

Ammoniakkfjerning i resirkulasjonsanlegg for fiskeoppdrett

Av Bjørn Rusten

Bjørn Rusten er siv.ing. og dr.ing. fra NTH, og ansatt som forsker i Aquateam-Norsk vannteknologisk senter A/S.

SAMMENDRAG

Løst ammoniakk-gass (NH_3) er svært giftig for fisk. Hvor stor totalkonsentrasjon av ammonium ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) fisken tåler vil blant annet avhenge av vannets temperatur og pH.

Ved resirkulering av vannet fra fiskekarene vil det skje en oppkonsentrering av totalt ammonium. For å unngå forgiftning i et anlegg med høy resirkuleringsgrad må derfor ammonium fjernes. Dette kan gjøres på mange forskjellige måter, men med dagens teknologi vil ionebytting og biologisk nitrifikasjon være de prosessene som er mest aktuelle for fjerning av ammonium i resirkuleringsanlegg for fiskeoppdrett.

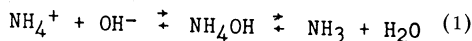
Prinsippet for disse to prosessene er forklart. Dessuten er dimensjonering og utforming av anlegg, og prosessenes fordeler og ulemper beskrevet.

1. INNLEDNING

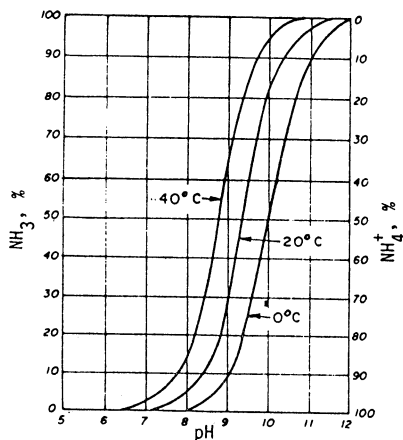
Fisk skiller ut ammonium over gjellene. I tillegg vil nedbryting av proteinholdige fôrrester øke ammoniuminnholdet i vannet.

Ammonium, selv i relativt lave konsentrasjoner, har vist seg å være skadelig for fisk. Giftigheten er først og fremst knyttet til den løste ammoniakk-gassen (NH_3) i vannet. Ammonium-ionet (NH_4^+) er betraktet som mye mindre giftig, men høye konsentrasjoner av NH_4^+ kan også være uheldig for fisken (1).

Løst i vann vil ammonium-ionet være i likevekt med ammoniakk-gassen, som vist ved følgende ligning:



Ved nøytral pH vil ammonium stort sett finnes som NH_4^+ , men ved høyere pH-verdier vil andelen av NH_3 øke sterkt. Økt temperatur vil også gi en viss økning av NH_3 -innholdet. Dette er vist i figur 1.



Figur 1.

Innflytelse av pH og temperatur på ammoniakklikevekten (25).

For laksefisk er det rapportert om dødelighet ved konsentrasjoner helt ned på 0,16 mg NH_3 /l. Langtidseffekter, som redusert

vekst og nedsatt motstand mot infeksjoner, kan oppstå ved kontinuerlig eksponering av NH_3 -konsentrasjoner helt ned i 0,01 mg/l. Giftvirkningene forsterkes dessuten av andre miljøbelastninger, som lavt oksygeninnhold eller innhold av andre forurensninger i vannet (1). Tabell 1 viser de total-konsentrasjonene av ammonium ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) som inneholder en konsentrasjon

av ammoniakk-gass (NH_3) på 0,025 mg/l. Ved høy grad av resirkulering, pH = 7,0—7,5, og en temperatur på 10—20°C, kan den totale ammoniumkonsentrasjon bli betydelig høyere enn angitt i tabell 1. For å kunne gi fisken akseptable forhold i slike anlegg, må man derfor inn med rensetekniske prosesser, som fjerner ammonium fra det resirkulerte vannet.

Tabell 1. *Konsentrasjoner (mg/l) av ammonium ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) som inneholder en ionisert ammoniakkkonsentrasjon på 0,025 mg NH_3 /l (etter 2).*

Temperatur (°C)	pH					
	6,5	7,0	7,5	8,0*	8,5*	9,0*
5	63,3	20,0	6,3	2,0	0,66	0,23
10	42,4	13,4	4,3	1,4	0,45	0,16
15	28,9	9,2	2,9	0,94	0,31	0,12
20	20,0	6,3	2,0	0,66	0,22	0,088
25	13,9	4,4	1,4	0,46	0,16	0,069
30	9,8	3,1	1,0	0,34	0,12	0,056

* Ved lave konsentrasjoner av CO_2 i vannet er antagelig grensene for strenge ved pH over 8,0.

2. OVERSIKT OVER METODER FOR AMMONIAKKFJERNING

Mange forskjellige metoder kan brukes for å fjerne ammonium fra vann. Disse inkluderer:

- ammoniakkavdrivning (stripping)
- brekkpunkt-klorering
- tilsetning av ozon eller fotozon (UV-generert ozon)
- ionebytting
- biologisk nitrifikasjon.

Ved ammoniakkavdrivning må vannets pH heves til en verdi på 10—11. Mesteparten av ammoniumet vil da foreligge på gassform (NH_3), og denne gassen kan fjer-

nes ved å bringe vannet i kontakt med store mengder luft. Luftbehovet ligger i området 2000 til 6000 m³ luft pr. m³ vann, avhengig av temperatur og ønsket rens-effekt. Etter gassavdrivningen må pH-verdien igjen justeres til en verdi som er akseptabel for fisken. Ammoniakkavdrivning er derfor både for kostbart og upraktisk til å få noen stor utbredelse innenfor fiskeoppdrett.

Klor er giftig for fisk i svært små konsentrasjoner. Brekkpunkt-klorering må derfor etterfølges av en avklaringsprosess. Dessuten blir det ved brekkpunkt-klorering dannet syre (HCl), som må nøytraliseres med et alkaliseringsmiddel. Brekkpunkt-klorering har vært brukt i forbindelse med

akvarier, men ikke for kommersielt fiskeoppdrett.

Ozon og fotozon kan fjerne ammonium. Disse oksydasjonsmidlene brukes imidlertid primært til desinfeksjon. Ved de doser og oppholdstider som er normale i fiskeoppdrett, vil ammoniumfjerningen være ubetydelig (3, 4, 5).

Med dagens teknologi er ionebytting og biologisk nitrifikasjon de prosessene som er mest aktuelle for fjerning av ammonium i resirkuleringsanlegg for fiskeoppdrett. Disse to metodene vil derfor bli grundig beskrevet i kapitlene 3 og 4.

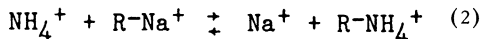
3. IONEBYTTING

3.1 Beskrivelse av prosessen

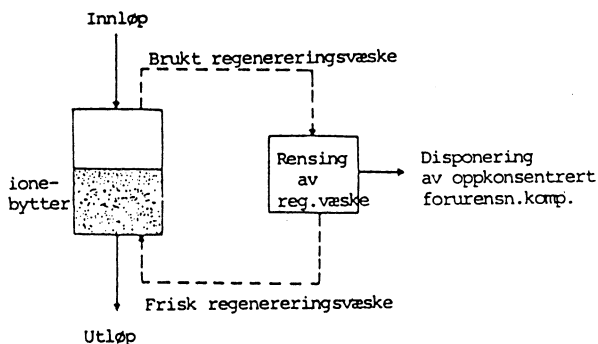
Ionebytting er en prosess hvor ioner, som blir holdt fast av elektrostatiske krefter til ladde funksjonelle grupper på overflaten av et fast stoff, blir byttet ut mot ioner av samme ladning i en løsning. Selve ionebyttemediet består av et nettverk av store molekyler. Ionebytteren kalles kationisk når den har evne til å bytte ut kationer (f.eks.

NH_4^+) og anionisk når den kan bytte ut anioner (f.eks. NO_3^-).

Prinsippet for ionebytting kan vises med følgende ligning:



R⁺ representerer her en fast funksjonell gruppe knyttet til ionebytteren. Ionebytteren er i dette tilfellet mer selektiv overfor NH_4^+ enn Na^+ , slik at NH_4^+ fjernes fra vannfasen, dvs. at reaksjonen i ligning 2 går fra venstre mot høyre. Når alle de funksjonelle gruppene er mettet med NH_4^+ , må ionebytteren regenereres. Dette kan gjøres ved å tilføre ionebytteren en konsentrert løsning av NaCl. Ved den høye Na^+ -konsentrasjonen endres den kjemiske likevekten, og ionebytteren mister sin selektivitet. Na^+ bytter igjen plass med NH_4^+ , som havner i regenereringsløsningen. Ved regenerering går altså reaksjonen i ligning 2 fra høyre mot venstre. Figur 2 viser den prinsipielle oppbyggingen av et ionebyttingsanlegg.



Figur 2. Prinsippet for ionebyttingsanlegg (6).

En ionebyttermasse bestående av clinoptilolitt, som er et naturlig leirmineral (zeolitt), har vist seg velegnet for fjerning

av ammonium. Det lages også flere typer kunstige zeolitter, beregnet på ammoniumfjerning.

3.2 Dimensjonering og utforming av anlegg

En ionebytters totale kapasitet er avhengig av hvor mange funksjonelle grupper ionebytteren har. Det vil innrette seg en likevekt mellom ioner i løsning og ioner i ionebytteren. For å få en god utnyttelse av ionebytterens kapasitet, må man derfor ha en høy selektivitet for det aktuelle ionet og en relativt høy restkonsentrasjon i løsningen. Dessuten vil andre ioner og eventuelle forurensninger som finnes i løsnin-

gen redusere den reelle kapasiteten ytterligere.

Den totale kapasiteten til en del ionebyttere, som brukes til ammoniumfjerning, er vist i tabell 2. I en ionebytterkolonne vil det være ca. 0,8—1,6 kg ionebyttermasse pr. liter, avhengig av korngradering og materialtype.

Ionebyttekapasiteten til clinoptilolitt er pH-avhengig, og kapasiteten reduseres kraftig i det basiske området (13).

Tabell 2. Total kapasitet for noen ionebyttermasser.

Ionebyttermasse	Total kapasitet		Ref.
	mekv/g	mg NH ₄ ⁺ -N/g	
Clinoptilolitt	0,76	10,6	(7)
Clinoptilolitt	1,81	25,3	(8)
Clinoptilolitt	1,04	14,5	(9)
AW-500 (syntetisk)	1,67	23,4	(8)

Parallele forsøk har vist at med et vann som inneholdt 30 mg/l løst organisk karbon, ble kapasiteten med hensyn på NH₄⁺ redusert til 25% av den kapasiteten man målte uten innhold av organisk materiale (8).

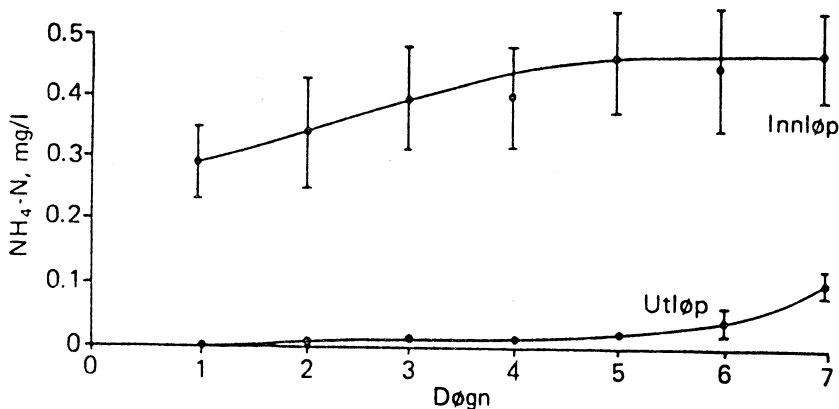
Ved bruk av ionebytter vil innblanding av sjøvann være uaktuelt. Ved en salinitet på 5‰, har man registrert meget raskt gjennombrudd, og en kapasitet som var mindre enn 10% av den kapasiteten man fikk med det samme systemet i ferskvann (8).

I forbindelse med resirkuleringsanlegg for fiskeoppdrett brukes dimensjonerende belastninger for ionebyttere som er mye lavere enn de totale kapasitetene vist i tabell 2. For clinoptilolitt har dimensjonerende verdier på 1,0—1,1 g NH₄⁺-N pr. liter ionebyttermasse blitt brukt. Det an-

befales også at den hydrauliske belastningen ikke overstiger 10—15 filtervolum (fv) pr. time (10, 11).

Når ammoniumkonsentrasjonen ut av ionebytteren begynner å øke, må denne regenereres. Dette gjøres med en konsentrert løsning av natrium- og/eller kalsiumsalter ved nøytral eller basisk pH. Sjøvann kan brukes som regenereringsløsning, og dermed kan driftsutgiftene til ionebytteren reduseres (10, 12).

Ionebytterne ved et anlegg i Seattle drives med en hydraulisk belastning på 12—15 fv/h. Regenerering skjer en gang pr. uke ved at sjøvann pumpes gjennom ionebyttermassen i 3 timer. Figur 3 viser innløps- og utløpskonsentrasjoner ved normal drift, mens figur 4 viser ammoniumkonsentrasjonen ut av ionebytteren ved regenerering (10).



Figur 3. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -konsentrasjoner inn og ut av en clinoptilolitt ionebytter ved normal drift (10).

Partikler og suspendert stoff må fjernes før vannet kommer til ionebytteren. Ellers vil man få nedsatt ionebyttekapasitet og eventuelt tilstopping av ionebyttermassen. Dette fører til behov for hyppig regenerering og tilbakespyling av ionebytterne.

Nitrifiserende bakterier kan vokse på de partiklene som utgjør ionebyttermidiet. Siden man ikke har kontrollert nitrifikasjon i ionebytteren, kan man risikere å få giftige konsentrasjoner av nitritt ($\text{NO}_2^+\text{-N}$). U.S. Fish & Wildlife mener derfor at periodisk desinfeksjon for å hindre biologisk aktivitet i ionebytteren, må vurderes (14).

I et resirkuleringsanlegg kan ionebytterne ha flere alternative plasseringer. Ionebytterne kan behandle alt det resirkulerte vannet, eller bare en delstrøm. Flyttskjemaet i figur 5 viser et eksempel på plassering av ionebyttere som behandler hele vannmengden.

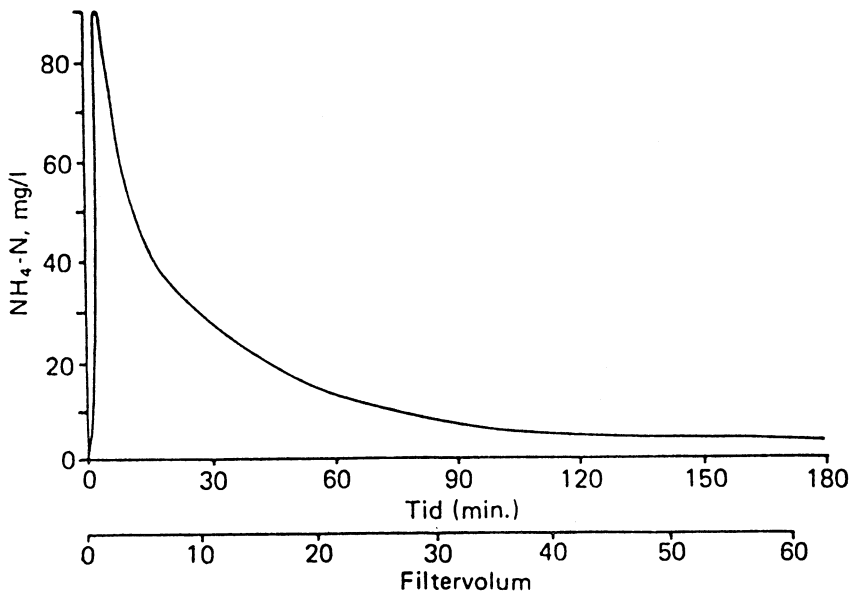
Et settefiskanlegg for 400 000 smolt vil ha et maksimalt ferskvannsforbruk på 4—5 m^3/min . Dersom anlegget baseres på høy

grad av resirkulering, og ionebytterne dimensjoneres for en hydraulisk belastning på 10 fv/h, vil dette kreve ca. 40 m^3 med ionebyttermasse. Det er da forutsatt tre ionebyttere i parallell, hvorav to er i drift mens den tredje regenereres. Med effektiv forbehandling vil det være behov for å regenerere en av ionebytterne annen hver dag.

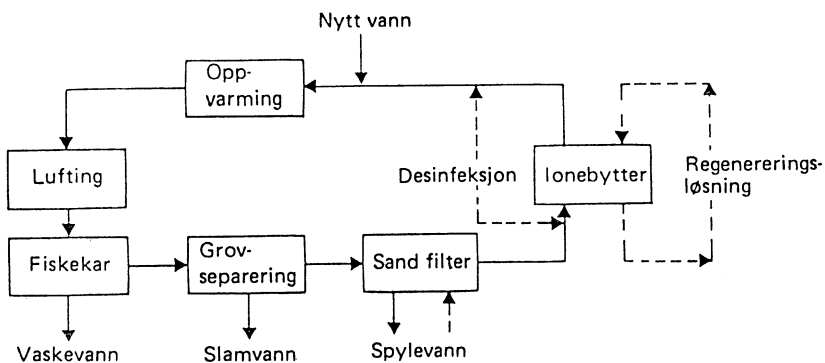
3.3 Prosessens fordeler og ulemper

Et ionebytteranlegg kan startes opp meget raskt. Det er ikke avhengig av oppbygging av en bakteriekultur. Prosessen er lite temperaturavhengig, og den fungerer selv om vannet er tilsatt antibiotika for å bekjempe sykdommer hos fisken.

Det blir hevdet at ionebytting blir for dyrt, sammenlignet med biologisk nitrifikasjon (15). For et anlegg som er plassert ved sjøen, kan regenerering med sjøvann redusere driftskostnadene. Ved regenerering vil man tape litt ionebyttermasse, slik at denne gradvis må fornyes. Som eksempel kan nevnes at man ved bruk av «Becker 1010A Zeolite» dimensjonerer for et tap



Figur 4. NH₄⁺-N-konsentrasjoner ut av en clinoptilolitt ionebytter ved regenerering med saltvann (10).



Figur 5. Eksempel på flytskjema for resirkuleringsanlegg, hvor ammonium fjernes med ionebyttere.

på 0,45% pr. gang (11). Ionebyttere kan ikke brukes ved resirkulering av sjøvann eller brakkvann.

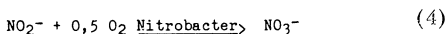
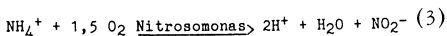
Grundig kontroll og overvåking av et ionebytteranlegg er meget viktig. Dersom man får gjennombrudd i ionebytteren tidligere enn forutsatt, og man ikke tar hyp-pige analyser som varsler om dette, kan det få katastrofale følger for fisken. Videre må man være klar over mulighetene for dannelse av giftige konsentrasjoner av nitritt i ionebyttermassen.

4. BIOLOGISK NITRIFIKASJON

4.1 Beskrivelse av prosessen

Nitrifikasjon er betegnelsen på en biologisk prosess hvor ammonium oksyderes bakterielt til nitritt (NO_2^-) og videre til nitrat (NO_3^-). Dette skjer hovedsakelig ved hjelp av to autotrofe bakteriegrupper, *Nitrosomonas* og *Nitrobacter*. Det finnes flere arter av disse bakteriene, både i ferskvann og sjøvann.

Ser vi bort fra bakterienes vekst, kan nitrifikasjonsprosessen beskrives med ligningene:



Den maksimale veksthastigheten for *Nitrobacter* er mye større enn for *Nitrosomonas*. Derfor vil det være lite nitritt i et biologisk system som er i likevekt, og oksydasjonen fra ammonium til nitritt vil være det hastighetsbegrensende trinnet i prosessen. Høye nitrittkonsentrasjoner kan imidlertid oppstå ved igangkjøring av prosessen, og dersom bakteriene stresses, f.eks. ved tilførsel av giftige stoffer eller ved store pH-variasjoner.

Nitrifikasjonsprosessen forbruker ca. 4,6 g oksygen og 0,14 ekv. alkalitet for hvert g NH_4^+ —N som oksyderes til NO_3^- . Nitri-

fikasjonshastigheten påvirkes av ammoniumkonsentrasjonen, temperaturen, pH-verdien, oksygenkonsentrasjonen og innholdet av organisk materiale. Ved rikelig tilgang på organisk materiale kan de nitrifiserende bakteriene bli utkonkurrert av heterotrofe bakterier.

Oppstarting av nitrifikasjonsprosessen tar lang tid. Ved poding med nitrifiserende bakterier kan prosessen være i gang innen 10 dager, uten poding kan det ta 1—2 måneder (5).

4.2 Reaktortyper

I et rensenanlegg kan mikroorganismene enten finnes suspendert i vannfasen (aktivslamprosess), eller de kan vokse på en fast overflate (biofilmprosess).

Vann fra fiskeoppdrettsanlegg har mye lavere konsentrasjoner av organisk stoff og ammonium enn kommunalt avløpsvann. Det vil derfor være vanskelig å få etablert en suspendert organismekultur med tilstrekkelig høy slamkonsentrasjon. På faste overflater vil det imidlertid ganske raskt dannes en film av mikroorganismer, selv om avløpsvannet er tynt. Derfor er det bare biofilmprosessene som er aktuelle for nitrifisering i et resirkuleringsanlegg for fiskeoppdrett.

Innenfor fiskeoppdrett er rislefiltere og dykkede biologiske filtre de mest brukte biofilmanleggene, men biorotorer kan også være aktuelle. Et rislefilter trenger ikke ekstern oksygentilførsel. Rislefilteret medfører imidlertid et stort falltap, slik at pumpeutgiftene i et resirkuleringsanlegg vil øke. Dessuten kan det være praktiske problemer med å innpasse et rislefilter i resirkuleringsanleggets hydrauliske profil. Et dykket biologisk filter vil medføre et svært lavt falltap, men det er avhengig av at luft eller oksygen blåses inn i filteret

for å dekke mikroorganismenes oksygenbehov. Biorotoren har også et meget lavt falltap og lave driftsutgifter, men den er dyr i innkjøp.

4.3 Dimensjonering og utforming av anlegg

Nitrifikasjon foregår best ved PH-verdier mellom 7 og 8 (16). Siden prosessen forbruker alkalitet, kan det være nødvendig å tilsette buffer til vannet i et resirkuleringsanlegg for at pH-verdien ikke skal bli for lav.

Et høyt oksygeninnhold er gunstig for nitrifikasjonsprosessen. Konsentrasjonen bør være ≥ 4 mg O_2/l (14).

Den organiske belastningen bør være så lav som mulig. Ved å ha en god partikkelseparasjon like etter fiskekarene, fjerner man imidlertid så mye organisk materiale at ammoniumbelastningen blir dimensjonerende for nitrifikasjonsenheten.

Ved lave ammoniumkonsentrasjoner vil nitrifikasjonen følge en tilnærmet 1. ordens reaksjon. Det vil si at nitrifikasjonshastigheten øker når ammoniumkonsentrasjonen øker, og avtar når konsentrasjonen avtar. Dermed blir nitrifikasjonsprosessen delvis selvregulerende. Store belastningsøkninger bør imidlertid ikke skje for raskt, fordi man da vil ha behov for flere nitrifiserende bakterier, og disse trenger tid til å vokse.

Nitrifikasjonshastigheter rapportert i litteraturen viser stor spredning (5, 15, 17—23). Enkelte hevder at den hydrauliske oppholdstiden vil være bestemmende for dimensjoneringen av biofiltre til bruk i fiskeoppdrett (17). Forsøk med biorotorer (24) og dykkede biofiltre (23) har imidlertid klart vist at den hydrauliske oppholdstiden ikke har vært begrensende for nedbrytningshastigheten ved oppholdstider på henholdsvis 12 og 3 minutter. Ammoni-

umbelastningen skal derfor brukes som den viktigste dimensjoneringsparameteren for nitrifiserende biofiltre.

Temperaturen påvirker nitrifikasjonshastigheten. I tabell 3 har vi vist eksempler på representative nitrifikasjonshastigheter ved noen temperaturer. Disse er angitt som g total ammonium fjernet pr. m^2 biofilmareal og døgn. Tallene er basert på litteratordata (5, 15, 17—22, 24), og de gjelder for en situasjon med optimal pH, lav organisk belastning, ingen toksiske stoffer og en konsentrasjon på ca. 1 mg $NH_4^+ - N/l$ i vannet i nitrifikasjonsenheten.

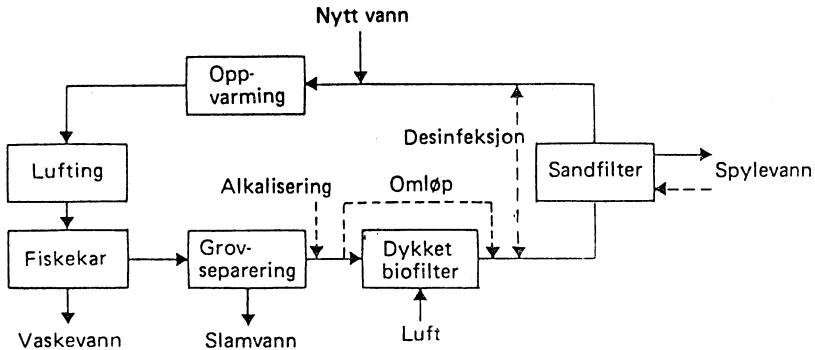
Tabell 3.

Forventede nitrifikasjonshastigheter i biofiltre brukt i fiskeoppdrett. Gjelder for optimale forhold og en konsentrasjon på 1 mg $NH_4^+ - N/l$.

Temp. °C	Nitrifikasjonshastighet, g $NH_4^+ - N/m^2 \cdot d$
20	0,9
15	0,7
10	0,5
5	0,3

De biologiske filterne kan fylles med filtermedier av sand, grus, stein eller plast (5). Plastmaterialene er dyrest og mest velegnet. De kan leveres med spesifikke overflater fra ca. 80 til ca. 300 m^2/m^3 . De har en meget høy hulromsprosent ($> 95\%$) og er lite utsatt for kortslutningsstrømmer og gjentetting. Steinmaterialer gir liten spesifikk overflate og lav hulromsprosent. Medier av sand og grus blir raskt gjentettet, og de må vaskes og tilbakespyles regelmessig.

Figur 6 viser et eksempel på flyteskjema for et resirkuleringsanlegg, hvor ammonium



Figur 6. Eksempel på flytskjema for resirkuleringsanlegg, hvor ammonium fjernes med et dykket biologisk filter.

fjernes med et dykket biologisk filter. Anlegget bør bygges slik at det er mulig å føre vannet utenom biofilteret i de periodene fisken behandles med medisiner som er giftige for nitrifiserende bakterier. Det kan også være aktuelt å installere en ionebryter som brukes til ammoniumfjerning bare i disse periodene. Ved lav belastning av organisk materiale og ammonium vil slamproduksjonen i et biofilter bli lav. Dette slammene kan derfor separeres direkte på et sandfilter, alternativt kan en silduk (f.eks. et Triangelfilter) monteres foran sandfilteret. Nitrifikasjonsprosessen forbraker alkalitet, og ved høy resirkuleringsgrad må vannet alkaliseres.

Et resirkuleringsanlegg for 400 000 smolt vil trenge et biofilter på 50—60 m³. Det er da tatt utgangspunkt i en dimensjonerende vanntemperatur på 10°C og bruk av plastmaterialer med en spesifikk overflate på 200—250 m²/m³.

4.4 Prosessens fordeler og ulemper

Nitrifikasjon er den mest brukte metoden for ammoniumfjerning. Den er billigst, og

den regnes også for å være mer stabil og pålitelig enn konkurrerende prosesser (5, 15). Prosessen fungerer utmerket i både ferskvann, brakkvann og saltvann.

I tillegg til å fjerne ammonium, vil et biofilter også redusere vannets innhold av løst organisk materiale. Biofilteret trenger ingen regenerering, og det er «selvregulerende» ved at en økning av ammoniumkonsentrasjonen inn på biofilteret gir økt nitrifikasjonshastighet.

Det tar lang tid å starte opp en nitrifikasjonsprosess. Prosessen er også svært temperaturavhengig. Ved lav temperatur blir nitrifikasjonshastigheten lav, slik at biofilteret må bygges betydelig større enn ved høyere temperaturer. Prosessen forbraker alkalitet, og ved høy grad av resirkulering vil pH-justering være påkrevet.

Antibiotika brukt til å behandle fiske sykdommer, kan være giftige for de nitrifiserende bakteriene. Når nitrifikasjonsprosessen bringes ut av likevekt, kan man få for høye nitritkonsentrasjoner. Derfor er overvåking av vannkvaliteten viktig.

REFERANSER

- (1) RINGDAL, O., «Ammonium — et mulig problem i lukkede oppdrettssystemer,» *Norsk Fiskeoppdrett*, nr. 3-86, s. 26—27.
- (2) ALABASTER, J. S. and LLOYD, R., *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*, Butterworths, London, 1980.
- (3) WEDUM, K., «Fotosonering — Bruk av UV-generert ozon», foredrag på *NITOKurs om Landbaserte oppdrettsanlegg og lukkede sjøanlegg*, Oslo, 27.—28. februar, 1986.
- (4) HAAG, W. R., et al., «Improved Ammonia Oxidation by Ozone in the Presence of Bromide Ion During Water Treatment», *Water Res.*, 18, 1984, pp. 1125—1128.
- (5) MUIR, J. F. and ROBERTS, R. J., *Recent Advances in Aquaculture*, Westview Press, Boulder, Colorado, 1982.
- (6) ØDEGAARD, H., «Oversikt over metoder for fjerning av nitrogen», *VANN*, 15, nr. 1, 1980, s. 21—30.
- (7) JØRGENSEN, S. E., et al., «Equilibrium and Capacity Data of Clinoptilolite», *Water Res.* 13, 1979, pp. 159—165.
- (8) JOHNSON, P. W. and SIEBURTH, J. McN., «Ammonia Removal by Selective Ion Exchange, a Backup System for Microbiological Filters in Closed-System Aquaculture», *Aquaculture*, 4, 1974, pp. 61—68.
- (9) POLTA, R. C. and DEFORE, R. W., «A Demonstration of Ammonia Removal by Ion Exchange», *33rd Ind. Waste Conf.*, Purdue, May 9—11, 1978, pp. 604—613.
- (10) BRUIN, W. et al., «Preliminary Results and Design Criteria from an On-Line Zeolite Ammonia Removal Filter in a Semi-Closed Recirculating System», *Bio-Engineering Symposium for Fish Culture (FCS Publ. 1)*, 1981, pp. 92—96.
- (11) KRAMER, CHIN & MAYO, INC., «Evaluation of Baker Sand Filter and Clinoptilolite Bed for Hatchery Water Reconditioning», 1973.
- (12) LIBERTI, L., et al., «Nutrient Removal and Recovery from Wastewater by Ion Exchange», *Water Res.*, 15, 1981, pp. 337—342.
- (13) JØRGENSEN, S. E., «Recovery of Ammonia from Industrial Waste Water», *Water Res.*, 9, 1975, pp. 1187—1191.
- (14) U.S. FISH & WILDLIFE, SPEARFISH, «Spearfish Short Course», Spearfish, South Dakota, dato ukjent, pp. 52—82.
- (15) TR-STYREGRUPPEN FOR RECIRKULERET FISKEDYRKNING, «Statusrapport til teknologirådet: Opdræt af fisk i recirkulerende systemer», 1983.
- (16) SHARMA, B. and AHLERT, R. C., «Nitrification and Nitrogen Removal», *Water Res.*, 11, 1977, pp. 897—925.
- (17) LIAO, P. B. and MAYO, R. D., «Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement», *Aquaculture*, 3, 1974, pp. 61—85.
- (18) KRUNER, G. and ROSENTHAL, H., «Efficiency of Nitrification in Trickling Filters using Different Substrates», *Aquacultural Engineering*, 2, 1983, pp. 49—67.
- (19) SPEECE, R. E., «Trout metabolism characteristics and the rational design of nitrification facilities for water reuse in hatcheries», *Trans. Am. Fish. Soc.*, 102, 1973, pp. 323—333.

- (20) RICHARD, Y. et al., «Study of the nitrification of surface water», *Prog. Wat. Tech.*, 10, 1978, pp. 17—32.
- (21) ROGERS, G. L. and KLEMETSON, S. L., «Ammonia Removal in Selected Aquaculture Water Reuse Biofilters», *Aquacultural Engineering*, 4, 1985, pp. 135—154.
- (22) WICKINS, J. F., «Ammonia production and oxidation during the culture of marine prawns and lobsters in laboratory recirculation systems», *Aquacultural Engineering*, 4, 1985, pp. 155—174.
- (23) BRUNE, D. E. and GUNTHER, D. C., «The design of a new high rate nitrification filter for aquaculture water reuse», *J. World Maricul. Soc.* 12, 1981, pp. 20—31.
- (24) RUSTEN, B. «Nitrogen removal from wastewater», Dr.ing. avhandling, NTH, 1982.
- (25) U.S. EPA, «Process design manual for nitrogen control», Cincinnati, Ohio, 1975.