

Biodammer — Fremdeles et aktuelt alternativ for visse avløpssituasjoner

Av Hallvard Ødegaard

Forfatteren er sivilingeniør (bygg), NTH 1969 og dr.ing. (bygg), NTH 1975. Han arbeider som dosent ved Institutt for vassbygging, NTH.

INNLEDNING

Bruk av biodammer for rensing av husholdningsavløp har vært kjent i flere hundre år. I Asia har det i flere land gjennom uminnelige tider vært vanlig å samle husholdningsavløpet i dammer hvor det, ved naturens egen påvirkning — foregår en langsom nedbryting og mineralisering av avløpets ulike komponenter. I en viss utstrekning har dammene også blitt brukt for dyrking av fisk.

Kort fortalt er et biodam-anlegg en eller flere grunne (1,2—1,6 m) dammer hvor avløpsvann tilføres kontinuerlig og gis en oppholdstid på 2—4 måneder. I løpet av denne tiden vil det skje omsetninger i dammen av prinsipielt samme karakter som de som finner sted i sterkt belastede naturlige vannforekomster, og avløpsvannet vil ved utslipp være stabilisert (renset) og av en helt annen karakter enn innløpsvannet.

Det har vært endel begrepsforvirring når det gjelder biodammer i det de opprinnelige damanlegg har blitt forandret gjennom ulike forbedringer som serie-drift, kunstig lufting o.s.v. Med biodammenes her et damanlegg hvor avløpsvannet passerer uten ytre påvirkning.

På verdensbasis må biodammer i dag antas å være av de vanligste renseanleggstyper som er i bruk, og særlig har

biodammer blitt brukt for behandling av avløp fra små tettsteder og isolerte industribedrifter. I 1974 var f.eks. 31% av alle kloakkrenseanlegg i USA biodammer.

Biodammens fordel fremfor andre rensemetoder ligger i dens enkelthet både når det gjelder prosjektering, bygging og drift. Ulempene ligger i biodammens store arealbehov, de omgivelsesproblemer en biodam kan forårsake, og det at renses-effekten over året ikke har vært tilstrekkelig høy og stabil til at biodamanlegg har kunnet konkurrere med videregående biologiske anlegg som aktivslamanlegg og biofiltre.

Ulempene har imidlertid i svært stor grad sin årsak i feil dimensjonering av damanlegget. Den negative holdning til biodammer som i en viss grad har festet seg i Norge, er forårsaket av dårlige erfaringer med galt konstruerte, galt dimensjonerte og for høyt belastede biodammer.

Det er imidlertid et faktum at den norske topografi ikke innbyr til bruk av biodammer på grunn av det store areal som kreves (ca. 20 m²/person tilknyttet). Likevel synes biodammer for spesielle avløpssituasjoner å kunne være ett av de beste kloakkrensetekniske alternativer,

forutsatt en hensiktsmessig dimensjonering og drift.

Dette gjelder spesielt for situasjoner hvor den sesongmessige belastningsvariasjonen er stor, hvor avløpsmengden er liten over året, hvor driftstilsynet må ventes å bli minimalt og hvor tilgjengelig areal er tilstede.

Typiske slike avløpssituasjoner har vi i forbindelse med høyfjellshoteller, fjellstuer, hyttegrender, campingplasser o.s.v., og også i avsidesliggende spredte bebyggelser.

De aller fleste biodammer som har vært bygget i Norge, se tabell 1, har vært alt for høyt belastete og har alle blitt prosjektert for kontinuerlig drift. De fleste har blitt bygget som midlertidige løsninger i påvente av tilknytning til kommunalt nett. Som det fremgår av tabell 2 er det få av dammene som tilfredsstiller myndighetenes krav til utløpsvannet fra høygradige rensanlegg.

Hovedårsaken til dette er å finne i:

- overbelastning
- nedsatt effekt om vinteren
- algeflukt.

Ved dimensjonering av nye dammer etter «Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrensanlegg» (5) vil man unngå overbelastning.

Nedsatt effekt om vinteren vil man kunne forhindre ved å lagre avløpet om vinteren i dammen og slippe det ut om våren. Dette kalles kontrollert utslipp og vil bli utdypet senere.

Algeflukt kan også forhindres på en lang rekke metoder, hvorav kontrollert utslipp og intermittert sandfiltrering synes de mest interessante for norske forhold.

Kort om biodammens virkemåte

En biodam er en komplisert biotop hvor en rekke og ofte ekstremt motsatte prosesser finner sted over en liten dybde.

Avhengig av belastningen, og følgelig oksygenforholdene, vil en dam kunne karakteriseres som anaerob, fakultativ eller aerob. De aller fleste damanlegg som blir anlagt for rensing av kommunalt avløpsvann er fakultative dammer, d.v.s. at dammene kan ha både aerobe soner (ved overflaten) og anaerobe soner (i slamlaget ved bunnen).

Fig. 1 gir en oversikt over de ulike prosesser som finner sted i ulike dyp i en fakultativ dam.

Det organiske stoffet som tilføres løst og suspendert i råvannet, eller hvirvles opp fra bunnen på grunn av omrøring ved vindpåvirkning, blir biokjemisk nedbrutt (stabilisert) aerobt av bakterier og alger. Det organiske stoff brytes ned av heterotrofe bakterier til sluttproduktene CO_2 , H_2O , NH_4 og PO_4 samtidig som nye celler dannes.

I det aerobe laget av dammen lever alger i symbiose med de heterotrofe bakterier. Algene utnytter den produserte CO_2 i fotosyntesen til produksjon av nye celler og frigjøring av O_2 som de heterotrofe bakterier i sin tur nyttegjør seg for syntese av nytt cellemateriale via respirasjon. Om natten bruker også algene O_2 , og de oksyderer da forbindelser de har produsert og lagret i fotosynteseperioden. Både bakterier og alger gjennomgår altså endog en respirasjon.

De cellene (alger og bakterier) som dør ut, sedimenterer gjennom den aerobe sonen sammen med annet sedimenterbart stoff, videre gjennom en overgangssone med lite eller intet oksygen hvor fakultative bakterier holder seg, og ned i den

FYLKES- KOMMUNE	ANLEGG- NAVN	KOMMUNE	PERSON- BELASTN.	AREAL (m ²)	AREAL BELASTN. (m ² /pe)	KJEM.- FELLING	FOR- BEHANDL.	ETTER- BEHANDL.	DAMMER I SERIE	I DRIFT
Hedmark	Budor Turisthytte	Løten	105	1050	10	Nei	Slamav- skiller	Nei	1	Ja
	Hellingstad lagune	"	1500	14000	9,3	Nei	Nei	Nei	3	Ja
Telemark	Fageråsen fjellomr.	Trysil	400	5000	12,5	Nei	Nei	Nei	4	Ja
	Pollen	Skien	150	3600	24	Nei	Nei	Nei	1	Ja
Sør- Trøndelag	Rye	Melhus	300	1075	3,6	Nei	Nei	Nei	3	Ja
	Lereggen	Skaun	70	800	11,4	Nei	Nei	Nei	1	Ja
Oppland	Nordseter lagune	Lillehammer	500	8000	16	Ja	Flyteslam avsl.	Nei	3	Ja
	Losby	Lørenskog	1800	6700	3,7	Ja	Nei	Nei	1	Nei
Akershus	Kjeller- holen	Skedsmo	6400	13000	2,0	Ja	Nei	Nei	1	Nei

Tabell 1. Oversikt over biodamanlegg i Norge.

ANLEGGETS NAVN/ KOMMUNE	BOF ₇ (mg O /l)		KOF (mg O /l)		SS (mg/l)		Tot. -P (mg P/l)		Antall prøver	Type prøve	TIDREFERENSE FOR TALLVERDIER	Ref.
	INNLOP	UTLØP	INNLOP	UTLØP	INNLOP	UTLØP	INNLOP	UTLØP				
Budor Turisthytte Løten	-	-	-	82,2	-	-	-	-	1	S	7/9-77	
Høllingstad Lagune/ Løten	-	10	455	140	100	100	-	-	1	S	1/9-76	
Fageråsen fjellomr./ Trysil	-	16	835	110	943	74	7,0	1,5	1	S	14/4-76	
Pollen/ Skien	-	21	-	85	-	75	-	-	1	S		
Rye/ Melhus	-	-	230	38 (46)	152	13 (18)	5,4	2,1 (2,0)			15.-26/8 (12/9-1/11)	(3)
Lereggen	-	20	-	50	-	-	-	0,8	1	S	16/6-76	
Nordseter/ Lillehammer	130 ± 95	29 ± 28	265 ± 171	83 ± 84	152 ± 86	30 ± 26	4,9 ± 2,5	0,86 ± 1,2	36 ^L	D	1973-1977	(4)
Losby/ Lørenskog	234 ± 112	59 ± 20	426 ± 209	136 ± 61	283 ± 296	53 ± 32	9,1 ± 3,5	2,2 ± 1,3	49	D	10/4-72 10/4-73	(1)
Kjeller- holen/ Skedsmo	387 ± 318	73 ± 41	864 ± 629	265 ± 171	672 ± 548	48 ± 26	8,8 ± 7,0	1,7 ± 2,0	11	D	Aug. 1971 - sept. 1972	(4)
Losby	85	29	143	131	53	42	5,7	3,3	4	D	Juli/aug. 71	(2)

innløpsprøver S = stikkprøve D = døgnprøve

Tabell 2. Driftsresultater fra biodammer i Norge.

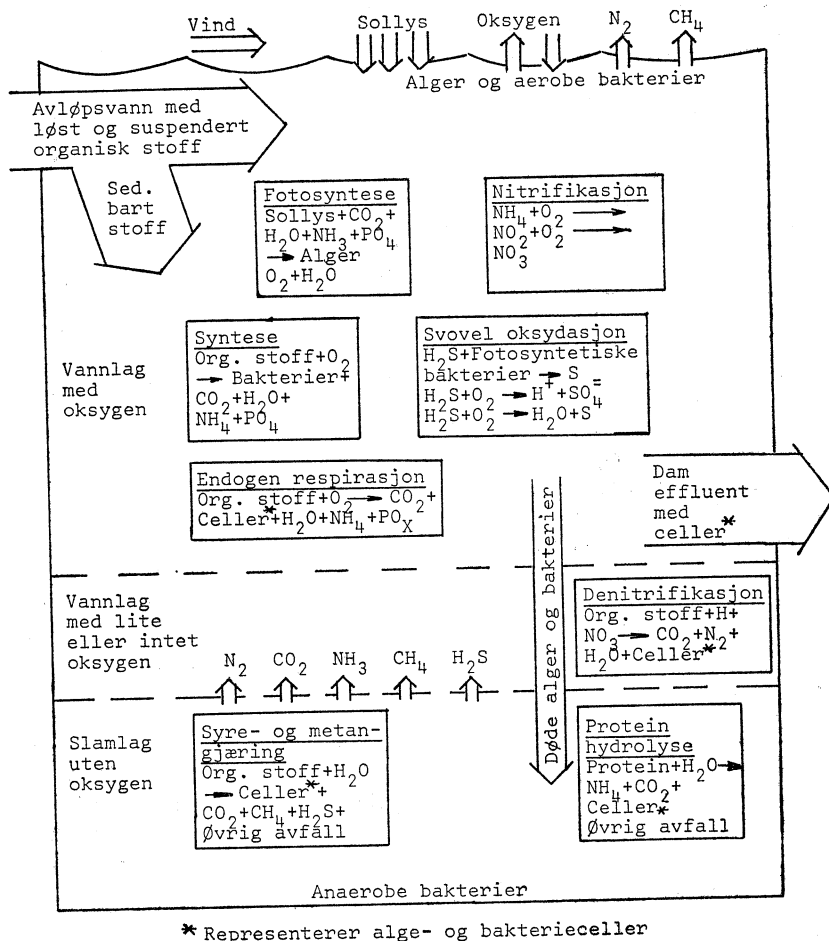


Fig. 1. Prosesser i fakultative biodammer.

anaerobe sone. Her foregår anaerob utgjæring i to trinn (syredannende og metandannende trinn), hydrolyse og andre biokjemiske forandringer. Disse forandringer resulterer i dannelse av nye celler

av anaerobe bakterier, produserer energi til disse cellene og frigjør nedbrytningsproduktene CH₄, CO₂, H₂S, NH₃ og organiske syrer.

H₂S og NH₃ som stiger opp gjennom det aerobe laget vil her bli oksydert. Ammonium overføres til nitrit og nitrat gjennom nitrifikasjon og sulfid blir overført til sulfat og svovel av sulfid-oksyderende bakterier.

Dersom nitratholdig vann tilføres den anaerobe sone vil denitrifiserende bakterier redusere nitrat til gassformig nitrogen som unnviker. Av den grunn finner vi ofte at biodammer har en relativt god renseseffekt med hensyn på nitrogen.

Døde alge- og bakterieceller krever, som annet organisk stoff, et oksygenforbruk og dette kan være høyere enn det som tilføres med råvannet.

Det oksygen som forbrukes i metabolismen tilføres ikke bare gjennom algenes fotosyntese, men også ved absorpsjon fra atmosfæren (dette bidraget må på våre breddegrader antas å være betydelig i forhold til det fra fotosyntesen) samt gjennom oksygen som tilføres gjennom råvannet, eventuelt resirkulert vann.

Algene vil gjennom fotosyntesen forskyve alkaliteten fra bikarbonat til karbonat.

Denne alkalitetsforskyvningen vil samtidig medføre en pH-forskyvning mot høyere verdier. Gjennom et varmt sommerdøgn kan således ekstreme variasjoner med hensyn på oksygenkonsentrasjonen og pH oppleves.

Nedbrytningsproduktene, CO₂ og O₂, gir opphav til produksjon av nye celler, og syntesen av nye celler fortsetter til rundgangen syntese — utdøing — bortsedimentering fører til at mesteparten av BOF og SS i råvannet er borte. Men dersom effluentkvaliteten fra dammen også skal bli lav, må man sørge for at alger og bakterier separeres fra vannet så godt som mulig.

Jo lengre oppholdstiden er, jo mindre næring er det i vannet og jo lenger går den endogene respirasjon. Jo lenger oppholdstiden er, jo bedre vil følgelig effluentkvaliteten være.

Mens nødvendig oppholdstid for bakteriell syntese av det tilførte organisk stoff bare er 1 — 3 dager om sommeren (8 — 10 dager om vinteren), er kravet til endogen respirasjon 90 — 160 dager (avhengig av cellenes sedimentbarhet). Dersom en biodam skal ha til oppgave å nedbryte både tilført organisk stoff og produsert organisk stoff ved endogen respirasjon, så må altså oppholdstidene være lange.

Biodammer må ikke være så grunne at høyerestående planter vokser i dem og heller ikke så dype at tilførselen av oksygen ikke blir tilstrekkelig slik at anaerobe forhold etableres. Erfaringen har vist at en dybde i området 1,2 — 1,6 m vanligvis tilfredsstiller begge krav.

Med en gitt dybde blir det altså arealet av dammen som blir den faktor som i størst grad bli bestemmende for effekten.

De faktorer som forøvrig har innflytelse på rensesultatet er temperatur, vannets bufferkapasitet, tilgangen på sollys, fordampningen og damanleggets konstruktive utforming.

Den optimale temperatur i biodammer er 20 — 25°C. Når vanntemperaturen faller ned til 1°C eller lavere, er den generelle bakterielle aktivitet svært redusert. Ved isdannelse blir tilgangen på oksygen forhindret og metabolismen fortsetter med svært liten hastighet. Den anaerobe gjæringen går også svært langsomt slik at slamvolumet blir lite redusert.

Dimensjonering av biodammer

På tross av en utstrakt bruk av biodammer over hele verden er dimensjoneringsmåten fremdeles uklar. Prosjektering av de aller fleste dammer har vært basert på erfaringsdata, og det har utviklet seg tommeltottregler for f.eks. hvor mange m² damoverflate som trengs pr. person tilknyttet og hvor stor oppholdstiden bør være. Det sier seg selv at slike dimensjoneringsmåter vil være usikre og vanskelig å overføre fra sted til sted i det de klimatiske forhold varierer enormt.

Det er vært gjort flere forsøk på å utvikle matematiske dimensjoneringsmetoder som tar hensyn til ulike variable, men felles for dem alle er at de bare tar hensyn til visse variabler og overser andre. De mest kjente dimensjoneringsmodeller er:

- Gloyna's metode (6)
- Marais's metode (7)
- Thirumurthi's metode (8) (9)
- Oswald's metode (10)

Vurdering av metodene er gjort i (11).

Det virker som om en empirisk dimensjonering basert på en organisk arealbelastning på 3,5 gBOF₇/m²·d slik som foreslått i de norske dimensjoneringsretningslinjene, gir et tilstrekkelig godt dimensjoneringsgrunnlag i vårt land hvor de sesongmessige klimavariasjoner endrer seg, relativt sett, lite fra landsdel til landsdel. Arealkravet kombinert med et krav til dybden (1,2 — 1,8 m) sikrer nødvendig oppholdstid for fakultative biodammer under våre forhold.

Konstruktiv utforming

Den konstruktive utformingen av biodamanlegg har betydning både for an-

leggets virkningsgrad og driftsforhold. I det følgende blir enkelte sentrale forhold omtalt.

Forbehandling

Det er ikke vanlig med noen utstrakt forbehandling foran biodammer. Det normale har vært at man har laget en fordypning i bunnen like utenfor tilførselsrøret og latt grovstoff sedimentere der.

I damanlegg med flere dammer i serie, har det også vært vanlig å utforme den første (primærdammen) med et slamlager som lar seg tappe.

Her i landet vil nok de fleste damanlegg bli små (< 3—400 pe), og det synes da fornuftig å la råvannet passere en tradisjonell slamavskiller for separasjon av grovstoffet før tilførsel til dammen. Det skulle være tilstrekkelig å dimensjonere denne etter klasse B i «Retningslinjer for større slamavskillere». (12).

Separasjon av sedimenterbare og flytende stoffer i en slik slamavskiller vil i høy grad redusere avsetninger ved innløpet og luktproblemer som følge av dette.

Ved større anlegg bør råvannet passere rist eller sil før det føres til en primærdam, hvor slamtappingsarrangement er montert.

Planløsning

Det anbefales at man velger en planløsning som i størst mulig grad hindrer kortslutning. Damsystemet bør bygges opp av flere (vanligvis minst 3) dammer i serie. Det er ofte fordelaktig med paralleldrifft fordi dette gir bedre fordeling av innløpsvannet. En god løsning er ofte at man bygger to parallelle linjer med to dammer i serie i hver linje først og en felles tredjedam. Særlig kan dette

være en heldig løsning dersom kontrollert intermittert utslipp skal benyttes. Paralleldriften reduserer faren for luktulemper men er mindre effektiv enn seriedrift. En kombinasjon er ofte fordelaktig og det bør i så fall legges opp til kommunikasjon mellom de parallelle linjer.

Rektangulær utforming synes å være den beste og det bør taes hensyn til fremherskende vindretning slik at døde soner ikke dannes.

Det anbefales at det legges til rette for at hver dam i systemet kan kortsluttes (settes ut av den hydrauliske linje) noe som muliggjør nedtapping av dammen uten å stoppe hele systemet.

Det er også en stor fordel om det legges til rette for resirkulering. Resirkuleringen av oksygenrikt vann til innløpet bør foregå gjennom kanaler etter at vannet er pumpet opp i kanalen gjennom en enkel pumpe med lav løftehøyde.

Hensikten med resirkulering er først og fremst at blandingsforholdene i damanlegget blir bedre. Det oksygenrikere resirkulerte vannet fortynner influenten, reduserer dermed BOF-belastningen og hindrer dermed lukt og anaerobe forhold i å utvikle seg. Dette problemet kan imidlertid også løses med paralleldriften. Den resirkulerte vannmengde bør dimensjoneres til å kunne bli 3 — 4 ganger midlere tilrenning.

Resirkulering innebærer en noe kompliserende faktor i et ellers enkelt damanlegg, og utelates vanligvis på små anlegg.

Innløp og utløp

Det er ofte vanskelig å oppnå god fordeling av innløpsvannet og undersøkelser i eksisterende biodammer viser at

kortslutningsstrømmer er dominerende. Disse kortslutningsstrømmene kan være et resultat både av dårlig konstruerte innløps- og utløpsanordninger og av termisk stratifikasjon. Målsettingen med innløp og utløp er å utnytte dammens fulle areal best mulig og hindre dødsoner. I fig. 2 er enkelte løsninger vist.

Bare dersom slamavskiller er utelatt, bør tilløpet foregå gjennom et rør uten diffusor for å hindre gjentetting av dette. Røret bør i så fall føres inn over en utgravet slamgrop lokalisert ca. 1/3 damlengde ut i dammen. Røret bør avsluttes ca. 30 cm over bunn-nivå og rørenden bør være oppoverrettet. Dersom slamavskilling er etablert, eller man har store vannmengder, bør innløpet fordeles på flere rør eller ved hjelp av diffusor. Rørdiametre mindre enn 10 cm bør ikke benyttes. Bruk av ledevegger, som vist i fig. 2 vil redusere faren for kortslutningsstrømmer.

Utløpsarrangementet kan ha forskjellige utforminger. Dersom man har et punktutløp, bør dette være dykket i et dyp av 0,5 — 0,8 m (også 0,6 — 0,8 m over bunnen), og også være justerbart i høyden for å kunne dra av det rensede vannet i det dyp hvor vannkvaliteten er best. Arealet omkring utløpet må skjermes mot skum og flyttestoffer.

Dersom damanlegget er prosjektert for kontrollert utslipp, og vannbylden følgerlig vil variere, må det på utløpet, og eventuelt også på mellomløpene, være plassert et regulerbart overløp som vist på fig. 3.

Et aktuelt utløpsarrangement for et flerpunkts avdrag er vist på fig. 4. Her består avdraget av et hovedrør påmontert avdragsrør formet som omvendte kremmerhus, 0,3 — 0,6 m fra bunnen.

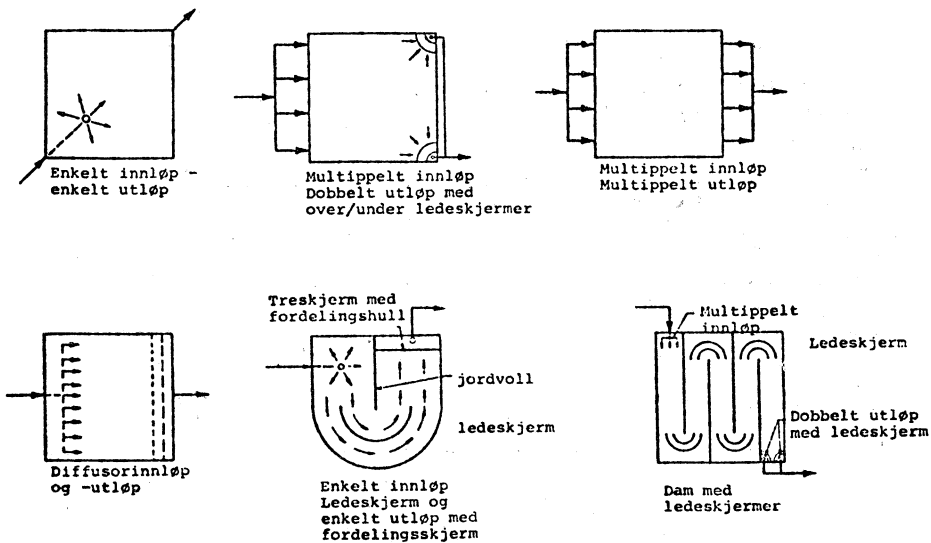


Fig. 2. Eksempler på innløps og utløpsarrangementer.

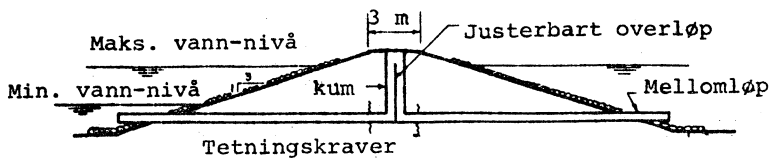


Fig. 3. Snitt av damvoll med mellomløp og justerbart overløp.

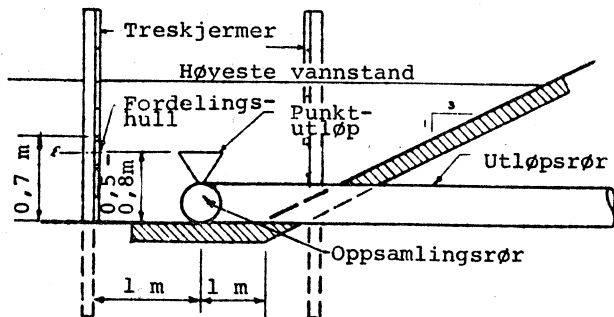


Fig. 4. Flerpunkts avdrag.

Kremmerhusformen sørger for lav hastighet og liten fare for medrivning ved innløpet. Kremmerhusene bør formes slik at en hastighet på ca. 0,15 m/s gjennom hullet til hovedrøret oppnåes for å sikre jevn fordeling over hele lengden på hovedavdraget. Treskjermer er montert for skjerming mot flytestoffer og vindpåvirkning.

Damvoll

Damvollen skal selvsagt, som bunnen, være tett. Damvollen bør ha en helning på 2 : 1 til 4 : 1 (horisontal : vertikal), avhengig av grunnforholdene. I overflaten bør damvollen sikres mot erosjon.

Beskyttelsesbelegget, som kan være steinsetting, asfalt, betong, plastduk, o.s.v., bør dekke et variabelt vann-nivå på minst 40 cm over normalvannstand og minst 60 cm under denne. Beskyttelseslaget skal også tjene som hindring mot vekst av høyere organismer. Dammer med varierende vannstand (kontrollert utslipp) vil kreve beskyttelseslag over hele den varierende vannstand.

Damkronen bør ha en tilstrekkelig bredde (2,5 — 3,5 m) til at veg for transport med traktor eller bil kan anlegges.

Det bør bygges en rampe for at en lettått enkelt kan sjøsettes fra kranbil.

Øvrig

Det bør være mulig å gjennomføre vannmengdemåling og prøvetaking både på innløp og utløp. I forbindelse med innløps- eller utløpsarrangement (der hvor den permanente vannføringsmåling foretas) bør det bygges et hus for driftsoperatøren for driftskontroll, journalføring, oppbevaring av redskap o.s.v.

Alternative driftsmåter

Som tidligere nevnt representerer dårlig virkningsgrad om vinteren og algeflukt om sommeren de største driftsproblemer ved biodammer.

Ved ulike tiltak kan disse problemene overkommes og alternative driftsmåter skal her beskrives kort.

Kontrollert utslipp

De aller fleste biodamanlegg (alle i Norge foreløpig) er konstruert for kontinuerlig drift. En alternativ driftsform er basert på intermitterende drift hvor avløpsvannet tilføres damsystemet kontinuerlig men slippes ut med visse mellomrom (kontrollert utslipp). Man kan tenke seg flere varianter av denne driftsformen. Dersom hensikten er å bedre vinterforholdene, kan man ved siden av damanlegget bygge lagerdammer slik at alt avløpsvann om vinteren oppsamles og slippes ut på våren eller sommeren.

En annen mye brukt metode er å benytte selve damanlegget som lagervolum ved at man stenger utløpet om vinteren. På grunn av damsystemets store overflate er ikke nødvendig «reguleringshøyde» uoverkommelig selv ved lagringsvolumer tilsvarende 1/2 års avrenning.

Denne metoden vil også kunne ta hånd om algefluktproblemet og er i U.S.A.'s nordlige stater og i Canada i utstrakt bruk. (13) (14) (15). I strøk med klimavariasjoner som i vårt eget land, vil algeproduksjonen om våren like etter at isen har gått og om høsten, når den første frosten har begynt, være minimal. Dessuten vil man ha en klart definert termisk stratifikasjon som vil hindre blanding av bunnlaget med overflatelaget. I denne situasjonen er vannet i dammen på sitt beste, og utslipp over en kort periode

(1 — 3 uker) i april — mai og oktober — november, kan gi meget lav total utslippsmengde.

I disse perioder av året har resipientene også normalt høy vannføring slik at forynningsmulighetene blir de beste.

«Reguleringshøyden» på en normalt dimensjonert biodam må være 1,4 — 1,8 m (avhengig av om man har forbehandling med slamavskiller eller ikke) for å kunne lagre avløpsvannet i 6 måneder.

Kontrollert utslipp kombinert med kjemisk felling

Ofte vil man stå overfor et krav fra myndighetene om fosforfjerning utover det man normalt oppnår i en biodam (selv om fosforfjerningen her normalt er relativt høy, ca. 50%). Denne situasjonen kan meget vel kombineres med kontrollert utslipp av en biodam. Man tilsetter da fellingskjemikalium til dammen noen dager før nedtapping, lar hele vannvolumet felle som en «batch», og lar de utfelte fosfater sedimentere før tapping. På store dammer i Canada er denne metoden brukt med meget stort hell. Det rapporteres om at kjemikaliet ble dosert direkte fra motorbåt og fordelt over hele dammens overflate (20) (21). Bruk av diskontinuerlig felling vil sannsynligvis være mer hensiktsmessig enn kontinuerlig felling i dammen ved dosering på innløpet, fordi man samtidig får koagulert bort alger fra vannmassen. Dessuten krever metoden langt mindre driftstilsyn.

Når kontrollert utslipp på denne måten kombineres med fosforfelling, er man heller ikke så avhengig av å foreta nedtapping nettopp i de perioder av året da algemengden er på sitt laveste. Tappingshyppigheten kan økes. Dette øker imidlertid nødvendig driftstilsyn.

Slamakkumuleringen øker selvsagt betydelig og må regnes å bli 1 — 1,5 m³/person, år (13). Slamfjerning må da foretas langt hyppigere enn uten felling. Tillatt slamakkumulering bør ikke tillates å bli mer enn 0,5 — 0,6 m før slamtapping.

Slamtappingen synes å foregå enklest ved at man drenerer ut den angjeldende dam, setter denne ut av virksomhet og lar slammet avvanne som på en tørkeseng til det får en konsistens som tillater utgraving med traktorgraver.

Dersom resipienten ikke tåler de utslippsmengder som konsentrerte utslipp medfører, bør man legge en utjevnings-tank mellom biodamanlegget og resipienten.

Metoden med kontrollert utslipp krever et tett tilførselsystem. Store infiltrasjonsmengder vil kreve store lagervolumer.

Metoder for fjerning av alger fra biodameffluent

Fjerning av alger fra biodameffluent kan oppnås ved en lang rekke metoder, og under ulike betingelser vil sannsynligvis hver og en av metodene kunne være både funksjonelle og økonomiske.

Summarisk kan nevnes at følgende metoder har blitt brukt:

1. Mikrosiling
2. Koagulering (kjemisk felling)
3. Kontrollert utslipp
4. Disponering på land (irrigasjon, infiltrasjon/perkolasjon, overflateavrenning)
5. Steinfiltrering
6. Konvensjonell hurtigsandfiltrering
7. Intermittent sandfiltrering
8. Biologisk høsting

Kravet til separasjonsmetoder som er brukbare for slike avløpssituasjoner som er nevnt innledningsvis, er at de er billige i investering og drift og at de krever et minimum av driftstilsyn. Basert på disse forutsetninger synes intermittert sandfiltrering og kontrollert utslipp (eventuelt i kombinasjon med kjemisk felling) å være de mest interessante ut fra skandinaviske forhold. Kontrollert utslipp ble omtalt i det foregående.

Intermittent sandfiltrering

Intermittent sandfiltrering er anvendelse av en gammel teknikk for et nytt formål. Metoden ligner funksjonsmessig langsomsandfiltrering som i stor utstrekning er brukt for drikkevann og som også ble brukt for rensing av råkloakk så tidlig som rundt århundreskiftet.

Metoden består i, som navnet også uttrykker, tilførsel av biodameffluent til en sandfilterseng på periodisk eller intermittert basis. Suspendert og organisk stoff blir fjernet ved en kombinasjon av siling og biologisk nedbryting når avløpsvannet passerer sandfiltersengen. De partikulære stoffer avsettes i filterets topplag (5 — 10 cm dybde). Denne avsetningen fører til gjentetting av filteret etter en tid. Ved dette tidspunkt settes filteret ut av funksjon og topplaget fjernes. Filteret settes så i drift igjen, og den avskrapede sanden deponeres eller brukes om igjen etter en vaskeprosess.

I den senere tid er det drevet omfattende forskning med intermittert sandfiltrering for oppgradering av biodameffluent ved Utah State University i U.S.A. (16). Institutt for vassbygging har utført en laboratorieundersøkelse med metoden (11). Resultatene fra denne blir i detalj presentert annensteds. (11).

Hovedkonklusjonene fra undersøkelsene har vært at man ved belastning av filteret med hele døgnvannmengden pr. dag vil kunne oppnå meget god algeavskilling (og dermed renseeffekt) ved en hydraulisk døgnbelastning i området 0,5 — 1,0 m³/m².d. Døgnbelastningen blir således dimensjonerende for filterets areal.

Filtersanden behøver ikke være ensgradert, men helst ha korngradering i området 0,2 — 1 mm. Gangtiden (tiden mellom hver gang filteret vaskes eller «kappes» ved at de øvre 5 cm av filtersanden fjernes) vil være avhengig av innløpsvannets sammensetning, hydraulisk belastning og filtersandens korngradering. Jo finere korngradering — jo hurtigere gjentetting. Gangtider på 1 — 4 måneder vil være normalt (dette er selvsagt avhengig av klimaet og algeproduksjonen).

Reduksjon av organisk stoff og suspendert stoff tilsvarende det man oppnår i høygradige, biologiske renseanlegg kan ventes (BOF₇ og SS < 10 — 15 mg/l). Reduksjonen av coli-bakterier blir langt høyere enn i tradisjonelle biologiske anlegg.

Intermittente sandfiltre kan utformes på mange måter. Fig. 5 viser en.

Ved små anlegg blir arealbehovet lite (f.eks. 40 m² for 200 pe) og det kan da være mest hensiktsmessig å bygge filteret inn i en betongtank, (også for å forhindre frostproblemer). Intermittente sandfiltre må alltid bygges med minst to paralleller og belastningssyklusen kan selvsagt varieres, selv om det vanligste er belastning en gang pr. døgn og vasking av filteret når det tilførte vann ikke drenerer i løpet av 22 — 24 timer.

Små filteranlegg bør overbygges og man må regne med at anlegg med intermittert sandfiltrering må ha daglig tilsyn selv om belastningssyklusen automatiseres.

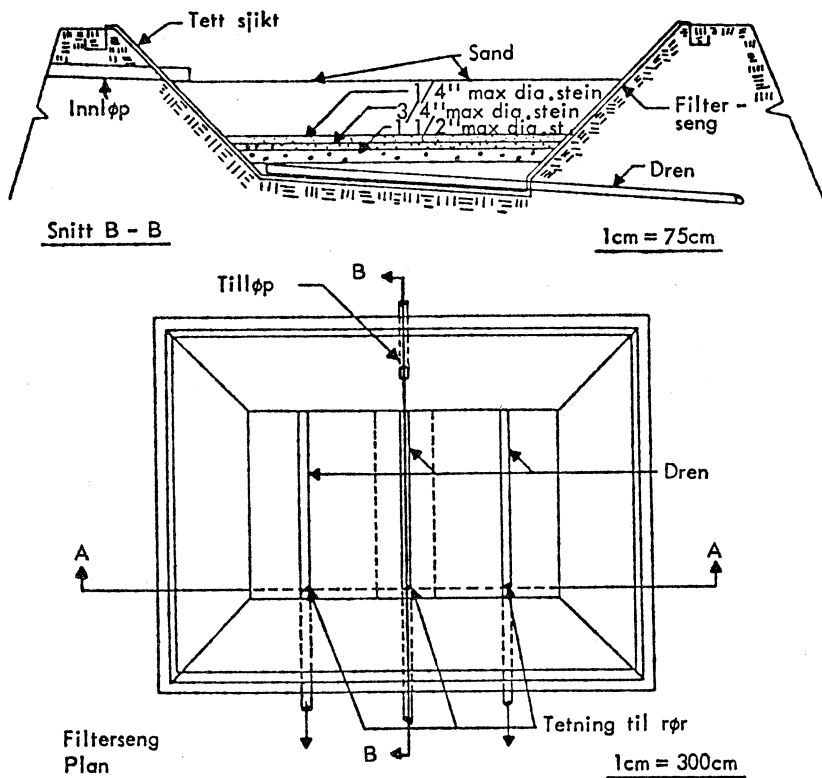


Fig. 5. Typisk intermittert sandfilter.

LITTERATURLISTE

1. Ødegaard, H. Kjemisk felling i eksisterende rensanlegg, Losby rensanlegg, NIVA-rapport 0-35/71, 1973.
2. Ødegaard, H. og Helleberg, J.: NIVA-rapport 0-106/70, 1971.
3. Kværneng, F. og Pedersen, H.: «Kombinasjon biodam/filtrering for kommunalt avløpsvann». Det store eksamensarbeidet, Institutt for vassbygging, 1977.
4. Balmér, P. and Vik, B.: «Domestic Wastewater Treatment with Oxidation Ponds in Combination with Chemical Precipitation». The 14th IAWPR-Conference, Stockholm 1978.
5. Statens Forurensningstilsyn: «Forslag til retningslinjer for dimensjonering av kloakkrenseanlegg». Konsept SFT, juni 1978.

6. *Gloyna, E. F.*: «Waste Stabilization Ponds», World Health Organization, Geneva 1971.
7. *Marais, G.V.R.*: «New Factors in the Design, Operation and Performance of Waste Stabilization Ponds». Bull. World Health Org., 34, 1966.
8. *Tbirumurtbi, O.*: «Design Principles of Waste Stabilization Ponds». Journ. San.Eng.Div., Proc.Amer.Soc. Civil Engr. 95, SA2, 311, 1969.
9. *Tbirumurtbi, D.*: «Design Criteria for Waste Stabilization Ponds», Journ. Water Poll.Control Fed., Vol. 46, No. 9, 2064, 1974.
10. *Oswald, W. J.*: «Advances in Anaerobic Pond System Design» in E. F. Gloyna and W. E. Eckenfelder Jr. (eds.): «Advances in Water Quality Improvement», University of Texas Press, Austin 1968.
11. *Odegaard, H., Kværneng, F., Pedersen, H. og Skjefstad, J.* «Kombinasjon bio-damner/filtrering for kommunalt avløpsvann» NTNF's Utvalg for drift av renselanlegg, 1978.
12. *Statens Forurensningstilsyn*: «Retningslinjer for større slamavskillere», SFT, april 1977.
13. *Graham, H. J. and Hunsinger, R. B.*: «Phosphorus Removal in Seasonal Retention Lagoons by Batch Chemical Precipitation». Project No. 71—1—13, Wastewater Technology Centre, Environment Canada, Burlington, Ontario.
14. *Pollutech Pollution, Advisory Services, Ltd.*: «Nutrient Control in Sewage Lagoons. Vol I and Vol II» Project No. 72—5—12, Wastewater Technology Centre, Environment Canada, Burlington, Ontario.
15. *Friedman, A. A., Peaks, D. A. and Nichols, R. L.*: «Algae Separation from Oxidation Pond Effluents». Jour. Water Poll. Control Fed. 49, 111, 1977.
16. *Harris, S. E., Reynolds, J. H., Hill, D. W., Filip, D. S. and Middlebrooks, E. J.*: «Intermittent Sand Filtration for upgrading Waste Stabilization Pond Effluents», Journ. Water Poll. Control Fed., 49, 83, 1977.

INGENIØR A. B. BERDAL

RÅDGIVENDE INGENIØRER
M.N.I.F. M.R.I.F.

VANNKRAFTANLEGG

VANN

DAMMER

KLOAKK

HYDROLOGI

RENSEANLEGG

ELEKTRISKE ANLEGG FOR KRAFTVERK

PUMPESTASJONER OG INDUSTRI

MARIES VEI 20, 1322 HØVIK, TELEFON 12 22 50