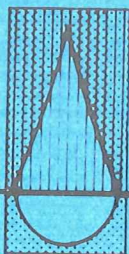
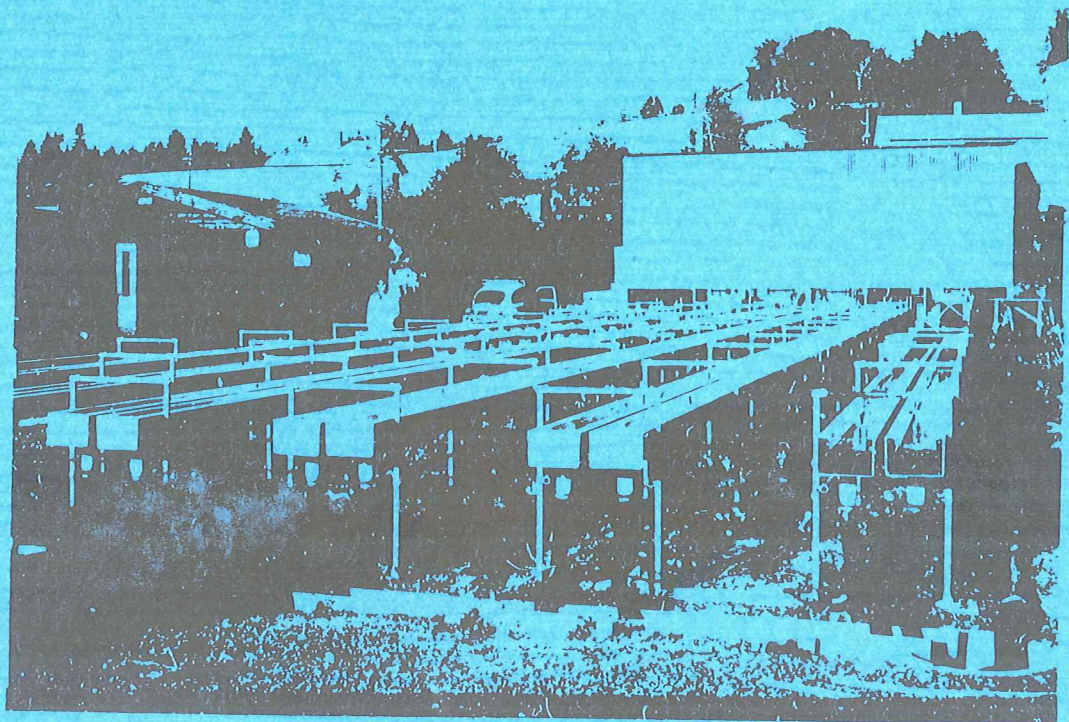


Biodammer i kombinasjon med kjemisk felling

LITTERATUROVERSIKT

DELRAPPORT NR.1



Norsk institutt for vannforskning

Boks 333 Blindern - Oslo 3

O-40/71 D Biodammer i kombinasjon med kjemiske felling. PRA 2.1.

PRA 2.1 FORSØKSANLEGGET PÅ KJELLER

DELPROSJEKT

0 - 40/71-D

BIODAMMER I KOMBINASJON MED KJEMISK FELLING

LITTERATUROVERSIKT

Delrapport nr. 1

Saksbehandler: Sivilingeniør Bjarne Vik

Rapporten avsluttet: November 1973

FORORD

Dette arbeidet omfatter en litteraturundersøkelse over biodammer som renseanlegg for kommunalt avløpsvann. Behandling av industriavfall er ikke tatt med. I litteraturoversikten er det forsøkt å legge hovedvekt på undersøkelser som kan tenkes å ha betydning for norske forhold. Det er ikke gjort noe forsøk på vurdering av biodammer i forhold til andre typer av renseanlegg. Primært har siktemålet vært å finne ut hva som har vært gjort på dette feltet for derved å kunne formulere behovet for videre arbeid med biodammer.

Som bilag er tatt med Statens vann- og avløpskontors retningslinjer for biodammer.

Brekke, 14. november 1973

Bjarne Vik
Bjarne Vik

I N N H O L D

| | Side: |
|---|-------|
| FORORD | 2 |
| 1. INNLEDNING | 5 |
| 2. OMTALE AV DE ENKELTE DAMTYPER | 5 |
| 2.1 Anaerobe dammer | 5 |
| 2.1.1 Prinsipiell virkemåte | 5 |
| 2.1.2 Belastningspraksis | 8 |
| 2.1.3 Luktproblemer | 10 |
| 2.2 Fakultative dammer | 10 |
| 2.2.1 Generelt | 10 |
| 2.2.2 Dimensjoneringspraksis | 11 |
| 2.3 Aerobe dammer | 20 |
| 2.3.1 Indusert mekanisk blanding og lufting | 20 |
| 3. KOMBINASJONER AV DAMMER | 22 |
| 4. ALGERS ROLLE I BIODAMMER | 24 |
| 5. FJERNING AV NITROGEN OG FOSFOR | 26 |
| 6. ERFARINGER MED DRIFT UNDER VINTERFORHOLD | 28 |
| 7. GENERELT OM KONSTRUKTIV UTFORMING | 29 |
| 8. VEDLIKEHOLD OG DRIFTSKONTROLL | 30 |
| 9. KOSTNADER | 31 |
| 10. LITTERATUR | 33 |
| BILAG | |

TABELLFORTEGNELSE

| Tabell nr.: | Side: |
|---|-------|
| 1. Generelle BOF-belastninger pr. arealenhet pr. døgn under forskjellige klimatiske forhold | 12 |
| 2. Veiledende dybde i fakultative biodammer under forskjellige betingelser | 14 |
| 3. Volum, oppholdstid og organisk belastning på en biodam ved forskjellige temperaturer når det forutsettes en BOF-reduksjon på 85-95% | 18 |
| 4. Volum, oppholdstid og organisk belastning på en biodam hvor oksygenopptaket forutsettes å være lik oksygenforbruket. BOF-reduksjonen er satt til 90% | 18 |
| 5. Kostnader på laguneanlegg på Løten og Nordseter | 31 |

FIGURFORTEGNELSE

| Figur nr. | |
|--|----|
| 1. Skjematisk tverrsnitt av en biodam | 6 |
| 2. BOF-belastningens innvirkning på forholdet mellom aerob og anaerob sone i en biodam | 7 |
| 3. Sammenheng mellom temperatur og gassproduksjon i en anaerob biodam | 9 |
| 4. Forenklet diagram over samvirket mellom alger og bakterier | 11 |
| 5. Grafisk fremstilling av spesifikt volum beregnet etter en empirisk likning og etter balanse mellom oksygen-opptak og -forbruk henholdsvis | 19 |
| 6. Skisse av forholdene i dammer med fullstendig blanding og i dammer med delvis blanding | 21 |
| 7. Noen typiske kombinasjoner av biodammer | 23 |
| 8. Døgnvariasjonene i pH i en biodam | 25 |
| 9. Årstidsvariasjoner i algevekst i en biodam | 25 |

1. INNLEDNING

Bruk av biologiske dammer eller biodammer må vel fremdeles regnes til de mer primitive metoder innen vannrensingsteknikken. De omsetninger som finner sted i en biodam, er prinsipielt de samme som finner sted i f.eks. en innsjø som belastes med næringsstoffer. I tillegg til å kopiere en naturlig resipient, forsøker man også å hjelpe på naturen ved å gjøre forholdene mer gunstig for ønskede reaksjoner slik at omsetningen blir mer effektiv. Man kan si at teknologien vedrørende biodammer er mer avansert jo mer bevisst man går inn for en slik påskynding av renseprosessen.

Biodammer spenner over hele spektret fra anaerobe til kunstig luftede dammer som nærmer seg langtidsluftere hva virkemåte angår.

GLOYNA (1971) angir at det i 1967 var biodammer i bruk i minst 39 land med høyst forskjellig klimatiske forhold, noe som selvsagt har ført til at dimensjoneringskriteria varierer mye. Det er også forskjell på hvilke komponenter man primært er interessert i å fjerne. I Norge finnes, så vidt vites, bare et fåtall dammer i ordinær drift, hvorav to med kjemikaliedosering (THAULOW, 1972).

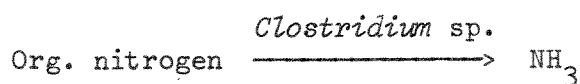
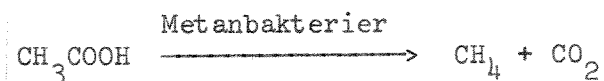
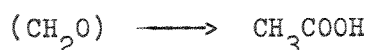
2. OMTALE AV DE ENKELTE DAMTYPER

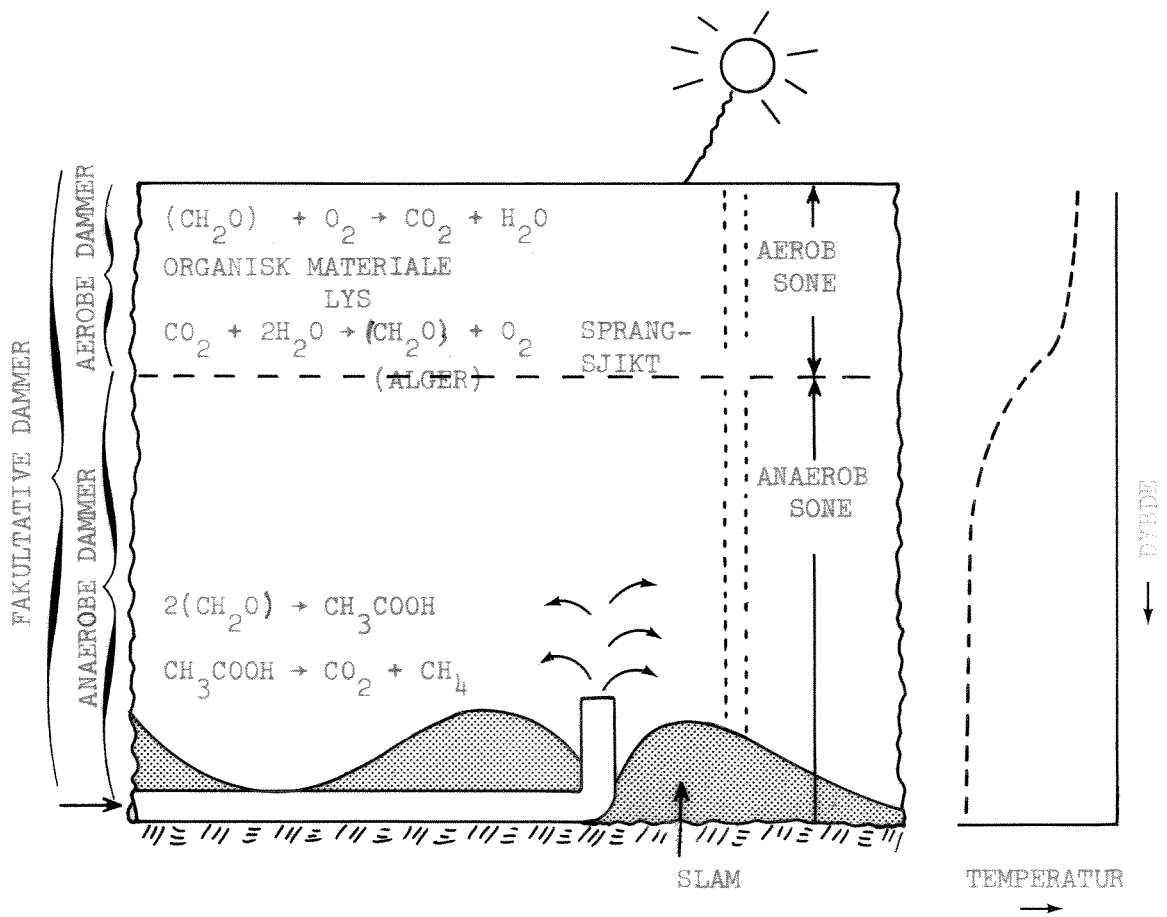
Biologiske dammer deles vanligvis inn i anaerobe, fakultative og aerobe. Figur 1 viser skjematisk hvilke forhold som er karakteristiske for hver av damtypene.

2.1 Anaerobe dammer

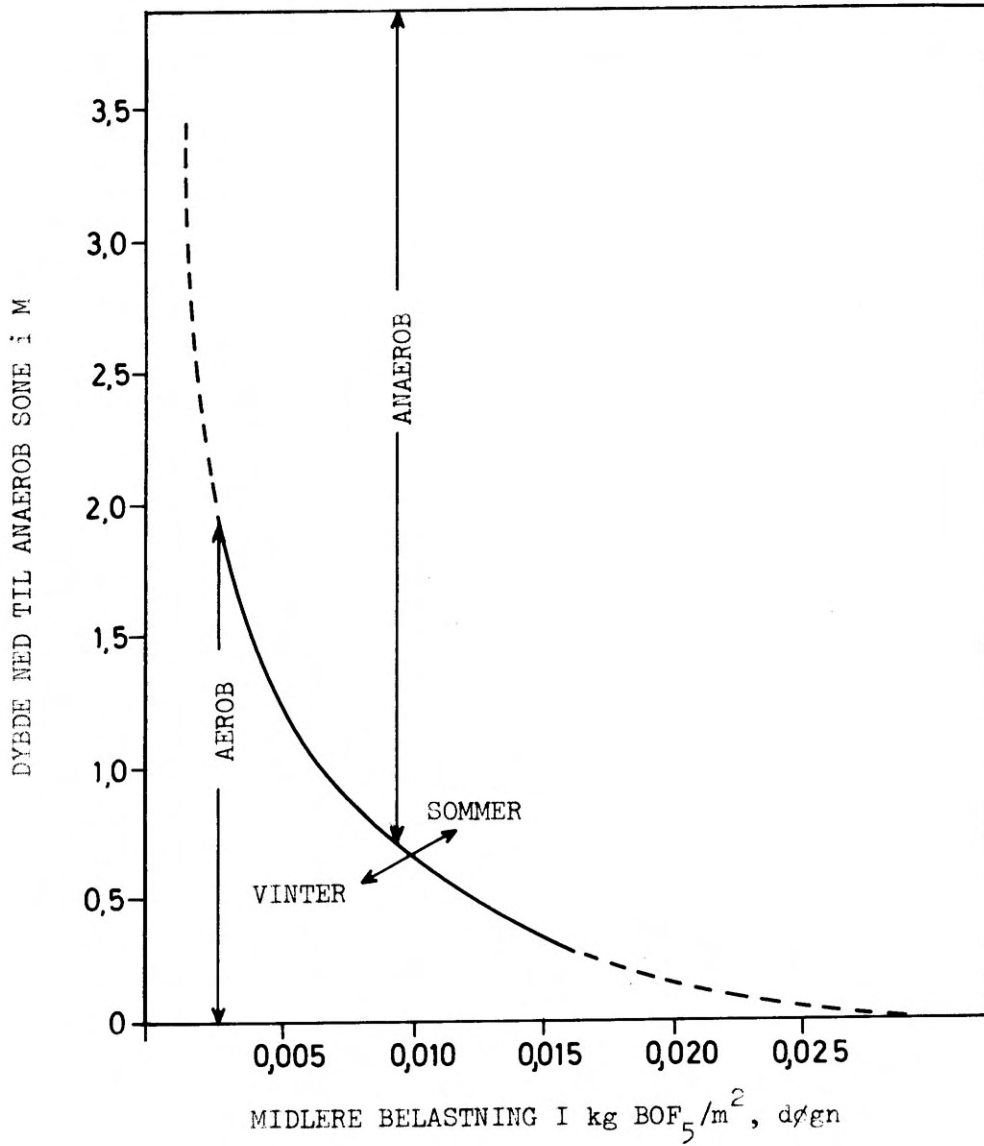
2.2.1 Prinsipiell virkemåte

Anaerobe bakterier bryter ned organisk materiale i fravær av oksygen. De biokjemiske reaksjonene kan skjematisk antydes:

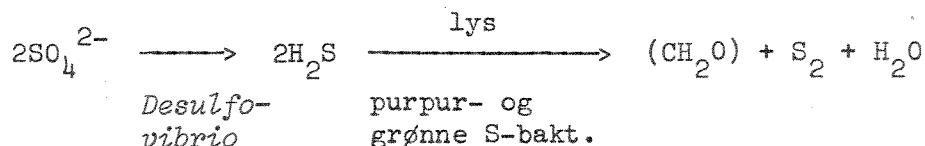




Figur 1. SKJEMATISK TVERRSNITT AV EN BIODAM (MODIFISERT ETTER OSWALD, 1968).



Figur 2. BOD-BELASTNINGENS INNVIRKNING PÅ FORHOLDET MELLOM AEROB OG ANAEROB SONE I EN BIODAM (ETTER OSWALD, 1968).



En anaerob dam arbeider stort sett etter de samme prinsipper som en anaerob råtnetank. Forskjellen ligger i at en åpen anaerob dam gir muligheter for fotosyntetisk aktivitet av alger og bakterier, i motsetning til en lukket råtnetank. Figur 2 viser hvordan forholdet mellom anaerob og aerob sone kan forskyves med økende belastning.

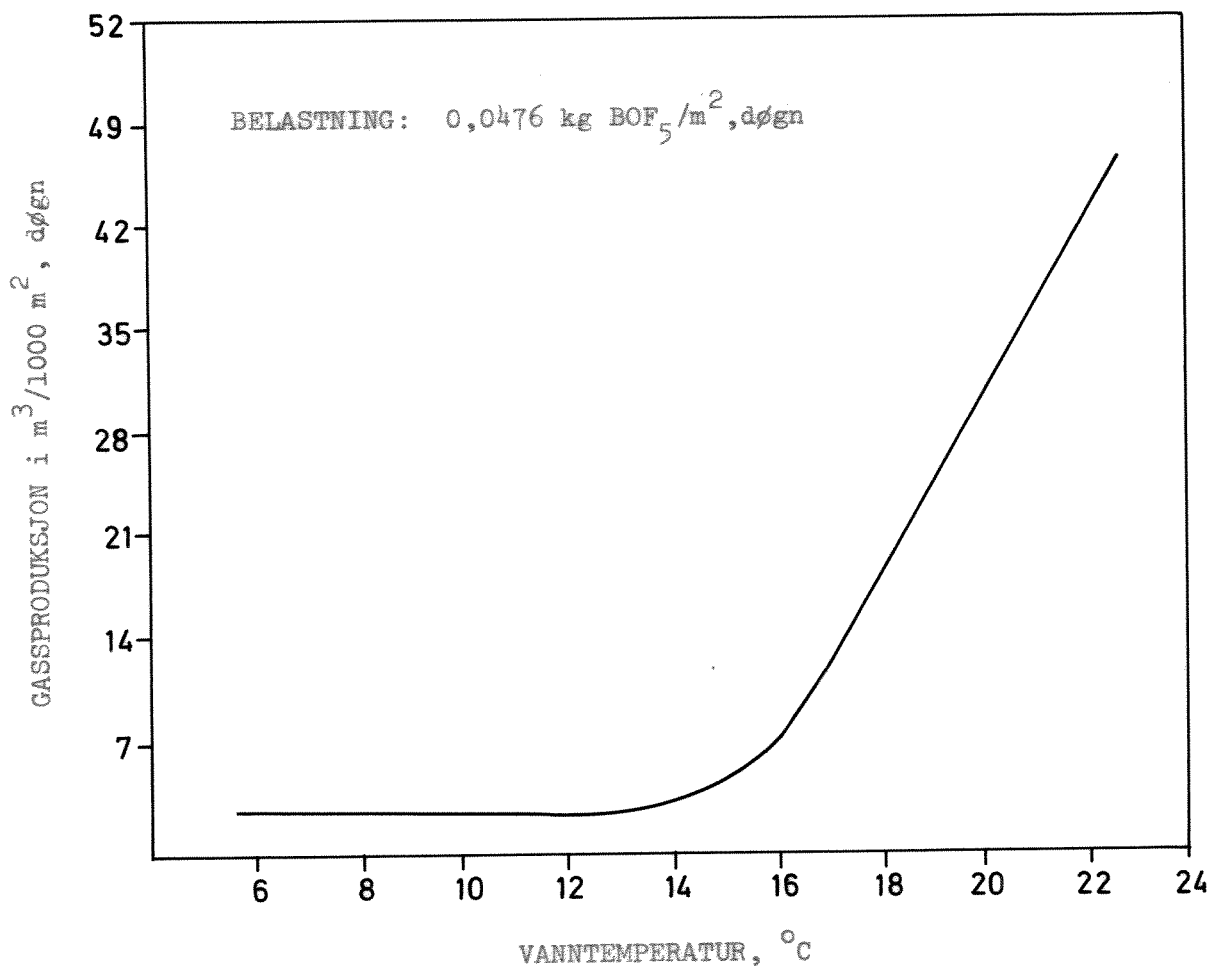
2.1.2 Belastningspraksis

I litteraturen rapporteres det om høyst ulike belastninger på anaerobe dammer. Som typisk intervall kan antydes 0,020 kg BOF₅/m², døgn - 0,10 kg BOF₅/m², døgn, hvilket tilsvarer 2,5 m²/pe - 0,5 m²/pe (en pe er satt til 50 g BOF₅/døgn). Men det finnes også dammer med belastninger utenfor det nevnte intervall.

Det er vanskelig å vurdere de data som oppgis om oppholdstider og organisk belastning fordi det ofte ikke presiseres om den anaerobe dammen er dimensjonert primært med tanke på metangjæring eller hovedsakelig som slamavskiller. Slam og vann vil også kunne ha forskjellig oppholdstid, uten at man spesifiserer dette. Dessuten er temperaturen en helt avgjørende faktor for den anaerobe gjæringen, hvilket vil bli illustrert i det følgende.

Figur 3 viser gassutvikling som funksjon av temperaturen for en anaerob dam som belastes med 0,0476 kg BOF₅/m², døgn. Det går frem av kurven at metangjæringen er minimal ved temperaturer under 15 °C, og den anaerobe dammen virker da hovedsakelig som en sedimenteringstank (OSWALD, 1968). Van ECK (1965) fant ingen BOF-reduksjon ved vinterdrift med temperaturer under 10 °C, 40-60% reduksjon ved 20 °C og en reduksjon på 80% og mer ved 25 °C. Det ble ikke angitt hvilken belastning dammene hadde. GLOYNA (1971) anbefaler en slamtemperatur på minst 16 °C for at en anaerob dam skal komme i betraktning.

PARKER et al. (1950) rapporterer at dammer i Melbourne, Australia, med oppholdstider på 1-2 dager gav en BOF-reduksjon på 65-80% om sommeren, men bare 45-60% reduksjon om vinteren selv om oppholdstiden ble økt til 5-7 dager. Slutfjerning var nødvendig.



Figur 3. SAMMENHENG MELLOM TEMPERATUR OG GASSPRODUKSJON I EN ANAEROB BIODAM (MODIFISERT ETTER OSWALD, 1968).

For ytterligere å understreke metangjæringens temperaturavhengighet vises et beregningseksempel hvor den temperatur som gir null BOF_5 -akkumulering, beregnes. Deretter beregnes mengde BOF_5 akkumulert ved 15°C . Ved metangjæring kan man regne at 1 kg BOF_5 omsatt gir $0,624 \text{ m}^3$ metan-gass i normaltstanden. (OSWALD, 1968).

Ingen slamakkumulering:

Mengde tilført = mengde omsatt

Mengde tilført: $0,0476 \text{ kg BOF}_5/\text{m}^2, \text{døgn}$ (se figur 3)

Forventet gassmengde: $0,0476 \cdot 0,624 \cdot 1000 \text{ m}^3/1000 \text{ m}^2, \text{døgn}$
 $= 29,7 \text{ m}^3/1000 \text{ m}^2, \text{døgn}$

Nødvendig temperatur (avleses på figur 3): 20°C .

Samme beregning ved 15 °C:

Mengde gass utviklet: $4,6 \text{ m}^3/1000 \text{ m}^2, \text{døgn}$

Mengde BOF_5 omsatt:

$$\frac{4,6}{0,624} = 7,3 \text{ kg}/1000 \text{ m}^2, \text{døgn} = 0,0073 \text{ kg}/\text{m}^2, \text{døgn}$$

Teoretisk akkumulering:

$$0,0476 - 0,0073 = 0,0403 \text{ kg BOF}_5/\text{m}^2, \text{døgn}$$

I prosent:

$$\frac{0,0403 \cdot 100}{0,0476} = \underline{85\%}$$

2.1.3 Luktproblemer

Anaerobe dammer kan skape luktproblemer som kan være særlig fremtredende under vårløsningen. Spesielt ille kan det bli når avløpsvannet inneholder mye sulfat ($\sim 250 \text{ mg}/1$, GLOYNA & ESPINO, 1969). Lukten forårsakes da hovedsakelig av hydrogensulfid som dannes når sulfat omsettes anaerobt (se side 8). BRINCK (1961) har foreslått tilsats av nitrat som bote-middel. Nitratet holder redokspotensialet så høyt at sulfatreduksjonen ikke skjer. (*Desulfovibrio* sp. er obligat anaerobe mikroorganismer som krever lavt redokspotensial.)

På grunn av fare for lukt bør dammer av denne typen plasseres 0,5-1,0 km fra bebyggelse (GLOYNA, 1971).

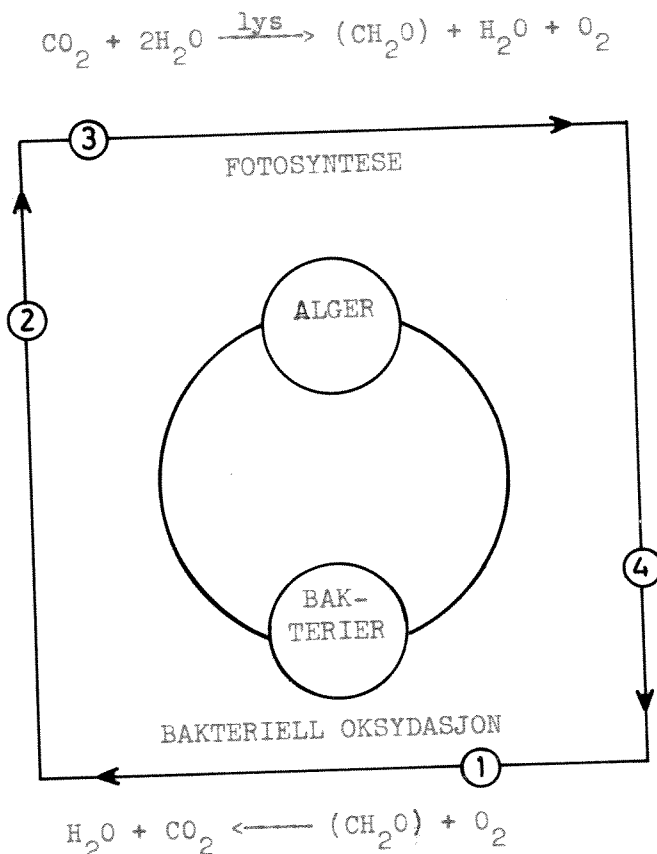
Anaerobe dammer brukes nesten aldri som eneste behandlingstrinn. Det mest vanlige er å benytte anaerobe dammer som første trinn i et system med dammer i serie. Figur 7 side 23 viser hvilke kombinasjoner en anaerob dam kan benyttes sammen med.

2.2 Fakultative dammer

2.2.1 Generelt

I faktultative biodammer er det øverste laget aerobt og det nederste laget anaerobt. Mellom disse to sjiktene vil det være en overgangssone hvor faktultative mikroorganismer er dominerende (se figur 1, side 6). De anaerobe omsetninger er omtalt på side 5.

Samvirket mellom aerob omsetning ved bakteriell virksomhet og algers fotosyntese er antydnet i figur 4.



- 1 ORGANISK MATERIALE I AVLØPSVANNET
- 2 MINERALISERT EFFLUENT
- 3 UORGANISK MATERIALE
- 4 ORGANISK MATERIALE

Figur 4. FORENKLET DIAGRAM OVER SAMVIRKET MELLOM ALGER OG BAKTERIER (HERMANN & GLOYNA, 1958).

Man kan vel si at alle dammer hvor det ikke er god kunstig lufting, eller hvor ikke dybden er ekstremt liten (20-30 cm), er av den fakultative typen.

2.2.2 Dimensjoneringspraksis

GLOYNA (1971) nevner noen metoder til dimensjonering av biodammer. To av disse metodene skal kort omtales her. I tillegg refereres noen matematiske formuleringer satt opp av HILMER et al. (1964).

1) Metode basert på arealbelastning

Det viser seg at man kan følge visse generelle retningslinjer for hvor sterkt en biodam kan flatebelastes med organisk stoff. Tabell 1 viser belastninger som er blitt brukt under forskjellige klimatiske forhold.

Tabell 1. Generelle BOF-belastninger pr. arealenhet pr. døgn under forskjellige klimatiske forhold (GLOYNA, 1971).

| Overflate- belastning g BOF ₅ /m ² ,døgn | Areal pr. person m ² /p | Oppholdstid døgn x) | Klimatiske forhold |
|--|--|------------------------|---|
| < 1 | > 50 | > 100 | Kaldt klima, med isdekke i vinterhalvåret, jevnt over lav vanntemperatur og skiftende skydekke. |
| 1 - 5 | 10-50 | 50-100 | Kaldt vinterklima med tilhørende isdekke og tempererte sommerforhold. |
| 5-15 | 3-10 | 16-50 | Temperert til subtropisk klima. Periodevis isdekke om vinteren. Ikke langvarige perioder med overskyet vær. |
| 15-35 | 1,5-3 | 8-16 | Jevnt over tropisk klima og sjelden skydekke. |

x) Basert på vannforbruk på 200 l/p,døgn.
Det originale oppsettet til GLOYNA (1971) er basert på 100 l/p,døgn.

GLOYNA (1968) antyder 6 g BOF₅/m²,døgn som en vanlig verdi, og 1,5 g BOF₅/m²,døgn der hvor dammen dekkes av is i vinterhalvåret.

I en undersøkelse gjort av Kungl. Väg- och Vattenbyggnadsstyrelsen (1964) er BOF₅ i utløpsvannet satt opp som funksjon av overflatebelastning (g BOF₅/m²,døgn). Resultatene viser stor spredning, men det ser ut til at en belastning på 1-3 gBOF₅/m²,døgn gir utløpsverdier på 0-30 mg O₂/l for de fleste anlegg (undersøkelsen omfatter 8 anlegg). Høyere belastning (6-7 g BOF₅/m²,døgn) gir høyere verdier for BOF_{5ut} og større spredning på resultatene. Det er også satt opp en lineær sammenheng mellom BOF_{5ut} og belastning.

$$y = 2,5 + 4,5x$$

hvor

$$y = \text{BOF}_{5\text{ut}} \text{ i mg } \text{O}_2/\text{l}$$

$$x = \text{g BOF}_5/\text{m}^2, \text{døgn}.$$

Det må innskytes at materialet er uensartet både med hensyn på type anlegg (f.eks. forbehandling for dammene), og hvor mange dammer anlegget består av, og hvordan disse er koblet sammen.

WEIJMAN-HANE (1967) har i en litteraturstudie sammenholdt dimensjoneringsretningslinjer og konkluderer med: En fakultativ dam hvor man periodevis kan tillate lukt, kan belastes med 5-15 g $\text{BOF}_5/\text{m}^2, \text{døgn}$, men bare med 2-5 g $\text{BOF}_5/\text{m}^2, \text{døgn}$ hvis man vil unngå luktproblemer. Man kan i begge tilfeller forvente en BOF-reduksjon på 70-85%.

Belastningen angis også ofte i overflate pr. personekvivalent ($1,0 \text{ g BOF}_5/\text{m}^2, \text{døgn}$ tilsvarer $50 \text{ m}^2/\text{pe}$ når 1 pe settes lik $50 \text{ g BOF}_5/\text{døgn}$).

LINDGREN (1965) angir $10-12 \text{ m}^2/\text{pe}$ som realistisk under svenske forhold. Dog anbefales minst $20 \text{ m}^2/\text{pe}$ for forhold med isdekke og luktproblemer under vårløsningen. Generelle retningslinjer for norske forhold fastsatt av Statens vann- og avløpskontor (SVA) krever $20 \text{ m}^2/\text{pe}$ når dammen mottar ubehandlet kloakkvann. (Bilag.)

Valg av dybde baseres på praktiske erfaringer. Tabell 2 viser anbefalt dybde under forskjellige forhold (GLOYNA, 1971). LINDGREN (1965) antyder 0,8-1,2 m med tillegg for isdekke om vinteren. Omtrent det samme anbefales i Norge av SVA (bilag).

Tabell 2. Veiledende dybde i fakultative biodammer under forskjellige betingelser.

| Anbefalt dybde m | Ytre betingelser og type avløpsvann |
|---------------------|--|
| 1,0 | Jevnt over høy vanntemperatur. Forsedimentering. |
| 1,0-1,5 | " " " " Ubehandlet råkloakk. |
| 1,5-2,0 | Moderate variasjoner i temperatur med årstiden. Råkloakk. |
| 2,0-3,0 | Store årstidsvariasjoner i temperaturen. Store mengder sedimenterbart materiale. |

2) "Empirisk prosedyre"

Frengangsmåten baseres på en empirisk likning utarbeidet av HERMANN & GLOYNA (1958), der volumet ansees som retningsgivende i stedet for overflaten. Likningen forutsetter 85-95% BOF-reduksjon.

$$V = (3,5 \cdot 10^{-5}) \cdot NqL_a \theta^{(35-T_m)} \quad (1)$$

hvor

V = dammens volum (m³)

N = antall personer

q = avløpsmengde pr. person (l/døgn)

L_a = BOF₅-konsentrasjon i mg/l

θ = temperaturkoeffisient (satt lik 1,085, GLOYNA, 1971)

T_m = midlere vanntemperatur i kaldeste måned. (°C.)

Når volumet er beregnet etter likning (1), kan dybden velges i henhold til tabell 2. For avløpsvann med høyt sulfatinhold økes volum og areal for å minske faren for H₂S-utvikling (GLOYNA & ESPINO, 1969).

I overflate-belastningsmetoden og den empiriske metoden kommer ikke oksygenopptak eksplisitt til uttrykk; det tenkes inkorporert i de empiriske betraktninger (f.eks. i valg av dybde).

3) Beregninger basert på forholdet mellom oksygenforbruk og -opptak

I tillegg til de to beregningsmetoder som er referert, finnes det metoder basert på forholdet mellom oksygentilførsel og forbruk.

Det oksygenet som er nødvendig til den biologiske aktiviteten av aerobe mikroorganismer, kan tilføres dammen på tre måter:

1. Absorpsjon fra atmosfæren
2. Algers fotosyntetiske oksygenproduksjon
3. Oksygen i innkommende vann.

HILMER et al. (1964) har gitt en oversikt over forskjellige beregningsmetoder basert på algers oksygenproduksjon. Essensen i disse teoretiske bestrebelses er at man forsøker å beregne hvor mye dammen kan belastes med uten at det biokjemiske oksygenforbruket overstiger algenes oksygenproduksjon. Parametre som dybde og lysintensitet er vitale i denne sammenheng. Selv om disse formuleringer og beregninger er av prinsipiell betydning, har de begrenset praktisk verdi under norske forhold.

LINDGREN (1965) regner absorpsjon av oksygen fra atmosfæren som bestemmende under nordiske forhold. HILMER et al. (1964) anbefaler likeledes at praktisk dimensjonering av biodammer baseres på oksygentilførsel fra atmosfæren og ikke på algers fotosyntese.

Ifølge IMHOFF (1969) er maksimalt oksygenopptak:

| | 20 °C | 5 °C |
|--------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Liten dam | 1,5 g/m ² , døgn | 1,2 g/m ² , døgn |
| Stor sjø | 4,8 " " | 3,8 " " |
| Sakte flytende elv | 6,7 " " | 5,3 " " |

I det følgende vil noen matematiske formuleringer basert på oksygenopptak fra atmosfæren bli gjengitt. Likningene er hentet fra HILMER et al. (1964).

Utgangspunktet for dimensjoneringen er BOF_{inn} og BOF_{ut} (L_i og L_u).

Den aerobe nedbrytningen av organisk stoff forutsettes å følge en 1. ordens kinetikk, hvilket gir (når det forutsettes fullstendig blanding i dammen):

$$O_2\text{-forbruk i g/m}^3, \text{døgn} = k_1 \cdot L_u \quad (2)$$

hvor

$$k_1 = \text{hastighetskonstant i døgn}^{-1}.$$

$$O_2\text{-tilførsel fra atmosfæren i g/m}^3, \text{døgn} = k_2(C_m - C) \quad (3)$$

hvor

$$k_2 = \text{overføringskoeffisient i døgn}^{-1}$$

$$C_m = O_2\text{-konsentrasjon ved metning (9,2 g/m}^3 \text{ ved } 20^\circ\text{C)}$$

$$C = \text{aktuell } O_2\text{-konsentrasjon i dammen.}$$

Stasjonære forhold forutsettes:

$$k_1 \cdot L_u = k_2(C_m - C). \quad (4)$$

Videre gjelder:

$$k_1 \cdot L_u = \frac{Q(L_i - L_u)}{V} \quad (5)$$

$$D = \frac{V}{Q} \quad (6)$$

hvor

$$D = \text{oppholdstid i døgn}$$

$$V = \text{volum i m}^3$$

$$Q = \text{volumstrøm i m}^3/\text{døgn.}$$

Kombinasjon av (5) og (6)

$$D = \frac{1}{k_1} \left(\frac{L_i}{L_u} - 1 \right). \quad (7)$$

Vilkår for aerobe forhold:

$$k_1 L_u \leq k_2 C_m \quad (8)$$

Overføringskoeffisienten k_2 er en funksjon av temperatur, T , og dybde, d , i dammen:

$$k_2(T, d) = \frac{0,33 \cdot 1,016^{(T-20)}}{d} \quad (9)$$

Dybden bestemmes ut fra kravet:

$$k_1 L_u \leq k_2 (C_m - C). \quad (10)$$

C kan settes lik f.eks. $1,0 \text{ g/m}^3$ for å ha litt sikkerhetsmargin.

Oppholdstiden D kan beregnes fra likning (7).

Hastighetskonstantens temperaturavhengighet kan uttrykkes ved:

$$k_1 = 0,23 \cdot 1,047^{(T-20)}. \quad (11)$$

Volum og overflate kan beregnes på grunnlag av dybde og hydraulisk belastning.

Selv om man nå i prinsippet har dimensjonert en biodam, gjenstår en viktig del: Vurdering og tillempling til lokale forhold. Man må f.eks. vurdere dybden ut fra andre kriterier enn likning (10), og så blir kanskje resultatet et kompromiss. Konstantene k_1 og k_2 vil være usikre, og det er selvsagt derfor helt uforsvarlig å dimensjonere ureflektert etter bare likningene. Forutsetningen om fullstendig blanding er også meget tvilsom, da lagdelingen i dammen ofte kan være betydelig (STAHL, 1967). De empiriske konstantene k_1 og k_2 vil derfor inkorporere andre variabler enn de som er forutsatt i de matematiske formuleringene.

Beregningseksempler

To beregningseksempler hvor henholdsvis den empiriske prosedyre og forholdet mellom O_2 -opptak/forbruk vil bli anvendt, vises i det følgende.

Beregningsgrunnlag:

| | |
|--------------------------------------|--|
| Antall personer: | 1000 |
| Vannforbruk: | 400 l/p,døgn |
| BOF ₅ -konsentrasjon inn: | 125 mg/l (50 g BOF ₅ /p,døgn) |

a) Empirisk prosedyre

Man går ut fra følgende formel (se side 14).

$$V = 3,5 \cdot 10^{-5} \cdot NqL_a \theta^{(35-T_m)}$$

θ settes lik 1,085.

Resultatene er satt opp i tabell 3.

Tabell nr. 3. Volum, oppholdstid og organisk belastning på en biodam ved forskjellige temperaturer når det forutsettes en BOF-reduksjon på 85-95%.

| Middel temp. °C | Volum m ³ | Oppholdstid døgner | Volum pr. person m ³ /p | Organisk belastning g BOF ₅ /m ³ , døgner |
|-----------------|------------------------|--------------------|------------------------------------|---|
| 0 | 30,0 · 10 ³ | 75 | 30,0 | 1,7 |
| 5 | 20,0 · 10 ³ | 50 | 20,0 | 2,5 |
| 10 | 13,6 · 10 ³ | 34 | 13,6 | 3,7 |
| 15 | 9,0 · 10 ³ | 22 | 9,0 | 5,6 |
| 20 | 6,0 · 10 ³ | 15 | 6,0 | 8,3 |

b) Beregning basert på O₂-opptak/-forbruk.

Likningene (2) til (11).

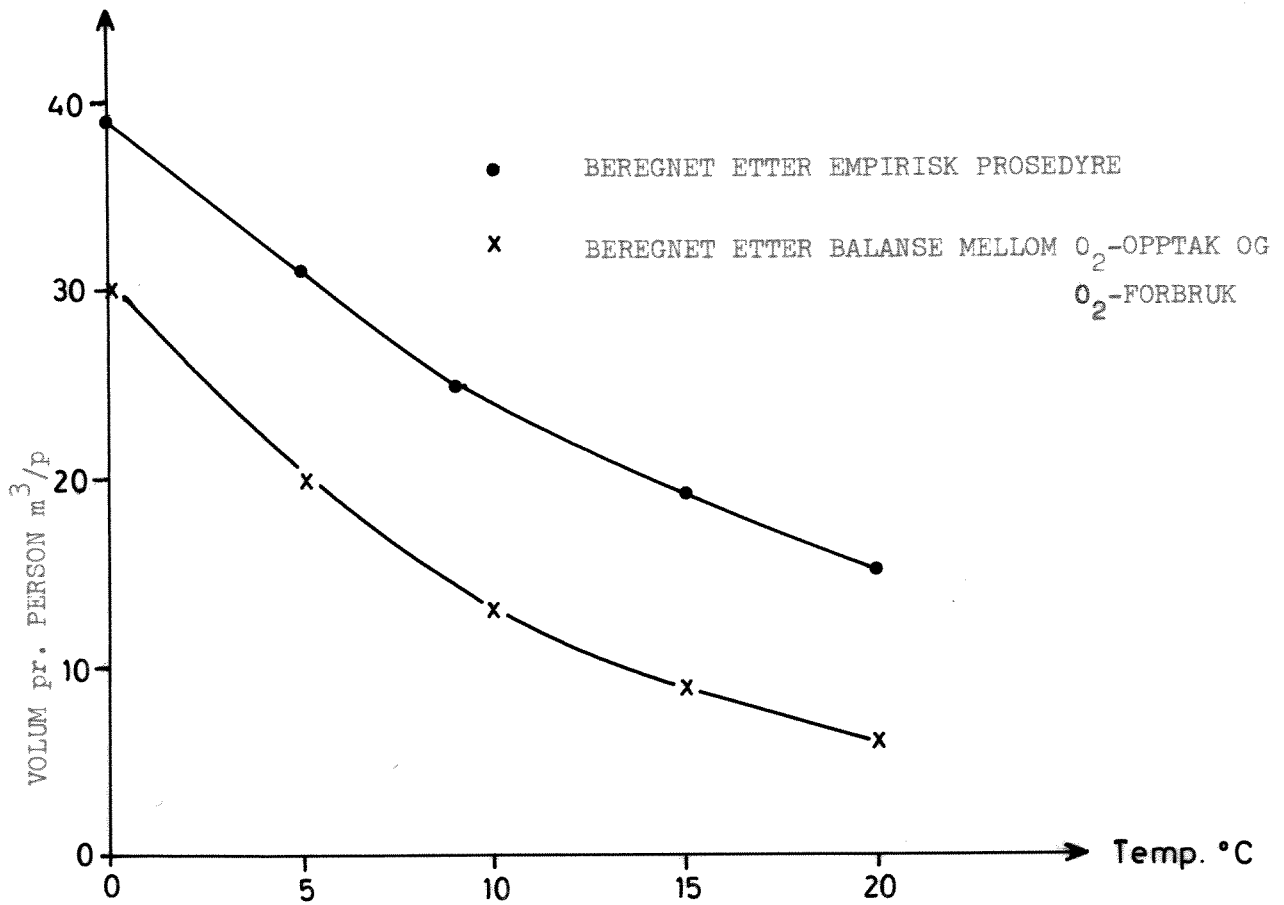
Resultatene er satt opp i tabell 4.

Tabell 4. Volum, oppholdstid og organisk belastning på en biodam hvor oksygenopptaket forutsettes å være lik oksygenforbruket. BOF-reduksjonen er satt til 90%.

| Middel temp. °C | Metn.kons. av O ₂ x) C _m , mg O ₂ /l | Volum m ³ | Oppholdstid døgner | Volum pr. person m ³ /p | Dybde m | Organisk belastn. g BOF ₅ /m ³ , d |
|-----------------|---|------------------------|--------------------|------------------------------------|---------|--|
| 0 | 13,5 | 39,2 · 10 ³ | 98 | 39,2 | 2,6 | 1,28 |
| 5 | 11,7 | 31,2 · 10 ³ | 78 | 31,2 | 1,9 | 1,60 |
| 10 | 10,4 | 24,8 · 10 ³ | 62 | 24,8 | 1,4 | 2,02 |
| 15 | 9,3 | 19,6 · 10 ³ | 49 | 19,6 | 1,1 | 2,55 |
| 20 | 8,5 | 15,6 · 10 ³ | 39 | 15,6 | 0,8 | 3,20 |

x) Beregnet ut fra: $C_m = \frac{475}{33,5 + T}$ for destillert vann og korrigert med en faktor 0,95 (ECKENFELDER Jr., 1961).

I figur 5 er spesifikt volum beregnet etter de to metodene fremstilt grafisk.



Figur 5. Grafisk fremstilling av spesifikt volum beregnet etter en empirisk likning og etter balanse mellom oksygen-opptak og -forbruk henholdsvis.

2.3 Aerobe dammer

Man kan her skille mellom to hovedtyper:

- a) Dammer hvor dybden er så liten at tilstrekkelig oksygen tilføres fra atmosfæren eller fra algers fotosyntese.
- b) Dammer med kunstig lufting.

Som nevnt under omtalen av fakultative dammer, ansees ikke dimensjonering ut fra oksygenproduksjon fra algers fotosyntese å være realistisk for norske forhold. Det forhindrer selvsagt ikke at fotosyntesen kan gi det største bidraget til O_2 -husholdningen i sommerhalvåret.

I prinsippet kan man bruke dimensjoneringsmetodene som er referert side 15-17.

Imidlertid må man regne med at det kan bli vanskelig å etablere fullstendig aerobe forhold uten en form for omblending. OSWALD et al. (1957) foreslår at innholdet i dammen blandes i ca. 3 timer hver dag for å holde slammet noenlunde aerobt. En slik omrøring nødvendiggjør fjerning av alger og annet suspendert materiale da de ellers vil belaste resipienten med organisk stoff.

2.3.1 Indusert mekanisk blanding og lufting

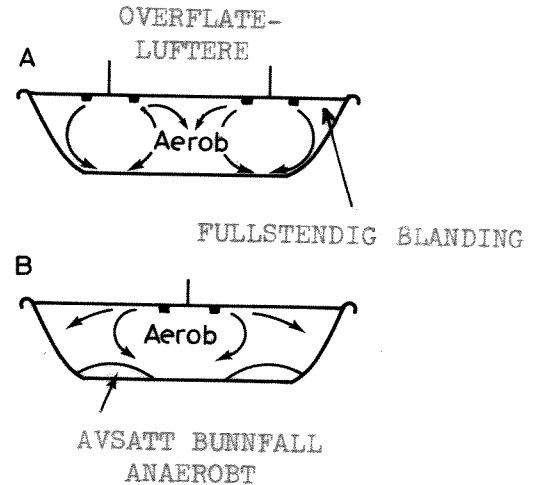
Lufting og blanding kan gjøres ved

1. Resirkulasjon av oksygenrikt vann fra utløpet av en etterbehandlingsdam
2. Mekanisk indusert overflatelufting
3. Diffusorlufting
4. Kombinasjoner av 1., 2. og 3.

Avhengig av lufteintensiteten kan man få to tilfeller (figur 6).

Dam A er fullstendig aerob, og alt materiale er i suspensjon. Det medfører da at konsentrasjonen av suspendert stoff i utløpet er lik konsentrasjonen i dammen.

I dam B vil en del av materialet sedimentere og undergå anaerob nedbrytning.



Figur 6. SKISSE AV FORHOLDENE I DAMMER MED FULLSTENDIG BLANDING (øverst) OG I DAMMER MED DELVIS BLANDING.

Utløpsvannet fra begge disse to damtypene bør behandles ytterligere, f.eks. i en fakultativ dam.

Mekanisk overflatelufting oppgis å gi 1,4-2,4 kg O_2 pr. kWh (GLOYNA, 1971). BARTSCH & RANDALL (1971) angir 0,02 kW/m³ for en dam med fullstendig blanding og 0,003-0,004 kW/m³ for en dam med delvis omblanding. Beregning av effektbehovet baseres på mengde biokjemisk oksygenforbruk. GLOYNA (1971) har gitt et beregningseksempel, som ikke vil bli referert her. Prinsippet for beregningene er det samme som for vanlige luftebassenger for aktivt slam.

Kunstig luftede dammer gjøres vanligvis noe dypere enn f.eks. fakultative dammer. BARTSCH & RANDALL (1971) angir 1,8-4,6 m dybde for dammer som blir tilført oksygen ved diffusor - eller overflatelufting.

REID Jr. (1966) har rapportert erfaringer med luftet dam i Alaska. En dam med midlere dybde på 1,3-1,4 m og overflate 530 m² ble luftet med et diffusor luftesystem. Luftesystemet ble funnet å fungere selv under perioder med sterk kulde (- 40 °C).

PENMAN (1970) refererer forsøksresultater fra Winnipeg for en periode på 21 måneder. En dam med dybde 3,3 m var belastet med 0,054 kg BOF₅/m², døgnet. Dammen ble luftet med en overflateluft, og effektforbruket var 0,00312 kW/m³. Innløpstemperaturen var 8 °C om vinteren og 18 °C om sommeren. Utløpstemperaturen var henholdsvis 0 °C og 24 °C vinter og sommer. Oppholdstiden i dammen var 20 døgnet.

BOF₅ ble redusert fra 175 mg/l til 38 mg/l (78%)

SS " " " 188 mg/l " 39 mg/l (79%)

Nitrogenreduksjonen var 10 og 20% henholdsvis.

3. KOMBINASJONER AV DAMMER

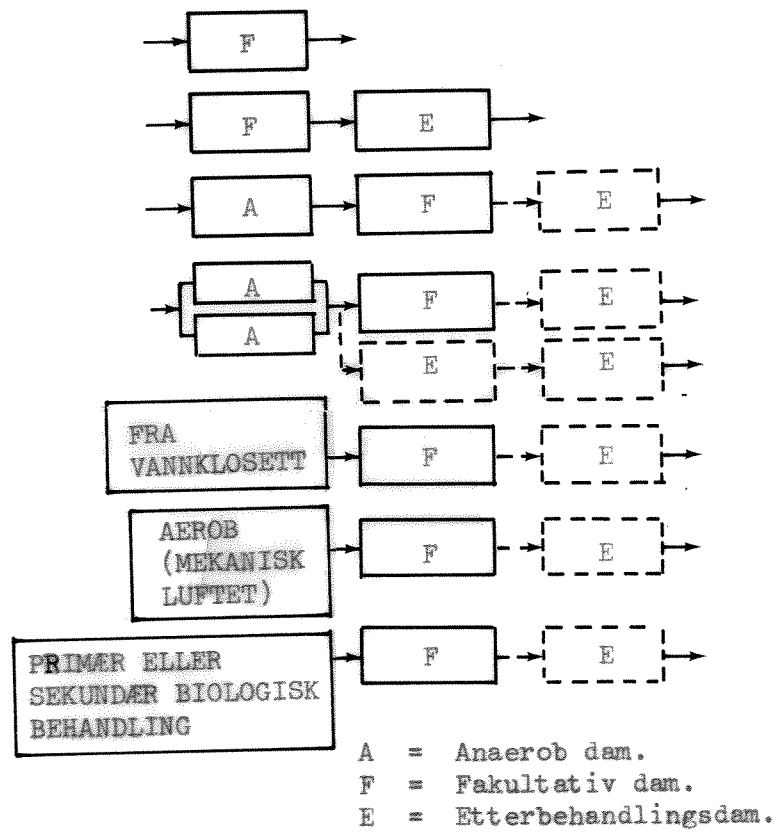
I det foregående er en del karakteristiske trekk ved de tre hovedtyper av biodammer omtalt. Som oftest blir det aktuelt å kombinere flere dammer av forskjellige typer eller å arrangere flere dammer av samme type i serie (eventuelt i parallell).

Figur 7 viser alternativ som kan være aktuelle.

Det finnes noen dimensjoneringsforslag for dammer i serie.

(WEIJMAN-HANE, 1967.)

Generelt kan det sies at der hvor biodammer er eneste renseanlegg, bør minst to dammer kobles i serie. I krisesituasjoner vil disse kunne kjøres parallelt og dermed øke systemets fleksibilitet.



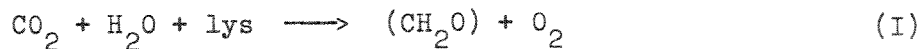
Figur 7. NOEN TYPISKE KOMBINASJONER AV BIODAMMER (GLOYNA, 1971).

4. ALGERS ROLLE I BIODAMMER

De to hovedtyper av alger som kan ventes å dominere i en biodam, er blågrønne alger og grønnalger. (GLOYNA, 1971.)

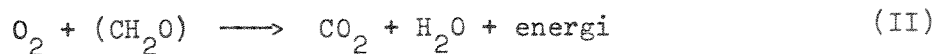
Disse fotosyntetiske organismer vil være å finne i det øverste sjiktet hvor lysenergi er tilgjengelig.

Fotosyntesen kan uhyre røfft sies å bestå av følgende omsetning:



hvor (CH_2O) angir en tilnærmet formel for det syntetiserte organiske stoff. Samtidig tar algene opp nitrogen i form av nitrat eller ammonium. (STANIER et al., 1971.) En del blågrønne alger har også evne til å fikser nitrogen fra atmosfæren. Videre tar algene opp fosfor som inkorporeres i cellematerialet.

Parallelt med fotosyntesen løper respirasjonen:

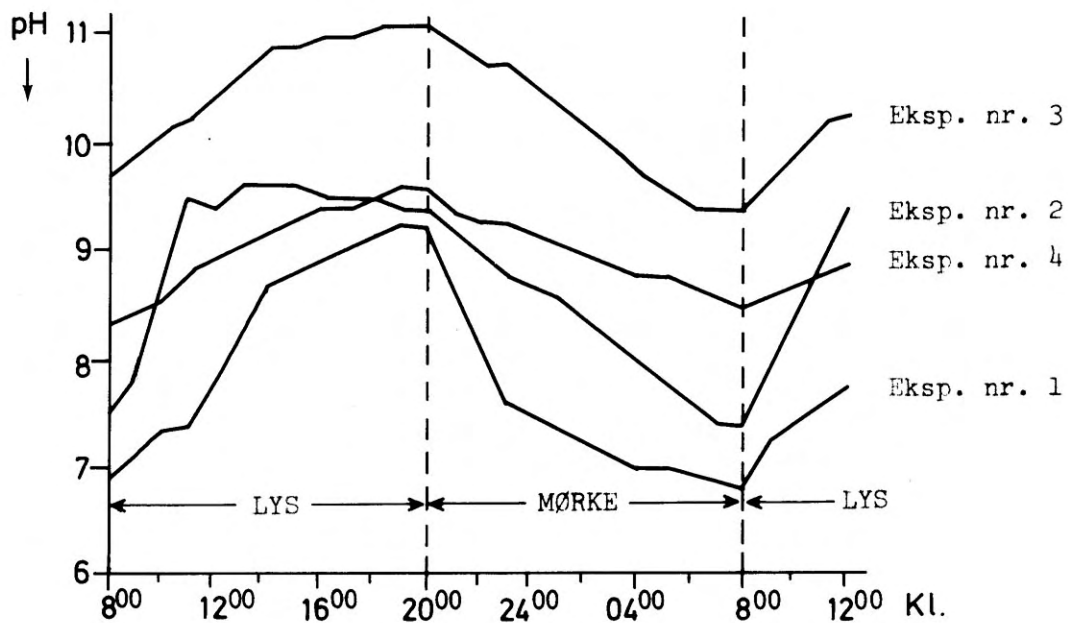


Denne respirasjonen kan med god tilnærmelse renges konstant, uavhengig av belysningen. (HARREMOES, 1973.)

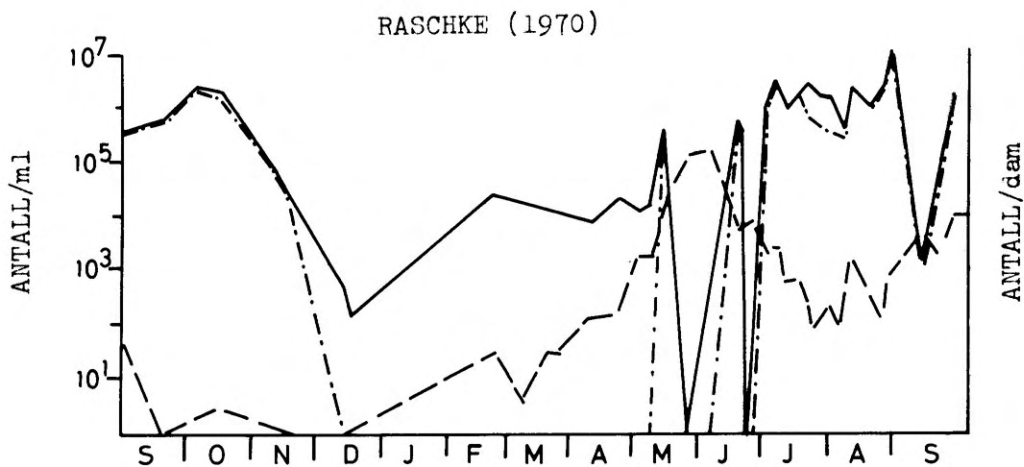
Fotosyntesen vil avhenge av en rekke faktorer hvorav lystilgangen er mest avgjørende. Som følge av dette gjennomgår fotosyntesen karakteristiske døgnvariasjoner som slår ut i variasjoner i pH, CO_2 -innhold og O_2 -innhold. Variasjonene i pH, CO_2 -innhold og O_2 -innhold forklares slik: Gunstige vekstbetingelser (lys, varme) fører til økt omsetning i fotosyntesen; - mer CO_2 tas opp, og mer O_2 produseres (likning I). Reduksjon i CO_2 -innholdet i vannet medfører en økning i pH fordi CO_2 er en syre.

PIPES (1962) har studert pH-variasjonen over døgnet i biodammer. Kurver fra hans målinger er vist i figur 8.

Likeledes vil algeaktiviteten vise variasjoner over året. Det henvises her til et arbeid av RASCHKE (1970). Resultatene er vist i figur 9.



Figur 8. DØGNVARIASJONENE I pH I EN BIODAM (PIPES, 1962).



Figur 9. ÅRSTIDSVARIASJONER I ALGEVEKST I EN BIODAM.

- = Totale alger.
- - - = *Chlorella* i antall pr. ml.
- · - · = Totale benthiske alger i antall pr. dam.

Alger er tiltenkt to funksjoner i en biodam.

- a) Fiksering av løste næringssalter (nitrogen og fosfor)
- b) Produksjon av oksygen gjennom fotosyntesen.

Disse omsetningene skjer som nevnt mest effektivt i sommerhalvåret. Under vinterforhold med lav temperatur og dårlig lystilgang kan alger være uten betydning for renseprosessen (se for øvrig diskusjonen side 15).

5. FJERNING AV NITROGEN OG FOSFOR

FITZGERALD & ROHLICH (1958) angir en reduksjon av ammoniumnitrogen opp til 90% og en fosforreduksjon opp til 96%. Her må man imidlertid ta i betraktning at de nevnte komponenter delvis er tatt opp av alger og forlater dammen sammen med disse, og delvis fiksert i bunnsedimentet, hvor anaerobe forhold kan bringe fosfor i løsning igjen.

PARKER (1962) fant liten eller ingen forandring i innhold av ammoniumnitrogen og fosfor ved behandling i en aerob dam. Dette støttes av PENMAN (1970) som for luftede dammer oppgir 10-13% fjerning av totalt nitrogen og 17-23% fjerning av fosfor.

FOLKMAN & WACHS (1973) antyder at utløpsvannet fra biodammer kan inneholde betydelige mengder ammonium og fosfat i tillegg til det organiske nitrogen og fosfor i algecellene.

Flere andre forfattere (RASCHKE, 1970, ASSENZO & REID, 1966, REID Jr., 1966) har kommet frem til stort sett samme resultat. Konklusjonen blir da at man kan få en reduksjon av nitrogen og fosfor ved at disse opptas av alger. Forutsetningen er imidlertid at algene skilles fra før utløpsvannet går i resipienten. Under perioder med liten eller ingen algevekst kan man ikke vente å få noen reduksjon av nitrogen og fosfor, bortsett fra det som måtte sedimentere sammen med det partikulære materialet og lagres i bunnsedimentet.

De ovennevnte forhold, sammen med en økende skepsis mot å slippe f.eks. fosfor ut i resipienter, har reist spørsmålet om en form for etterbehandling av vannet fra et biodamsystem.

Etterbehandlingen kan f.eks. omfatte:

- a) Fraskilling av alger
- b) Fjerning av fosfor (og nitrogen) i løsnings.

Det er rapportert lite i litteraturen om spesielle etterbehandlingsmetoder for vann fra biodammer. SHINDALA & STEWART (1971) nevner sedimentering, flotasjon, sentrifugering, filtrering, bioflokkulering og kjemisk koagulering som mulige metoder. De nevnte forfattere anser kjemisk felling som den mest fremtidsrettede, da man ved en slik behandling kan oppnå reduksjon av BOF, total fosfor, totalt nitrogen, coliforme bakterier og alger i utløpet.

SHINDALA & STEWART (1971) har utført fellingsforsøk med aluminiumsulfat, jern(III)klorid og jern(II)sulfat. De fant aluminiumsulfat bedre egnet enn jern-koagulantene, vesentlig på grunn av høyere kostnader, og farge på vannet med jern-koagulantene. En dosering på 75-100 mg aluminiumsulfat (som $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) pr. l ble funnet å være tilstrekkelig til å gi en fosforreduksjon på 90% og en reduksjon i kjemisk oksygenforbruk på 70%. Alger og coliforme bakterier ble redusert til 500-1000 celler/ml og 50 celler/ml henholdsvis. Problemer med algeflyting i sedimenteringsenheten ble observert et par ganger og tilskrevet spesielt kraftig O_2 -utvikling (fotosyntese).

MELKERSSON et al. (1967) rapporterer forsøk med felling direkte i en biologisk dam for etterbehandling av vann fra biologisk filter. Det konkluderes med at 100-125 g aluminiumsulfat/ m^3 kan gi en fosforreduksjon på 85%, BOF-reduksjon på 76% og turbiditetsreduksjon på 50%. Kortslutningsstrømmer i dammen forårsaket undertiden til dels store variasjoner i suspendert stoff i utløpsvannet. Slamtømming i dammen var påkrevet.

FOLMAN & WACHS (1973) oppnådde god flokkulering av alger med kalk ved pH ca. 11,0.

ØDEGAARD et al. (1973) har drevet kontinuerlige forsøk over ett år med felling direkte i en biologisk dam. Doseringen har variert mellom 115-190 mg Al-sulfat^{x)}/l. Belastningen på dammen var 4 m^2 /pers., og det

x) Regnet som $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18 \text{H}_2\text{O}$.

konkluderes med følgende rensegrad: 70-80 % med hensyn på fosfor og BOF_7 , 60-70% med hensyn på KOF og 75-85% m.h.p. suspendert stoff. Problemer med slamopphoping rundt innløpsrøret ble observert.

Så vidt vites har man ikke bygd anlegg hvor man bevisst har forsøkt å optimalisere systemet biodam/etterfelling.

6. ERFARINGER MED DRIFT UNDER VINTERFORHOLD

Vinterforhold med isdekke vil kunne innvirke på biodammers effektivitet på følgende måte:

1. Lav temperatur i dammen reduserer hastigheten på de biokjemiske reaksjoner som inngår i renseprosessen.
2. Oksygentilførselen fra atmosfæren stopper, slik at anaerobe forhold blir mer sannsynlig.
3. Liten eller ingen fotosyntetisk aktivitet på grunn av manglende lystilførsel.

Følgende mottiltak kan være aktuelle:

Dammen kan tømmes delvis i løpet av høsten og fylles opp i løpet av vinteren slik at ikke noe slippes ut når dammen fungerer som dårligst. En slik løsning har vært benyttet i Nord-Dakota og i Canada. (Van HEUVELEN et al. 1960, GLOYNA, 1971).

I Alaska har diffusorlufting vært prøvd og funnet å minske en del av ulempene med vinterdrift, f.eks. anaerobe forhold og lukt under vårløsningen. (REID Jr., 1966.)

LINDGREN (1965) nevner at man i USA med hell har forsøkt å bryte opp isen med motorbåt for å bedre oksygen-tilgangen.

ERIKSSON & SVENSSON (1964) har undersøkt 24 biologiske dammer i Sverige i perioden februar - medio april. Tykkelsen på isdekket ble funnet å være som for en liten innsjø i samme distrikt. Utløpsvannet var med få unntak helt fritt for oksygen.

7. GENERELT OM BIODAMMERS UTFORMING

De aller fleste dammer har rektangulært omriss (GLOYNA, 1971, WEIJMAN-HANE, 1967). Sistnevnte forfatter oppgir lengde:bredde < 2 som vanligst i Sverige.

Vegger og bunn bør være tette, noe som skulle tilsi aktpågivenhet ved valg av beliggenhet - da særlig med hensyn til grunnforhold og jordsmonn. Det er vanlig at veggene har en helning på 1:2 - 1:3. Vegger bør sikres mot erosjon og vegetasjon (f.eks. ved et stein- eller singellag). Ved større dammer kan man ha nytte av å anlegge en kjørbar vei langs damkanten for å lette vedlikehold og drift (f.eks. slamtransport). Van HEUVELEN (1960) anbefaler minst 90 cm fribord i dammen for å opprettholde en sikker drift.

Minimum forbehandling bør være rist og sandfang for å hindre at sand bygger seg opp rundt innløpsrøret. Likeledes bør større anlegg være forsynt med en innretning for måling av vannmengde (f.eks. Venturirenne, V-overløp etc.).

Innløpsrør må være neddykket for å hindre problemer med flyteslam, frysing om vinteren og luktplager.

For mindre dammer kan det være tilstrekkelig med ett enkelt innløpsrør, mens større dammer bør ha flere for å gi bedre fordeling av sedimenterbart materiale.

GLOYNA (1971) anbefaler at innløpsrøret går ca. 1/3 damlengde ut i dammen. Det diskuteres videre om innkommende vann skal sendes vertikalt eller horisontalt ut i dammen uten at noen spesiell løsning synes å være foretrukket. I noen dammer (særlig anaerobe) munner innløpsrøret ut sentralt i dammen. Disse dammene har da gjerne en fordypning i midten hvor slammet samler seg og omsettes anaerobt.

Man bør være oppmerksom på at kortslutningsstrømmer kan oppstå hvis vannet kommer horisontalt inn i dammen ovenfor sprangsjiktet. Strømningsbrytere kan da være en løsning.

Ideelt sett bør utløpsanordningen plasseres slik at vannet tas ut der hvor vannkvaliteten er best. Det er ikke alltid opplagt hvor i dammen dette er. Men det er vanlig å ta ut vann nær overflaten. Utløpet forsynes nesten alltid med en skumskjerm for å hindre flyteslam i å renne ut.

Man kan i det hele tatt velge mellom mange utløpsarrangementer som må vurderes i nøye sammenheng med forholdene for øvrig. Forhold som dam-geometri, vindretning og -styrke, variasjoner i hydraulisk belastning, isdekke om vinteren etc. kan være bestemmende for utløpets utforming.

Utløpet bør være regulerbart og helst forsynt med instrumenter for måling av vannmengden. Under vinterforhold kan det være aktuelt å senke uttaksrøret for å unngå problemet på grunn av isdekke.

Det er ønskelig at dammen forsynes med dreneringsrør, slik at den kan tømmes når det er behov for rengjøring eller reparasjonsarbeid (f.eks. tetting av lekkasje).

8. VEDLIKEHOLD OG DRIFTSKONTROLL

Som ethvert annet renseanlegg krever et biodamanlegg vedlikehold og driftskontroll.

Biodammer er blitt regnet som en billig og ofte provisorisk løsning av avløpsproblemene. Derfor har de ofte fått et unødig tarvelig utseende som neppe har inspirert til nødvendig overvåking av driften. Det kan derfor lønne seg å investere litt ekstra for et estetisk og tiltalende anlegg, noe som kan betale seg ved bedre driftsresultater.

Hvor omfattende tilsynet skal være, vil selvsagt variere fra anlegg til anlegg. Generelt kan sies at anlegget bør inspiseres jevnlig (daglig ved større anlegg). Kvaliteten på utløpsvannet må kontrolleres regelmessig.

Tømming av slam vil mange steder være nødvendig - og byr på et spesielt problem. Slamakkumulering kan ventes i dammer som mottar ubehandlet kloakk, og hvor fellingskjemikalier tilsettes direkte i dammen. Det henvises videre til generelle retningslinjer fra SVA om biodammer. (Bilag.)

9. KOSTNADER

LINDGREN (1965) angir 15-25 Skr/m² inkl. ledninger innenfor anleggsområdet og anordninger for klorering samt gjerde rundt anlegget. Spesielt nevnes et anlegg i Garphyttan ved Ørebro län hvor en 9000 m² dam har kostet Skr. 200.000, hvilket tilsvarer ca. 22 Skr/m². Inkludert er da tomtepris, ledninger innen damområdet, samt kloreringsanlegg.

Amerikanske data (PATTERSON & BANKER, 1971) angir ca. 2,50 US dollars/m² for dammer med areal på 16.000 m², hvilket skulle tilsvare 15-20 kr/m².

I disse kostnadene er inkludert:

- Vei på anleggsområdet,
- utløpsarrangement,
- innhegning og
- tilsåing av jordvoller.

Kostnadene omfatter ikke pumpestasjoner eller spesiell beskyttelse av kantene i dammen.

Østlandskonsult A/S har detaljprosjektert to laguneanlegg som er bygget. Kostnadene for disse er vist i tabell 5.

Tabell 5. Kostnader for laguneanlegg på Løten og Nordseter.

| | Løten kommune | Lillehammer kommune, Nordseter |
|----------------------------------|------------------|--------------------------------------|
| Dimensjonert for antall pe | 2.000 | 800 |
| Areal pr. pe, m ² | 8 | 10 |
| Areal, vannspeil, da | 16 | 8 |
| Antall dammer | 3 | 3 |
| Med flyteslamavskiller | | Ja |
| Med kjemisk felling | | Ja |
| Anleggskostnader, kr., inkl.moms | 192.000 | 800.000 |
| Anleggskostnader, pr. da, kr. | 12.000 | 100.000 |
| Hus for personalet | | Ja |
| Målt BOF-reduksjon, sommer | 79% | |
| Målt BOF-reduksjon, vinter | 41% | |

"Det er her spesielt påfallende den store forskjellen i anleggskostnadene pr. da. Dette skyldes flere forhold, hvorav kan nevnes:

1. Vanskelige grunnforhold og topografi på Nordseter.

Ekstra på Nordseter:

Flyteslamavskiller

Hus for personalet (ferdig-hytte)

Silo for kjemisk felling

Mer omfattende system for forbi-
gangsledninger

Dyrere inngjerding.

Lagunen i Løten er bygget på mer midlertidig basis, og er derfor gjort enklere, samtidig som forholdene her lå gunstig til rette for bygging av lagune. (Terreng, grunnforhold etc.)." (Sitat Østlandskonsult).

Det konkluderes med at et kostnadsoverslag må gjøres ut fra de aktuelle lokale forhold, og at gjennomsnittskostnader bare kan gi en pekepinn.

Generelt kan sies at biodammer regnes som det billigste alternativ - i hvert fall for mindre befolkningssentra. GLOYNA (1971) antyder kostnader mindre enn halvparten av det andre rensemeter vil koste.

10. LITTERATUR

- ASSENZO, J.R. & REID, G.W.:
Removing Nitrogen and Phosphorous by Bio-Oxidation Ponds in Central Oklahoma.
Water & Sewage Works, 113, 294 (1966).
- BARTSCH, E.H. & RANDALL, C.W.:
Aerated Lagoons - A report on the State of the Art.
Journ. WPCF, 43, 699 (1971).
- BRINCK, C.W.:
Operation and Maintenance of Sewage Lagoons.
Water & Sewage Works, 108, 466 (1961).
- ERIKSSON R. og SVENSSON, G.:
Undersökning av biologiska dammar.
Chalmers Tekniska Högskola. Publikationsserie B. Nr. 64:2.
- FITZGERALD G.P. & ROHLICH, G.A.:
An Evaluation of Stabilization Pond Literature.
Sewage Works, 30, 1213 (1958).
- FOLKMAN, Y. & Wachs, A.M.:
Removal of algae from Stabilization Pond Effluents by Lime Treatment.
Water Res., 7, 419 (1973).
- GLOYNA, F.E.:
Basis for Waste Stabilization Pond Designs.
In: Gloyna, E.F. & Eckenfelder, W.W., ed.,
Advances in Water Quality Improvement,
Austin, University of Texas, pp. 397-408 (1968).
- GLOYNA, E.F.:
Waste Stabilization Ponds.
World Health Organization, Geneva 1971.
- GLOYNA, E.F. & ESPINO de la, O.E.:
Sulphide Production in Waste Stabilization Ponds.
J. Sanit. Engng. Div. Amer. Soc. Civ. Engrs., 95, 607 (1969).
- HARREMOES, P.:
Teori for ilt- og pH-svingninger i vandløb.
Vand nr. 1 febr. 1973.
- HERMANN, E.R. & GLOYNA, E.F.:
Waste Stabilization Ponds.
III. Formulation of Design Equations.
Sewage and Industrial Wastes, 30, 963 (1958).
- HILMER, A., ISGÅRD, E., GUSTAFSSON, B. & WESTBERG, N.:
Beräkningsmässig kontroll och bedömning av oxidationsdammar.
Kungl. Tekniska Högskolan. Institutionen för Vattenförsörjnings-
och Avloppsteknik, Institutionen för Vattenkemi. Publikation 64:3.

- IMHOFF, K.:
Taschenbuch der Stadtentwässerung. München (1960).
- Kungl. Väg- och Vattenbyggnadsstyrelsen, Vatten- och Avloppsbyrån:
Undersökningar av biologiska dammar 1958-1963. (1964).
- LINDGREN, S.E.:
Biologiska dammar. Byggnadsvärlden, 17, 365 (1966).
- MELKERSSON, K.A., NILSSON, R. & STENDAHL, K.:
Kemisk rening av avloppsvatten i biologisk damm.
Vatten, 2, 132 (1968).
- OSWALD, W.J., GOTAAS, H.B., GOLNEKE, C.G. & KELLEN, W.R.:
Algae in Waste Treatment.
Sewage and Industrial Wastes, 29, 437 (1957).
- OSWALD, W.J.:
Fundamental Factors in Stabilization Pond Design.
Int. Journ. of Air and Water Pollution, 5 No. 2/4 (1964).
- OSWALD, W.J.:
Basis for Waste Stabilization Pond Design.
In: Gloyna, E.F. & Eckenfelder, W.W., ed.,
Advances in Water Quality Improvement,
Austin, University of Texas, pp. 409-426 (1968).
- PARKER, C.D.:
Microbiological Aspects of Lagoon Treatment.
Journ. WPCF, 34, 149 (1962).
- PATTERSON, W.L. & BANKER, R.F.:
Estimating costs and Manpower Requirements for Conventional
Wastewater Treatment Facilities.
U.S. Environmental protection agency, Washington 1971.
- PENMAN, A.:
Evaluation of Aerated Lagoons in Metropolitan Winnipeg.
The Metropolitan Corporations of greater Winnipeg Water-
works and Waste Disposal Division (1970).
- PIPES, W.O.:
pH Variation and BOD-Removal in Stabilization Ponds.
Journ. WPCF, 34, 1140 (1962).
- RASCHKE, R.L.:
Algal Periodicity and Waste Reclamation in a Stabilization
Pond Ecosystem.
Journ. WPCF, 42, 518 (1970).
- REID Jr., L.C.:
The Operation of an Aerated Waste Stabilization Pond in
Central Alaska.
Water & Sewage Works, 113, 310 (1966).

- SHINDALA, A. & STEWART, J.W.:
Chemical Coagulation of Effluents from Municipal Waste Stabilization Ponds.
Water & Sewage Works, 118, 100 (1971).
- STAHL, J.B. & MAY, D.S.:
Microstratification in Waste Treatment Ponds.
Journ. WPCF, 39, 72 (1967).
- STANIER, R.Y., DOUDOROFF, M. & ADELBERG, E.A.:
General microbiology (3. ed.).
MacMillan and Company Ltd., p. 94, London, 1971.
- THAULOW, H.:
Foredrag for Statens teknologiske institutt, Bygg- og anleggsavdelingen.
Oslo, 20.9.1972.
- Van ECK, H.:
The Anaerobic Digestion Pond System.
In: Proceedings of the Biennial Conference of the Institute of Sewage Purification, Durban.
London, Institute of Sewage Purification (1965).
- Van HEUVELEN, W., SMITH, K. & HOPKINS, G.J.:
Waste Stabilization Lagoons - Design, Construction and Operation Practices among Missouri Basin States.
Journ. WPCF, 32, 909 (1960).
- WEIJMAN-HANE, G.:
Biodammar, Utformning och Funktion.
Chalmers tekniska Högskola, Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik. Publikationsservice B Nr. 67:3.
- ØDEGAARD, H., SIMONSEN, P., NERLAND, J. & ROSENDAHL, A.:
PRA 2.2 Kjemisk felling i eksisterende anlegg.
Losby renseanlegg.
Norsk institutt for vannforskning, Oslo, 1973.

---oOo---

VIK/OFA
18.10.73

| | |
|---------------------|-----------|
| NORSK INSTITUTT FOR | |
| VANNFORSKNING | |
| J. nr.: | 726/73 |
| Sak nr.: | 0-40/71-D |
| Mottatt: | 28/3 |

GENERELLE VILKÅR VED UTSLIPP FRA BIOLOGISK DAM (UTEN FORUTGÅENDE SLAMAVSKILLING)

..... Avløpsvannet skal før det slippes ut i passere en biologisk dam som tilfredsstiller følgende krav:

- a) damanlegget skal ha en vannoverflate på ca. 20 m² pr. person-ekvivalent tilknyttet.
- b) vannstanden skal kunne reguleres slik at det oppnås en effektiv dybde på 1,2 - 1,4 m om sommeren og minst 0,8 m om vinteren (under isdekket).
- c) Innløpet skal utformes slik at avløpsvannet gis størst mulig hastighet inn i damanlegget. Innløpet skal føres ut i dammen i en lengde tilsvarende en fjerdedel av dammens lengde.
- d) Utforming av damanlegget samt anordning av inn- og utløpsarrangement skal skje slik at avløpsvannet får lengst mulig effektiv oppholdstid. Utløpet skal forsynes med skumskjerm.
- e) Det skal anordnes omløp slik at tilrennende avløpsvann under tømning eller reparasjon kan ledes forbi damanlegget. Reparasjoner etc. bør skje hurtigst mulig under lav belastning på anlegget.
- f) Bunn og kanter i damanlegget skal bestå av et tett materiale.
- g) Damanlegget bør anlegges i en avstand av minst 300 meter fra nærmeste bebyggelse. Dammen skal inngjerdes.

..... Tømning, behandling og lagring av slam skal foregå slik at vannforekomster (grunnvann, vassdrag og sjø) ikke forurennes. Det lokale helseråd skal være kjent med tømmestedet til enhver tid.

..... Drensvann og overflatevann skal såvidt mulig ikke føres til damanlegget.

..... Fettholdig avløpsvann fra bevertningssteder, større kjøkken o.l. skal før det ledes til damanlegget passere en fettavskiller som skal skummes av tilstrekkelig ofte.

..... Olje- og bensinholdig avløpsvann fra bensinstasjoner, verksteder o.l. skal før det ledes til damanlegget/overvannsledning passere en olje- og bensinutskiller som skal skummes av tilstrekkelig ofte.

Det kan settes begrensning for hvilke vaske-, dispergerings- og rensemidler som kan benyttes, alt etter SVA's nærmere bestemmelse.

For å hindre at løsningsmidler, bensin, olje, og liknende ved uhell føres til avløp eller direkte til vannforekomster, kan det kreves anskaffet passende utstyr til oppsamling av slikt spill.

..... Alle nye ledningsstrek (inklusive stikkledninger), kummer, pumpe-
stasjoner m.v. skal i sammenheng utgjøre et varig vanntett system.

Alle nye ledninger skal legges etter separatsystemet. Drens- og
takvann skal ikke tilføres spillvannsledningen.

Ledninger som fører forurenset avløpsvann, skal utføres av støpe-
jern, stål, plast, asbestsement eller betong. Ved bruk av betong-
rør skal produsenten være godkjent av Kontrollrådet for Betongpro-
dukter minst i klasse C, varegruppe 2 og/eller 6, og det skal brukes
rør etter NS 3027, NS 3028 eller av bedre kvalitet. Tetningsringer
for betongrør skal være godkjent av Kontrollrådet og leveres sammen
med rørene av rørprodusenten.

Ved valg av rørmateriale skal det spesielt tas hensyn til faren for
korrosjon p.g.a. aggressiv grunn og aggressivt avløpsvann.

Hvor det foreligger spesiell fare for innlekking av grunnvann i led-
ningene f.eks. ved at disse plasseres under grunnvannstand eller nær-
mere grøft, bekk, elv og sjø enn 5 meter, skal hvis det brukes betong-
rør, et representativt utvalg av rørene prøves etter Kontrollrådets
tilleggskrav til NS 3027 og NS 3028 (funksjonsprøving).

Alle ledninger skal trykkprøves i samsvar med Norsk Kommunalteknisk
Forenings (NKF's) norm nr. 1. Kravene til tetthet i nevnte norm
skal være oppfylt.

Utslipp til vassdrag:

..... Avløpsledningen fra damanlegget skal føres slik ut i at
munningen (så vidt mulig) er under vann til enhver tid og slik at avløps-
vannet hurtig bringes ut i resipientens hovedstrøm. Avløpsledningen skal
ligge frostfritt og forankres forsvarlig.

Utslipp til sjø/innsjø

..... Avløpsledningen fra damanlegget skal føres slik ut i at
munningen ligger på ca. m's dyp og i en horisontal avstand fra strandkanten
på ca. m (regnet ved middelvannstand i
.....)

Avløpsledningen skal ligge frostfritt og forankres forsvarlig.
(Ledningen skal merkes i henhold til havnevesenets bestemmelser).

..... Kommunen/avløpsanleggets eier er ansvarlig for at anlegget vedlikeholdes
og drives forskriftsmessig slik at det til enhver tid svarer til hensikten.

..... Kommunen/avløpsanleggets eier plikter å la representanter for SVA eller de
institusjoner som SVA bemyndiger, inspisere anlegget til enhver tid.

..... Kommunen/avløpsanleggets eier skal etter nærmere pålegg fra SVA være behjelpelig
med uttak av samt bekoste analyser av representative
døgnprøver fra renseanlegget uttatt inntil 4 ganger pr. år.

..... Hvis SVA finner det påkrevet, skal kommunen/avløpsanleggets eier foreta
ytterligere rensing av avløpsvannet, forbedret utspedning i resipienten
eller andre tiltak, alt etter nærmere bestemmelse. Utgifter til nødvendige
undersøkelser i denne forbindelse dekkes av kommunen/avløpsanleggets eier.

Ved vurdering av om slike tiltak vil bli påkrevet, vil det også bli tatt
hensyn til eventuell ny forurensing av resipienten fra andre kloakkutslipp
m.v.

..... Kommunen/avløpsanleggets eier kan tilpliktes å yte tilskott til ny vannforsyning etter krav fra rettighetshaverne som på grunn av utslippet av avløpsvann får kvaliteten av sitt drikkevann eller av drikkevannet til sine beitende dyr langs vassdraget forringet og av den grunn ønsker å skaffe seg ny vannforsyning. Krav om tilskott må settes frem innen et år etter at utslippet er etablert. I mangel av minnelig overenskomst kan rettighetshaverne forlange spørsmålet avgjort ved rettslig skjønn bekostet av kommunen/avløpsanleggets eier. Skjønnen fastsetter i tilfelle også tilskottets størrelse og vilkårene for utbetalingen av dette. Skjønnen holdes snarest mulig.

SVA forbeholder seg, om nødvendig å fastsette nærmere bestemmelse angående tiden for innsendelse av skjønnsbegjæring.

Kommunen/avløpsanleggets eier skal snarest på hensiktsmessig måte underrette rettighetshaverne om denne bestemmelse.

..... For riktig dimensjonering av transportsystemer og renseanlegg, skal kommunen utføre/vurdere nødvendigheten av løpende vannføringsmålinger i de eksisterende kombinertsystemer. Målingene skal (eventuelt) danne grunnlag for valg av fortynningsfaktorer ved regnvannsoverløp ved eksisterende kombinertsystemer. Målingene bør foregå kontinuerlig minst ett år.

Jan. 1973