

Biofilmprosesser for fjerning av nitrogen fra kommunalt avløpsvann

Av Bjørn Rusten

Bjørn Rusten er dr.ing. og ansatt i Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S

English summary

A short description of different fixed film biological reactors is followed by a simplified explanation of the most important processes that govern growth and substrate utilization in biofilms. Nitrification and denitrification in biofilms are discussed in detail, highlighting factors that have a major influence on the specific removal rates. Key words are diffusion, loads and concentrations of organic matter and nitrogen, pH, alkalinity and temperature. Finally, advantages and disadvantages of different process combinations for nitrification and denitrification are described.

Sammendrag

Hovedtyper av biofilmreaktorer for nitrogenfjerning gjennomgås. Deretter beskrives hvordan de biologiske prosessene i biofilmer foregår, før man går mer detaljert inn på nitrogenfjerningsprosessene. Nitrifisering og denitrifisering i biofilmer omtales, med hovedvekt på hvilke faktorer som har størst betydning for omsetningshastighetene. Stikkord her er diffusjon, belastning av organisk stoff og nitrogen, pH, alkalitet

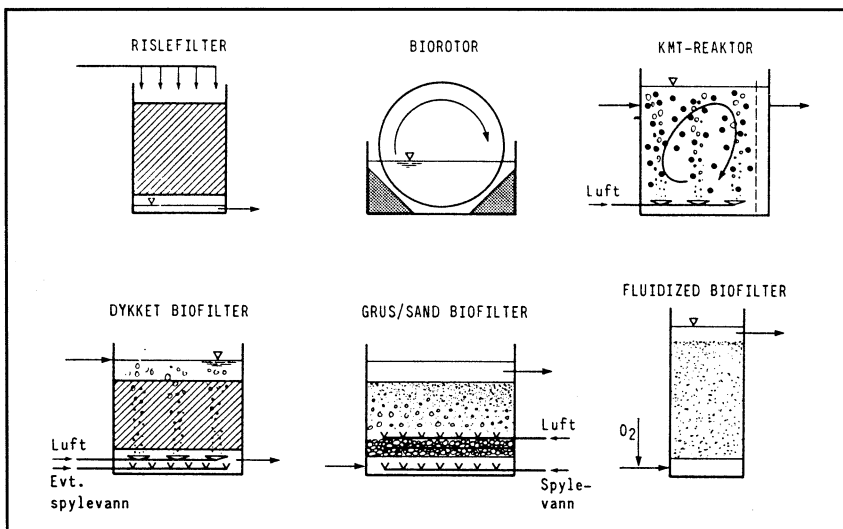
og temperatur. Til slutt beskrives forskjellige kombinasjoner av nitrifiserings- og denitrifiseringsprosesser.

1. Innledning

Denne artikkelen omhandler nitrogenfjerning fra kommunale avløp med hjelp av biofilmprosesser. De fleste biofilmprosessene er patentert og leverandørene har i stor grad sine egne, interne prosedyrer for dimensjonering. Det henvises derfor til de respektive leverandører for detaljdimensjonering av prosessene. I denne artikkelen vil det primært bli presentert data som er allment tilgjengelig i tidsskrifter og åpne rapporter.

2. Biofilmreaktorer

Kjennetegnet for biofilmprosessene er at mikroorganismene (biomassen) er festet til og vokser på en fast overflate. Denne faste overflaten finnes på et såkalt biofilmmedium eller bæremateriale. Bærematerialet kan ligge i ro (stasjonært) eller være i bevegelse. I figur 1 er skissert utformingen av de vanligste hovedtypene av biofilmreaktorer.



Figur 1. Eksempler på ulike hovedtyper av biofilmreaktorer (Ødegaard, 1992)

2.1 Rislefilter

Eldst er rislefiltrene, som dominerte den biologiske rensingen før aktivslamprosessen ble tatt i bruk. Etter at rislefiltre av plast ble tatt i bruk og etter at nitrifisering ble påkrevet, har rislefiltrene hatt en viss renessanse. I praksis brukes rislefiltrene bare til nitrifisering, men forsøk med denitrifisering i lukkede, anoksiske rislefiltre har vært utført i Sverige.

2.2 Biorotor

Biorotorene ble tatt i bruk senere og da spesielt på litt mindre anlegg. Det ble bygget mange biorotoranlegg (> 70) i Norge i 1970 og 1980-årene. I biorotoranlegg er biofilmen delvis dykket og delvis i direkte kontakt med luften gjennom bærematerialets (biorotorens) rotasjon. Spesielt i USA ble det i 1970 og 1980-årene bygd flere store biorotoranlegg for nitrifisering av biologisk rensset

(BOD-fjerning) avløpsvann. Selv om det er utført mange forsøk med denitrifisering i biorotorer, er dette lite brukt i fullskala anlegg.

2.3 Dykkede biofiltre

Dykkede biofiltre har blitt særlig populære i de siste år, selv om vi kan finne eksempler på slike filtre allerede i 30-årene. Utviklingen av de dykkede filterne har først og fremst vært forårsaket av ønsket om å utvikle mer kompakte teknologier. Med dykkede filtre menes her biofilterløsninger der biomassen til enhver tid er dykket og der vannet følgerig må oksygeneres gjennom lufting (evt. ren oksygentilførsel). Det finnes idag en rekke typer på markedet, men vi vil i det følgende skille mellom tre ulike typer:

a. Anlegg med stasjonært, fast bæremateriale for biofilm

- b. Anlegg med stasjonært, granulært bæremateriale
- c. Anlegg med bevegelig bæremateriale

Innen hver av disse gruppene finnes det igjen en lang rekke forskjellige fabrikkater og patenterte systemer. Vi skal her nevne noen som er vanlige i Europa.

2.3.1 Dykkede biofiltre med stasjonært, fast bæremateriale

Dykkede biofiltre med stasjonært, fast bæremateriale av korrugerte plastflak har blitt benyttet til fjerning av organisk stoff på noen norske renseanlegg (Bjørnson og Ødegaard, 1988). I disse anleggene er det forutsatt at biofilmkontrollen (dvs. avskalling av overskudds biofilm) skjer ved den kraftige turbulensen som forårsakes av de oppoverstigende luftboblene. Dette krever meget god fordeling av luftstrømmen for å unngå gjentetting av deler av bærematerialet.

I det såkalte Biopur-systemet (fra Sulzer) er biofilmkontrollen ivarettatt på en annen måte. Biofilteret er plassert oppå en filterbunn som er forsynt med filterdyser. Ved normal drift ledes vannet inn på toppen av filteret (nedstrøms filtrering) og luft presses inn i rommet under filtergulvet og opp gjennom filterdysene. Bærematerialet holdes åpent ved at hele biofilteret fra tid til annen (avhengig av slamproduksjonen) tilbakespyles med både luft og vann, på samme måte som et konvesjonelt hurtigsandfilter. Biopur-systemet brukes både til nitrifisering og denitrifisering. Selv om oksygen er uønsket ved denitrifisering, har man for Biopur-systemet funnet at moderat lufting er fordel-

aktig for denitrifiseringen fordi man dermed øker turbulensen og bedrer diffusjonen i biofilteret (Ryhiner et al., 1994).

2.3.2 Dykkede biofiltre med stasjonært, granulært bæremateriale

Biofiltre bygget etter dette prinsippet baseres på et kornformig bæremateriale (f.eks. sand, ekspandert leire eller plastgranulat), normalt med en kornstørrelse i området 1-4 mm, plassert i en filterbeholder som vannet filtreres gjennom og som kan luftes nedenfra. Slamseparasjon foregår i filteret samtidig med den biokjemiske nedbrytning. Slike biofiltre må derfor vaskes på samme måte som filtre som benyttes for partikkelseparasjon. Eksempler på biofiltre som arbeider etter dette hovedprinsippet er Biofor-systemet (fra Degremont) som har oppoverrettet vannstrøm og Biocarbone-systemet (fra OTV) med nedoverrettet vannstrøm.

Biostyr-systemet (fra OTV) skiller seg fra andre systemer ved at bærematerialet består av små polystyren-kuler som flyter. Biostyr-systemet har derfor en "filtertopp" med dyser, som holder bærematerialet dykket. Vannstrømmen er oppoverrettet og luftene kan plasseres i bunnen av filteret eller på et vilkårlig sted inne i bærematerialet. Dette muliggjør for denitrifisering og nitrifisering i ett filter. Tilbakespyling skjer ved nedoverrettet vannstrøm, slik at polystyren-kulene ekspanderer nedover.

Anlegg av typene Biofor, Biocarbone og Biostyr brukes både for fjerning av organisk stoff, nitrifisering og denitrifisering. For denitrifisering er også

vanlige hurtigsandfiltre, f.eks. av typen Dynasand, tatt i bruk.

2.3.3 Dykkede biofiltre med bevegelig bæremateriale

Fluidized bed/expanded bed reaktorene har eksistert i mange år. Det er utført et stort antall forsøk med nitrogenfjerning i liten skala, men reaktortypen har fått meget begrenset anvendelse i fullskala. Bærematerialet består av sandkorn som holdes fluidisert av den oppoverrettede vannstrømmen. Typisk korndiameter er 0,4-0,8 mm. For å oppnå tilstrekkelig vannhastighet til å fluidisere sandsengen, må vannet normalt resirkuleres. Typiske vertikale vannhastigheter (på tom kolonne) er 5-10 m/h.

Problemet med å benytte fluidized/expanded bed reaktorer for rensing av avløpsvann, er deres ømfintlighet overfor hydrauliske belastningsvariasjoner. En økning i hydraulisk belastning fører umiddelbart til en større ekspansjon av sandsengen. I fullskala reaktorer med stor diameter har man i tillegg problemer med å få jevn fluidisering over hele filterkolonnens areal. Systemet krever således et meget godt styrings- og kontrollsystem for å kunne regulere gjennomstrømningsvannmengden riktig. I fluidized bed reaktorer opplever man ofte at biomassen ikke slipper ut men akkumuleres i reaktoren. Gjennom dette ekspanderer biomassens volum, noe som videre fører til en ekspansjon av filtersengen med tap av sandkorn til følge. Det er derfor nødvendig å vaske sanden, og dette gjøres i en egen sandvasker hvorfra sanden ledes tilbake til

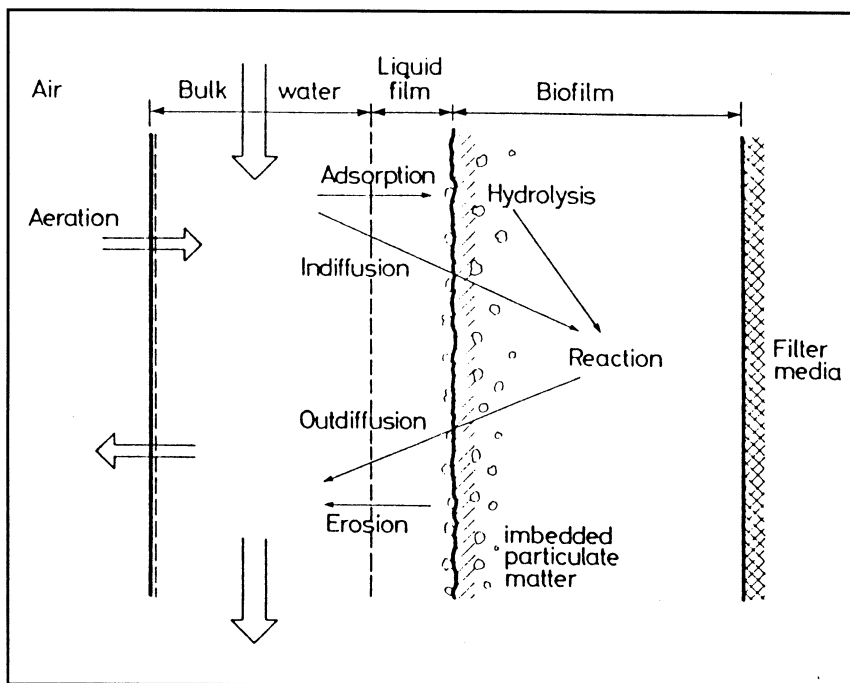
filtersengen og slamvannet ledes tilbake til rensesanleggets innløp.

En annen type biofilmreaktor med bevegelig bæremateriale er "Moving Bed" reaktoren fra Kaldnes Miljøteknologi (KMT). I denne artikkelen vil denne bli omtalt som KMT-reaktoren. KMT-reaktoren bygger på at biofilmen vokser på små elementer av plast (polyetylen) som beveger seg med vannstrømmen i reaktoren. Strømningene skapes ved lufting i aerobe reaktorer og ved hjelp av omrørere i anoksiske reaktorer. Bæremediets elementer har en tetthet på 0,92-0,96 g/cm³ og er utformet som små sylindere (ca. 10 mm i diameter og 7 mm høye), med et innvendig kryss og små finner på utsiden. Fyllingsgraden av bæremateriale, og dermed spesifikt biofilmareal, kan variere. I praksis vil høyeste spesifikke biofilmareal være ca. 350 m²/m³. KMT-reaktoren har ikke behov for tilbakepyling (eller annen form for vasking av bærematerialet), men den trenger en etterfølgende enhet for slamseparasjon. I Norge er KMT-reaktoren tatt i bruk for nitrogenfjerning på Lillehammer rensesanlegg.

3. Omsetning i biofilmer

Sammenlignet med aktivslamanlegg er omsetningen i biofilmanlegg svært komplisert å beskrive. I tillegg til mikroorganismenes maksimale veksthastigheter vil transportprosesser (f.eks. diffusjon) og biofilmens struktur ha en dominerende betydning for omsetningen i biofilmanlegget.

Figur 2 viser en skjematisk fremstilling av prosessene i en biofilm (Arvin



Figur 2. Skjematisk fremstilling av prosessene i en biofilm (Arvin and Harremoës, 1990)

and Harremoës, 1990). Den mikrobiologiske omsetningen foregår inne i biofilmen, mens de komponentene som inngår i den mikrobiologiske omsetningen finnes i vannfasen som strømmer forbi biofilmoeverflaten. Effektiv nitrogenfjerning med biofilmprosesser krever derfor at substratene (organisk stoff, oksygen, ammonium, nitrat osv.) diffunderer inn i biofilmen og at reaksjonsproduktene (NO_3 , CO_2 , N_2 osv.) diffunderer ut av biofilmen.

Biofilmen vokser på overflaten av et bæremateriale (biofilmmedium). Biofilmen kan bestå av mange forskjellige typer mikroorganismer, f.eks. heterotrofe og autotrofe bakterier, og disse kan

finnes i hvert sitt lag eller være homogent fordelt i biofilmen. Biofilmen kan være kompakt, med en fast og jevn overflate, eller løs og fluffy med ujevn overflate. Det siste er ofte tilfelle med denitrifiserende biofilmer, fordi overmetting av nitrogengass fører til gassbobler som presser seg ut gjennom biofilmen.

I praksis vil omsetningen i en biofilm være avhengig av to eller flere substrat. Hvilket substrat som vil være hastighetsbegrensende vil være avhengig av mange faktorer, bl.a.:

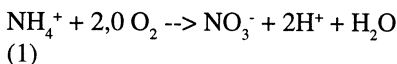
- substratkonsentrasjonene
- diffusjonshastighetene

- mikroorganismenes aktivitet
- biofilmens struktur og tykkelse

Partikulært materiale (både organisk og uorganisk) påvirker biofilmen, men foreløpig er det begrenset med kunnskaper om hvilke mekanismer som dominerer.

4. Nitrifisering

Ved biologisk nitrifisering omdannes ammonium til nitrat av de autotrofe bakteriegruppene Nitrosomonas og Nitrobacter. Forenklet kan prosessen beskrives med følgende ligning:



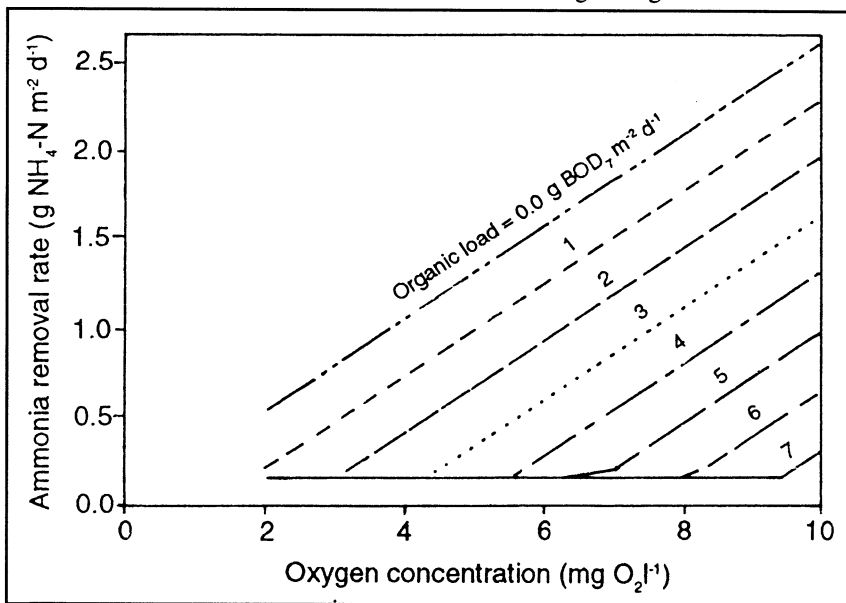
Nitrifisering i biofilmreaktorer påvirkes av en rekke faktorer. De viktigste vil bli kort omtalt.

4.1 Effekt av organisk stoff, ammonium og oksygen

Nitrifisering i biofilmreaktorer er avhengig av konkurransen mellom heterotrofe og autotrofe bakterier, og av tilgjengeligheten av ammonium og oksygen. Veksten av heterotrofe bakterier påvirkes av tilgangen på organisk stoff, dermed virker alle de ovennevnte faktorene inn på hverandre.

Oksygen vil være begrensende substrat for nitrifisering når forholdet mellom konsentrasjonene av O_2 (mg/l) og $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l) er mindre enn ca. 3,2 (Szwercinski et al., 1986). I praksis vil dette si at oksygen alltid er begrensende substrat når vi har mer enn 2-3 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ i reaktoren.

Omsetning av organisk stoff forbru-



Figur 3. Nitrifiseringshastighet i en biofilmreaktor ved 15 °C, som funksjon av BOD-belastning og oksygenkonsentrasjon (Hem et al., 1994)

ker også oksygen. Vanligvis ligger de heterotrofe bakteriene utenpå de nitrifiserende (autotrofe) bakteriene. Dermed stopper nitrifiseringen ved høy organisk belastning, fordi det ikke kommer noe oksygen fram til de nitrifiserende bakteriene. Hvor høy organisk belastning biofilmen tåler før nitrifiseringen stopper, er avhengig av oksygenkonsentrasjonen i reaktoren. Et eksempel på dette er vist i figur 3, hvor nitrifiseringshastigheten ved 15°C er vist som funksjon av oksygenkonsentrasjonen i reaktoren og BOD-belastninger fra 0 til 7 g BOD₇/m²d.

Forsøk med både KMT-reaktoren (Rusten et al., 1994) og Biostyr-prosessen (Nordeidet, 1993) har vist at nitrifiseringshastigheten økte lineært med økende oksygenkonsentrasjon. Dette er som forventet for en dobbeltlags biofilm (heterotrof over autotrof) (Siegrist and Gujer, 1987) og det viser at man i biofilmprosesser kan styre nitrifikasjonshastigheten ved å endre oksygeninnholdet i reaktorene.

4.2 Effekt av pH og alkalitet

Optimalt pH-område for nitrifisering er i det alkaliske området, fra pH ≈ 7,0 til 9,0. Ved høy pH og høy ammoniumkonsentrasjon kan nitrifiseringen fra NO₂⁻ til NO₃⁻ bli inhibert av NH₃-gass. Med kommunalt avløpsvann er dette bare aktuelt dersom man har kjemisk forfelling i det høye pH-området (pH > 8,5).

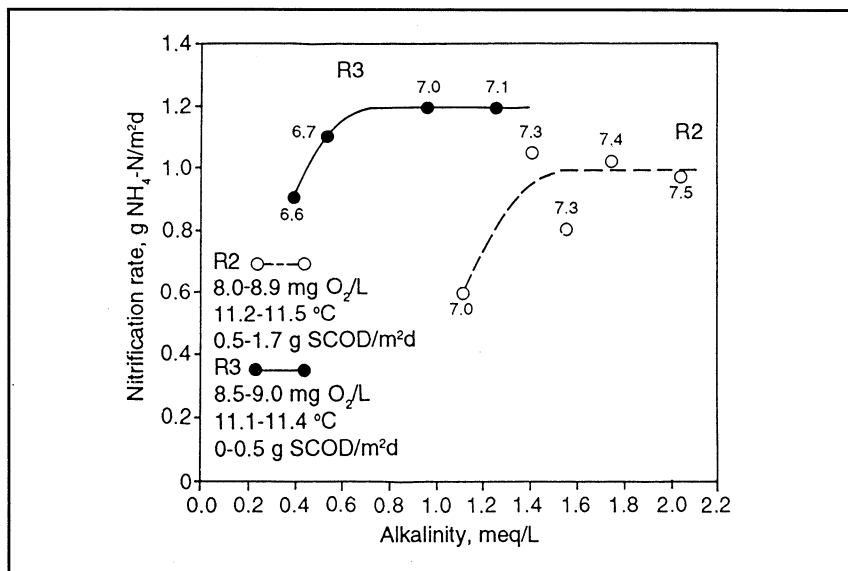
Som man kan se av ligning (1) i pkt. 4, forbrukes alkalitet ved nitrifisering, tilsvarende 0,14 mekv/mg NH₄-N. Det

vanligste problemet er derfor at nitrifiseringsprosessen blir inhibert av for lav alkalitet. I biofilmprosesser kan pH-verdien inne i biofilmen bli betydelig lavere enn den pH-verdien som måles i vannfasen. For å unngå for lav pH-verdi inne i biofilmen må man derfor ha tilstrekkelig høy alkalitet (bufferkapasitet) i vannfasen. Kritisk alkalitet vil avhenge av mange faktorer, bl.a. biofilmens tykkelse og struktur. For å være på den sikre siden er det vanlig å sette et krav til alkalitet på minst 1,5 mekv/l. Forsøk i Norge (se figur 4) har vist at 1,5 mekv/l er en riktig grenseverdi for en relativt tykk biofilm, men at en alkalitet på 0,7-0,8 mekv/l var tilstrekkelig til å opprettholde maksimal nitrifiseringshastighet i en reaktor med tynn biofilm og liten heterotrof aktivitet.

4.3 Temperatureffekt

Nitrifiseringsprosessen er svært temperaturavhengig. Den virkelige temperatureffekten (invirkningen på bakterienes maksimale veksthastighet, μ_{max}) blir imidlertid maskert i biofilmprosesser, fordi den observerte nitrifiseringshastigheten også blir regulert av diffusjon og tilgjengelig oksygen. Fordi metningskonsentrasjonen for oksygen øker når temperaturen synker, og diffusjonen påvirkes relativt lite, er biofilmprosesser tilsynelatende mindre temperaturfølsomme enn aktivslamprosesser.

Ved hjelp av enkle modeller kan man ut fra målinger av nitrifiseringshastigheter ved forskjellige temperaturer beregne hastighetskonstanter. Disse modellene kompenserer for endringer i substratkonsentrasjoner (f.eks. oksy-



Figur 4. Nitrifiseringshastighet som funksjon av alkalitet. Viser reaktor 2 og 3 i et anlegg med 3 aerobe reaktorer i serie. Tallene ved datapunktene angir pH i vannfasen (Rusten et al., 1995a)

gen) ved de forskjellige temperatuere, slik at man kan bruke hastighetskonstantene til å beregne den virkelige temperatureffekten på bakteriene. Med KMT-reaktorene har vi funnet en *virkelig* temperaturkoeffisient på $\theta = 1,09$ ($r_{N,T2} = r_{N,T1} \theta^{(T2-T1)}$). Dette er det samme som for nitrifisering med aktivslamanlegg (Rusten et al., 1995a).

4.4 Effekt av suspendert stoff

Flere eksperimentelle undersøkelser har vist at suspendert stoff (SS) reduserer nitrifiseringshastigheten i biofilmer (Boller and Gujer, 1990; Anderson et al., 1993). Det har også blitt vist at partikulært organisk materiale reduserer nitrifiseringsaktiviteten like mye som løst organisk materiale (Figuroa and

Silverstein, 1992). Dermed vil det være fordelaktig med forsedimentering eller forfelling for å oppnå best mulig forhold for nitrifisering. Ved forfelling bør man bruke fellingskemikalier som forbruker lite alkalitet og som slipper gjennom nok PO_4 -P til å tilfredsstille fosforbehovet til bakteriene i biofilmreaktoren.

I flere av de tidligere beskrevne biofilmreaktorene er høyt SS-innhold også uheldig fordi det fører til hyppig tilbakespyling av bærematerialet og i verste fall til tilstopping av filterdysene.

4.5 Nitrifiseringshastigheter

Som det fremgår av tidligere punkter er det ikke mulig å angi generelle dimensjonerende nitrifiseringshastigheter for

de forskjellige biofilmreaktorene, fordi mange faktorer som varierer fra tilfelle til tilfelle vil være avgjørende.

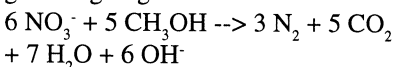
Æsøy et al. (1993) har sammenstilt *maksimale* nitrifiseringshastigheter i biofilmreaktorer. De maksimale spesifikke nitrifiseringshastighetene varierer fra 0,4 til 2,9 g NH₄-N/m²d ved 10 °C. Dersom man er ukjent med en biofilmprosess og kun er ute etter riktig størrelsesorden, vil en god tommelfingerregel være å ta utgangspunkt i en maksimal nitrifiseringshastighet på 1 g NH₄-N/m²d.

5. Denitrifisering

Ved biologisk denitrifisering omdannes nitrat til molekylær nitrogen, som unnslipper til atmosfæren. Denitrifisering utføres av heterotrofe bakterier, som ved fravær av oksygen bruker nitrat som elektronakseptor ved omsetning av organisk materiale.

Proessen kalles anoksisk og krever tilgang på nedbrytbart organisk stoff som karbon- og energikilde.

Med metanol som karbonkilde kan prosessen forenklet beskrives med følgende ligning:



De viktigste faktorene som påvirker denitrifisering i biofilmreaktorer vil bli kort omtalt.

5.1 Effekt av organisk stoff (karbonkilde)

Tilgjengeligheten av organisk materiale er den faktoren som har størst betydning for denitrifiseringen. Lavmolekylært organisk materiale (f.eks. metanol, etanol, eddiksyre) gir de høyeste reaksjonshastighetene. Ved bruk av avløps-

vann eller hydrolysat (fra slamhydrolyse) vil den kjemiske sammensetningen av dette ha stor betydning. Avløpsvann med lite løst COD og lite fettsyrer gir svært lave hastigheter, mens hydrolysat med relativt høye konsentrasjoner av fettsyrer har vist seg å kunne gi meget høye denitrifiseringshastigheter (Barlindhaug, 1995).

På grunn av den korte hydrauliske oppholdstiden i biofilmreaktorer vil lite av det partikulære organiske materialet bli hydrolysert, og dermed vil det ikke være tilgjengelig som karbonkilde. En karbonkilde som i utgangspunktet er på løst form (som kan diffundere inn i biofilmen) er derfor mye viktigere for biofilmprosessen enn for aktivslamprosessen.

Hvor mye karbonkilde som trengs til denitrifisering av en gitt mengde NO₃-N er avhengig av karbonkildens spesifikke slamproduksjon og hvor mye av karbonet som er biologisk nedbrytbart. Nødvendig karbon til nitrogen-forhold (C/N-forhold) er en nøkkelparameter. Dette forholdet kan f.eks. uttrykkes som g COD/g NO₃-N. Kommersielle karbonkilder som metanol, etanol og eddiksyre klarer seg med relativt lave C/N-forhold fordi de har relativt lav slamproduksjon og er 100% nedbrytbare. Typiske C/N-verdier vil ligge i området 4-6 g COD/g NO₃-N. For komplekse substrat, som avløpsvann og hydrolysat, vil innhold av inert organisk materiale og høyere spesifikk slamproduksjon føre til nødvendige C/N-verdier fra 8 g COD/g NO₃-N og oppover. I biofilmanlegg med for-denitrifisering og avløpsvann som karbonkilde, er det

Tabell 1. Karbonkildens betydning for maksimal denitrifiseringshastighet ved 15°C i KMT-reaktorer

Karbonkilde	Maksimal denitrifiseringshastighet, g NO ₃ -N/m ² d	Referanse
Norsk avløpsvann	0,7	Rusten et al. 1995b
Spansk avløpsvann	1,0	Aranda and Alonso 1994
Metanol	2,0	Wien, 1996
Metanol	2,5	Rusten et al., 1994
Acetat	2,2	Rusten et al., 1995 b
Glykol	2,0	Wien, 1996
Etanol	4,0	Wien, 1996
Hydrolysat	5,0	Barlindhaug, 1995

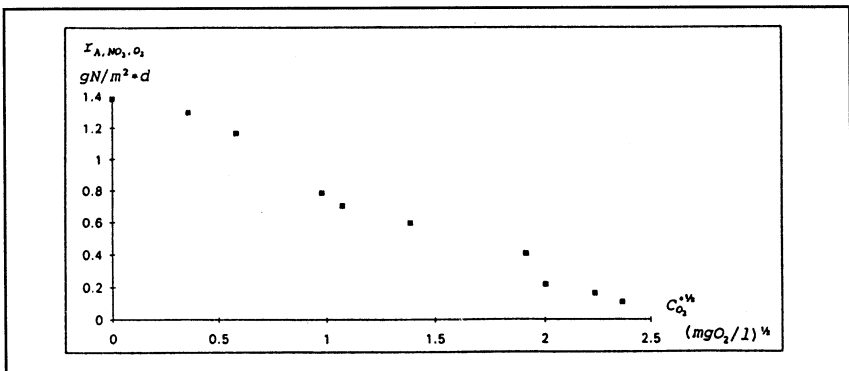
ikke uvanlig at C/N-forhold helt opp i 15 g total COD/g NO₃-N er nødvendig for å oppnå god nitrogenfjerning.

Tabell 1 viser eksempler på maksimale spesifikke denitrifiseringshastigheter oppnådd med forskjellige karbonkilder. Fordi reaktortype, omrøringsintensitet etc. kan ha stor betydning for resultatene har vi her bare tatt med resultater fra forsøk med KMT-reaktorer. Spansk avløpsvann har høyere andel løst organisk materiale enn

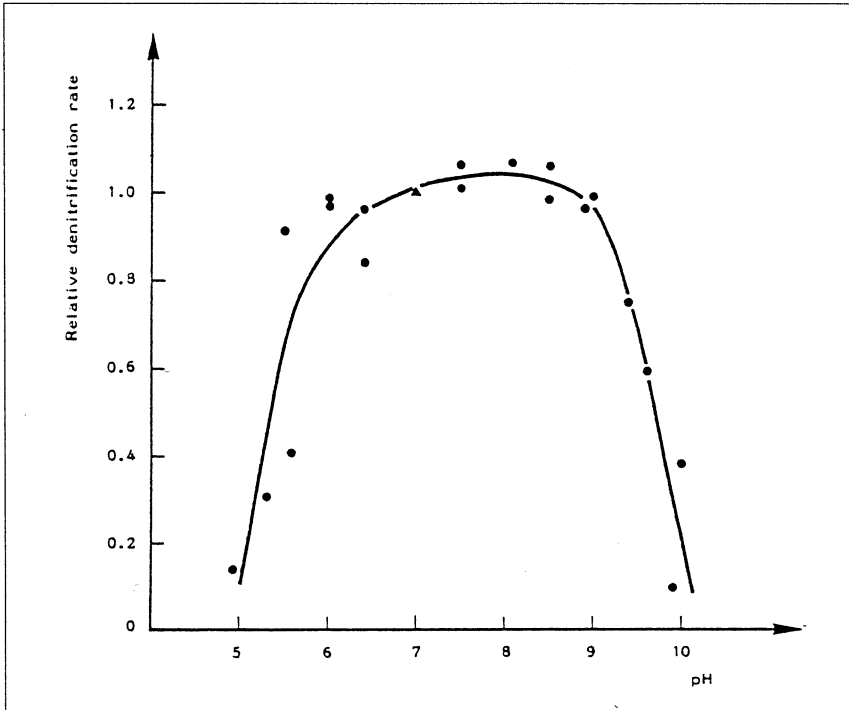
norsk avløpsvann, og dette resulterte i høyere denitrifiseringshastigheter. Ellers er det verdt å merke seg at etanol gir høyere denitrifiseringshastigheter enn metanol og acetat, og at hydrolysert slamvann dosert i rikelige mengder (høyt C/N-forhold) kan gi svært høye denitrifiseringshastigheter.

5.2 Effekt av oksygen

Oksygen er uheldig for denitrifiseringsprosessen, fordi bakteriene foretrekker



Figur 5. Oksygenkonsentrasjonens innvirkning på denitrifiseringshastigheten i en biofilm som er fullt penetrert av nitrat (Hagedorn-Olsen et al., 1994)



Figur 6. Denitrifiseringshastighetens avhengighet av pH-verdien i vannfasen (Rusten, 1982)

oksygen istedenfor nitrat som elektronakseptor når oksygen er tilstede, og fordi oksygen forbruker organisk materiale som kunne ha blitt brukt til denitrifisering.

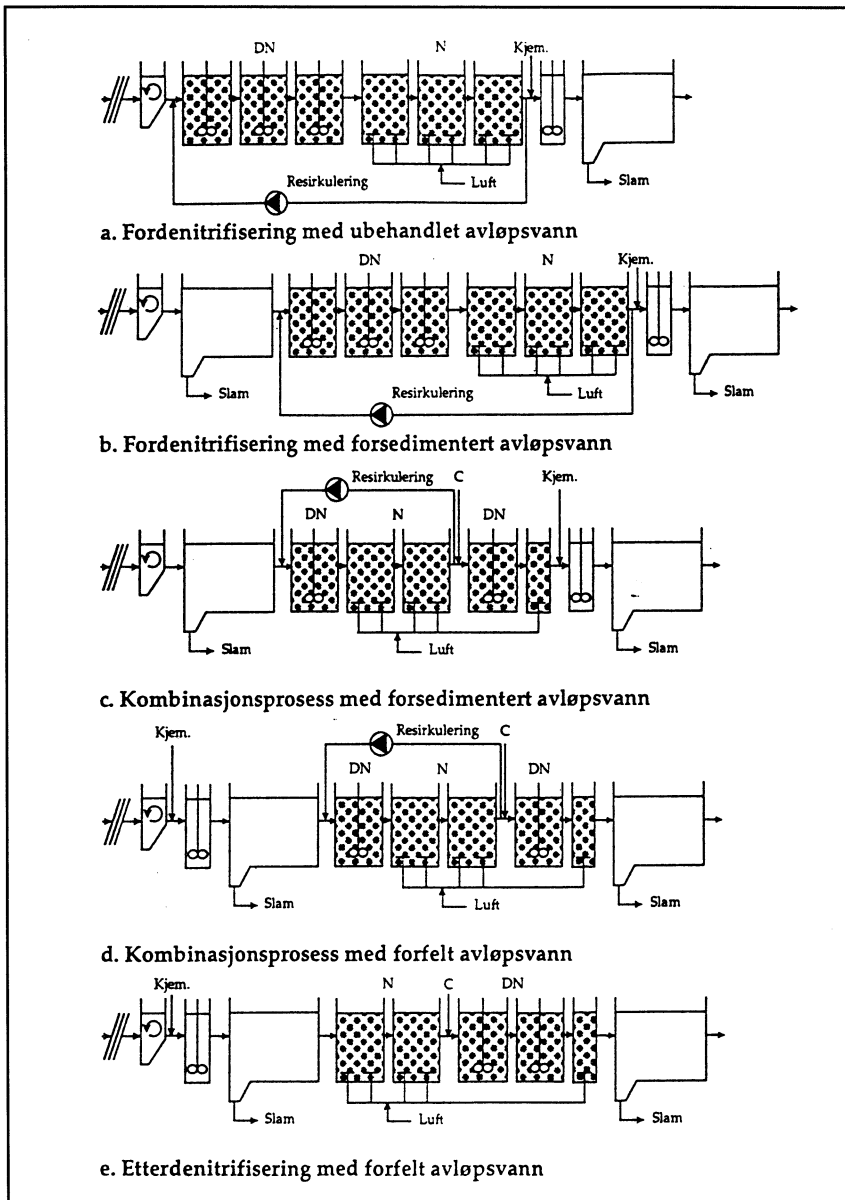
I en biofilmprosess kan man ha anoksiske forhold og denitrifisering inne i biofilmen, selv om man har oksygen i vannfasen og i de ytre delene av biofilmen. Tilstedeværelse av oksygen i vannfasen vil imidlertid føre til redusert denitrifiseringshastighet, som vist i figur 5. Med 1 mg O₂/l i vannfasen ble denitrifiseringshastigheten redusert til ca. 50% av maksimal hastighet (Hagedorn-Olsen et al., 1994).

5.3 Temperatureffekt

Denitrifiseringsprosessen har samme temperaturavhengighet som aerobe, heterotrofe prosesser. Den er mindre temperaturfølsom enn nitrifiserende prosesser. Forsøk med diverse biofilmprosesser har resultert i temperaturkoeffisienter på $\theta \approx 1,06$ ($r_{DN,T2} = r_{DN,T1} \cdot \theta^{(T2-T1)}$) med avløpsvann som karbonkilde (Rusten, 1982) og $\theta \approx 1,07$ med metanol som karbonkilde (Murphy et al., 1977; Harremoes and Riemer, 1977).

5.4 Effekt av pH og alkalitet

Denitrifiseringshastighetens avhengighet av pH-verdien i vannfasen er vist i



Figur 7. Eksempler på prosesskombinasjoner for nitrogenfjerning med KMT-reaktorer.

C= ekstern karbonkilde, DN=denitrifisering, N=nitrifisering (Rusten, 1994).

figur 6 for en dykket biorotor (Rusten, 1982). Denitrifiseringsprosessen produserer alkalitet tilsvarende 0,07 mekv/mg $\text{NO}_3\text{-N}$. Dette betyr at pH-verdien inne i biofilmen kan være betydelig høyere enn i vannfasen, avhengig av hvor tykk biofilmen er. Den høye pH-verdien kan føre til utfelling av fosfat i bunnen av biofilmen (Arvin and Kristensen, 1979).

6. Prosesskombinasjoner

For å fjerne nitrogen i et renseanlegg må både nitrifisering og denitrifisering finne sted. Disse to prosessene kan kombineres på mange forskjellige måter. Figur 7 viser eksempler på noen aktuelle prosesskombinasjoner ved bruk av KMT-reaktorer. For denitrifisering (prosess a og b) forutsetter at man klarer seg med lav renseseffekt (f.eks. 50-70% N-fjerning), eller at man har et avløpsvann med et gunstig C/N-forhold, hvor en stor del av det organiske materialet i avløpsvannet er oppløst og lett biologisk nedbrytbart. Forsedimentering øker fleksibiliteten fordi man har muligheter til forfelling i perioder med høy organisk belastning, og til hydrolyse av det mekaniske slammet for å øke andelen av oppløst, lett biologisk nedbrytbart materiale.

Kombinert for- og etterdenitrifisering (prosess c og d) er ofte den beste løsningen ved rensing av typisk norsk avløpsvann. Driftskostnadene kan holdes på et akseptabelt nivå ved at den lettest nedbrytbare delen av avløpsvannets organiske materiale utnyttes i fordenitrifiseringen, samtidig som etterdenitrifiseringen med tilsetning av eksternt karbonkil-

de sikrer høye renseseffekter for nitrogen.

Etterdenitrifisering med forfelt avløpsvann (prosess e) er den mest kompakte prosessen. Denne er aktuell dersom man har liten plass, men driftsutgiftene vil bli større enn for de andre prosessene.

7 Referanser

- Anderson B., Aspegren H., Parker D.S. and Lutz M.P. (1994): High rate nitrifying trickling filters. *Wat. Sci. Tech.*, 29, (10-11), 47-52.
- Aranda A.M. and Alonso J.C.R. (1994): Proceso KMT de biomasa fija sobre lecho movil - Experiencias en planta piloto en Espana. *Technologia del Aqua*, XIV, (121), 43.
- Arvin E. and Kristensen G.H. (1979): Precipitation of calcium phosphate and pH-effects in denitrifying biofilms. *Vatten*, 35, 329-337.
- Arvin E. and Harremoës P. (1990): Concepts and models for biofilm reactor performance. *Wat. Sci. Tech.*, 22, (1-2), 171-192.
- Barlindhaug J. (1995): Thermal hydrolysis of sludge and the use of hydrolysate as carbon source for denitrification. Dr.ing thesis, Dep of Hydr. and Env. Engng., the Norwegian Institute of Technology.
- Bjørnson S. og Ødegaard H. (1988): Erfaringer med dykket biofilter. NTNFP program for VAR-teknikk, rapport nr. 78.
- Boller M. and Gujer W. (1990): Tertiary rotating biological contactor. *Wat. Sci. Tech.*, 22, (1-2), 89-100.

- Figueroa L.A. and Silverstein J. (1992): The effect of particulate organic matter on biofilm nitrification. *Water Environ. Res.*, 64, 728-733.
- Hagedorn-Olsen C., Møller I.H., Tøttrup H. and Harremoës P. (1984): Oxygen reduces denitrification in biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.*, 29, (10-11), 83-91.
- Harremoës P. and Riemer M. (1977): Pilot-scale experiments on down-flow filter denitrification. *Prog. Wat. Tech.*, 8, 557-576.
- Hem L.J., Rusten B. and Ødegaard H. (1994): Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Wat. Res.*, 28, 1425-1433.
- Murphy K.L. et al. (1977): Nitrogen control: Design considerations for supported growth systems. *Journal Wat. Pollut. Control Fed.*, 49, 549-557.
- Rusten B. (1982): Nitrogen removal from wastewater - Nitrification and denitrification in a Rotating Biological Contactor Without External Carbon Source. Dr.ing.-avhandling, Inst. for vassbygging, NTH.
- Rusten B. (1994): Effektiv nitrogenfjerning med ny norsk biofilmprossess. *Vann*, no. 3, s. 205-211.
- Rusten B., Siljudalen J.G. and Nordeidet B. (1994): Upgrading to nitrogen removal with the KMT moving bed biofilm process. *Wat. Sci. Tech.*, 29, (12), 185-195.
- Rusten B., Hem L.J. and Ødegaard H. (1995a): Nitrification of municipal wastewater in moving-bed biofilm reactors. *Water Environ. Res.*, 67, 75-86.
- Rusten B., Hem L.J. and Ødegaard H. (1995b): Nitrogen removal from dilute wastewater in cold climate using moving-bed biofilm reactors. *Water Environ. Res.*, 67, 65-74.
- Ryhiner G., Sorensen K., Birou B. and Gros H. (1994): Biofilm reactors configuration for advanced nutrient removal. *Wat. Sci. Tech.*, 29, (10-11), 111-117.
- Siegrist H. and Gujer W. (1987): Demonstration of mass transfer and pH effects in a nitrifying biofilm. *Wat. Res.*, 21, 1481-1487.
- Szwerinski H., Arvin E. and Harremoës P. (1986): pH-decrease in a nitrifying biofilm. *Wat. Res.*, 20, 971-976.
- Wien A. (1996): Personlig meddelse fra A. Wien, Aquateam A/S.
- Æsøy A., Ødegaard H. and Rusten B. (1993): Nitrogen removal in biofilm processes - An overview. In: "Nitrifying and denitrifying biofilms for wastewater treatment", Nordic Collaborative Project on Environmental Biotechnology, Nordic Council of Ministers", pp. 9-32.
- Ødegaard H. (1992): Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann. Tapir Forlag, Trondheim.