, inklusive fisken i odlingen. Laxartade fiskar har ofta högre krav på syretillgång än andra fiskarter varför det är viktigt för odlaren att upprätthålla god tillgång i odlingsområdet, men detta medför även att gränsen för hög ekologisk status är högre för vatten med laxartade fiskar än i sjöar där sådana arter saknas. Dåliga syreförhållanden eller syrgasbrist uppstår vanligen i bottenskiktet där det nedfallna organiska materialet, både från den naturliga produktionen i sjön då alla organismer ha en begränsad livslängd, men även från odlingen sedimenterar. Detta material bryts ned av mikroorganismer och bottenfauna varvid syre förbrukas. Om syrefria förhållanden uppstår bildas dels metangas och svavelväte, varav den sista är giftig och kan orsaka problem i odlingen då gasen bubblar upp. Vid syrefria förhållanden frigörs även en viss del av den fosfor som fastlagts i bottensubstratet. Den andel som bundits till järnföreningar frigörs och återförs därför till ekosystemet med ett näringstillskott som följd.

Övrig påverkan

Bakterier

Bakterier som förekommer naturligt i människans tarmflora ex. *Escherichia coli* (*E. coli*), kan orsaka sjukdomar eller hälsobesvär hos människor. De används även ofta som en indikator på föroreningar i vatten från ex. avlopp och jordbruk. De bakterier som förekommer naturligt i människans tarmflora är emellertid anpassade till ett liv i tarmarna hos varmblodiga djur och trivs därmed inte i kallblodiga djur såsom fisk. Om dessa typer av bakterier påträffas i tarmarna hos fisk har fisken sannolikt antingen intagit bakterierna via födan eller via omgivande vatten. Vid för bakterierna gynnsamma förhållanden (15-20°C eller varmare) kan dessa bakterier däremot överleva i en fisks tarm och i vissa fall även föröka sig om den omgivande temperaturen är tillräckligt hög. De allra flesta vatten där fiskodlingsverksamhet bedrivs uppnår dock sällan temperaturer över 20°C under en längre period av odlingssäsongen. Detta eftersom de arter som odlas inte trivs i denna temperatur och det varma vattnet därmed även skulle ge upphov till en rad andra hälsoproblem i odlingen med ökad sjukdomsproblematik och risk för ökad dödlighet. Av den anledningen lokaliseras fiskodlingar vanligtvis till områden med svalare vatten. De bakterier som påträffas runt odlingarna härrör därför vanligen antingen från varmblodiga fåglar som lockas till fiskodlingen och lämnar avföring i vattnet, från bakterier som livnär sig på nedbrytning av organiskt material under odlingen eller från andra ofta av människan orsakade källor, vilket inkluderar jordbruk.

Rymningar

Effekten av rymningar på det naturliga fiskbeståndet samt det övriga ekosystemet i ett område beror dels på vilken fiskart som odlas och dels på vilka övriga arter som finns i området. De fyra grundläggande parametrarna som rymningar kan konkurrera med det vilda fiskbeståndet om är föda, lekplatser, ståndplatser (i rinnande vatten) samt partners i samband med reproduktionen. Av den svenska matfiskproduktionen utgörs cirka 95 % av odling av röding och regnbåge i öppna kassar. Rymningar kan bero på ett flertal

orsaker som exempelvis tekniska problem, misstag, omgivande faktorer (t.ex. islossning) eller sabotage. Rymningar av röding kan huvudsakligen medföra genetiska konsekvenser för det vilda beståndet då den odlade rödingen vanligen har avlats under ett flertal generationer i odling och beståndet i odlingen innehar en mindre genetisk bredd än den vilda rödingen. Den kan även konkurrera om föda med vild röding vid större rymningar. Regnbågen medför inga genetiska konsekvenser då den inte finns naturligt i landet och så gott som aldrig klarar av att reproducera sig. Den kan däremot medföra konkurrens med annan fisk och även möjligen påverka öringens reproduktionsframgång genom att den vid sina lekförsök kan störa öringens lekstråk innan ynglen hunnit kläcka ut. Sannolikheten och möjligheten för rymningar från landbaserade odlingar är däremot väsentligt mindre än från odling i kasse.

Ytvattenpåverkan

En mindre känd olägenhet som kan uppkomma från fiskodlingar i öppna kassar är en konsekvens av de moderna högenergifodren. Tillverkningsprocessen och det höga fettinnehållet medför att det kan frigöras fett som ansamlas på ytan både vid fel i tillverkningen och om fodret smular sig. Fettet visar sig som en svag oljefilm på ytan men kan leda till olägenheter för närboende och badande då den kan fastna på båtar, stränder eller de som badar och avge en svag doft av fisk. Olägenheten med oljefilm på ytan är mest noterbar vid vindstilla förhållanden och soliga dagar. För att minimera denna olägenhet lägger en del odlare ut oljelänsor i strömriktningen för att samla in fett, detta förutsätter dock en stabil strömriktning då det av praktiska skäl inte går att omringa odlingen med oljelänsor.

Avgörande faktorer för miljöpåverkan

Som tidigare nämnts utgörs påverkan på omgivande miljö från fiskodlingar huvudsakligen av tillförsel av näringsämnen samt av partikulärt material som bildar sediment.

Omfattningen av miljöpåverkan från en fiskodling är helt beroende av tre avgörande parametrar; dimensionering, lokalisering och skötsel. Dimensionering av odlingen (tillståndsgiven foderförbrukning och därmed utsläpp av näringsämnen) är tillsammans med lokaliseringen av odlingen helt väsentliga. Dimensioneringen utgår och begränsas vanligtvis av det utsläpp av näringsämnen (framförallt fosfor) som kan tillåtas utan att recipienten får en försämrad klassificering. Beräkningen av dimensioneringen baseras i sjöar på nuvarande näringshalt, den ursprungliga näringshalten, vattengenomströmningen i området, omsätt-

ningstiden samt interna strömmar inom sjön. Om recipienten istället utgörs av ett vattendrag baseras beräkningen på nuvarande och ursprunglig näringshalt samt vattengenomströmningen i recipienten (spädningen).

Vidare är lokaliseringen väsentlig. En väl vald lokalisering med god vattengenomströmning, lämplig topografi, goda fysikaliska värden (t.ex. salthalt, temperatur, syrgashalt) och framförallt låg näringstillgång ger goda förutsättningar för fiskodlingsverksamhet. En god vattengenomströmning ger ex. en effektiv spridning och spädning av näringstillskottet och därmed en relativt liten påverkan på närområdet, samtidigt som en god miljö upprätthålls i kassarna. Även vid landbaserad odling är lokaliseringen viktig. Däremot blir inte genomströmningen i recipienten viktig för syresättning av odlingen, men den är fortsatt viktig för att bidra till en god spridning av det näringstillskott som tillförs recipienten från odlingen.

En väl vald lokalisering medför tillsammans med en korrekt dimensionering av odlingen en verksamhet som inte ger en betydande miljöpåverkan. Med detta menas att statusklassificeringen av vattenförekomsten som helhet inte förändras och att effekterna på miljön i form av ökad näringshalt, eventuell ökad mängd växtplanktonbiomassa m.m. är begränsade och inte ger en väsentlig miljöpåverkan annat än i det relativa närområdet. Den tredje parametern är att rutinerna och skötseln av odlingen skall vara väl fungerande så att verksamheten inte ger mer miljöpåverkan än beräknat.

Beräkning av näringstillskott

Näringstillskottet från odlingen beror på foderförbrukningen, foderkoefficient samt fosforinnehåll i fodret. Beräkningen av fosforutsläppet från en odling sker enligt följande formel som utgår från mängden fosfor i fodret minus den mängd fosfor som stannar i fisken.

$$L = P * (FK * C_f - C_r) * 10$$

Där L står för fosforutsläppet (kg), P för fiskproduktion (netto, ton), FK för Foderkoefficient (dvs. den mängd foder som åtgår för att producera ett kilo fisk), C_f för koncentration av fosfor i foder (%) och C_r för koncentration av fosfor i fisk (%). C_r uppgår vanligtvis till 0,4 %. Samma formel går att använda för att beräkna utsläppet av kväve, i dessa fall anger man C_r till 2,5 -3,5 % kväve i fisken, beroende på bland annat fiskstorlek.

Därefter beräknas höjningen av fosforhalten i vatten (TP_{in}) utifrån spädningen av den utsläppta fosformängden i förhållande till den vattengenomströmning som passerar odlingen:

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

Där L är fosforförlusten från odlingen (kg/år) och Q är vattenföringen (m³/år).

När odlingen placeras i eller intill ett rinnande vatten visar detta vilken haltökning av näringsämnet som sker i recipienten. Om odlingen istället placeras i en sjö kommer en viss andel av fosfor att sjunka till botten och fastläggas genom fosforretention, vilket gör att denna fosfor inte längre blir tillgänglig för ekosystemet.

Den formel som används för att beräkna hur stor halthöjningen av fosfor blir vid sjöns utlopp benämns Vollenweider-modellen (OECD nordisk kalibrering). Denna är anpassad för fiskodlingar i nordiska förhållanden och är den mest rättvisande modellen. Modellen gäller dock odling i kasse och har även vissa begränsningar som man måste vara väl medveten om vid beräkningen varför det kan vara lämpligt att ta hjälp med beräkning av påverkan på fosforhalten. Beräkningen utgår från resultatet i föregående formel där TP_{in} utgör höjningen av fosforhalten efter utspädning. Resultatet, (TP) anger den haltökning av fosfor som fiskodlingen ger upphov till sjöns utlopp efter att den andel som fastläggs i bottensedimenten räknats bort.

$$TP = 1,12 * (TP_{in} / (1 + \sqrt{TP}))^{0,92}$$

Bakgrundshalt

Bakgrundshalten utgörs av den ursprungliga halten i området. Det är dock mycket sällan man kan påträffa vattenkemiska provtagningsresultat från tiden innan området utsattes för tydlig mänsklig påverkan. Det finns emellertid beräkningsmodeller för att uppskatta bakgrundshalten utifrån avrinningsområdets egenskaper i brist på andra data.

Beräkningsmodellerna för bakgrundshalten av fosfor i sjöar och vattendrag inkluderar beräkningar med 10-logaritmer (Log) och formeln för sjöar ser ut enligt följande:

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

Där ref-P är bakgrundshalten av fosfor (µg/l), AbsF är absorbansen mätt vid 420 nm i 5 cm kyvett, höjd är sjöns höjd över havet (m) och medeldjup är sjöns medeldjup (m).

Om värden för absorbans saknas i det tillgängliga underlagsdatat kan absorbansen i sin tur räknas ut från färgtalet enligt formeln:

$$\text{Abs} = \text{Färgtal}_{(\text{mg Pt/l})} * 0,002.$$

För vattendrag gäller följande formel:

$$\text{Log(ref-P)} = 1,533 + 0,240 * \text{log(Ca*Mg*)} + 0,301 + \text{log(AbsF)} - 0,012 \sqrt{\text{stationshöjd}}$$

Där ref-P är bakgrundshalten av fosfor (µg/l), Ca*Mg* är icke marina baskatjoner (mekv/l), AbsF är absorbansen mätt vid 420 nm i 5 cm kyvett och stationshöjd är stationens höjd över havet (m).

Den finns även en förenklad formel som dock endast får användas om den uppmätta koncentrationen av totalfosfor är mer än 8 µg/l från någon klassgräns vid statusklassificeringen:

$$\text{Log(ref-P)} = 1,380 + 0,240 * \text{log(AbsF)} - 0,0143 \sqrt{\text{stationshöjd}}$$

Ett räkneexempel:

Vi har en sjö som ligger på 258 m.ö.h. där absorbansen i medeltal är uppmätt till 0,034 och medeldjupet är 14,3 m. Eftersom vi vet absorbansen kan vi använda formeln som presenterades ovan:

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

Vi sätter in värdena: $\text{Log(ref-P)} = 1,627 + (0,246 * \text{log}0,034) - (0,139 * \text{log}258) - (0,197 * \text{log}14,3)$. Log kan beräknas med en vanlig räknedosa eller Excel, $\text{log}0,034 = -1,468$ om man avrundar till tre decimaler, $\text{log}258$ är 2,412 och $\text{log}14,3$ är 1,155. Om vi sätter in värdena i formeln blir resultatet: $\text{Log(ref-P)} = 1,627 + (0,246 * -1,468) - (0,139 * 2,412) - (0,197 * 1,155)$.

Sen räknar vi ut parenteserna för att få slutresultatet: $\text{Log(ref-P)} = 1,627 - 0,361 - 0,335 - 0,228 = 0,703$. Eftersom det är ref-P och inte Log(ref-P) som vi vill ha måste vi använda ännu en formel:

$\text{Ref-P} = 10^{\text{Log ref-P}}$, vilket med ovanstående resultat motsvarar $\text{Ref-P} = 100,703$, dvs 5,05. Bakgrundshalten av fosfor är alltså 5,05 µg/l.

Bakgrundsmaterial

För att kunna dimensionera en odling och bedöma påverkan på vattenområdet behövs tillgång till underlagsinformation. Mycket av detta kan finnas tillgängligt hos bland annat SLU eller SMHI som utgör datavärddar för resultaten från olika typer av undersökningar. Även i VISS (VattenInformationsSystem Sverige) kan en del material hittas, men där finns framförallt resultaten från statusklassificeringarna av den specifika vattenförekomsten. I VISS som tillhandahålls av vattenmyndigheterna finns även information om miljöövervakning, skyddade områden och åtgärder kan återfinnas. Dessutom kan resultat återfinnas hos den enskilda kommunen eller i samordnade recipientkontrollprogram för vissa vattendragssystem.

Referenser

- Alanärä, A. 1988. Fosforbelastning i sötvatten. Underlag för bedömning av produktionsvolym för fiskodling. Sveriges Lantbruksuniversitet. Kompendium nr 2. 43 s.
- Alanärä, A. 2012. Förslag till modeller för tillståndsbedömning av fiskodling, kontrollprogram och analys av miljöpåverkan. Rapport 9. Sveriges Lantbruksuniversitet, institutionen för Vilt, Fisk, och Miljö. Umeå. 23 s.
- Alanärä, A och Andersson, T. 2000. Kriterier för lokalisering av vatten lämpliga för fiskodling. Vattenbruksinstitutionen, SLU. Rapport 26. 36 s.
- Alanärä, A. och Strand, Å. 2011. FOMA-projekt Fiskodlingens närsaltsbelastning. Rapport 1. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för Vilt, Fisk och Miljö. Umeå.
- AquAliens. 2008. Främmande arter i våra vatten slutrapport. 2008-01-31. 29 s.
- Arechavala-Lopez, P., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Fernandez-Jover, D., Martinez-Rubio, L., Lopez-Jimenez, J.A., och Martinez-Lopez, F.J. 2011 Direct interaction between wild fish aggregations at fish farms and fisheries activity at fishing grounds: a case study with Boops boops. *Aquaculture Research* 42: 996–1010.
- Arheimer, B. och Pers, C. 2007. Kväveretention i svenska sjöar och vattendrag- betydelse för utsläpp från reningsverk. SMHI Hydrologi nr107. 48 s.
- Bergheim, A. och Braaten, B. 2007. Modell for utslipp fra norskse matfiskanlegg til sjö. IRIS nr 180. 35s.
- Brännäs, E., Nilsson, J. och Eriksson, L.-O. 2011. Rödingavel. En summering av det svenska avelsprogrammet från 1982-2011. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö. Rapport 9. 46 s.
- Carlsson, S-Å. 2012. Fosfor från fiskfoder och fekalier. Jämförelse mellan Naturvårdsverkets (1980-talet) och motsvarande nutida studier av foder och fekalier. *Vattenresurs*. 9 s.
- Dannewitz, J. 2003. Genetic and ecological consequences of fish releases. With focus on supportive breeding of brown trout *Salmo trutta* and translocation of European Eel *Anguilla anguilla*. *Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology*. 906. Uppsala. 36 s.
- Del Rio-Rodriguez, R. E., Inglis, V och Millar, S. S. 1997. Survival of *Escheria coli* in the intestine of fish. *Aquaculture research*. 28. 257-264.
- Einen, O., Waagan, B. och Thomassen, M. S. 1998. Starvation prior to slaughter in Atlantic salmon (*salmo salar*). Effects on weight loss, body shape, slaughter- and fillet-yield, proximate and fatty acid composition. *Aquaculture*. nr166. 85-104.
- Filipsson, O. 1994. Nya fiskbestånd genom inplantering eller spridning av fisk. Information från Sötvattenslaboratoriet. 2. 1-65.
- Fiskeriverket. 2003. Utplantering av fisk. F-fakta, fakta om fisk, fiske och fiskevård. Fiskeriverket nr. 13. 4 s.
- Fiskeriverket. 2007. Genetiska, ekologiska och samhällsekonomiska effekter av fiskutsättningar. 46 s.
- Geldreich, E. E. och Clarke, N. A. 1966. Bacterial pollution indicators in the intestinal tract of freshwater fish. *Applied microbiology*. Vol 14, no. 3. 429-437.
- Gustafsson, A. 2003. Fosfor i regnbågslaxens foder och fekalier. *Naturvatten i Roslagen AB*. Nr. 19. 8 s.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2013. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Uppdaterad 2017-01-01. 197 s.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2016. Vägledning kring EU-bad. Version 10. 2016-05-12. 28 s.
- Hayes, J. W. 1987. Competition for Spawning Space Between Brown (*Salmo trutta*) and Rainbow Trout (*S. gairdneri*) in a Lake Inlet Tributary, New Zealand. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1987, 44(1): 40-47.
- Hayes, J. W. 1989. Social interactions between 0+ brown and rainbow trout in experimental stream throughs. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 23:2. 163-170.
- Hedlund, T. 2000. Näring i regleringsmagasin. Umeå Universitet 9s.

- Hedlund, T. 2015. Förslag till uppföljande undersökningar av sediment under fiskodlingar – baserat på det norska MOM-systemet. 6 s.
- Hedlund, T. 2016. Oligotrofiering av reglerade sjöar – en litteratursammanställning. Aquanord AB. 7 s.
- Hedlund, T. 2017. Miljöeffekter, fiskodling i öppna system. Aquanord AB. 79 s.
- Hedlund, T. Israelsson, G. och Olofsson, E. 2014. Fiskodlingspotential i tio Jämtländska regleringsmagasin 2014. Aquabest. Nr 22. 37 s.
- Hindar, K., Fleming, A. A., Jonsson, N., Breisten, J., Sægrov, H., Karlsbakk, E., Gammelsæter, M. & Dønnum, B. O. 1996. Regnbuørret i Norge: forekomst, reproduksjon og etablering. – NINA Oppdragsmelding 454: 1-32.
- Jensen, A. J., Johnsen, B. O. och Saksgård, L. 1989. Temperature requirements in Atlantic salmon (*Salmo salar*), Brown trout, (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from hatching to initial feeding compared with geographical distribution. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. vol 46. 786-789.
- Johansson, T., Nordvarg, L. och Håkansson L. 2000. Övergödningseffekter av fiskodling i sötvatten. Vattenbruksinstitutionen Rapport 25 Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Jonsson, B. och Alanära, A. 2000. Svensk fiskodlings närsaltsbelastning - faktiska nivåer och framtida utveckling. Vattenbruksinstitutionen, SLU. Nr 18. 24 s.
- Kocik, J. F. & Taylor, W. W. 1995. Effect of juvenile steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) on age-0 and age-1 brown trout (*Salmo trutta*) survival and growth in a sympatric nursery stream. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Vol. 52, No. 1.105-114
- Laikre, L., Palmé, A., Josefsson, M., Utter, F. & Ryman, N. 2006. Release of alien populations in Sweden. *Ambio*. Vol 35, no 5. 255-261.
- Laikre, L., Palmé, A., Larsson, L. C., Charlier, J. & Ryman, N. 2008. Effekter av spridning av genetiskt främmande populationer. En kartläggning av förutsättningarna för uppföljande studier av utsättningar av djur och växter i Sverige. Naturvårdsverket. Rapport 5881. 219s.
- Laikre, L., Schwartz, M. K., Waples, R. S. Ryman, N. & The GeM Working Group. 2010. Compromising genetic diversity in the wild: unmonitored large-scale release of plants and animals. *Trends in Ecology and Evolution*. 25. 520-529.
- Lindberg, M. 2005. Invasion biology of salmonid fishes. Vattenbruksinstitutionen, SLU. Rapport 43. 51s.
- Lindberg, M., Rivinoja, P., Eriksson, L.O. & Alanära, A. 2009. Post-release and pre-spawning behaviour of simulated escaped rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* in Lake Övre Fryken, Sweden. *Journal of Fish Biology*. 74. 691-698.
- Lindberg, M., Staffan, F., Eriksson, L.O. & Alanära, A. (opublicerad). Differences in the timing of first feeding: implications on the establishment of non-native salmonids in Sweden? Department of Wildlife, Fish and Environmental Studies, Swedish University of Agricultural Sciences. 19 s.
- Livsmedelsverket. 2014. Vägledning dricksvatten. 2014-12-19. 158 s.
- Lundgren, V. 2000. Fiskodling - en miljöförbättrande åtgärd i oligotrofa regleringsmagasin. Umeå Universitet. Examensarbete. 20 s.
- Markensten, H., Fölster, J., Vrede, T. och Djodjic, F. 2012. Näringspåverkan av fiskodling i regleringsmagasin. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Nr 20. 36 s.
- Milbrink, G., Vrede, T., Rydin, E., Persson, J., Holmgren, S., Jansson, M., Blomqvist, P. & Tranvik, L. 2003. Restaurering av regleringsmagasin – optimering av fisk- och planktonproduktion genom balanserad näringsanrikning. Slutrapport för perioden 2000-2003. 14 s.
- Milbrink, G., Vrede, T., Tranvik, L. och 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*. vol 68. 2167-2173+6 s.
- Museth, J., Johnsen, S. I. och Kraabøl, M. 2008. Ørretutsettinger i elver - en kunskapsoppsummering med relevans for Glomma og Søndre Rena. Norsk institut for naturforskning NINA. Nr 307. 35s.

- Naturvårdsverket. 1993 Fiskodling. Planering, tillstånd, tillsyn. Allmänna Råd 93:10. 93s.
- Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. 101s.
- Naturvårdsverket. 2010. Kemisk och biologisk karakterisering av punktutsläpp till vatten. Handbok 2010:3.
- Nilsson, J. 2000. Genetiska risker med odlad fisk för naturliga bestånd. Vattenbruksinstitutionen, SLU nr. 28. 18 s.
- Nilsson, J., Brännäs, E. och Andersson, T. 2014. Triploidisering av röding vid VBCN i Kälarne. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö. Rapport 9. 12 s.
- Nordström, M. C. och Bonsdorff, E. 2017. Organic enrichment simplifies marine benthic food web structure. *Limnology and oceanography*. 10 s.
- Pakkasmaa, S. & Petersson, E. 2005. Fisk i fel vatten. Ekologiska konsekvenser av utsatt fisk. *Finfo* 2005:9. Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium. 116s.
- Petersson, E., Dannewitz, J., Järvi, T. och Dahl, J. Opubl. Survival, morphology and phenotypic plasticity of wild and sea-ranched brown trout stocked as eyed eggs or as 0+ parr. 26 s.
- Rydin, E., Vrede, T., Persson, J., Holmgren, S., Jansson, M., Tranvik, L. & Milbrink, G. 2008. Compensatory nutrient enrichment in an oligotrophicated mountain reservoir – effects and fate of added nutrients. *Aquatic Sciences*. 70: 323-336.
- Saarinen, A. 2017. Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodling: uppföljning av återhämtningsstats vid Andersö och Järsö samt vid en ny lokal, Bergö. Forskningsrapporter från Husö biologiska station. No 145. Åbo akademi. 33s.
- Sægrov, H. Hindar, K, Urdal, K. 1996. Natural reproduction of anadromous rainbow trout in Norway. *Journal of fish biology*. 48. 292-294.
- Siergieiev, D. 2014. Hydrogeochemical effects of hydropower regulation on river-aquifer continuum in boreal rivers. Doctoral thesis. Luleå tekniska universitet. 173s.
- Siergieiev, D., Widerlund, A., Lundberg, A., Collomp, M., Almqvist, L. och Ölander, B. 2014a. Impact of hydro-power regulation in river water composition in northern Sweden. *Aquatic geochemistry* 20(1). 59-80.
- Siergieiev, D., Widerlund, A., Alakangas, L., Ingri, J., Lundberg, A. och Ölander, B. 2014b. Evolution of sediment composition in a reservoir in the hydropower regulated Lule river. Submitted to *River research and application*.
- Sparrevik, E. 2001. Utsättning och spridning av fisk. Strategi och bakgrund. *Finfo* 2001:8. Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium. 31 s.
- Svenskt vatten. 2008. Råvattenkontroll – Krav på råvattenkvalitet. 52 s.
- Vrede, T., Rydin, E. och Milbrink, G. 2006. Restoration of fish stocks in oligotrophicated regulated reservoirs. *Dams under debate*. Formas. 85-92.
- Wahlström, E. 2000. Effekter av ökad närsaltsbelastning på födovävar i sjöar - översikt och befintligt kunskapsläge. Vattenbruksinstitutionen, SLU. Rapport 24. 34 s.
- Widén, Å., Jansson, R., Johansson, M., Lindström, M, Sandin, L. och Wisaeus, D. 2015. Maximal ekologisk potential i Umälven. 294 s.
- Wiman, M. Bakteriespridning från fiskodlingar. Naturvårdsverket rapport 3450. 28 s.
- Wootton, R. J. 1998. Ecology of teleost fishes, second edition. Kluwer Academic Publishers.
- Östergren, J. 2009. Genetisk analys av rödingar från sjön Västansjön – möjliga följder av utsättningar av Hornavanröding. Institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU, Umeå.

Webbaserade referenser

- Artdatabanken. 2012. *Oncorhynchus mykiss* Regnbåge. <http://www.artdatabanken.se>
- Fiskbasen. 2017. Regnbågsöring. <http://www.fiskbasen.se/regnbagsoring.html>
- HaV. 2015. Regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*). <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/arter/arter-och-naturtyper/regnbage.html>
- Landergren, P. 2001. Lek av regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) i gotländska vattendrag – hot mot naturliga havsöringsbestånd? <http://www.campusgotland.uu.se/ar/forskning/regnbage/>
- Nellbring, S. 2006 (senast reviderad 2016). *Oncorhynchus mykiss* Regnbåge. <https://www.havochvatten.se/download/18.4d5bde4215b8c13cf079514a/1493105202433/faktablad-oncorhynchus-mykiss.pdf>
- SLU. 1997. Samband mellan tillförsel och halt av P&N. <http://info1.ma.slu.se/miljotillst/eutrofiering/Belastninghalt.ssi>
- SLU. 2012. Findings in brief. Theme Water, aquaculture and fish. <https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forskn/popvet-dok/notiser/notiser12/findingsthemewaterliten.pdf>
- SLU. 2017. Miljödata MVM. <http://miljodata.slu.se/mvm/>
- SMHI. 2009. Svenskt vattenarkiv. Sjäddjup och sjövolym. 168 s. http://www.smhi.se/k-data/hydrologi/sjoar_vattendrag/sjodjup_SVAR_2009.pdf
- SMHI. 2010. Statistik isläggning och islossning. http://www.smhi.se/k-data/hydrologi/is/islagnings_och_islossningsdata.pdf
- SMHI. 2012. Sjöareal och sjöhöjd. https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.35254!/Sj%C3%B6areal%202012_2.pdf
- SMHI. 2017. Marina miljöövervakningsdata. <http://www.smhi.se/klimatdata/oceanografi/havsmiljodata/marina-miljoovervakningsdata>
- SMHI. 2016. Flödesstatistik för Sveriges vattendrag. <http://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenforing/om-flodesstatistik-for-sveriges-vattendrag-1.8369>
- SMHI. 2017. Svenskt vattenarkiv (SVAR). Sjöar, vattendrag och avrinningsområden. <http://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/sjoar-och-vattendrag/>

Hushållningssällskapet

Ventilgatan 5 D, 653 45 Karlstad | Telefon 054-54 56 00

Vi har kompetens inom lantbruk, landsbygd, mat och miljö. Vi bedriver försöks- och utvecklingsverksamhet vilket bidrar till att vi alltid kan ge våra kunder den senaste kunskapen. Vår rådgivning är fristående, det vill säga helt fri från kommersiella och partipolitiska intressen. www.hushallningssallskapet.se

Hushållnings
sällskapet

