

Dimensjonering og utforming av renseanlegg for nitrogenfjerning ved bruk av dykkede biologiske filtre

Av Bjørn Rusten.

Bjørn Rusten er seniorforsker i Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S og professor ved Institutt for vassbygging, NTH.

Innlegg på «Nordisk vandmøde», Ålborg, 14.—15. mai 1990.

Sammendrag

To alternative metoder for nitrogenfjerning med dykkede biologiske filtre diskuteres. Disse metodene er for-denitrifisering med etterfølgende mellomfelling, og forfelling med etterfølgende etter-denitrifisering. Et foreløpig dimensjoneringsgrunnlag presenteres, sammen med et dimensjoneringsseksempel og kostnadstall. For-denitrifisering er fordelaktig dersom man har et moderat krav til nitrogenfjerning (<60—70%) og et avløpsvann med normale konsentrasjoner og C/N-forhold. Dersom man har krav om høye renseseffekter for nitrogen (>70%), eller man har et avløpsvann med lave konsentrasjoner eller lavt C/N-forhold, må man benytte etter-denitrifisering.

Innledning

I dag slippes avløpsvann ut langs kysten av Sør-Norge etter siling, sedimentering eller kjemisk rensing. Med unntak av Bekkelaget renseanlegg i Oslo, er biologisk rensing ikke tatt i bruk.

På grunn av den politiske beslutning

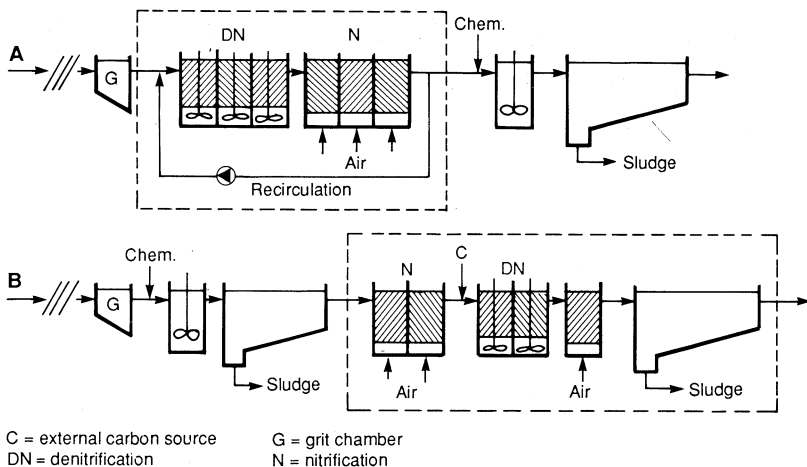
gen om å redusere utslippet av nærings-salter til Nordsjøen, vil det bli nødvendig å oppgradere de kommunale renseanleggene til å fjerne både fosfor og nitrogen. I følge foreløpige planer skal man oppgradere alle renseanlegg som er større enn 10.000 personekvivalenter (PE), og som ligger langs kysten mellom svenskegrensa og Lindesnes. Dette vil få store tekniske og økonomiske konsekvenser.

De fleste av disse renseanleggene har relativt små tomtearealer, fordi plasseringen av renseanleggene ble bestemt før det ble aktuelt med nitrogenfjerning. Begrensede arealer for framtidige utvidelser av renseanleggene skaper et behov for arealgjerrige biologiske nitrogenfjerningsprosesser. Én slik prosess er bruk av dykkede biologiske filtre.

Alternative strategier for fosfor- og nitrogenfjerning

Fosforfjerning bør skje ved kjemisk felling. Typisk norsk avløpsvann, med lave konsentrasjoner av løst, lett nedbrytbart organisk stoff, egners seg ikke for biologisk fosforfjerning (Rusten og Lundar, 1989).

To alternativer for kjemisk felling i kombinasjon med biologisk nitrogen-



Figur 1. To alternative flyt-skjema for nitrogen- og fosforfjerning.

A) For-denitrifisering i dykkede biologiske filtre, etterfulgt av mellomfelling.

B) Forfelling etterfulgt av etter-denitrifisering i dykkede biologiske filtre.

fjerning er skissert i figur 1. Nitrogenfjerningsprosessene er vist innenfor de stiplede linjene. Alternativ A benytter for-denitrifisering i dykkede biologiske filtre, med en etterfølgende mellomfellingsprosess. Alternativ B benytter forfelling, etterfulgt av en etter-denitrifiseringsprosess i dykkede biologiske filtre.

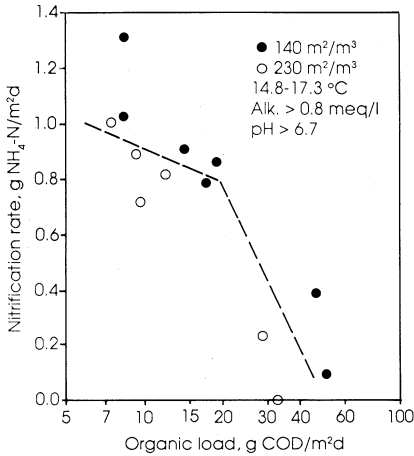
I for-denitrifiseringsprosessen (A) brukes forbehandlet avløpsvann som karbonkilde. Reduksjonen av alkalitet i nitrifiseringsstrinnet er større enn økningen av alkalitet i denitrifiseringsstrinnet. Dette kan føre til relativt lav alkalitet i det avløpsvannet som går til mellomfelling, og det vil få stor betydning for riktig valg av type fellingskjemikalier og riktig dosering.

I etter-denitrifiseringsprosessen (B) må en ekstern karbonkilde, eller karbon generert fra hydrolyse av mekanisk/kjemisk slam, tilsettes ved innløpet av denitrifiseringsreaktorene. Grun-

nen til dette er at det organiske stoffet i avløpsvannet allerede har blitt fjernet i forfellings- og nitrifiseringsstrinnet. For å være sikker på å få fjernet eventuelle rester av den tilsatte karbonkilden, som ikke har blitt forbrukt i denitrifiseringsprosessen, plasseres en luftet biofilmreaktor etter denitrifiseringsreaktorene. Forfellingsprosessen må drives slik at alkaliteten i de nitrifiserende biofiltrene blir tilstrekkelig høy til at nitrifiseringshastigheten ikke blir redusert på grunn av lav alkalitet.

Foreløpig dimensjoneringsgrunnlag

Vi har ingen fullskala erfaringer med de prosessene som er vist i figur 1. Forsøk i laboratorie- og pilotskala pågår, men til nå er det foreløpige dimensjoneringsgrunnlaget basert på tidligere pilot-forsøk med nitrifisering i dykkede biologiske filtre (Rusten 1983, 1984, Hem og Ødegaard 1988, OVA 1990), og



Figur 2. Nitrifisering av mekanisk rensed avløpsvann i aerobe, dykkede biologiske filtre. Data fra Rusten (1983).

nitrifisering og denitrifisering med biorotorer (Rusten 1982).

Nitrifisering

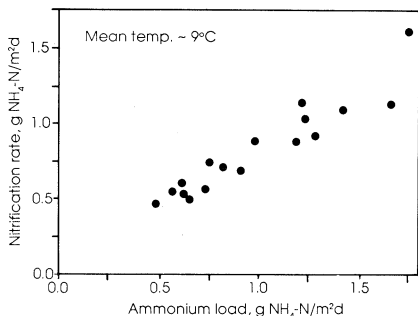
Nitrifisering i et system med resirkulering og anoksiske og aerobe trinn (prosess A, figur 1) har vært testet med biorotorer (Rusten 1982). Tidligere forsøk med aerobe, dykkede biologiske filtre har vært begrenset til nitrifisering av mekanisk rensed avløpsvann i et anlegg uten resirkulering (Rusten 1983, 1984). Nitrifiseringshastighet som funksjon av organisk belastning er vist i figur 2. Tallene er fra to ett-trinns, aerobe, dykkede biologiske filtre hvor biofilmediet hadde en spesifikk overflate på henholdsvis 140 og 230 m²/m³. Nitrifiseringshastigheter større enn 0,8 g NH₄-N/m²d ble oppnådd ved organiske belastninger under 20 g COD/m²d og vanntemperaturer på 15–17 °C.

Forfelling etterfulgt av nitrifisering i ett- og to-trinns, aerobe, dykkede biologiske filtre har vært testet i stor pilotskala ved Bekkelaget renseanlegg i Oslo (OVA 1990). Figurene 3 og 4 viser resultater fra en periode hvor midlere vanntemperatur var ca. 9 °C og forfellingen ble utført med en kombinasjon av jernklorid og kalk. Bruk av kalk er nødvendig for å få tilstrekkelig høy alkalitet i nitrifiseringsreaktorene. Figur 3 viser nitrifiseringshastigheten som funksjon av ammoniumbelastningen på dager med optimale pH-verdier i reaktorene og lave organiske belastninger. En nitrifiseringshastighet på ca. 1 g NH₄-N/m²d kan oppnås ved en belastning på 1,25 g NH₄-N/m²d.

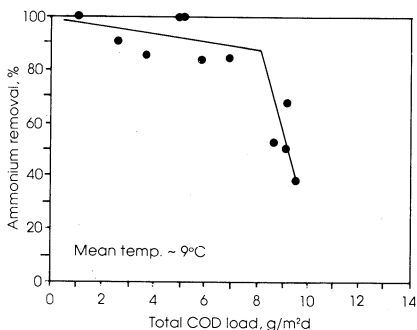
Prosent ammoniumfjerning, som funksjon av total organisk belastning, er vist i figur 4. Resultatene viser at nitrifiseringsprosessen begynner å hemmes av det organiske materialet ved belastninger over 8 g COD/m²d. Dette er i samsvar med resultatene til Hem og Ødegaard (1988). Ved bruk av forfelt avløpsvann fikk de ingen nitrifisering ved organiske belastninger over 12 g COD/m²d.

Denitrifisering

For-denitrifisering med mekanisk rensed avløpsvann som karbonkilde har blitt grundig testet i pilotskala, ved bruk av dykkede biorotorer (Rusten 1982). Data fra disse pilot-forsøkene har dannet grunnlaget for en foreløpig dimensjonering av for-denitrifisering i dykkede biologiske filtre. En empirisk modell ble utviklet for å kunne estimere forventede denitrifiseringshastigheter. Denne modellen ble bruk til å lage figur 5, som viser nødvendig biofilmareal i denitrifiseringstrinnet som funksjon av ønsket renseeffekt og resirkuleringsfor-



Figur 3. Nitrifiseringshastighet som funksjon av ammoniumbelastning for aerobe dykkede biologiske filtre tilført avløpsvann som er forfult med jernklorid og kalk (OVA 1990).



Figur 4. Prosent ammoniumfjerning som funksjon av total organisk belastning for aerobe, dykkede biologiske filtre tilført avløpsvann som er forfult med jernklorid og kalk (OVA 1990).

hold for avløpsvann med et C/N-forhold på 2,0 mg løst BOD₅/mg total N. Med en gitt innløpskonsentrasjon og et gitt biofilmareal vil det alltid være et bestemt resirkulasjonsforhold som er optimalt. For eksempel kan man oppnå 55% nitrogenfjerning med et resirkula-

sjonsforhold på 2 og et biofilmareal på 10.000 m². Dersom anlegget drives med et resirkulasjonsforhold på 6, vil 55% nitrogenfjerning kreve et denitrifiserende biofilmareal på 20.000 m². Figur 5 viser også at nødvendig biofilmareal øker drastisk dersom man skal oppnå høyere renseeffekter. For å øke renseeffekten fra 55% til 70% må denitrifiseringstrinnet bygges 6 ganger så stort.

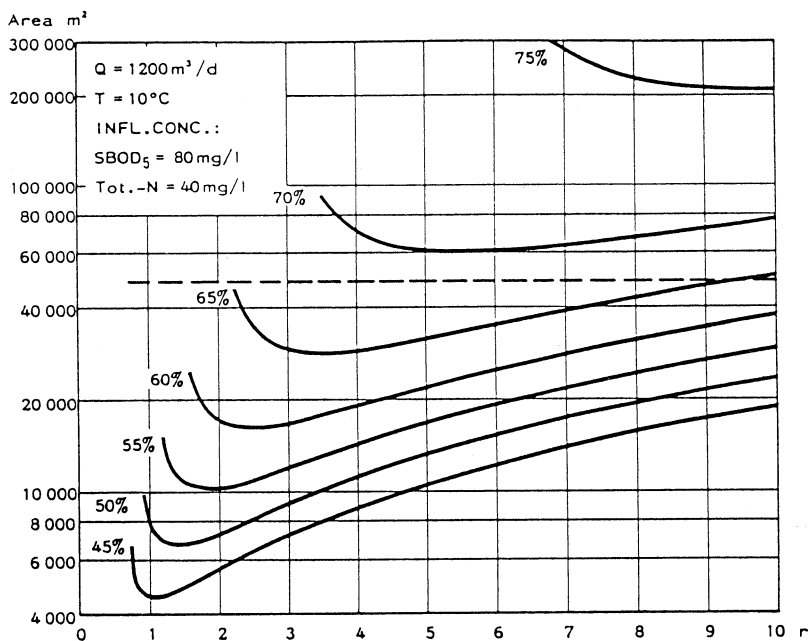
Foreløpig har dimensjoneringsgrunnlaget for etter-denitrifisering vært basert på litteratordata fra biofilmanlegg som bruker metanol som ekstern karbonkilde. Data fra pilotanlegg som bruker karbon generert fra hydrolyse av slam, er ennå ikke tilgjengelig.

Dimensjoneringseksempel

I dette eksemplet har vi dimensjonert nitrogenfjerningsprosessene i figur 1 for 50% og 75% nitrogenfjerning. Dimensjonerende vannmengder og belastninger er vist i tabell 1. Avløpsvannet i dette eksemplet er svært tynt, men C/N-forholdet er relativt høyt.

Med tynt avløpsvann er det vanskelig å oppnå høye renseeffekter med hensyn på totalnitrogen i et for-denitrifiseringsanlegg. Derfor har vi også beregnet et eksempel med for-denitrifisering hvor vi har forutsatt at avløpsvannets innløpskonsentrasjon ble fordoblet, dvs. at innløpskonsentrasjonen økte fra 14 til 28 mg total N/l.

Tabell 2 viser arealbehovet og totale årskostnader for 50% og 75% nitrogenfjerning. Metanol er brukt som ekstern karbonkilde i etter-denitrifiseringsprosessen. Alle alternativene inkluderer en ny pumpestasjon for å pumpe vannet til nitrogenfjerningstrinnet. Forøvrig er kostnadene begrenset til de prosessene som ligger innenfor de stiplede linjene i figur 1. Pumpestasjon for resirkulering



Figur 5. Nødvendig biofilmareal i denitrifiseringstrinnet, som funksjon av ønsket renseseffekt for total-N og resirkulasjonsforhold. Gjelder for et biorotoranlegg i pilotskala med C/N-forhold på 2,0 mg løst BOD₅/mg total N. Stiplet linje angir nødvendig biofilmareal for nitrifisering (Rusten 1982).

Q_{dim}	1.400	m^3/h
Q_{middel}	26.400	m^3/d
Q_{maks}	62.000	m^3/d
Tilført organisk stoff	5.000	kg COD/d
Tilført nitrogen	375	kg Tot-N/d
Tilført fosfor	50	kg Tot-P/d
Konsentrasjoner ved Q_{middel}	190	g COD/ m^3
	14	g Tot-N/ m^3
	1,9	g Tot-P/ m^3
Filtret COD/total COD-forhold	0,6	

Tabell 1. Eksempel på dimensjonerende vannføringer og belastninger for et rensesanlegg med en organisk belastning tilsvarende ca. 40.000 PE.

Tabell 2. Nødvendig arealbehov (plassbehov) og totale årskostnader for 50% og 75% nitrogenfjerning ved bruk av for-denitrifisering og etter-denitrifisering i dykkede biologiske filtre. (Kostnader basert på bassenger uten overbygg, 13% rente og 15 års avskrivning).

Alternativ	50% N-fjerning			
	Arealbehov m ²	Årskostnader		
		10 ⁶ NOK	NOK/m ³	NOK/kg N fjernet
N1 For-denitrifisering (Figur 1A)	1.300	3,6	0,37	53
N2 Etter-denitrifisering (Figur 1B)	2.600	6,4	0,67	94
Alternativ	75% N-fjerning			
	Arealbehov m ²	Årskostnader		
		10 ⁶ NOK	NOK/m ³	NOK/kg N fjernet
N1 For-denitrifisering (Figur 1A)	3.700	9,3	0,97	91
N2 Etter-denitrifisering (Figur 1B)	2.850	7,6	0,78	74
N3 For-denitrifisering med fordoblet innløpskonsentrasjon (Figur 1A)	1.520	4,1	0,85*	40

* Basert på 50% av vannmengdene og 100% av belastningene (i kg/d) vist i tabell 1.

er inkludert i kostnadene for for-denitrifiseringsprosessen.

Kostnadene i tabell 2 viser at 75% nitrogenfjerning, basert på for-denitrifisering av tynt avløpsvann vil bli meget kostbart. Etter-denitrifisering blir også kostbart på grunn av utgiftene til metanol og behovet for et ekstra sedimenteringsbasseng. Generelt sett tyder

kostnadstallene på at det kan være lønnsomt å forsøke å øke innløpskonsentrasjonen ved å redusere mengden av fremmedvann til avløpsnett. En fornuftig strategi vil være å bygge et for-denitrifiseringsanlegg som vil gi 75% nitrogenfjerning dersom innløpskonsentrasjonene fordobles. Et slikt anlegg vil gi minst 50% nitrogenfjerning med

dagens tynne avløpsvann, og renseeffekten vil gradvis stige etter hvert som kommunen forbedrer avløpsnettet.

Konklusjon

Dykkede biologiske filtre kan benyttes for nitrogenfjerning i en kompakt prosess. Dette kan kombineres med kjemisk felling av fosfor. Avløpsvannets sammensetning og kravet til renseeffekt med hensyn på totalnitrogen, vil være avgjørende for om man skal velge for-denitrifisering eller etter-denitrifisering.

Med tynt avløpsvann og lavt C/N-forhold vil det være vanskelig å fjerne mer enn 50% totalnitrogen ved bruk av

intern karbonkilde og for-denitrifisering. For-denitrifisering vil være lønnsomt for renseeffekter opp til 60—70% total N, dersom avløpsvannet har normale innløpskonsentrasjoner (f.eks. 30 mg N/l, 150 mg BOD₅/l). Med et veldig høyt C/N-forhold kan for-denitrifisering være det gunstigste for enda høyere renseeffekter.

Forfelling etterfulgt av etter-denitrifisering vil være riktig prosess dersom det er påkrevet med høye og stabile renseeffekter for total N. Med kontrollert tilsetning av en ekstern karbonkilde kan man oppnå høye renseeffekter selv om avløpsvannet er tynt.

REFERANSER

- Hem, L. & Ødegaard, H., 1988. SINTEF-prosessen. En prosess for rensing av avløpsvann. — Prosjektrapport 80/88, NTNF Program for VAR-teknikk.
- OVA, 1990. Informasjon om forsøksvirksomheten på Bekkelaget renseanlegg. En serie av framdriftsrapporter fra Oslo vann- og avløpsverk.
- Rusten, B., 1982. Nitrogen removal from wastewater. D.Eng. Thesis, Div. of Hydr. & San. Eng., The University of Trondheim.
- Rusten, B., 1983. Rensing av kommunalt avløpsvann i aerobe dykkede biologiske filtre. Prosjektrapport 3/84, NTNF Program for VAR-teknikk.
- Rusten, B., 1984. Wastewater treatment with aerated submerged biological filters. J. Water Pollut. Control Fed. 56(5): 424—431.
- Rusten, B. & Lundar, A., 1989. Biologisk fosforfjerning på et eksisterende kloakkrenseanlegg. VANN 24(3): 425—434.