

Lufting av en biodam med strømningsformer (flowforms)

Effektstudier om vinteren

Av Trond Mæhlum, Petter D. Jenssen og Tore Krogstad.

Trond Mæhlum er naturforvalterkandidat fra Norges landbruks-høgskole og avdelingsingeniør ved JORDFORSK.

Petter D. Jenssen er dr.scient fra Norges landbrukshøgskole og forsker ved JORDFORSK.

Tore Krogstad er dr.scient fra Norges landbrukshøgskole og første-amanuensis ved Institutt for jordfag, NLH.

Deler av artikkelen ble presentert på seminar i Norsk Vannforening 14. oktober 1991.

Sammendrag

Lufting av biodammer om vinteren i Solborg biodamanlegg i Ringerike kommune er undersøkt. Anlegget mottar husholdningsavløp for inntil 75 personer og består av en tredelt slamavskiller og tre dammer i serie. Lufting, resirkulasjon og blanding foregår ved hjelp av spesialkonstruerte strømningsformer (flowforms). Undersøkelser av vertikal og horisontal oksygenfordeling viste at strømningsformene gav god lufting og blanding av vannet. Metningsgraden av oksygen økte fra 30 til 90% i strømningsformene. Renseeffekten for fosfor (tot-P), nitrogen (tot-N) og organisk materiale (KOF) i testperioden var henholdsvis 65, 28 og 80%. Resultatene indikerer at luftede biodammer kan være en god forbehandling før rensing i våtmarksfilter/rotsoneanlegg eller infiltrasjon.

Innledning

Biodammer er en lavteknologisk rensemetode der det ved hjelp av bakterier, alger, protozoer og høyerestående organismer, foregår en langsom nedbrytning, mineralisering og videre omsetning av de ulike komponentene. Et tradisjonelt biodamanlegg består av en eller flere grunne dammer hvor avløpsvann til føres kontinuerlig og vanligvis får en oppholdstid på 2—4 måneder. En dam kan som følge av belastning og oksygeninnhold, karakteriseres som anaerob, fakultativ eller aerob. Fakultative dammer har aerobe soner i den øvre delen av vannmassene (mer enn 1 mg/l løst oksygen), og anaerobe soner i vannmassene vintertid (under isdekket) og i slamlaget.

I Skandinavia har avløpsrensning i biodammer avtatt. Den begrensede utbredelsen av biodammer er primært et resultat av driftsproblemer vinterstid og økende krav til fjerning av fosfor. En biodam vil bli anaerob uten tilgang til oksygen og algenes tilgang til søllyss

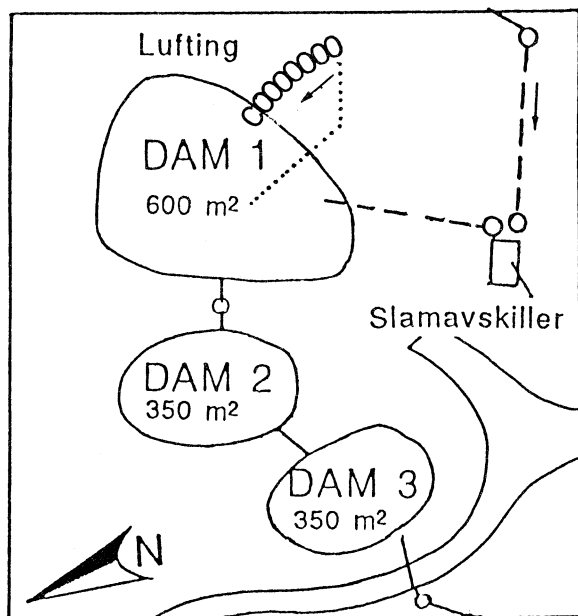
under is og snø. Dette gir reduserende forhold. Nedbrytningen blir ufullstendig og fosfor som tidligere er immobilisert kan mobiliseres. Det kan oppstå luktproblemer i forbindelse med isløsningen om våren med frigjøring av råtnegasser fra den anarobe omsetningen.

I forbindelse med en hovedoppgave ved Norges landbrukshøgskole (Mæhlum 1991) ble det vinteren 1991 foretatt en undersøkelse av et biodamanlegg for rensing av husholdningsavløp. I en av dammene foregår luftingen med en vanntrapp av betongskåler (flowforms/strømningsformer).

Virkningen av denne luftemetoden er i liten grad dokumentert. Hensikten med undersøkelsen var å se på renseseffekten og effekten av lufting i strømningsformene vinterstid, samt vurdere bruk av luftede biodammer som forbehandling til våtmarksfilter/rotsoneanlegg. Luftede biodammer kan være interessant som forbehandling før våtmarksfilter/rotsoneanlegg (Jenssen et al. 1991).

Materiale og metoder

Undersøkelsene ble foretatt i et biodamanlegg fra 1978 ved landsbystiftelsen Solborg (Camphill-fellesskap) i Åsbygda, Ringerike kommune, i perioden 20.12.90 til 20.03.91. Renseanlegget



Målestokk 1:1000

Figur 1. Solborg biodamanlegg i Ringerike kommune.

behandler husholdningsavløp for 75 personer. Anleggets plassering framgår av figur 1. Anlegget består av en tredelt slamavskiller (20 m³) og tre påfølgende fakultative dammer i serie. Dammene er 1,2–1,5 m dype og de har en tetting i bunn av leire. Den første dammen er 600 m² og dam 2 og 3 er hver 350 m².

Gjennomsnittlig vannføring inn i anlegget er estimert til 15 m³/døgn. Det tilsvarer en dimensjonering på minst 18 m²/pe, og en teoretisk oppholdstid på 120 dager. Strømningsformer (flowforms) blir brukt til å luften vannet i den første dammen (Gee 1980, Strid 1984). Vannet blir kontinuerlig resirkulert ved at det blir pumpet opp fra bunnen av

dammen til toppen av formene. Strømningsformene ved Solborg består av en kaskade laget av 11 like store skålformede betongformer (figur 2). Formene inducerer en åttetalls-bevegelse i det rennende vannet. Bevegelsen genererer en hvirvlende meander som pulserer rytmisk. Vannpumpen har en kapasitet på 0,15 m³/min, og opererer kontinuerlig hele året.

Det ble tatt prøver for kjemisk analyse av tredje kammer i slamavskilleren og effluenten fra dam 1 og 3. Prøvene ble analysert ved Landbrukets analyse-senter, JORDFORSK. Målinger av konduktivitet, temperatur, pH og løst oksygen ble foretatt i felt med elektroder.

Oksygenmålingene ble foretatt i slamavskilleren, strømningsformene, og i de 3 dammene. Dammene er vintertid dekket av snø og is i 4–5 måneder. Gjennomsnittlig lufttemperatur i perioden var –10°C, og istykkelsen varierte mellom 20 og 50 cm. I dammene ble det boret 40 hull gjennom isen og oksygenkonsentrasjonene ble målt i ulike dyp (figur 4 og 5). Målingene ble gjentatt i februar og mars måned, tilsammen 5 ganger. Etter den tredje måleserien ble vannpumpen til strømningsformene stengt av og etter en uke ble dammene undersøkt på nytt. Siste prøverunde ble foretatt 14 dager etter oppstartning av



Figur 2. *Lufting ved hjelp av strømningsformer i Solborg biodamanlegg.*

pumpen.

For flere detaljer i materiale og metoder vises det til Mæhlum (1991).

Resultater og diskusjon

Vannkvaliteten ved Solborg biodamanlegg er målt regelmessig siden 1980. I 1988 ble anlegget utvidet og det ble gitt en utslippstillatelse på 75 pe mot tidligere 40 pe. Driftsresultatene er presentert i tabellene 1 og 2, og oksygenmålingene i figurene 3–5.

Tabell 1. Driftsresultater for kjemiske analyser ved Solborg biodamanlegg i tiden 1984 - 1991.

Periode / Parameter	Effluentkonsentrasjoner i mg/l								
	Slamavskiller			Dam 1			Dam 3		
	x	n	S	x	n	S	x	n	S
<i>31.10.84-31.05.88^a</i>									
KOF	330	1	-	32	7	± 23	26	8	± 12
TOC	78	1	-	-	-	-	3,2	1	-
TP	6,2	1	-	0,3	7	± 0,1	0,2	8	± 0,1
TN	41	1	-	4,6	4	± 2,2	6,8	1	-
<i>05.02.89-17.04.90^b</i>									
TOC	94	6	± 21	-	-	-	9	6	± 6
TP	7,6	6	± 0,6	-	-	-	0,7	6	± 0,6
TN	46	5	± 7	-	-	-	-	-	-
<i>12.12.90-07.03.91^c</i>									
KOF	330	2	± 22	36	4	± 5	27	4	± 7
SS	79	3	± 11	7	6	± 2	14	5	± 8
NH ₄ -N	49	3	± 9	13,4	6	± 0,9	12,6	4	± 0,9
NO ₃ -N	<0,1	3	-	1,4	5	± 0,3	0,2	3	± 0,2
Tot-N	52	5	± 10	17,7	6	± 0,4	15,4	5	± 0,7
PO ₄ -P	7,2	2	± 2	1,6	6	± 0,2	1,0	4	± 0,1
Tot-P	9,5	6	± 0,9	2,0	6	± 0,1	1,4	9	± 0,3
Cl ⁻	33,0	5	± 2,5	14,4	6	± 3,4	13,8	6	± 0,7
X ^d	0,88	5	± 0,03	0,50	5	± 0,02	0,52	5	± 0,02
pH	7,0	4	± 0,2	7,6	4	± 0,3	7,4	5	± 0,3

x = gjennomsnittsverdier n = antall prøver S = standardavvik

^a Belastn. maks 30 pe. Ingen prøver fra vinterhalvåret. Analysene foretatt v/ Vannlab., FM i Buskerud

^b Belastn. maks 30 pe. 4 av 6 prøver fra vinterhalvåret. Analysene er foretatt ved Vannlab., FM i Buskerud

^c Belastn. maks 75 pe. Analysene er foretatt ved Kjemisk analyselab., JORDFORSK, Ås

^d Ledningsevne, mS/cm

Tabell 2. Renseeffekten^a i biodamanlegget ved Solborg i perioden 20.12.90—07.03.91.

Parameter	Effluent dam 1		Effluent dam 3	
	n %	n % korrigert ^b	n %	n % korrigert ^c
KOF	89	75	92	80
SS	91	78	83	59
NH ₄ -N	73	38	75	39
Tot-N	66	21	70	28
PO ₄ -P	78	49	87	67
Tot-P	79	52	86	65

^a gjennomsnitt av 3-9 prøver.

^b Renseeffekten er korrigert med faktor 2,3 basert på Cl⁻ konsentrasjonene på grunn av antatt grunnvannsfortynning.

^c Renseeffekten er korrigert med faktor 2,4 basert på Cl⁻ konsentrasjonene på grunn av antatt grunnvannsfortynning.

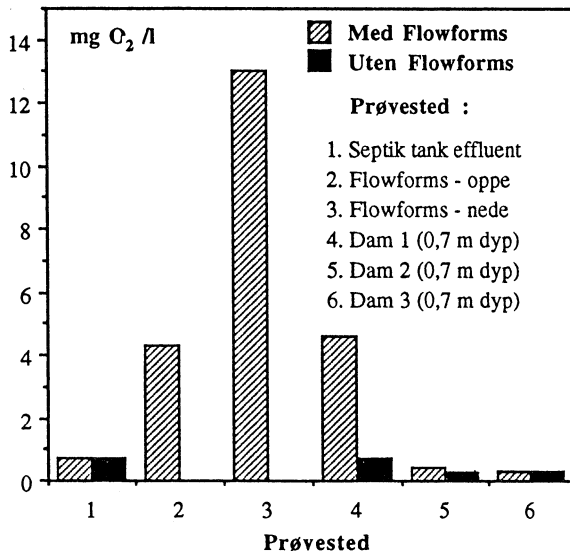
Resultatene fra testperioden i 1991 (tabell 1) indikerer at konsentrasjonen av klorid mer enn halveres fra utløpet av slamavskilleren til utløpet av dam 3. Klorid blir betraktet som et konservativt ion siden det ikke felles ut eller fjernes i et biodamanlegg. Hovedårsaken til kloridreduksjonen antas å være fortykning med grunnvann og/eller dreivann i dam 1. I tabell 2 er renseevnen i testperioden oppført med og uten korrigering for fortykning.

Resultatet av oksygenmålingene viser at vannbehandling i strømningsformer kan være en effektiv luftemetode. Figur 3 indikerer at vannet oppnår en økning i oksygenmetning fra ca. 30 til 90% (12,5 mg O₂/l) på sin ferd ned gjennom formene. (100% metning ved 0°C tilsvarer ca. 14,5 g løst oksygen pr. liter). Oksygen innblandes i fallet mellom de enkelte formene. Metningsprosenten i dam 1 overstiger ikke 30—40% (4—6 mg oksygen pr. liter). Dette skyldes oksygenforbrukende prosesser i dam 1. Luftingen er ikke tilstrekkelig for å forsyne dam 2 og 3 med oksygen. Disse dammene forblir anaerobe.

Det ble påvist en avtakende gradient av oksygen fra utløpet av nederste trinn i luftetrappen og utover i dammen som vist i figur 5. Figur 4 viser at konsentrasjonen av oksygen i vannmassene fordeler seg jevnt vertikalt og avtar brått over bunnsedimentene.

Figur 3 og 4 viser at oksygenkonsentrasjonen faller til samme nivå som utløpet av slamavskilleren etter to uker uten lufting. Temperaturen i dammene var under 1,5°C, mens den var 9°C i slamavskiller. Resultatene indikerer at det foregår oksidasjonsprosesser til tross for lav temperatur. Det ble ikke påvist redusert lufteeffekt av strømningsformene på grunn av tildekking med is og snø. Renseeffekten for P og N var bedre enn det som ble forventet vinterstid for denne typen renseanlegg. Tabell 1 viser at det meste av omsetningen og retensjonen foregår i dam 1 som er luftet.

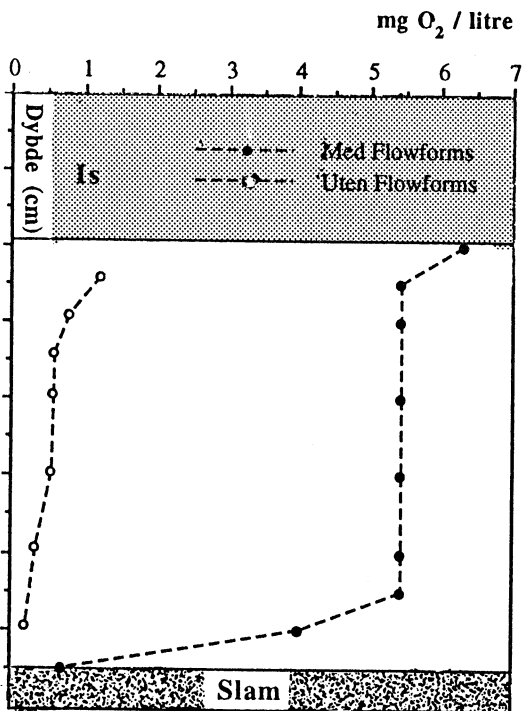
De viktigste prosessene for P-retensjonen i testperioden antas å være utfelling, sedimentering, sorpsjon til sedimentet og mikrobiell immobilisering (Berkheiser et al. 1980, Reddy og Graetz



Figur 3. Oksygenkonsentrasjoner med strømningsformer og uten etter 2 uker på ulike steder i Solborg biodamanlegg.

1981). Avløpsvann fra husholdninger inneholder vanligvis ikke store mengder jern og andre metallioner, eller oksider som kan felle ut eller sorbere fosfat. Tabell 1 viser at P-innholdet i effluenten har økt gjennom de tre måleperiodene. Det skyldes hovedsakelig økt belastning.

Prosessene for N-fjerningen i biodammer er omstridte (Reed et al. 1988). De fleste biodammer er konstruert for BOF-reduksjon og N har vært vist liten oppmerksomhet. Undersøkelser har foreslått algeopptak, sedimentasjon, sorpsjon, tap av ammoniakk til atmosfæren og nitrifikasjon — denitrifikasjon som årsaker til reduksjon av N. Det er rimelig å tro det er en kombinasjon av disse prosessene. Fysiske faktorer som påvirker N-fjerning, er pH, oppholdstid og temperatur. Mineralisering, nitrifikasjon og denitrifikasjon er temperaturavhengige prosesser som er katalysert av mikroorganismenes enzymer. I slamavskilleren og dammene var temperaturen i testperioden henholdsvis 9°C og 0—1,5°C. Dette er langt under bakterienes optimumstemperatur for nitrogenfjerning (Pell og Nyberg 1985). Resultatene i tabell 1 viser en reduksjon i ammonium og total-N, og en økning i nitrat i dam 1. Dette indikerer at nitrifikasjon og påfølgende denitrifikasjon kan være en mulig mekanisme for N-



Figur 4. Vertikal oksygenfordeling i dam 1 med strømningsformer og uten etter 2 uker ved Solborg biodamanlegg.

fjerningen i dam 1, til tross for lav temperatur. Hobson og Pole (1988) har påvist at nitrat denitriseres til N₂ (g) og N₂O (g) av fakultative anaerobe bakterier i anoksiske omgivelser øverst i sedimentlaget. Vi antar dette er en viktig mekanisme for fjerning av nitrogen i biodamanlegget på Solborg.

Nitrat kan oksidere den øverste delen av sedimentet (Reddy og Graetz 1981). Under anaerobe forhold vil jern(III)-hydroksider som effektivt binder P, reduseres til jern(II), som lettere kan løses. Prosessen motvirkes av nitrat som er i stand til å holde jern på den oksiderte formen slik at mobilisering av

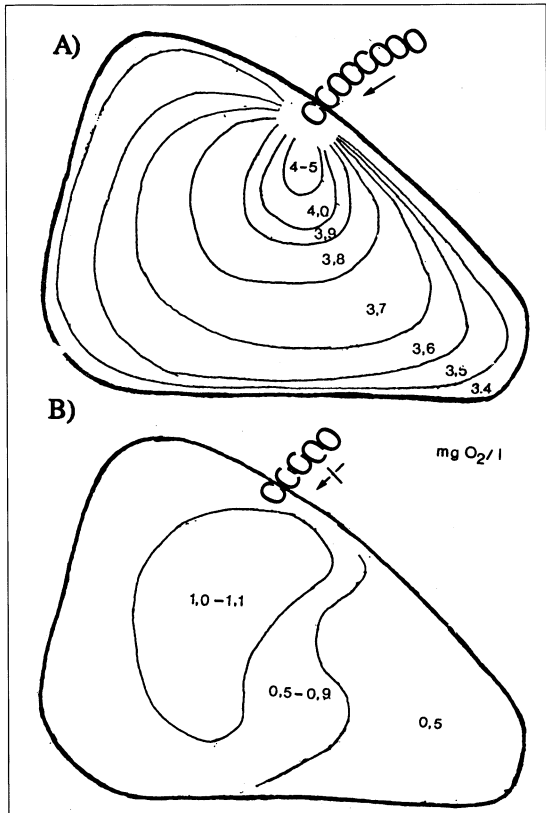
P minker (Jensen og Andersen 1989). Ifølge Jensen og Andersen (1989) peker mange studier i retning av at reduksjon av jern (III) er en biologisk prosess som utføres av nitratreduerende bakterier. Jernreduksjonen og mobiliseringen av fosfor og jern(II) skjer først når nitratmengden er brukt opp (Jansson 1990). I en biodam som luftes vil nitrat dannes kontinuerlig. Ved pH 7–8 og høyere kan også N fjernes i form av ammoniakkavdrivning. Dette kan muligens skje i strømningsformene.

Kostnader ved innkjøp og drift av vannpumpe med et kraftforbruk på ca. 1 kW og kapasitet 150 l/min er relativt små. Derimot er strømningsformene relativt kostbare. Det finnes mange velutprøvede metoder for å luften en biodam, som for eksempel ved trykkluftanordninger (diffusor) og turbinluftere i overflaten eller neddykket. Disse luftemetodene kan være mer kostnadseffektive, men dette er ikke undersøkt.

Strømningsformene gir et kretsløp i dammen med en kontinuerlig bevegelse, og en effektiv blanding av vannet. Dette kan ha betydning for å hindre bunnfrysing og for dannelse av kortslutningsstrømmer, som blant annet kan skyldes termisk stratifikasjon. Ved kortslutningsstrømmer utnyttes ikke

hele vannvolumet og renseevnen nedsettes. Strømningsformene har et spennende design og induserer en faserende vannbevegelse. Formene kan øke attraksjonen av renseanlegg for avløpsvann.

Renseeffekten i tabell 3 indikerer at en luftet biodam kan gi en god vannbehandling under vinterforhold. Biodameffluenten kan ytterligere forbed-



Figur 5. *Horisontal oksygenfordeling med strømningsformer i drift (A) og etter to uker uten strømningsformer (B), prøvedyp 70 cm.*

res hvis eventuelle alger fjernes før utløpet. Aktuelle metoder som har blitt brukt til dette er blant annet mikrosiling, kjemisk felling, infiltrasjon, stein- og sandfiltrering og biologisk høsting (Ødegaard 1978, Ødegaard et al. 1978). Etterbehandling av biodam-effluenten ved å bygge om dam 2 og 3 til et våtmarksfilter kan inkludere alle de nevnte prosessene og vil sannsynligvis kunne gi en høy renseseffekt (Smith og Finch 1983, Wrigley og Toerien 1988, Schierup og Brix 1989, Jenssen et al. 1991). Solborg har ønske om å ta i bruk jord- og plantebasert vannbehandling i forbindelse med planer om økt aktivitet ved stedet. Planlegging av dette anlegget og søknad om utslippstillatelse er utarbeidet i samarbeid med JORD-FORSK og Østlandskonsult A/S, og er for tiden til behandling i kommune og fylke.

Konklusjoner

- * Resirkulasjon og lufting av en biodam med strømningsformer under klimaforhold med snø og is, kan forhindre at dammen blir anaerob i vintersesongen.
- * Renseeffekten i luftede biodammer med lang oppholdstid, kan være relativt god og stabil vinterstid. Aerobe forhold med relativt høyt redoksnivå

og nitrat i vannmassene forhindrer utlekking av PO₄-P fra sedimentet. Organisk materiale blir oksidert og dette vil redusere luktproblemer, spesielt om våren under isløsningen.

- * Biodammer som er integrert i et naturlig landskap kan motta betydelige mengder grunnvann og overvann. Kontrollen av slike rensanlegg bør derfor omfatte regelmessige vannføringsmålinger i inn- og utløp, og analyse av klorid for å undersøke om effluenten er fortynnet.
- * Bruk av luftede biodammer som forbehandling til jord- og plantebasert vannrensing i våtmarksfilter/rotsoneanlegg og infiltrasjon er et interessant renskonsept som bør prøves ut i Norge.

Etterord

Forsker dr.Scient. Petter D. Jenssen ved JORDFORSK (Senter for jordfaglig miljøforskning) og førsteamanuensis dr.scient. Tore Krogstad ved Institutt for jordfag, Norges landbruks-høgskole, har vært veiledere for hovedoppgaven «Økologisk avløpsrensing. Bruk av konstruerte våtmarker til rensing av avløpsvann i Norge» hvor denne artikkelen inngår. Ole Blente har vært til god hjelp under den praktiske delen av feltarbeidet på Solborg.

LITTERATUR

- Berkheiser, V.E., J.E. Street, P.S.C. Kao, T.L. Yuan (1980): Partitioning of inorganic orthophosphate on soil-water systems. *CRC*, 10, 179—211.
- Gee, C.C. (1980): Flowforms: an innovative approach to the rhythmic properties and uses of water. *Planned Innovation*, 3, 2, 99—104.
- Hobson, P.N. og N.J. Poole (1988): *Water pollution and its prevention*. I: J.M. Lynch og J.E. Hobbie: Microorganisms in action. Concepts and applications in microbial ecology. Blackwell, Oxford.

- Jansson, M. (1990): Nitrate as a promotor of anaerobic phosphorus release from lake sediments. Conf. The Interactions between sediments and water, Uppsala, august 1990, abstract no. 127.
- Jenssen og F.Ø. Andersen (1990): Kvælstofs betydning for fosforudvekslingen mellom sediment og vand i to lavvandede søer. *Vand & Miljø*, 2, 103—109.
- Jenssen, P.D., T. Krogstad og T. Mæhlum (1991): Use of constructed wetlands in Norwegian climate - pretreatment and optimal design. I: C. Etnier og B. Guterstam: *Ecological engineering for wastewater treatment*, Bokskogen, Gøteborg, 227—238.
- Mæhlum, T. (1991): *Økologisk avløpsrensing. Bruk av konstruerte våtmarker til rensing av avløpsvann i Norge*. Hovedoppgave, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole, Ås. 92 s.
- Pell, M. og F. Nyberg (1985): Kvævereduktion. I: Infiltration av avloppsvattenförsätningar, funktion, miljøkonsekvenser. *Nordisk samrapport*, Naturvårdsvärket, 73—92, Stockholm.
- Olsen, A. (1989): Landsbystiftelsen Solborg familiehjem og treningssted: Avløpsrenseanlegg biologiske dammer. Rapport Østlandskonsult a/s, Hønefoss.
- Reddy, K.R. og D.A. Graetz (1981): Use of shallow reservoir and flooded organic soil systems for wastewater treatment: Nitrogen and phosphorus transformations. *J. Environ. Qual.* 10, 1, 113—119.
- Reed, S.C. (red.) (1988): *Natural systems for waste management & treatment*. McGraw-Hill, London. 308 s.
- Schierup, H.-H. og H. Brix (1989): Danish experience with emergent hydrophyte treatment systems (EHTS) and prospects in the light of future requirements to outlet water quality. *Wat. Sci. Tech.*, 22, 3/4, 65—72.
- Smith, D.W. og G.R. Finch (1983): *A critical evaluation of the operation and performance of lagoons in cold climate*. Rapport fra Univ. i Alberta til Environm. Protection Serv., Ottawa, Canada, 230 s.
- Strid, M. (1984): *Rytmsk strømming — en studie av Virbela strømningsformer*. Examensarbeite 072 E, Avd. för vattenbyggnad, Högskolan i Luleå, 146 s.
- Wrigley, T.J. og D.F. Toerien (1988): The ability of an artificially established wetland system to upgrade oxidation pond effluent to meet water quality criteria. *Water SA*, 14, 4, 171—178.
- Ødegaard, H. (1978): Biodammer — Fremdeles et alternativ for visse avløps situasjoner. *Vann*, 4, 297—310.
- Ødegaard, H., F. Kværneng, H. Pedersen og J. Skjefstad (1978): *Kombinasjon biodammer/filtrering for kommunalt avløpsvann*. Rapport B-1-78-16, Institutt for Vassbygging, NTH, Trondheim, 124 s.