

Fjerning av nitrogen fra avløpsvann i ulike filtermaterialer benyttet i mindre renseanlegg

Av Anne Kristine Sjøvik og Pål Tore Mørkved

Anne Kristine Sjøvik er forsker ved Bioforsk-Jord og miljø
Pål Tore Mørkved er forsker ved Institutt for Energiteknikk (IFE)

Sammendrag

Artikkelen oppsummerer resultater fra laboratorieforsøk (inkuberingsforsøk og strømningsforsøk) hvor vi har studert rensing av nitrogen i filtermaterialer brukt i konstruerte våtmarker og filterbedanlegg. Inkuberingsforsøkene omfattet ulike filtermaterialer og ulike oksygen- og nitratkonsentrasjoner. Denitrifikasjonsraten og produktforholdet $N_2O/(N_2+N_2O)$ varierte mellom de ulike filtermaterialene. Sand og skjellsand hadde de høyeste denitrifikasjonsratene og de laveste utslippene av N_2O . Nytt lettklinkmateriale hadde lav denitrifikasjonsrate grunnet høy pH. Lystgass produsert ved nitrifikasjon økte med økende oksygenkonsentrasjoner. I strømningsforsøket hadde karet med skjellsand best renseevne, mens produksjonen av N_2O var høyest i karet med lettklinker. Begge forsøksoppsettene viser at renseevnen for nitrat i lettklinker er betraktelig høyere i eldre renseanlegg enn i nye renseanlegg, mens høy produksjon av N_2O ser ut til å vedvare. I filterbed og konstruerte våtmarksanlegg kan en kombinasjon

av filtermateriale egnet for denitrifikasjon og filtermateriale med høy P-sorpsjonsevne være en brukbar løsning hvis man ønsker både høy N- og P-fjerning.

Summary

The article "Removal of nitrogen from wastewater in various filter materials used in small treatment plants" summarize results from laboratory experiments with incubation in small bottles and flow experiments in large trenches. The incubation experiment included different filter materials and different oxygen and nitrate concentrations. The denitrification rate and the product ratio of $N_2O/(N_2+N_2O)$ varied for the different filter materials. Sand and shellsand were found to have the the highest denitrification rates and the lowest emission of N_2O . New material of light-weight aggregates had low denitrification rates due to a high pH value. N_2O produced through nitrification increased with increasing oxygen concentrations. In the flow experiment, the trench filled with

shellsand had the best treatment efficiency, while the trench filled with light-weight aggregates had the highest emission rate of N_2O . Both experimental set-ups show that the treatment efficiency for nitrate in the filter material light-weight aggregates is higher in old treatment plants than in new ones. The high emission of N_2O is, however, more persistent. In constructed wetlands and filter bed systems a combination of filter material suitable for denitrification and filter material with a high P sorption capacity could be a solution if both a high nitrogen and phosphorus removal is wanted.

Innledning

For mindre renseanlegg i Norge har fjerning av organisk stoff og fosfor (P) vært ansett som viktigst. Nitrogen (N) har ikke vært prioritert. For sensitive resipienter kan imidlertid utslipp av N og spesielt forholdet mellom N og P være av betydning for eutrofieringen (Maberly m. flere, 2004). Utslipp av ammonium (NH_4^+) forbruker dessuten oksygen i resipientene. Noen kommuner har derfor satt krav til N-fjerning i mindre renseanlegg.

I spredt bebygde strøk i Norge brukes det i dag flere ulike typer rensemetoder, blant annet konstruerte våtmarker og filterbedanlegg. Dagens design for disse systemene består av et umettet filter med vertikal strømming med nitrifikasjon (forfilter) der NH_4^+ gjøres om til nitrat (NO_3^-) og et mettet filter med horisontal strømming med denitrifikasjon (hovedfilteret) der NO_3^- gjøres om til nitrogen (N₂). Målinger i konstruerte våtmarks-

anlegg i Norge har dokumentert at fjerning av N ligger mellom 3 og 92 %, det er altså en svært stor variasjon for disse anleggene (Mæhlum og Jenssen, 1998; Mæhlum, 1998; Kløve m. flere, 2005).

Denitrifikasjon er en trinnsvis reduksjon av NO_3^- til lystgass (N_2O) og nitrogen (N₂). Lystgass er en gass som både bidrar til global oppvarming og ødeleggelse av ozonlaget. Det har vært jobbet mye med å finne relasjoner mellom den relative produksjonen av N_2O under denitrifikasjon og fysiske og kjemiske faktorer. Det har vist seg at faktorer som generelt reduserer denitrifikasjonsraten fører til akkumulering av N_2O som sluttprodukt. I arbeid relatert til behandling av avløpsvann er faktorer som konsentrasjon av NO_3^- , nitritt (NO_2^-) og oksygen, samt lav pH-verdi og lavt C/N forhold funnet å ha innvirkning på N_2O akkumuleringen under denitrifikasjonsprosessen (Firestone m. flere, 1979; Thörn og Sörensson, 1996; Otte m. flere, 1996; Simek og Cooper, 2002). Mindre arbeid er gjort med hensyn på N_2O utslipp fra denitrifikasjonsprosessen ved svært høye pH-verdier som kan forekomme i filterbed- og konstruerte våtmarksanlegg, grunnet filtermateriale med høy pH-verdi (Mørkved m. flere, 2005).

Denne artikkelen ser på betingelsene for denitrifikasjon, samt lystgassproduksjon under denitrifikasjon og nitrifikasjon i ulike typer filtermaterialer brukt i filterbed og konstruerte våtmarksanlegg (lettklinker, sand, skjellsand og torv). Effekten av ulike oksygen og NO_3^-

konsentrasjoner, samt ulike pH-verdi er blitt undersøkt. Arbeidet har bestått av både inkuberingsforsøk utført i små laboratoriefasker, samt strømningsforsøk i pilotskalanlegg i laboratoriet.

Material og metoder

Materialtyper

Fire ulike filtermaterialer ble brukt: 1) skjellsand (< 1 mm) (Korallsand; Fosen skjellsand, Vallersund), 2) lettklinker (< 4 mm) (Filtralite-P™; Maxit AS, Oslo), 3) sand (< 2 mm) og 4) torvjord (Tabell 1).

| | For behandling † | pH | org. C | total N | NH ₄ ⁺ -N | NO ₃ ⁻ -N + NO ₂ ⁻ -N | |
|--------------|---------------------|--------------------------------|--------|------------------------------------|---------------------------------|---|------|
| | | --- g 100 g ⁻¹ TS ‡ | | ----- mg kg ⁻¹ TS ----- | | | |
| Klink-ny | nytt | 10,2 | 0,1 | <0,05 | 1,3 | 1,9 | <0,4 |
| Klink-brukt3 | 3 år | 10,0 | 0,1 | <0,05 | 15,1 | 9,5 | 1,8 |
| Klink-brukt5 | 5 år | 8,7 | 0,4 | <0,05 | 73,6 | 18,5 | 0,7 |
| Skjell-ny | nytt | 8,6 | 0,3 | <0,05 | 1,8 | 3,8 | <0,3 |
| Skjell-brukt | 1 år | 8,2 | 0,6 | <0,05 | 1,4 | 6,3 | <0,3 |
| Sand | nytt | 8,0 | 0,1 | <0,05 | 2,7 | 2,1 | <0,3 |
| Torv | nytt | 5,9 | 44,5 | 2,5 | 11,2 | 40,2 | <1,3 |

† forhistorie til materialet: nytt = nytt materiale pre-inkubert i 5 måneder med avløpsvann, de andre materialtypene ble tatt fra anlegg i bruk og ble ikke pre-inkubert, alderen (år) til anleggene der materialet ble tatt ut er angitt.

‡ TS = tørrstoff

Tabell 1. Kjemiske og fysiske egenskaper til filtermaterialene.

I pilotskalanlegget (se beskrivelse nedenfor) ble det brukt nytt materiale av skjellsand og lettklinker. I inkuberingsforsøkene (se beskrivelse nedenfor) ble det brukt både ny skjellsand (Skjell-ny) samt skjellsand tatt fra hovedfilteret i et renseanlegg (Skjell-brukt) (Kløve m. flere, 2005). Filteranlegget hadde vært i bruk i 16 måneder da skjellsanden ble tatt ut. I inkuberingsforsøkene ble det også brukt både nytt materiale av lettklinker (Klink-ny), samt materiale fra

hovedfiltrene på to filterbedanlegg (anlegget på Bogstad gård, som har vært i drift siden 1999, og anlegget på Kopperhaughytta, som har vært i drift siden 2001). Disse prøvene blir kalt henholdsvis Klink-brukt5 og Klink-brukt3 (tallene 5 og 3 henspiller på alderen til de to renseanleggene da materialprøvene ble hentet). Sanden er fra Spillhaug mens torvjorden er tatt ut under ploglaget i en dyrket torvjord i nærheten av Bodø.

Avløpsvann

For inkuberingsforsøkene ble det brukt kommunalt avløpsvann, med kjemisk sammensetning som oppgitt i tabell 2.

| | pH | TOC | DOC | total N | NH ₄ ⁺ -N | NO ₃ ⁻ -N+ NO ₂ ⁻ -N | NO ₂ ⁻ -N | total P | PO ₄ ³⁻ -P |
|------------|-----|------|------|---------|---------------------------------|---|---------------------------------|------------|----------------------------------|
| Avløpsvann | 7,4 | 30,8 | 15,3 | 22,0 | 18,7 | 0,014 | <0,005 | 2,7 | 1,8 |

Tabell 2. Kjemisk sammensetning (mg l⁻¹) til det kommunale avløpsvannet.

Til forsøket i pilotskalaanlegget ble det benyttet kunstig avløpsvann basert på en næringsløsning (tabell 3). Dette avløpsvannet hadde et innhold av løst organisk karbon (DOC) tilsvarende det kommunale avløpsvannet: 15,3

mg l⁻¹. Konsentrasjonen av fosfat-P (PO₄³⁻-P), NH₄⁺-N og NO₃⁻-N var på henholdsvis 6,5; 18 og 30 mg l⁻¹. For mer informasjon om det kunstige avløpsvannet, se Søvik og Mørkved (2006).

| Sammensetning til næringsløsningen | | | | | Ekstra kjemikalier tilsatt | | | |
|------------------------------------|---------------------|----------------------|------------------|------|---------------------------------|---------------------------------|--------------------|------------------|
| pH | Peptone (casein) | Peptone (soymeal) | D(+)- Glukose | NaCl | K ₂ HPO ₄ | KH ₂ PO ₄ | NH ₄ Cl | KNO ₃ |
| 7,6 | 113 | 20 | 16,7 | 33,3 | 16,7 | 15,4 | 68,7 | 217 |

Tabell 3. Kjemisk sammensetning (mg l⁻¹) til det syntetiske avløpsvannet.

Forsøksoppsett for inkuberingsforsøket

Nytt filtermateriale ble pre-inkubert i laboratoriet ved at filtermateriale og kommunalt avløpsvann tilsatt NO₃⁻ ble blandet og satt på et kjølig, mørkt sted. Filtermateriale tatt fra renseanlegg ble brukt uten noen form for forbehandling.

I laboratoriet ble små flasker (120 ml) fylt med 10 cm³ filtermateriale og 5 ml avløpsvann (tilsatt anrikt NO₃⁻). Flaskene ble gjort anaerobe ved å

evakuere og skylle dem med He. Noen flasker ble tilsatt 10 % acetylen (C₂H₂), en gass som blokkerer nitrifikasjon samt reduksjon av N₂O til N₂ under denitrifikasjon. I prøver med C₂H₂ vil dermed den totale denitrifikasjon kunne måles som N₂O produksjon. Flaskene ble inkubert ved 10°C i et vannbad, og det ble regelmessig tatt gassprøver for å se på utviklingen av N₂O produksjonen inni flaskene.

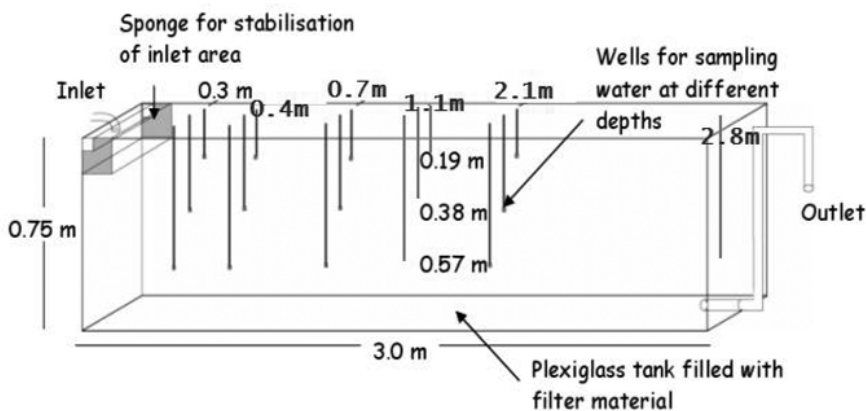
Vi utførte tre ulike forsøk. I det første forsøket varierte vi oksygenkonsentrasjonen i flaskene (0; 0,8 og 2,3 % oksygen). I dette forsøket brukte vi følgende filtermaterialer: Skjell-ny, Klink-ny, sand og torv. I det andre forsøket varierte vi C/NO₃-N forholdet i avløpsvannet, og her ble følgende konsentrasjoner av NO₃⁻ brukt: 2,5; 10 og 60 mg NO₃⁻-N l⁻¹. Prøvene ble inkubert anaerobt. Følgende filtermaterialer ble brukt: Skjell-ny, Skjell-brukt, Klink-ny, sand og torv. I det tredje forsøket sammenlignet vi nytt filtermateriale og filtermateriale tatt fra renseanlegg. Prøvene ble inkubert anaerobt og følgende materiale ble brukt: Skjell-ny, Skjell-brukt, Klink-ny, Klink-brukt⁵, Klink-brukt³.

Ved slutten av inkuberingsperioden ble det tatt ut gassprøver for isotopstudier. Videre ble filtermaterialet

ekstrahert for å finne konsentrasjonen og den isotopiske sammensetningen til NO₃⁻ og NH₄⁺. For flere detaljer om forsøksoppsettet, se Mørkved m. flere (2005).

Forsøksoppsett for pilotanlegget

To kar i plexiglass (3 x 0,29 x 0,8 m³) ble fylt med nytt materiale av lettklinker og skjellsand (fig. 1). Temperaturen i forsøkshallen var mellom 13 og 17°C. Oppholdstiden i karene var 125 and 110 timer for henholdsvis skjellsand og lettklinker. Karene skal simulere hovedfiltre i filterbedanlegg. Det kunstige avløpsvannet ble dermed tilsatt NO₃⁻ (etter nitrifikasjon i et tenkt forfilter) og NH₄⁺ (da det er sjelden at alt NH₄⁺ oksideres i forfilteret, se for eksempel Kløve m. flere (2005)). For flere detaljer rundt oppsettet, se Søvik og Mørkved (2006).



Figur 1. Dimensjoner og oppsett av pilotanlegget med grunnvannsbrønnenes dyp og lengde fra innløpet.

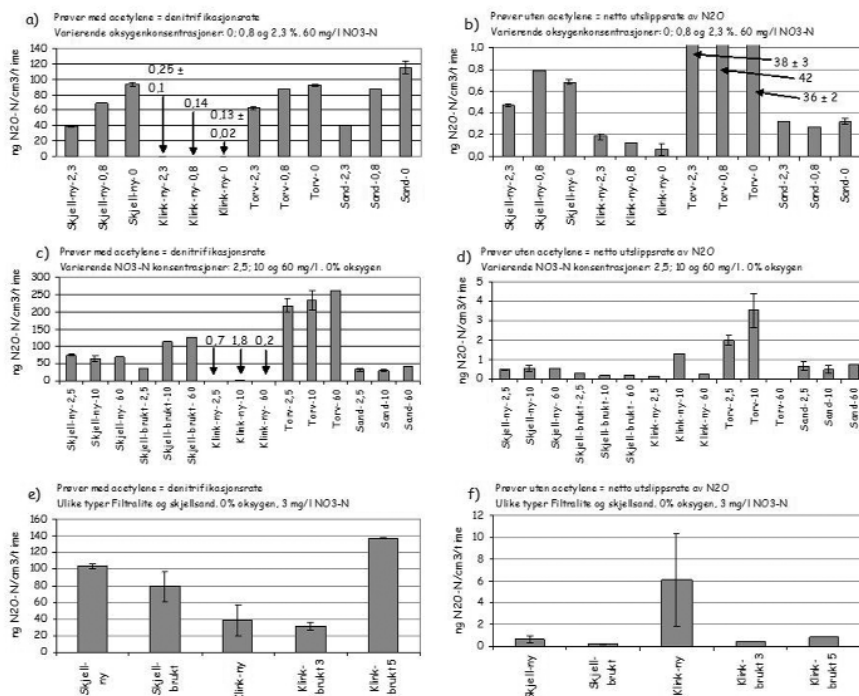
Den hydrauliske belastningen til karene tilsvarer 82 liter m² døgn⁻¹, dvs. ca 10-15 ganger mer vann enn for et vanlig rensanlegg. Før oppstart av forsøket beskrevet i denne artikkelen hadde karene allerede mottatt P-løsning i et helt år. Før tilførselen av kunstig avløpsvann ble satt i gang ble filtermaterialet i karene inokulert med kommunalt avløpsvann (50 l per kar). Anlegget ble så tilført kunstig avløpsvann i ca. 1/2 år før det ble tatt ut prøver. Dermed hadde hvert av karene vært i drift i 1,5 år i forkant av prøvetakingen, noe som tilsvarer 15 til 22 år med normal drift.

Det ble tatt prøver fra karene to ganger. Vannprøver ble tatt fra innløpsarealet og fra alle grunnvannsbrønnene (fig. 1), og analysert for konsentrasjon av løst N₂O. Vannprøver fra innløpet og siste grunnvannsbrønn ble i tillegg analysert for total N, NH₄⁺-N og NO₃⁻-N.

Resultater fra inkuberingsforsøkene

Varierende oksygenkonsentrasjoner

I dette forsøket ønsket vi å undersøke om og i hvilken grad lave oksygenkonsentrasjoner påvirker denitrifikasjonsraten og forholdet mellom



Figur 2. N₂O-N produksjonsrater (middelværdi ± standardavvik) i ulike filtermaterialer (per cm³ material) med C₂H₂ (a, c og e) og uten C₂H₂ (b, d og f) behandlet med ulike oksygenkonsentrasjoner (O₂-forsøk, a og b) og ulike NO₃⁻-N konsentrasjoner (C/NO₃⁻-forsøk, c og d). Data fra det siste forsøket er presentert i e og f. Bare en parallell ble brukt når dataene er presentert uten standardavvik.

denitrifikasjonsproduktene ($N_2O/(N_2+N_2O)$). Denitrifikasjonsraten økte fra ca. 50 til ca. 100 ng $N_2-N\text{ cm}^{-3}$ material time^{-1} med avtagende oksygenkonsentrasjoner (fig. 2a) for materialene Skjell-ny, torv og sand. Denitrifikasjonsraten for Klink-ny var mye lavere, i størrelsesorden 0,13-0,25 ng $N_2O-N\text{ cm}^{-3}$ material time^{-1} .

Lystgassproduksjon fra denitrifikasjon var også influert av oksygenkonsentrasjonen (fig. 2b). En oksygenkonsentrasjon på 0,8 % ga den høyeste N_2O utslippsraten for Skjell-ny og torv, mens 2,3 % O_2 ga den høyeste raten for Klink-ny. Forholdet mellom utslippsraten for N_2O og den totale denitrifikasjonsraten er vist i tabell 4. For alle materialtypene var det en økning i dette forholdet med økning i oksygenkonsentrasjonen.

| | Varierende O_2 konsentrasjoner | | | Varierende NO_3^- -N konsentrasjoner | | | Nytt materiale vs brukt materiale |
|--------------|----------------------------------|-------|-------|--|----------------|----------------|-----------------------------------|
| | 0 % | 0,8 % | 2,3 % | 2,5 mg l^{-1} | 10 mg l^{-1} | 60 mg l^{-1} | |
| Skjell-ny | 0,007 | 0,012 | 0,012 | 0,006 | 0,009 | 0,009 | 0,006 |
| Skjell-brukt | - | - | - | 0,007 | 0,002 | 0,002 | 0,003 |
| Klink-ny | 0,747 | 0,926 | 0,724 | 0,231 | 0,733 | 1,163 | 0,158 |
| Klink-brukt3 | - | - | - | - | - | - | 0,013 |
| Klink-brukt5 | - | - | - | - | - | - | 0,006 |
| Torv | 0,391 | 0,490 | 0,607 | 0,009 | 0,015 | - | - |
| Sand | 0,003 | 0,003 | 0,008 | 0,021 | 0,016 | 0,018 | - |

Tabell 4. Forholdet mellom produksjon av N_2O og total denitrifikasjon ved varierende oksygen- og nitratkonsentrasjoner.

Ved hjelp av stabile nitrogenisotoper kunne vi estimere bidraget fra nitrifikasjon til N_2O produksjonen. Lystgass fra nitrifikasjon var 0 ved 0 % O_2 . En relativt liten økning i oksygenkonsentrasjonen økte N_2O produksjonen fra nitrifikasjon betraktelig i torv men mindre i materialene Skjell-ny og sand (tabell

5). Tidligere forsøk har vist at nitrifikasjon kan frigjøre relativt store mengder N_2O under mikroaerobiske forhold (Dundee og Hopkins, 2001). Den høye andelen N_2O fra nitrifikasjon observert i dette forsøket skyldes kombinasjonen av høye NH_4^+ konsentrasjoner (18,7 mg l^{-1}) og lave oksygenkonsentrasjoner.

| | Atm% ¹⁵ N i N ₂ O | Atm% ¹⁵ N i NO ₃ | Denitr-N ₂ O-N (ng cm ⁻³ matr.) | Nitr-N ₂ O-N (ng cm ⁻³ matr.) | % Nitrifikasjon N ₂ O-N |
|--------------------------------|--|---|--|--|---------------------------------------|
| Skjell-ny-2,3 % O ₂ | 1,44 | 2,41 | 44 | 39 | 47,2 |
| Skjell-ny-0,8 % O ₂ | 1,89 | 2,41 | 58 | 19 | 25 |
| Skjell-ny-0 % O ₂ | 2,39 | 2,41 | 65 | nd | nd |
| Torv- 2,3 % O ₂ | 2,29 | 2,46 | 3320 | 434 | 11,5 |
| Torv- 0,8 % O ₂ | 2,44 | 2,47 | 3830 | 197 | 4,9 |
| Torv- 0 % O ₂ | 2,54 | 2,46 | 1390 | nd | nd |
| Sand- 2,3 % O ₂ | 1,83 | 2,47 | 21 | 8 | 29,1 |
| Sand- 0,8 % O ₂ | 2,03 | 2,47 | 22 | 6 | 19,7 |
| Sand- 0 % O ₂ | 2,44 | 2,47 | 23 | nd | nd |

Tabell 5. N₂O produsert med 0; 0,8 og 2,3 % O₂ i flaskene ved begynnelsen av inkubasjonen. Tabellen viser målt ¹⁵N atm % i N₂O og NO₃; den totale mengden N₂O-N produsert delt mellom denitrifikasjon og nitrifikasjon og prosentandelen av N₂O-N produsert ved nitrifikasjon. Resultatene er for prøver uten acetylen.

Variierende C/NO₃ forhold

I dette forsøket ønsket vi å undersøke om denitrifikasjonsraten og utslippsraten av N₂O varierte med varierende C/NO₃ forhold. Denitrifikasjonsraten økte med økende NO₃⁻ konsentrasjoner, det eneste unntaket var Skjell-ny (Fig. 2c). Det har vært foreslått at økende NO₃⁻ konsentrasjoner kan føre til høyere N₂O/(N₂+N₂O) forhold (Firestone m. flere, 1979). Dette ble bare observert for noen av materialtypene: Skjell-ny, Klink-ny og torv (Tabell 4).

Sammenligning av nytt filtermateriale og materiale fra renseanlegg

I forsøket der nytt filtermateriale ble sammenlignet med filtermaterialet hentet fra renseanlegg, fant vi at denitrifikasjonsraten var høyest i Klink-brukt5 (dvs materialet som kom fra et 5 år gammelt filterbedanlegg), deretter kom raten for de to skjell-

sandprøvene (både nytt materiale og materiale fra renseanlegg), og de laveste ratene ble funnet for Klink-brukt3 (materiale fra et 3 år gammel anlegg) og Klink-ny (nytt materiale) (fig. 2e). Utslippsraten av N₂O var høy og variabel i Klink-ny, og lav i de andre materialene (fig. 2f).

Generell diskusjon – inkuberingsforsøket

Skjellsand og sand ga relativt høye denitrifikasjonsrater og lave utslippsrater for N₂O. Disse to materialene ser derfor ut til å være de mest ideelle med tanke på N-fjerning og N₂O-utslipp. Torv hadde den høyeste denitrifikasjonsraten, men kunne også ha ganske høye utslipp av N₂O (fig 2b), noe som kan skyldes en relativt lav pH-verdi (pH 5,9; tabell 1) (Simek og Cooper, 2002).

Den lave denitrifikasjonsraten og det høye N₂O/(N₂+N₂O) forholdet for

Klink-ny i oksygenforsøket og C/NO₃-forsøket skyldes trolig den høye pH verdien (10,2) til materialet (fig. 2a og c, tabell 1 og 4). Denitrifikasjonsraten for Klink-ny var betraktelig høyere i det siste forsøket (der vi sammenlignet nytt materiale og materiale hentet fra renseanlegg) i forhold til de to første forsøkene (se fig. 2a og c versus fig. 2e). Dette skyldes trolig en økt preinkubasjonstiden (6 måneder ekstra i forhold til de to første forsøkene) som førte til at pH-verdien sank fra 10,2 til 9,3. Den økte preinkubasjonstiden kan også ha ført til utvikling av mikrobielle populasjoner som kan vokse ved høye pH-verdier. Ved å sammenligne ratene for lettklinkmateriale fra 3 og 5 år gamle anlegg med Klink-ny (fig. 2e) kan vi konkludere med at problemet med en ekstrem lav denitrifikasjonsrate i lettklinkmaterialet trolig vil være begrenset til de første leveårene til et renseanlegg. Utifra den høye utslippsraten for N₂O for Klink-ny i det siste forsøket, virker det som om problemet med et høyt N₂O/(N₂+N₂O) forhold vil

være mer vedvarende (fig. 2e and f, tabell 4).

Konstruerte våtmarksanlegg har et anaerobt hovedfilter for denitrifikasjon. Det kan imidlertid være lave konsentrasjoner av oksygen til stede i hovedfilteret. Resultatene våre viser at dette kan føre til at denitrifikasjonsraten avtar. På den andre side så vi at vi fikk en økt netto N₂O produksjon med økt oksygeninnholdet, og nitrifikasjon stod for opp til 25 % av det akkumulerte N₂O ved 0,8 % O₂ og for opp til 47 % ved 2,3 % O₂. Dermed kan vi konkludere med at helt anaerobe forhold i hovedfilteret ikke er nødvendig for N-fjerning, men det er absolutt å foretrekke for en mest mulig effektiv N-fjerning og for å minimere N₂O utslippene.

Resultater og diskusjon - pilotskalaanlegget

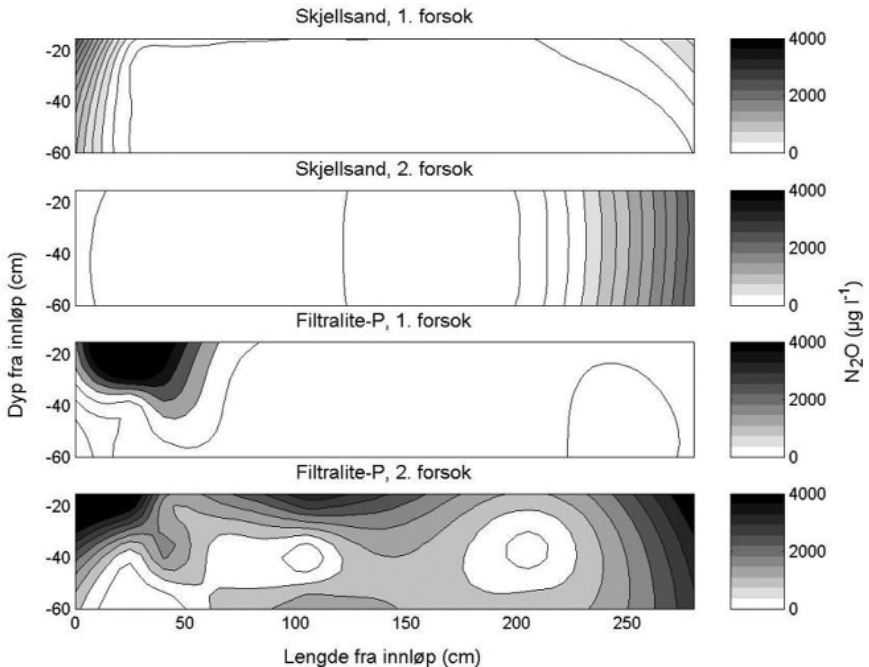
Rensegraden (%) varierte mellom de to prøvetakingsrundene, noe høyere for både skjellsand og lettklinker i andre prøvetakingsrunde (Tabell 6).

| | 1. prøvetakingsrunde | | 2. prøvetakingsrunde | |
|---------------------------------|----------------------|-------------|----------------------|-------------|
| | Skjellsand | Lettklinker | Skjellsand | Lettklinker |
| Total N | 65 | 52 | 96 | 60 |
| NO ₃ ⁻ -N | 87 | 58 | 99 | 61 |
| NH ₄ ⁺ -N | 27 | 43 | 91 | 59 |

Tabell 6. Rensegrad (%) for NO₃⁻-N og NH₄⁺-N i karene med skjellsand og lettklinker.

Produksjon av N_2O var større i karet med lettklinker enn i karet med skjellsand (fig. 3). Det var også stor variasjon mellom de to prøvetakings-

rundene, dvs. de laveste konsentrasjonene av N_2O ble funnet for 1. prøvetakingsrunde i begge karene (fig. 3).



Figur 3. Konsentrasjon av N_2O i vannet ($\mu g l^{-1}$) i karene med skjellsand og lettklinker for de to prøvetakingsrundene. Figuren viser interpolerte konsentrasjoner mellom 19 og 60 cm dyp. For best mulig presentasjon av tallene er skalaen satt fra 0 til 4000 $\mu g l^{-1}$. To prøver fra innløpet til karet med lettklinker (øvre del av karet) (1. forsøksrunde) hadde imidlertid høyere konsentrasjon, nemlig 10 500 og 5400 $\mu g l^{-1}$.

Som tidligere nevnt antar vi at anleggenes brukstid i laboratoriet tilsvarer 15 til 22 års bruk for reelle anlegg (basert på mengden vann som har rent igjennom karene). Ut i fra tabell 6 ser vi at rensegraden for N-forbindelser er generelt høy i begge karene, men noe høyere i karet med skjellsand enn i karet med lettklinker. Produksjonen av N_2O er derimot mye

høyere i karet med lettklinker enn i karet med skjellsand. Dette bekrefter resultatene fra inkuberingsforsøkene, nemlig at selv om rensegraden for N er høy i eldre anlegg med lettklinker ser det ut som om en høy produksjon av N_2O vedvarer.

Problemet med lettklinker i forhold til N fjerning er dermed at i nytt materiale vil denitrifikasjonsraten

være svært lav, altså svært lite fjerning av N, og det vil dermed også være lite N₂O produsert. I eldre materiale derimot er N-fjerningen effektiv, men utslippsraten av N₂O er høy.

Valg av filtermateriale i rensesanlegg

Basert på resultatene oppsummert i denne artikkelen, ser vi at en kombinasjon av ulike filtermaterialer i filterbed og konstruerte våtmarksanlegg kan være ideelt hvis man ønsker å fjerne både N og P. Første del av hovedfilteret bør da optimaliseres med hensyn på N-fjerning via denitrifikasjon. Skal vi samtidig minimalisere utslippene av drivhusgassen N₂O, bør denne delen av filteret bestå av skjellsand, eventuelt sand. Lettklinker bør unngås, da dette materialets høye pH vil hemme denitrifikasjon de første årene av et anleggs levetid. Bruk av skjellsand i et rensesanlegg vil trolig øke renssevnen for N betraktelig, i hvert fall for anleggets første leveår. Videre vil utslippene av N₂O mest sannsynlig reduseres betraktelig.

Siste del av hovedfilteret kan så optimaliseres med hensyn på P-fjerning. Hvilket materiale som skal brukes her avhenger av de ulike materialenes P-sorpsjonsevne. Enkelte studier rapporterer om en høyere P-sorpsjon i lettklinker enn i skjellsand (Søvik m. flere, 2005), mens andre studier rapporterer om det motsatte, altså høyere P-sorpsjon i skjellsand enn i lettklinker (Adam m. flere, 2006). Dette viser at ulike typer skjellsand kan ha svært varierende P-sorpsjonsegenskaper.

Oppsummering og konklusjon

Inkuberingsforsøket viste at sand og skjellsand har høy denitrifikasjonsrate (opp mot 90-110 ng N₂O-N cm⁻³ materiale time⁻¹) og lave utslipp av drivhusgassen N₂O. Torvjord har en høy denitrifikasjonsrate, men kan slippe ut betydelige mengder N₂O. I nytt lettklinkmateriale vil det være en svært lav denitrifikasjonsrate grunnet materialets høye pH-verdi (mellom 0,13-0,25 ng N₂O-N cm⁻³ materiale time⁻¹). I lettklinkmateriale fra et 5 år gammelt anlegg var denitrifikasjonsraten på linje med den funnet i sand og skjellsand. Problemet med et høyt N₂O/(N₂+N₂O) forhold i lettklinkmateriale ser derimot ut til å være mer vedvarende. Dette ble også observert i karforsøkene. Der var fjerningen av NO₃-N på 87-99 % for skjellsand og 58-61 % for lettklinker, mens konsentrasjonen av N₂O i vannet i karet med lettklinker var mye høyere enn i karet med skjellsand. Inkuberingsforsøkene viste videre at et økt innhold av oksygen reduserte denitrifikasjonsraten og økte utslippsraten av N₂O, mens økt NO₃ konsentrasjon økte denitrifikasjonsraten men influerte ikke utslippsraten til N₂O. Betydelige mengder N₂O kan bli produserte via nitrifikasjon i konstruerte våtmarker/filterbedanlegg hvis NH₄⁺-oksidasjonen ikke er fullstendig i forfilteret. Resultatene viser at i filterbed og konstruerte våtmarksanlegg kan en kombinasjon av filtermateriale egnet for denitrifikasjon og filtermateriale med høy P-sorpsjonsevne være en brukbar løsning hvis man ønsker både høy N- og P-fjerning.

Litteratur

- Ádám, K., T. Krogstad, L. Vråle, A.K. Søvik og P.D. Jenssen, 2006. Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P® - column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. Akseptert for publisering i Ecol. Engineer.
- Dundee, L. og D.W. Hopkins, 2001. Different sensitivities to oxygen of nitrous oxide production by *Nitrosomonas europaea* and *Nitrosolobus multiformis*. *Soil Biol. Biochem.*, 33, 1563-1565.
- Firestone, M.K., M.S. Smith, R.B. Firestone og J.M. Tiedje, 1979. The influence of nitrate, nitrite, and oxygen on the composition of the gaseous products of denitrification in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43, 1140-1144.
- Kløve, B., A.K. Søvik og L. Holtan-Hartwig, 2005. Analysis of nitrogen removal processes in a sub-surface flow carbonate sand filter wetland treating municipal wastewater. *J. Environ. Sci. Health, Part A*, 40(6-7), 1381-1401.
- Maberly, S., L. Carvalho, J. Fisher, L. May, B. Reynolds, M. Theobald, M. Sutton, L. Defew, 2004. Deriving practical guidance on the importance of nitrogen in freshwater eutrophication. Report to the Scottish Executive. Centre for Ecology and Hydrology.
- Mørkved, P.T., A.K. Søvik, B. Kløve og L.R. Bakken, 2005. Removal of nitrogen in different wetland filter materials - use of stable nitrogen isotopes to determine factors controlling denitrification and DNRA. *Water Sci. Technol.*, 51(9), 119-126.
- Mæhlum, T., 1998. Cold-climate constructed wetlands: Aerobic pre-treatment and horizontal subsurface flow systems for domestic sewage and landfill leachate purification. Doktorgradsoppgave 1998:9, Norges Landbrukshøgskole.
- Mæhlum, T. og P.D. Jenssen, 1998. Norway (Constructed wetlands for wastewater treatment in Norway). I: J. Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green og R. Haberl (Eds): *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, Backuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 207-216.
- Otte, S., N.G. Grobben, L.A. Robertson, M.S.M. Jetten og J.G. Kuenen, 1996. Nitrous oxide production by *Alcaligenes faecalis* under transient and dynamic aerobic and anaerobic conditions. *App. Environ. Microbiol.*, 62, 2421-26.
- Simek, M. og J.E. Cooper, 2002. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *Europ. J. Soil Sci.*, 53, 345-354.

Søvik, A.K., H.K. French, K. Ádám og B. Kløve, 2005. Retensjon av fosfor i våtmarksfiltre og filterbed-anlegg – sammenlikning av lettklinker og skjellsand som filtermateriale i laboratorietester. VANN, 3, 225-233.

Thörn, M. og F. Sörensson, 1996. Variation of nitrous oxide formation in the denitrification basin in a wastewater treatment plant with nitrogen removal. Water Res., 30, 1543-1547.

Søvik, A.K. og P.T. Mørkved, 2006. Nitrogen retention in filter beds – nitrogen isotope fractionation during denitrification. I: Proceedings to the 10th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lisboa, Portugal, 23-29 sep. 2006. pp 319-327.