

Resirkulasjonsanlegg for settefiskoppdrett

Av Hallvard Ødegaard

Hallvard Ødegaard er dosent ved Institutt for vassbygging, NTH. Han er siv.ing., NTH, 1969 og dr.ing., NTH, 1975.

*Innlegg holdt i Norsk Vannforening
24. februar 1981.*

INNLEDNING

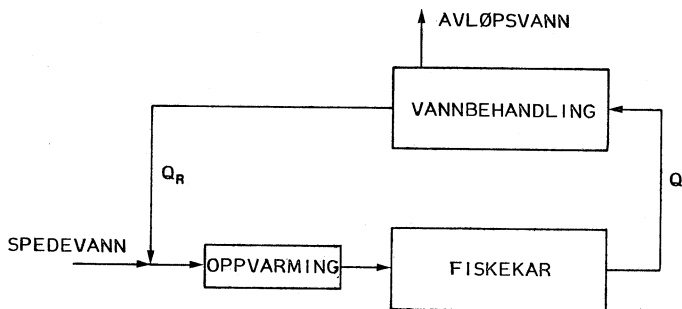
Ved oppvarming av vann til 10—15° er det mulig å øke veksthastigheten for laksefisk frem mot smoltstadiet vesentlig. I forhold til vekst i vill tilstand kan tiden det tar å å smoltstadiet reduseres fra 2—5 år til ca. 1 år ved bruk av temperert vann. Det er imidlertid store vannmengder som brukes i settefiskoppdrett, og det vil falle svært dyrt å oppvarme vannet for engangsbruk.

Dette er bakgrunnen for at man i stadig sterkere grad har interessert seg for resirkulasjonsanlegg hvor brukt, oppvarmet vann resirkulerer tilbake til fiskekarene etter behandling.

Prinsippet for et resirkulasjonsanlegg er vist i figur 1.

Etter at vannet har passert fiskekarene blir det renset i behandlingsanlegget og så oppvarmet litt for å kompensere varmetapet i anlegget før det blir returnert til fiskekarene. En viss prosentuell mengde kan tilsettes som spedevann (0—10%) og tilsvarende mengde taes ut i form av avløpsvann. Resirkulasjonsgraden for systemet er forholdet mellom den resirkulerte vannmengde Q_R og den totale, Q ($R = Q_R/Q \cdot 100\%$).

I det følgende skal en konsentrere seg om de tekniske vannbehandlingstiltak som kan være aktuelle i resirkulasjonsanlegg og ikke kommentere de økonomiske as-



Figur 1. Prinsipiell oppbygning av resirkulasjonsanlegg.

pekter vedrørende når resirkulering skal benyttes. Det er imidlertid viktig å være klar over at optimal teknisk/økonomisk drift av et settefiskanlegg basert på resirkulering ikke nødvendigvis vil bety at bruk av resirkulering og graden av resirkulering vil være den samme i løpet av hele vekstperioden fra yngelstadiet til smoltstadiet.

FORURENSNINGSBELASTNING OG VANNKVALITET

Forurensningen av vannet i fiskeoppdrettsanlegg skjer som et resultat både av det tilførte foret og av fiskens ekskresjon. Enkelte av komponentene som oppkonsentreres i et resirkulasjonssystem uten behandling vil fort kunne nå konsentrasjoner som vil være toksiske for fisken. Viktigst av disse er ammonium.

Skjematisk kan vi sette opp følgende målsettinger med behandlingsanlegget:

1. Det må redusere ammoniumkonsentrasjonen (oksydere ammonium til nitrat).
2. Det må fjerne partikulært (primært organisk) stoff.

$$N_{NH_4} = 0.0289 F$$

$$N_{NO_3} = 0.0240 F$$

$$N_P = 0.0162 F$$

Forurensningsmengden (N) for de enkelte komponenter fåes i kg/d når foringsmengden, F, settes inn i kg/d.

3. Det må desinfisere det brukte vannet slik at epidemier ikke får oppstå i fiskestammen.
4. Det må oksygenere vannet hovedsakelig for å kompensere for fiskens oksygenforbruk.
5. Det må eventuelt sørge for pH-korreksjon for å kompensere for de pH-endringer den øvrige behandlingsprosessen kan medføre.
6. Det må avdrive gasser (f.eks. CO₂) dels fordi disse oppkonsentreres gjennom resirkulering og dels fordi gassovermetning kan bli resultat av oppvarming siden løseligheten av gasser da minker.
7. Det kan ved meget stor grad av resirkulering (> 95%) være aktuelt å fjerne nitrogen (redusere nitrat til nitrogen).

Forurensningsproduksjonen er selvsagt avhengig av fiskemengde slik som for behovet er det. Forurensningsproduksjonen kan dermed relateres til foringshastigheten for de viktigste forurensningsparametrene.

Liao and Mayo har satt opp følgende relasjoner for tilveksten av forurensning ved vannets passasje gjennom fiskekarene /1/.

$$N_{SS} = 0.52 F$$

$$N_{BOF_5} = 0.60 F$$

$$N_{KOF} = 1.89 F$$

Vi skal ikke her gå inn på forbeholdet. Dette vil variere med fiskestørrelse og fiskesort og hvor i foringsperioden man

befinner seg. For å få et begrep om hvilke konsentrasjonsøkninger man kan få ved vannets en-gangs passasje gjennom et oppdrettsanlegg for ferdig smolt ved normale

fisketettheter og 10–15°C, er konsentrasjonen beregnet i tabell 1 og for noen av komponentenes vedkommende.

Komponent	g/m ³
NH ₄	0,3 - 0,4
NO ₃	0,25 - 0,35
P	0,15 - 0,20
SS	6 - 9
BOF	7 - 10
KOF	20 - 30

Tabell 1.

Vanlige konsentrasjonsøkninger ved vannets en gangs passasje i fiskeoppdrettsanlegg.

(se forutsetninger over)

I resirkulasjonsanlegg vil konsentrasjonene raskt øke dersom vi ikke setter inn behandlingstiltak.

I tabell 2 er det etter Liao et al /2/ satt opp tillatelig 4 h maksimum ammo-

nium konsentrasjoner for laksekulturer: (For å få 24 h tillatelig gjennomsnittsverdi, multipliserer tallene i tabell 2 med 0,88)

<i>Ammonium-kons.</i> NH ₄ -N	<i>Liten fisk</i> (7.5 cm lengde) mg/l	<i>Stor fisk</i> (15 cm lengde) mg/l
Optimal	0,3	0,5
Akseptabel	0,5	0,75
Maksimal	1,0	1,5
Maks NH ₃ (gass)	0,005	0,0075

Tabell 2. Grenseverdier for ammonium.

Kaller vi forholdet mellom den akseptable konsentrasjon og den initielle, konsentrasjonsfaktoren C, kan vi beregne nødvendig renseseffekt E (%) m.h.t. ammonium i resirkulasjonsanlegget som

funksjon av resirkulasjonsgraden

$(R > Q_{\text{resirk}}/Q)$ som

$$E = \frac{1 + CR \div C}{CR} \cdot 100\%$$

Ved en konsentrasjonsfaktor på f.eks. $0.75/0.4 = 1.88$ blir nødvendig rens-effekt ved 100% resirkulering 53%, ved 90% resirkulering 48% og ved 50% resirkulering 6.4%.

Oksygenkonsentrasjonen i vannet er selvsagt av avgjørende betydning. Løseligheten av oksygen synker med økende temperatur. Man regner ofte med at laksefisk bør ha minst 5 mg O_2/l i vannet. Oksygentilførselen til fisken skjer via vannet. Følgelig øker vannbehovet til fisken med økende temperatur på vannet både fordi fiskens aktivitet og dermed oksygenforbruk øker og også fordi oksygeninnholdet avtar.

I litteraturen kan man finne data og beregningsmåter over fiskens oksygenopptak som funksjon av størrelse og temperatur /3/. Grovt sett kan vi regne med at oksygenopptaket er i området 0,3—0,4 kg $O_2/100$ kg fisk ved 15 cm fisk og 10—15°C.

Mengden av fisk en gitt vannmengde kan ta imot vil da være avhengig av løseligheten av oksygen, den øskede konsentrasjon og oksygenopptaket /4/

$$L = \frac{0,14 (C_e - C_m)}{O_c}$$

hvor L = fiskemengde pr. vannmengde (kg fisk/l · min)

O_c = oksygenopptaket kg $O_2/100$ kg fisk

C_e = løselighetskonsentrasjonen ved den aktuelle temp (mg/)

C_m = minimumskonsentrasjonen som tillates (mg/l)

Ved en minimumskonsentrasjon på 5 mg O_2/l , et oksygenopptak på 0,4 kg

$O_2/100$ fisk, vil f.eks. nødvendig vannmengde ved 10°C bli

$$L = \frac{0,14 (11,3 - 5)}{0,4} = 2,2 \text{ kg fisk/l min}$$

og følgelig blir vannbehovet den inverse verdi: 0.45 l/min pr. kg fisk.

Det presiseres at disse beregninger bare er å betrakte som talleksempler og må ikke brukes ukritisk. Ved dimensjonering, må man søke faglitteraturen på området /3/, /5/.

BEHANDLINGSMETORER

En svært stor del av forurensningene i vannet forekommer som finfordelt partikulert, til dels kolloidalt, stoff. En har f.eks. funnet at ca. 70% av ammonium er knyttet til organisk suspendert stoff, men at bare 20% av det totale er sedimenterbart ved normale belastninger på sedimenteringsanlegg.

Rent prosteknisk skulle man oppnå de nødvendige rens-effekter gjennom koagulerig, d.v.s. tilsetning av koaguleringsmiddel (f.eks. aluminiumsulfat) utfelling, flokkulering og slamseparasjon. Når denne prosessen likevel ikke anbefales brukt, har det sammenheng med nødvendigheten av streng pH-styring og den store slamproduksjonen som måtte taes hånd om.

Dersom den nødvendige ammoniumfjerningen ikke overskrider 20%, vil sannsynligvis sedimentering alene være tilstrekkelig behandling.

Det har ikke vært rapportert om data i litteraturen fra forsøk ved sandfiltrering, men det er grunn til å tro at man kan oppnå 35—45% ammoniumfjerning med filtrering alene, noe som skulle tilsi at denne metode kan anvendes opp til en resirkuleringsgrad på ca. 70—80%.

Skal resirkulasjonsanlegg ha noe for seg økonomisk sett bør man imidlertid tilstrebe minst 90% resirkulering (kanskje opp mot 100%) og følgelig må man sørge for bedre fjerning av ammonium. For å sikre høy ammoniumfjerning vil det normalt kreves biologisk nitrifikasjon, dvs. bakteriell oksydasjon av ammonium til nitrat.

Aktivslammetoden vil sannsynligvis bli vanskelig å drive p.g.a. de problemer som ville måtte forventes med separasjon av aktivslammet.

Normalt vil man derfor velge nitrifikasjonssystemer basert på fastsittende bakteriekulturer, og det er da også slike systemer som er mest benyttede i resirkulasjonsanlegg. Alternative systemer er:

- a. Konvensjonelt risefilter (biofilter)
- b. Dykket biofilter
- c. Konvensjonell eller dykket biorotor
- d. Fluidized bed.

Ved resirkulasjonsanlegg vil de tilførte ammoniumkonsentrasjoner være lave (< 1 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$). Den biofilmen som etableres på vokseflaten vil være svært tynn og dominert av de autotrofe bakteriene Nitrobacter og Nitrosomonas dersom tilførselen av organisk stoff samtidig er lav. Dersom innholdet av organisk stoff blir for høyt, vil en del av biofilmflaten domineres av heterotrof vekst (som bryter ned det organiske stoffet) og således gjør det tilgjengelige biofilmareal mindre effektivt for nitrifikasjon. Det vil av denne grunn sannsynligvis være økonomisk fordelaktig å fjerne suspendert organisk stoff (og dermed også en del av det organisk bundne ammonium) gjennom en partikkelseparasjon (mikrosiling, sedimentering, flotasjon eller filtrering) før den biologiske nitrifikasjonen.

Slamproduksjonen ved nitrifikasjon er meget lav. Unngår man derfor heterotrof vekst i filteret, kan det være aktuelt å sløyfe separasjon av partikler etter filteret før vannet returneres til fiskekarene. Flere anlegg som er beskrevet i litteraturen, opererer slik (med forseparasjon før bio-del, men uten etterseparasjon). Det er imidlertid tre ulemper med et slikt system.

1. Vannet i fiskekarene vil inneholde relativt mye suspendert stoff. Det er vanskelig å si hvilken negativ virkning dette kan ha på fisken, men det er ikke utenkelig at avsetninger på fiskens gjeller kan medføre problemer.
2. Det organiske stoffet som slampartikler vil representere vil nedbrytes (og delvis hydrolyseres) i fiskekarene slik at man får en øket belastning på biodelen med nedsatt nitrifikasjon her.
3. Det partikulære stoffet vil nedsette desinfeksjonseffektiviteten i det etterfølgende desinfeksjonssteget. Særlig vil dette være tilfelle dersom desinfeksjonen skjer med UV-bestråling.

Konklusjonen på dette er at etterseparasjon (sedimentering, flotasjon eller filtrering) anbefales. Hvilken separasjonsmetode bør så benyttes? Filtrering gir utvilsomt den beste separasjonen, men ved filtrering kan vanntapet p.g.a. rengjøring av filteret (filterspyling) medføre et betydelig vanntap (og dermed også energitap). Flotasjon gir den fordelene at vannet samtidig oksygeneres, mens sedimentering krever store arealer. Det er ikke mulig å si hva som generelt vil være mest fordelaktig. Systemene bør evalueres teknisk/økonomisk i hvert tilfelle.

Vi har allerede nevnt desinfeksjonen som normalt vil være det siste behandlingssteget før vannet returneres til fiskerekarene. I og for seg er det ikke et absolutt krav at vannet i resirkulasjonsanlegg skal desinfiseres dersom utgangsvannet og spylevannet er av hygienisk sikker kvalitet. Likevel vil installering av desinfeksjonsutstyr normalt gjøres som en foranstaltning mot uønskede bakterie- og virus epidemier.

Klorering er lite aktuelt for desinfeksjon. Mest brukt er som nevnt UV-bestråling. Ulempen med UV er som tidligere nevnt at partikkelinnholdet bør være lavt i det vannet som UV-bestråles. Desinfeksjon med ozon kan også være aktuelt og gir den fordel at man oppnår en fullstendig oksygenering av vannet samtidig. Det finnes i dag på markedet enheter som produserer en gass med de samme oksydative egenskaper som ozon, men til en langt lavere pris enn den som behøves for konvensjonelle høyspent ozonanlegg.

Som nevnt bør vannet oksygeneres for å kompensere for dels fiskens oksygenbehov og dels oksygenforbruket gjennom det biologiske behandlingsanlegget. Vi har tidligere pekt på at man ved å velge prosesser som flotasjon og ozonering i behandlingsanlegget, vil få oksygeneringen på kjøpet. Ellers vil man måtte etablere et eget oksygeneringssteg, vanligvis da i form av lufting med ulike former for luftpuststyr.

Luftingen vil også ha til oppgave å avdrive gass som akkumuleres i systemet (f.eks. CO₂) og gass som p.g.a. temperaturøkningen er overmettet i vannet.

Biologiske anlegg med nitrifikasjon vil gi et fall i pH gjennom anlegget. For å kompensere for dette pH-fallet, kan det bli nødvendig å alkalisere, enten gjennom

tilsetning av alkaliseringskjemikalier (kalk, lut, soda) eller ved å la vannet passere et kalksteinsfilter eller lignende.

Den første metoden er den nøyaktigste, men også den mest driftsfølsomme p.g.a. doseringsutstyret. Nøytralt eller svakt alkalisk vann er det beste for laksefisk.

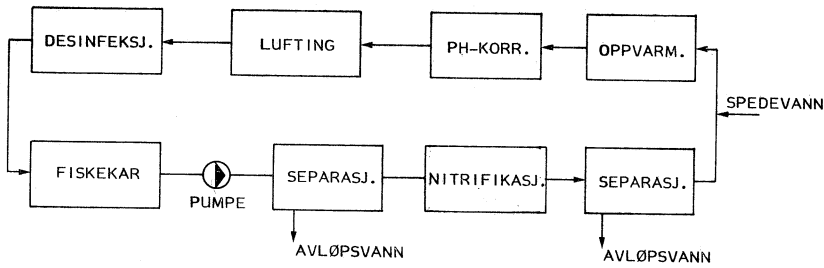
Endelig skal nevnes at man ved anlegg med høy resirkulasjonsgrad vil få akkumulering av nitrat i systemet. Det synes imidlertid som høye nitratverdier (< 100 mg NO₃-N/l) kan aksepteres. Ved høy grad av resirkulering kan det imidlertid bli nødvendig å fjerne nitrat. Dette kan også gjøres ad biologisk vei, ved denitrifikasjon. Forfatteren kjenner ikke til noen resirkulasjonsanlegg som er bygget for denitrifikasjon. Det viser seg ofte ved anlegg at man har en viss grad av denitrifikasjon p.g.a. at anoksiske forhold (som er en forutsetning for denitrifikasjon) kan forefinnes i enkelte behandlings-trinn (slamlommer, filtre osv.).

SAMMENBYGNING AV ANLEGG

Jeg har ikke i denne oversikten tatt sikte på å gi retningslinjer for prosjektering av resirkulasjonsanlegg, men heller prøvd å vise at det står en rekke renses-tekniske enhetsprosesser til disposisjon. Min befatning med slike anlegg har vist meg at det neppe finnes en patentløsning, men at man må planlegge resirkulasjonsanlegget i nøye samsvar med de stedegne forhold, som råvannskvalitet, tilgang på varmekilder, driftsmåter for settefiskanlegget osv.

I flyteskjemaet (på neste side) har jeg imidlertid skematisk satt opp de ulike aktuelle behandlingsenheter inn i den riktige sammenheng.

Jeg har tidligere vist valg av enhetsprosesser i et behandlingsanlegg henger



Figur 2. Eksempel på oppbygning av resirkuleringsanlegg.

nøye sammen med hvor høy resirkuleringsgrad man tar sikte på. Ved høy resirkuleringsgrad (> 95%) må både biologiske og fysisk/kjemiske enhetsprosesser taes i bruk. I flyteskjemaet ovenfor har jeg skjematisk vist et eksempel på oppbygningen av et slikt system.

Resirkuleringsgraden vil normalt begrenses av den mengde avløpsvann som

fjernes som et resultat av slamtappingen i separasjonsstegene.

Igjen vil jeg presisere at det neppe finnes én «korrekt» løsning. Som en kuriositet kan f.eks. til slutt nevnes at man ved HeriotWatt Universitetet i Edinburgh arbeider med systemer hvor behandlingsanlegget (i form av biofiltre) er en integrert del av selve fiskekaret. /6/.

LITTERATUR

- /1/ Liao, P. B. and Mayo, R. D.: «Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement» *Aquaculture* 3 (1974) 61—85.
- /2/ Liao, P. B. and Mayo R. D.: «Salmonid hatchery water reuse systems» *Aquaculture* 1 (1972) 317—335.
- /3/ Wheaton, F. W.: «*Aquacultural Engineering*», John Wiley & Sons, New York, 1977.
- /4/ Liao, P. B., Mayo, R. D. and Williams, S. W.: «A Study for Development of Fish Hatchery Water Treatment Systems». Report prepared for U.S. Department of Army Corps of Engineers, Walla Walla, Wash., 1972.
- /5/ Gjerdrum, T.: «*Oppdrett av laks og aure*». Landbruksforlaget, Oslo, 1981.
- /6/ Poxton, M. G., Murray, K. R., Linfoot, B., Tandpooley, A. B. W.: «The design and performance of biological filters in an experimental mariculture facility». Paper presented at Symposium EIFAC, E/10, Stavanger 1980.