

Når fysikken styrer de biologiske processer - med nitrifikation i biofiltre som eksempel

Biologiske processers hastighed (aktivitet) bestemmes af en lang række fysiske, kemiske og biologiske faktorer. Intuitivt tænker nok mange, at de biologiske faktorer er afgørende. Imidlertid viser virkeligheden, at det ofte er de fysiske faktorer, der styrer den biologiske aktivitet. I denne artikel gennemgås eksempler på, hvordan en fysisk faktor som vandhastigheden i væsentlig grad kan styre nitrifikationshastigheden i biofiltre.

ERIK ARVIN, LAURE LOPATO, LARS-FLEMING PEDERSEN, JONAS PREHN, PHILIP J. BINNING

Hvad styrer de biologiske omsætningshastigheder?

Det er velkendt, at fysiske faktorer (ex. temperatur), fysisk-kemiske faktorer (ex. pH) og substratforhold bestemmer biologiske processers aktivitet. Intuitivt kunne man dog mene, at biologiske processers hastigheder i tekniske anlæg og i naturen først og fremmest styres af rent biologiske forhold, især mængden og sammensætningen af den eksisterende mikrobielle population. Denne fornemmelse forstærkes af, at moderne molekylærbiologiske metoder frembringer spektakulære billeder af bakterier i biofilm, sedimenter, m.v.. Dette kan sløre den kendsgerning, at den eksisterende biomasse er et resultat af de ydre fysiske og fysisk-kemiske forhold, der bestemmer tilførslen af organisk substrat, ammonium, m.v. (elektrondonorer) og ilt, nitrat, etc. (elektronacceptorer) til mikroorganismene.

Det er velkendt, at omsætningskapaciteten for organisk stof og ammonium i aktivt slam anlæg i praksis bl.a. styres af luftningsanlæggets kapacitet til at tilføre ilt til luftningsbassinerne. Her er diffusionshastigheden af ilt i grænselaget omkring luftboblerne og luftboblernes areal afgørende for transporthas-



Figur 1. Fiskeopdræt i recirkulationsanlæg. Pilotanlæg ved DTU Aqua i Hirtshals. De kubiske grå tanke er fiskekarrene med ørreder. De grønne kasser ovenpå dosererer foder til fisketanken. De sorte kolonner på øverste billede er biofiltrene. Dagligt udskiftes < 5 % vand.

tigheden. I biofilm i tekniske anlæg og i naturen er omsætnings hastigheden i høj grad bestemt af diffusion i biofilmmatricen. Ved oprensning af olie- og benzinspild i forurenede jord er tilførslen af ilt gennem diffusion i jordmatricen afgørende for den biologiske aktivitet. Der er mange andre eksempler på fysikkens betydning. Denne artikel tilføjer ekstra eksempler på effekten af fysiske faktorer på den biologiske aktivitet. Det drejer sig i begge tilfælde om nitrifikationshastigheden i biofiltre, dels i et akvakulturanlæg med recirkulation og dels i et sandfilter i et vandværk.

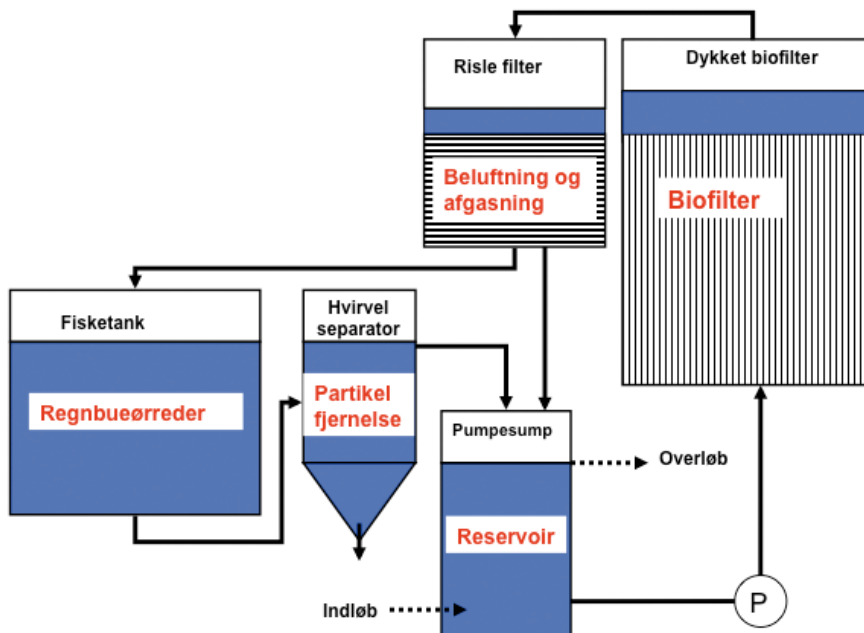
Nitrifikation i biofilm – delvis kortlagt

Nitrifikation i biofilm sker overalt i naturen i overfladevand, jord og grundvand og i tekniske anlæg til vandbehandling, i ledningsnet, m.v.. Ammonium oxideres af en gruppe (autotrofe) bakterier (AOB) til nitrit, og nitrit oxideres videre til nitrat af en anden gruppe bakterier (NOB). Der pågår stadig megen molekylærvidenskabelig forskning omkring karakterisering af de to bakteriegrupper i forskellige akvatiske miljøer. I spildevandssammenhæng er der et godt kendskab til typen af nitrifikanter (Juretschko et al. (1998), Alawi et al. (2009), Wang et al. (2010), Nielsen et al. (2010), Pedersen et al. (2010), Zhang et al. (2011)) samt nitrifikationens kinetik (Henze et al., 2002), men i drikkevandssammenhæng er der få publikationer. I et forskningsprojekt ved DTU Miljø undersøges den mikrobielle sammensætning af kulturerne, herunder nitrifikanter, i biologiske aktive drikkevandsfiltre (www.DWBIOFILTERS.dk).

Nitrifikation i akvakulturanlæg og sandfiltre

Nitrifikationen i både akvakulturanlæg og i drikkevandsfiltre foregår ved lave ammoniumkoncentrationer, typisk 0,05-1 mg N/l i velfungerende anlæg. I opdrætsanlæggene sker det af hensyn til fiskenes sundhed og i drikkevandsanlæggene for at undgå iltforbrug i ledningsnetten. Ved så lave ammoniumkoncentrationer forventes nitrifikationshastigheden ofte at være 1'ste ordens, altså proportional med ammoniumkoncentrationen, fordi Monod-konstanten (halvmætningskonstanten) for AOB er 0,3-0,7 mg N/l (Henze et al., 2002)

Men hvad er 1'ste ordens hastighedskonstantens størrelse? Der findes der næsten ingen informationer i verdenslitteraturen, og det var baggrunden for, at man i to forskningsprojekter satte sig for at bestemme hastighedskonstanterne. Det er nyttigt, fordi



Figur 2. Schematisk tegning af akvakulturanlægget med recirkulation.

sådanne data kan bruges til at dimensionere praktiske anlæg.

Nitrifikation i akvakulturanlæg med recirkulation

I moderne akvakulturanlæg er vandforbruget relativt lille fordi vandet – ligesom i en svømmehal – hele tiden recirkuleres og renses, så der opretholdes lave forureningskoncentrationer i fiskebassinet, jf. Fig. 1 & 2. Rensningen består især i partikelfjernelse og fjernelse af organisk stof og ammonium.

I et forskningsprojekt ved DTU Aqua i Hirtshals blev nitrifikationshastigheds-konstanten bestemt dels ud fra driftsresultaterne i 12 pilotanlæg som vist på Fig. 1 & 2 og dels ud fra laboratorieforsøg med biofilterelementer udtaget fra et af pilotanlæggene.

Pilotforsøg

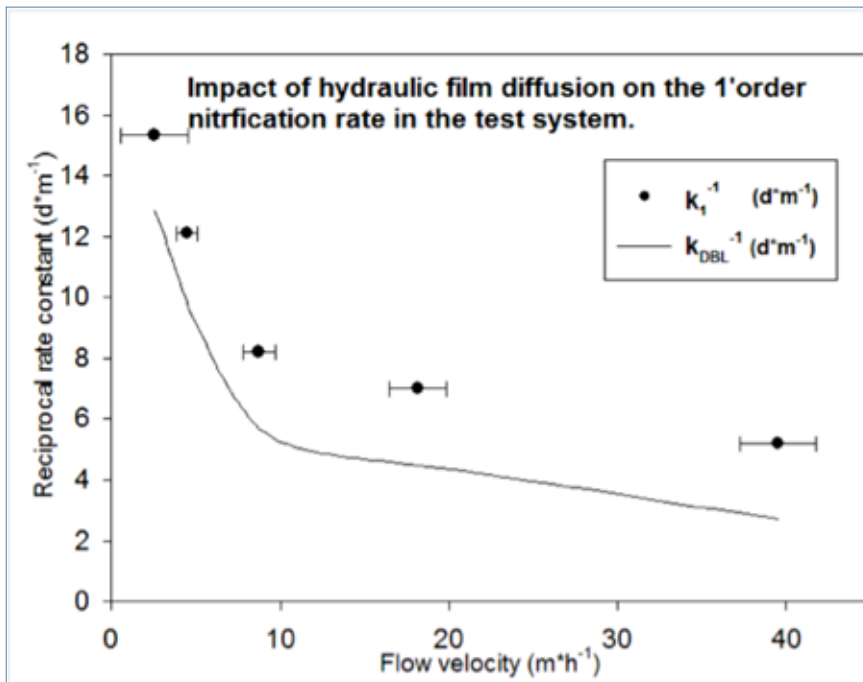
De 12 pilotanlæg blev drevet ved 4 forskellige foderbelastninger. Det var på forhånd forventet, at 1'ste ordens nitrifikationshastigheds-konstanten, k_1 (arealbaseret), ville være afhængig af foderbelastningen (kg foder/kg fisk/døgn) fordi de forskellige foderniveauer vil give anledning til forskellige biofilmtykkelser i biofiltrene. Det viste sig imidlertid, at k_1 -værdierne var nogenlunde ens mellem anlæggene, ca. 0,1 m/d (Pedersen et al., 2012). Dette gav en formodning om, at andre faktorer end biologien bestemte nitrifikationshastigheden. Dette blev støttet af, at empiriske observationer havde indikeret, at en stigende vandhastighed gennem biofiltrene medfører stigende nitrifikationshastighed. Med andre ord, så kan hydraulikken muligvis

påvirke nitrifikationshastigheden. Dette er ikke før påvist for biofiltre.

Laboratorieforsøg

For at undersøge fænomenet nærmere blev der udtaget filterelementer (perforerede rør, Exponet®), der blev anbragt i en røropstilling med recirkulation i laboratoriet. Her blev vandhastigheden varieret i intervallet 2,5-40 m/h, hvilket dækker praktisk relevante vandhastigheder. Resultatet er illustreret i Fig. 3 med målepunkter, der viser den reciprokke nitrifikationshastigheds-konstant, $1/k_1$, mod vandhastigheden. Den reciprokke værdi, $1/k_1$, afspejler den samlede "modstand" mod nitrifikation (analogi til den reciprokke ledningsevne inden for elektricitetslæren). Fig. 3 viser, at nitrifikationen øges (modstanden formindskes) med vandhastigheden, især ved de lave vandhastigheder under 10 m/h. De nærmere detaljer er rapporteret i Prehn et al. (2012).

I Fig. 3 er tillige vist en optrukket linje, der afspejler den reciprokke værdi af massetransport-koefficienten, $1/k_{DBL}$, for ammonium, der diffunderer gennem væskefilmen uden på biofilmen. Denne reciprokke værdi afspejler modstanden mod massetransport i væskefilmen. Differensen mellem den totale modstand, $1/k_1$, og $1/k_{DBL}$, er nitrifikationshastigheds-konstanten inde i biofilmen. Fig. 3 viser, at især ved vandhastigheder under 10 m/h er nitrifikationen hovedsagelig begrænset af massetransport i væskefilmen omkring den nitrificerende biofilm. Det kunne beregnes, at tykkelsen af det diffusive væskegrænselag varierede fra 1,9 mm ved en vand-



Figur 3. Illustration af hvordan nitrifikationshastigheden varierer med vandhastigheden gennem biofilteret. På y-aksen er vist den reciprokke hastighedskonstant. På x-aksen er vist vandhastigheden gennem filteret. (Prehn et al. 2012).

hastighed på 2,5 m/h ned til 0,4 mm ved en hastighed på 40 m/h.

Nitrifikation i et vandværksfilter

Undersøgelsen over nitrifikationshastigheden i et sandfilter blev udført i NORDVAND's vandværk ved Sjælssø (i Rudersdal kommune). Behandlingen af grundvand foregår i en række forfiltre og efterfiltre, hvor ammoniumkoncentrationen reduceres fra 0,5-1 mg N/l til under 0,05 mg N/l. Selv om forfiltrernes funktion hovedsagelig er at fjerne jern fra

grundvandet sker der tillige en vidtgående ammoniumfjernelse. Derfor blev nitrifikationen i forfilteret fokus for kinetikstudiet. Nitrifikationen blev bestemt ved in-situ injektion af en blanding af ammonium og salt (NaCl, sporstof) i toppen af filteret, og prøveudtagning blev udført i en dybde af 40 cm i filteret, Fig. 4 (Lopato et al. 2011 og 2012). Ved hjælp af sporstoffet kunne porevandshastigheden bestemmes samtidigt med ammoniumomsætningen. Der blev udregnet hastighedskonstanter både under forudsætning af 0'te ordens

reaktion og 1'te ordens reaktion i 4 forskellige positioner fordelt over forfilterets overflade på tre forskellige tidspunkter af filterdriftsperioden.

Resultatet viste en inhomogen fordelt nitrifikation hen over filteroverfladen. Porevandshastigheden var også heterogent fordelt, varierede fra 1-3 m/h hen over filteroverfladen. Der var ikke noget klart billede af, om nitrifikationen bedst kunne forklares v.h.a. en 0'te ordens eller en 1'st ordens reaktion. Man ville umiddelbart forvente, at én 1'te ordens hastighedskonstant ville kunne forklare data. Ved nærmere gennemgang af data viste det sig imidlertid, at 1'te ordens hastigheds-"konstanten" var proportional med porevandshastigheden. Tolkningen heraf er, som i akvakulturfilteret, at massetransporten i det hydrauliske grænselag omkring sandkornene afhænger af (pore)vandshastigheden. Det er altså fysikken, der bestemmer nitrifikationshastigheden i det aktuelle forfilter.

På "bagkant" er det interessant, at praktikere med indsigt i filterdrift rent faktisk nikker genkendende til den kendsgerning, at nitrifikationen kan afhænge af flowforholdene og at stigende vandhastighed ikke nødvendigvis fører til forringet rensningseffektivitet for ammonium.

Praktiske konsekvenser

Effekten af flowforholdene på nitrifikationen i akvakulturfilteret og i sandfilteret på vandværket kan indtil videre ikke generaliseres til alle andre typer filtre. Der kræves yderligere undersøgelser af andre typer filtre og under andre driftsforhold. Men i de filtre, hvor hydraulikken har væsentlig effekt på

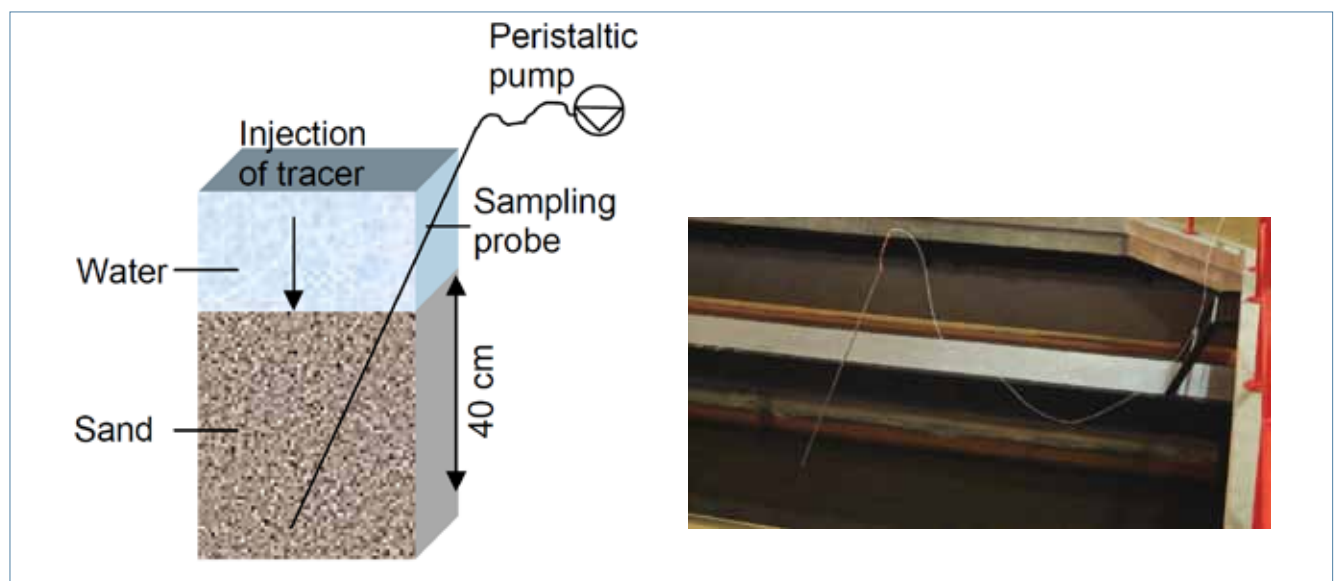


Fig. 4. Illustration af, hvordan vandprøver blev udtaget fra 40 cm dybde i sandfilteret ved hjælp af stål-prober i forbindelse med injektion af ammonium og salt.

nitrifikationshastigheden er konsekvensen interessant. Normalt regner man med, at når man øger den hydrauliske belastning på et filter, hvorved opholdstiden i filteret falder, så falder den procentvise rensningseffektivitet. Det overraskende er imidlertid, at hvis nitrifikationshastigheds-"konstanten" stiger med flowhastigheden pga. hurtigere massetransport i det diffusive grænselag omkring biofilmen (disse to studier), så vil rensningseffektiviteten kun reduceres i ringe grad.

Referencer

- Alawi, M., Off, S., Kaya, M., Spieck, E. (2009). Temperature influences the population structure of nitrite-oxidizing bacteria in activated sludge. *Environmental Microbiology Reports*, 1 (3), 184–190.
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E. (2002). *Wastewater treatment. Biological and chemical processes*. 3rd ed. Springer. Berlin, Heidelberg.
- Juretschko, S., Timmermann, G. Schmid, M., Schleifer, K-H., Pommerening-Röser, A., Koops, H-P., Wagner, M. (1998). Combined molecular and conventional analyses of nitrifying bacterium diversity in activated sludge: Nitrosococcus mobilis and Nitrospira-like bacteria as dominant populations. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (8), 3042-3051.
- Lopato, L., Röttgers, N., Binning, P.J., Arvin, E. (2013). Heterogeneous nitrification in a full scale rapid sand filter treating groundwater. *Journal of Environmental Engineering*. (In Press).
- Lopato, L., Galaj, Z., Delpont, S., Binning, P.J. & Arvin, E. (2011): Heterogeneity of rapid sand filters and its effect on contaminant transport and nitrification performance. *Journal of Environmental Engineering*, 137 (4), 248-257.
- Nielsen, P.H., Mielczarek, A.T., Kragelund, C., Nielsen, J.L., Saunders, A.M., Kong, Y., Aviaja, L., Hansen, A., Vollertsen, J. (2010). A conceptual ecosystem model of microbial communities in enhanced biological phosphorus removal plants. *Water Research*, 44, 5070-5088.
- Pedersen, L-F., Pedersen, P.B., Suhr, K., Tang Pedersen, A.J., Arvin, E. (2012). Effects of feed loading on nitrogen balances and fish performance in replicated recirculating aquaculture systems. *Aquaculture*, 338-341, 237-245.
- Pedersen, L-F., Pedersen, P.B., Nielsen, J. L. Nielsen, P. H. (2010). Long term/low dose formalin exposure to small-scale recirculation aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 42, 1–7.
- Prehn, J., Waul, C.W., Pedersen, L-F., Arvin, E. (2012). Impact of water boundary diffusion on the nitrification rate of submerged biofilter elements from a recirculating aquaculture system. *Water Research*, 46, 3516-3524.
- Wang, X., Wen, X., Criddle, C., Wells, G., Zhang, J., Zhao, J. (2010). Community analysis of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of eight wastewater treatment systems. *Journal of Environmental Sciences*, 22(4), 627–634.
- Zhang, T., Ye, L., Tong, A.H.Y., Shao, M-F., Lok, S. (2011). Ammonia-oxidizing archaea and ammonia-oxidizing bacteria in six full-scale wastewater treatment bioreactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 91, 1215–1225.

ERIK ARVIN: Professor emeritus, DTU Miljø.
 PHILIP J. BINNING: Professor, DTU Miljø
 LARS-FLEMMING PEDERSEN: Forsker, DTU Aqua
 JONAS PREHN: Slagelse Kommune
 LAURE LOPATO: Grøntmij A/S

Hør om natur, miljø og planlægning i det åbne land, bl.a.:

- Naturværdier i randzoner
- Efter vandplaner kommer handleplaner
- Nye virkemidler til at reducere kvælstoftab

Hør fremtiden gro! på plantekongres 2013

Ny viden, dialog og debat
 Mød landmænd, rådgivere, forskere, natur-, miljø- og planmedarbejdere, firmafolk og politikere.

Kongressen er arrangeret af:
 Videncentret for Landbrug
 Aarhus Universitet
 Københavns Universitet

15. - 16. januar 2013
 i Herning Kongrescenter
www.plantekongres.dk

Plantekongres
 -produktion, plan og miljø