

8 2208



RAPPORT

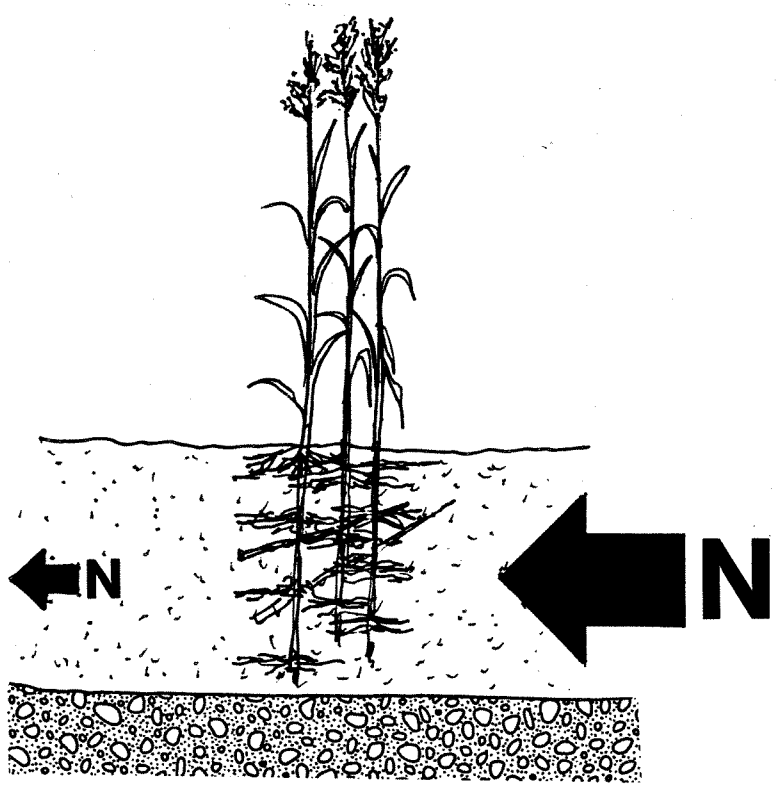
189

O-88171

2208

Nitrogenfjerning

fra kommunalt avløp ved bruk
av plantebaserte systemer



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor

Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen

Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen

Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:
0-88171
Undernummer:
Løpenummer:
2208
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Nitrogenfjerning fra kommunale avløp ved bruk av plantebaserte systemer. Delprosjekt.	Dato: Januar 1989
	Prosjektnummer: 0-88171
Forfatter (e): Helge Liltved Torsten Källqvist Bjørn Faafeng	Faggruppe: VA-teknikk
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag):

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.): Terje Farestveit
---	--

Ekstrakt: Gjennom delprosjektet har informasjon om bruk av plantebaserte systemers evne til å fjerne nitrogen fra kommunalt avløpsvann blitt samlet. Informasjon om algedammer, våtmarksystemer, rotsoner, anlegg og systemer med bruk av flytende planter er tatt med i rapporten. Arbeidet er en del av SFT-prosjektet "Nitrogenfjerning fra kommunale avløp".

4 emneord, norske:

1. Nitrogenfjerning
2. Kommunalt avløpsvann
3. Plantebasert rensing
4. Ressursgjennvinning

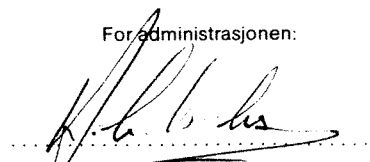
4 emneord, engelske:

1. Nitrogen removal
2. Domestic wastewater
3. Aquatic plants
4. Resource recovery

Prosjektleder:


.....
Helge Liltved

For administrasjonen:


.....
Hans Chr. Isaksen

ISBN - 82-577-1501-8

FORORD

Hensikten med arbeidet som er publisert i denne rapporten har vært å kartlegge eksisterende kunnskap når det gjelder bruk av plantebaserte systemer for rensing av kommunalt avløpsvann. Arbeidet har vært en del av et større prosjekt som er startet opp av Statens forurensningstilsyn; "Nitrogenfjerning fra kommunale avløp". Gjennom litteraturstudier og kontakt med forskningsmiljøer i inn- og utlandet har kunnskaper omkring slike systemer blitt innhentet. Arbeidet med rapporten har vært finansiert av SFT.

Ved NIVA har Helge Liltved vært prosjektleder, med Torsten Kallqvist og Bjørn Faafeng som medarbeidere.

Rapporten er skrevet på tekstbehandling av Tone Ski, NIVA.

Oslo, januar 1989.

siv.ing. Helge Liltved

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

	Side
FORORD	2
1. INNLEDNING	4
2. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	6
3. ALGEBASERTE SYSTEMER	10
3.1 Prinsipper for algedammer	10
3.2 Rensepotensiale m.h.t. N og P	13
3.3 Høsting av biomasse	14
3.4 Utnyttelse av biomasse	15
3.5 Eksempler på anlegg	16
3.6 Potensiale under norske forhold	21
4. SYSTEMER BASERT PÅ HØYERE PLANTER	26
4.1 Prinsipper for systemer basert på høyere planter	26
4.2 Eksempler på anlegg	28
Våtmarksområder	28
Rotsoneanlegg	34
Systemer med flytende planter	45
4.3 Potensiale under norske forhold	50
5. REFERANSER	52

1. INNLEDNING

Tiltak mot eutrofiering, har i Norge lenge vært rettet primært mot reduksjon av fosforutslipp. Bakgrunnen for denne policy er kunnskapen om at fosfor er det viktigste begrensende næringsstoffet for algevekst i ferskvannsystemer. Den ensidige satsningen på fosfor-fjerning har bidratt til at forholdet mellom nitrogen (N) og fosfor (P) i mange vassdrag har øket, uten at N-overskuddet har hatt noen åpenbare konsekvenser i vassdragene.

I marint miljø har eutrofieringsproblemene i Norge vært begrenset til spesielt belastede fjorder og avgrensede kystavsnitt. Disse områdene er som regel også påvirket av ferskvann og sannsynligvis ofte P-begrensede. Tiltak mot eutrofiering i disse områdene har derfor kunnet gjøres etter samme prinsipper som i ferskvannssystemer, d.v.s. primært ved kontroll av P-utslipp.

Reduksjon av fosfor til enkelte fjorder har også vært praktisk motiveret. En stor del av fosfortilførselene kommer via punktkilder som enkelt kan samles opp og renses, mens nitrogen vesentlig tilføres fra diffuse kilder. Dersom fosfortilførselene reduseres tilstrekkelig skal også fjorder kunne bli mer fosfor begrenset.

I de siste årene har man sett tegn på at marin eutrofiering er i ferd med å utvikle seg til et regionalt problem. Kattegat er sterkt rammet og det er tegn på at også Skagerak er påvirket. Dette har ført til krav om tiltak for å redusere nærings saltbelastningen til havområdene i hele Nord-Europa.

Betydningen av P og N som begrensende næringsstoffer i marint miljø er fortsatt omstridt, men det generellt lavere N/P-forholdet i naturlig sjøvann indikerer at N har en betydelig viktigere rolle som begrensende næringsstoff i sjøvann enn i de fleste ferskvannsføremål. Undersøkelser i Østersjøen og Kattegatt konkluderer med at nitrogen har en nøkkelrolle i eutrofieringen av disse havområdene.

På denne bakgrunn er det foreslått at tiltak mot eutrofiering av havområdene må omfatte kontroll av utslipp av både N og P. Dette skaper et behov for teknikker for fjerning av N fra ulike utslippskilder. Kommunalt kloakkvann er en av disse kildene, men det er viktig å huske på at kloakkvannets andel av den totale belastningen er betydelig mindre når det gjelder N enn for P. Det betyr at man må vurdere kost-nytte av tiltak mot utslipp fra kloakkvann i forhold til f. eks. landbruk.

Fordi nitrogenkildene er av ulik natur fra punktkilder til diffus

tilførsel via nedbør, vil det være behov for ulike typer av tiltak for å begrense tilførslene til havområdene. I denne rapporten er beskrevet noen teknikker som tar utgangspunkt i naturlige biologiske prosesser som regulerer nitrogenkretsløpet. Disse spenner fra intensive tekniske anlegg i form av algedammer (high rate algal ponds) til natursystemer, hvor tilnærmet naturlige økosystemer med stor nitrogenomsetningskapasitet etableres eller modifiseres. Typen av forurensningskilde, N-konsentrasjoner, arealtilgang m.v. vil være avgjørende for hvilken fremgangsmåte som er mest aktuell i det enkelte tilfelle.

2. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Algedammer for behandling av næringsrikt avløpsvann (high rate algal ponds HRAP), er utformet som grunne dammer eller kanaler hvor vannet sirkuleres. Fjerningen av nitrogen skjer primært ved assimilasjon av ammonium og nitrat i algebiomassen, men avdriving av ammoniak og denitrifisering bidrar også, avhengig av hvordan anlegget drives.

Den produserte biomassen kan høstes ved sedimentering, flokkulering, filtrering eller sentrifugering. Algebiomassen kan benyttes som fôr eller til produksjon av gass.

Algedammer kan inngå som første trinn i akvatiske næringskjeder hvor algebiomassen høstes av zooplankton eller muslinger som er lettere å høste mekanisk. Zooplankton kan videre benyttes som (levende) fiskefôr. Anlegg av denne typen er spesielt interessante i tilknytting til fiskeoppdrettanlegg.

HRAP-anlegg er mest brukt i tropiske eller subtropiske strøk (f. eks. Israel og California). I Israel er det oppnådd renseeffekter på >93% for P og 70% for N på årsbasis.

Forsøk i tempererte områder har vist at det er mulig å oppnå gode resultater om sommeren, men effekten av HRAP-anlegg om vinteren reduseres sterkt av lav innstråling og temperatur. N-fjerningseffekten i Sør-Norge er anslått til 2-4g N/m²/dag i perioden mai-august.

Arealbehovet for et HRAP-anlegg med den beregnede kapasiteten vil være 1.5-3 m²/personequivivalent for å oppnå 50% reduksjon av nitrogeninnholdet i kloakkvann. Utenom den optimale perioden (mai-august) vil renseeffekten avta med mindre anleggets areal økes ytterligere.

HRAP-anlegg vil i Norge være mest aktuelle som supplement til mindre renseanlegg hvor det er tilgang til areal, og hvor behovet for næringssaltreduksjon er størst om sommeren. Mulighetene for å utnytte algebiomassen f. eks. som fôr, eller til produksjon av levendefôr innebærer imidlertid en tilleggsverdi som kan gjøre algedammer interessante i flere sammenhenger.

Systemer med høyere planter for rensing av avløpsvann har fått en betydelig utbredelse de senere årene, også i de tempererte delene av verden. Når slike systemer benyttes for behandling av kommunalt avløpsvann kreves forbehandling, minimum slamavskilling eller forsedimentering.

I plantebaserte systemer foregår fjerningen av forurensningsstoffer på flere måter. De viktigste prosessene er direkte opptak av næringsalter og organisk stoff i plantene gjennom røttene, mikrobiologiske prosesser, sedimentering og adsorpsjon til overflater i systemet. Hvilke prosesser som har størst rensesmessig betydning er avhengig av systemet som benyttes. I denne rapporten er plantebaserte systemer som våtmarksområder, rotsoneanlegg og systemer basert på flytende planter beskrevet.

Ved bruk av våtmarksområder for etterbehandling av kommunalt avløpsvann, kan man få et utløpsvann som tilsvarer vannet fra avansert avløpsvannbehandling. Selv i nordlige strøk kan det oppnås gjennomsnittlige utløpsverdier for BOD_5 <10 mg/l og for tot-N <10 mg N/l (50 % renseseffekt) på årsbasis. Nær 100 % fjerning av $\text{NH}_4\text{-N}$ kan oppnås i den varme årstid. Renseseffekter over 80 % m.h.p. tot-P er rapportert. Etterbehandling av kommunalt avløpsvann i våtmarksområder er en billig metode sammenliknet med andre behandlingsalternativer der landområde er lett tilgjengelig. Bruk av våtmarksområder gir i enkelte tilfeller også en positiv virkning på området. Normalt vil imidlertid mangfoldet i mikroflora og mikrofauna minke, det samme er tilfellet for høyerestående dyr, mens totalantallet vil øke. Faktorer som tilgjengelig landområde, økonomi, folkemening, dyreliv og alternativ behandling er avgjørende for om et slikt system er brukbart på en gitt lokalitet.

Tall fra litteraturen tyder på at våtmarksområder i nordlige strøk kan belastes hydraulisk fra 128 - 313 $\text{m}^3/\text{ha.d}$ avhengig av årstid (Kadlec, 1987 og Herskowitz et al., 1987) med vanddyb fra 0.1-0.3 m.

Rotsoneanlegg ser ut til å egne seg godt i nordlige områder der areal er tilgjengelig. Selv vinterstid med frost oppnås rensing. Gjennomsnittlig årlig effekt m.h.t. tot-N ser ut til å ligge rundt 50 % når systemet benyttes etter forsedimentert kommunalt avløpsvann. Det er verdt å merke seg at de systemene som er omtalt i denne rapporten ikke er prosjektert med tanke på N-fjerning. En bedre N-fjerning bør være mulig i slike systemer dersom anleggene prosjekteres med tanke på dette. Tiltak for å øke N-fjerningen kan være bruk av naturlige ionebyttere som medium for plantene (zeolitter), bruk av planter med spesielt høyt nitrogenopptak, og manipulering med oksygenkonsentrasjoner. Det sistnevnte kan være å skape soner med høyt oksygeninnhold for nitrifikasjon og soner med lavt oksygeninnhold for denitrifikasjon.

Rotsoneanlegg kan etableres på steder i landet der det ikke er aktuelt å bygge konvensjonelle rensesanlegg med nitrogenfjerning. I stedet for å bygge små konvensjonelle rensesanlegg med tilhørende

driftsproblemer, kan rotsoneanlegg med fordel etableres i områder hvor areal er tilgjengelig. Disse ser ut til å egne seg godt for mindre tettsteder og befolkningsentra utenfor byene. Det foreligger foreløpig ikke pålitelige driftsdata fra anlegg større enn 1500 p.e. Anleggene bør ifølge den refererte litteratur dimensjoneres som angitt nedenfor:

Spesifikt areal, m ² /p.e:	2 - 5 (uten innlekkingsvann)
Dybde, m	: 0.6
Medium	: grus/jord/silt/leire

Systemer med flytende planter for rensing av avløpsvann har vist god evne til fjerning av næringsalter (> 90 % m.h.p. NH₄-N) fra avløpsvann forutsatt tilstrekkelig oppholdstid (6 - 10 dager), lysforhold og temperatur. Vannhyasint er ikke egnet for norske forhold i systemer utendørs. Derimot har NIVA gjort innledende forsøk med en liknende plante som egner seg godt i tempererte strøk. Denne planten, samt stor og vanlig andmat, er aktuelle planter i systemer som drives fra mai til september. Selv om slike anlegg ikke drives om vinteren kan effekten sommerstid være god. Det er i denne årstid størst behov for fjerning av næringsalter med tanke på eutrofipoblemer i resipienten. Dersom spillvarme er tilgjengelig kan systemer med flytende planter i drivhus opereres effektivt hele året.

Tabell 1. Oppsummering - plantebaserte systemers egnethet for å rense norske punktutslipp.

	Egnethet for store punktutslipp	Egnethet for kaldt klima	Mulig rens-effekt m.h.p. tot-N	Kostnader, ekskl. forbehandling
Algedammer (HRAP)	Arealkrevende	Sesongavhengig drift	90 % (2-4 g/m ² /d)	
Våtmarks-områder	Arealkrevende	Helårsdrift	>90 % (NH ₄ -N) (Kadlec, 1988) ca. 50 % (Herskowitz, 1988)	USD (-86) 170-410/m ³ /d (Crites, 1987)
Rotsoneanlegg	Arealkrevende	Helårsdrift	ca. 50 % (Riger-Kusk, 1988)	Dkr (-88) 1000-1500/p.e. (Riger-Kusk, 1988)
Systemer med flytende planter	Arealkrevende	Sesongavhengig drift	50-70 % (hyasint) (Hayes et al.1987) 97 % (NH ₃ -N, andmat) (Whitehead et al.87)	USD (-85) 61-239/1000 m ³ (Hayes et al., 1987)

Som tabellen viser er alle de omtalte plantebaserte systemene arealkrevende. Dette setter begrensninger for bruk til behandling av store punktutslipp i urbane strøk. Der areal er tilgjengelig kan våtmarkssystemer og rotsoneanlegg være kost-effektive. Algesystemer og systemer med flytende planter kan være aktuelle for sesongdrift eller i drivhus på steder der spillvarme er tilgjengelig. Det er mulig å oppnå svært gode rens-effekter m.h.p. nitrogenforbindelser i disse systemene.

3. ALGEBASERTE SYSTEMER

Biodammer har lenge vært brukt for behandling av avløpsvann med høyt innhold av organisk stoff og plantenæringsstoffer. I biodammer samvirker autotrofe og heterotrofe organismer i omsetningen av det organiske materialet. Algene spiller en sentral rolle i biodammene ved at de produserer oksygen, som brukes av heterotrofe mikroorganismer til aerob nedbrytning av organisk stoff. Samtidig skjer det en reduksjon av næringssaltkonsentrasjonene, dels ved opptak i algene og dels ved sedimentering og denitrifisering (nitrogen). Effektiviteten av fjerningen av næringsalter reduseres ved at mesteparten av den produserte algebiomassen blir ført med effluenten ut av dammen. Denne typen av biodammer vil ikke bli behandlet her selv om de kan være aktuelle for etterbehandling av avløpsvann fra kjemiske eller biologiske renseanlegg.

3.1 Prinsipper for algedammer

Algedammer eller "high rate algal ponds, HRAP" representerer en videreutvikling av biodammer med henblikk på å oppnå maksimal algeproduksjon. I HRAP-anlegg er opptak i algebiomassen den viktigste mekanismen for fjerning av næringsalter. Ved at algenes veksthastighet er høy kan oppholdstiden reduseres betraktelig i forhold til i konvensjonelle biodammer uten at algene blir vasket ut av systemet. En annen viktig forskjell er at algebiomassen separeres fra effluenten for å få en bedre reduksjon av organisk stoff og BOD, samtidig som man får et produkt som kan utnyttes for ulike formål.

Produksjonen av alger i HRAP skjer hovedsakelig ved fotosyntese, men heterotrof algevekst skjer også på grunnlag av avløpsvannets innhold av organisk stoff. For å få maksimal utnyttelse av næringssaltene må forholdene legges best mulig tilrette for fotosyntetisk produksjon. Utformingen av anleggene har derfor store likheter med massedyrkingsanlegg for alger hvor det benyttes næringssaltoppløsninger som grunnlag. Prinsippene og de viktigste begrensende faktorene for algeproduksjon i slike anlegg er kort beskrevet nedenfor.

Et algedyrkingsanlegg med kontinuerlig produksjon er i prinsippet en kontinuerlig kultur, hvor produksjonen er lik produktet av algebiomassen og algenes veksthastighet. Algenes veksthastighet bestemmes av tilgangen til næringsalter og CO_2 , lys og temperatur. I et medium med overskudd av næringsalter (som kloakkvann i utgangspunktet er) og hvor CO_2 -tilførselen er tilstrekkelig, er lyset den viktigste bestemmende faktoren for algenes veksthastighet. Sammenhengen mellom lysinnstråling og veksthastighet er beskrevet i figur 1. Ved lav innstråling øker veksthastigheten proporsjonalt med

innstrålingen (lysbegrenset vekst), inntil den når maksimum ved høyere innstråling (lysmettet vekst). Ved meget høy innstråling skades algene og veksthastigheten avtar (lysinhibisjon).

Ved meget lav lysinnstråling vil algenes respirasjon føre til en negativ veksthastighet. Den innstråling hvor fotosyntesen balansere respirasjonen og veksthastigheten=0, kalles kompensasjonspunktet.

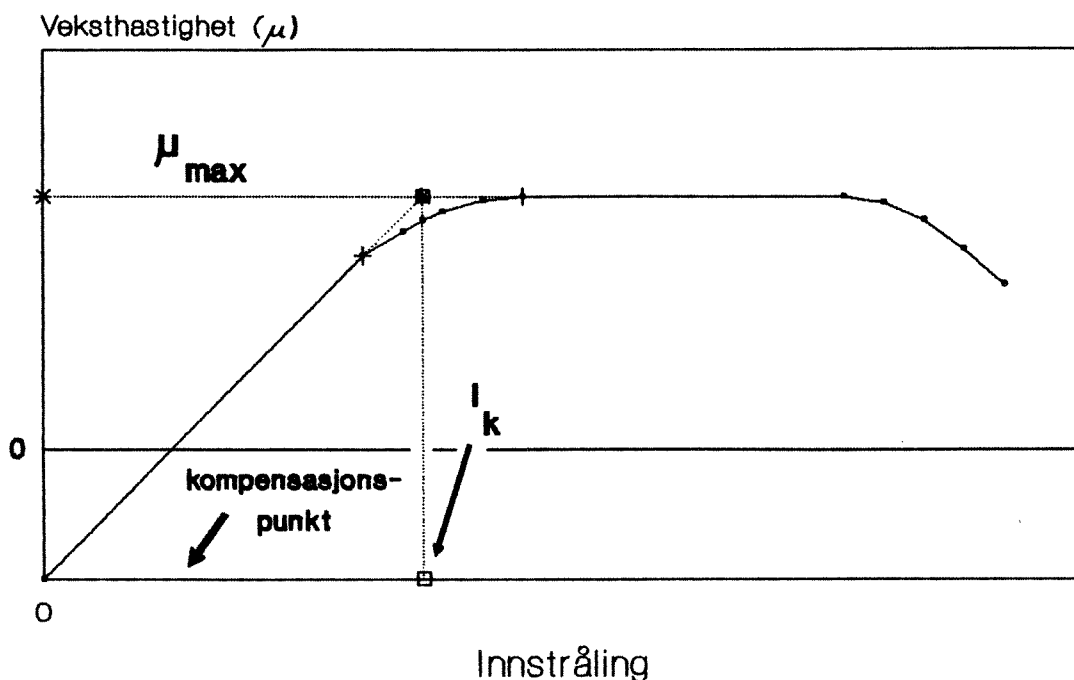


Fig. 1. Innvirkning av innstråling på veksthastigheten (μ) til alger.

Den maksimale veksthastigheten hos alger er temperaturavhengig, og varierer mellom ulike arter. De grønnalger som er mest aktuelle i HRAP-anlegg har maksimale veksthastigheter av størrelsesorden 3 doblinger/døgn. For å oppnå den veksthastigheten i en kultur må samtlige algeceller hele tiden være eksponert til en innstråling som gir lysmettet vekst. I massedyringsanlegg i form av dammer, hvor man ønsker mest mulig avkastning er dette vanskelig å oppnå fordi produksjonen er avhengig av både biomasse og veksthastighet. Ved høy biomassetetthet skygger algene for hverandre slik at bare en liten del av populasjonen til enhver tid er eksponert til den optimale innstrålingen. Resten av algecellene får enten for lite eller for mye lys.

Av beskrivelsen ovenfor fremgår at for en gitt innstråling er det en maksimal potensiell algeproduksjon, som kan oppnås ved å finne den optimale kombinasjonen av algetetthet og vanddybde. Hvis vanddybden økes i forhold til den optimale, kommer en større del av populasjonen til å motta lys under kompensasjonspunktet, med redusert produksjon som følge. Hvis dybden reduseres utsettes en større del av populasjonen for inhiberende lysinnstråling, samtidig som uutnyttet lys-

energi absorberes i dammens bunn. Av samme grunn minker produksjonen hvis algetettheten økes eller minkes i forhold til det optimale nivået for en gitt vanddybde.

Ved dyrking av alger i dammer med naturlig lys som energikilde, er den potensielle produksjonen proporsjonal med dammens overflateareal, fordi lyset tilføres ovenfra gjennom overflaten. Den teoretiske virkningsgraden ved overføring av totalinnstrålingen til energi i form av biomasse ved fotosyntese er beregnet til 5-7%. I praksis er effektiviteten i lysutnyttelsen ofte lavere enn den maksimale teoretiske.

De største tapene skyldes at bare bølgelengdeintervallet 400-700 nm kan absorberes av fotosyntese-apparatet og at 8-10 kvanter kreves for assimilere en mol CO_2 . Videre skjer det tap ved refleksjon av lysenergi og ved algenes respirasjon. Kaloriinnholdet i den produserte biomassen er ca. 5 kcal/g.

Den maksimale innstrålingen på jordens overflate er ca. 800 cal/cm²/dag. Beregninger av potensiell produksjon basert på vekstkinetiske undersøkelser av ulike alger viser at maksimal produksjon er 30-60 g/m²/dag. Resultater fra storskala-anlegg har vist at det er mulig å oppnå produksjon av denne størrelsesorden. (Goldman 1979)

Oswald (1988) presenterer en empirisk modell for sammenhengen mellom innstråling og produksjon, basert på data fra ulike storskala-algeanlegg. (Se fig. 2). Modellen viser at produksjonen øker lineært med innstrålingen i et bestemt intervall. Ved linearisering av modellen kan skjæringspunktet (S_0) bestemmes. S_0 er avhengig av temperaturen. Sammenligning av data fra ulike anlegg viste at S_0 økte med 7.7 cal/cm²/d for hver grads temperaturøkning. Dette skyldes vesentlig økende respirasjonstap ved høyere temperatur. I Richmond, California var S_0 125 cal/cm²/d ved middeltemperaturen 15.6 °C. (Oswald 1988).

Effektiv omrøring er en viktig forutsetning for å oppnå høy produksjon i en algedam. Omrøringen har to hovedfunksjoner. Den bidrar til en effektiv unyttelse av lysenergien ved at hver algecelle eksponeres for maksimal innstråling i meget korte intervaller. Videre fører omrøringen til bedre gassutskifting med atmosfæren slik at CO_2 -begrensning og O_2 -overmetning unngås. Ved dyrking av alger i uorganiske vekstmedier må CO_2 tilføres direkte til kulturen for å unngå CO_2 -begrensning. I HRAP-anlegg produseres CO_2 ved nedbrytning av organisk stoff og ekstern tilførsel av CO_2 skjer normalt ikke.

Forskjellige teknikker blir brukt for å skape den nødvendige

turbulensen i algedammer. Det gunstigste er å bringe vannet til å strømme i grunne kanaler ved pumping eller med skovelhjul. Når denne teknikken benyttes er anleggene som regel utformet som løpebaner ("raceways"). Lufting kan også benyttes, men er lite effektivt i grunne dammer.

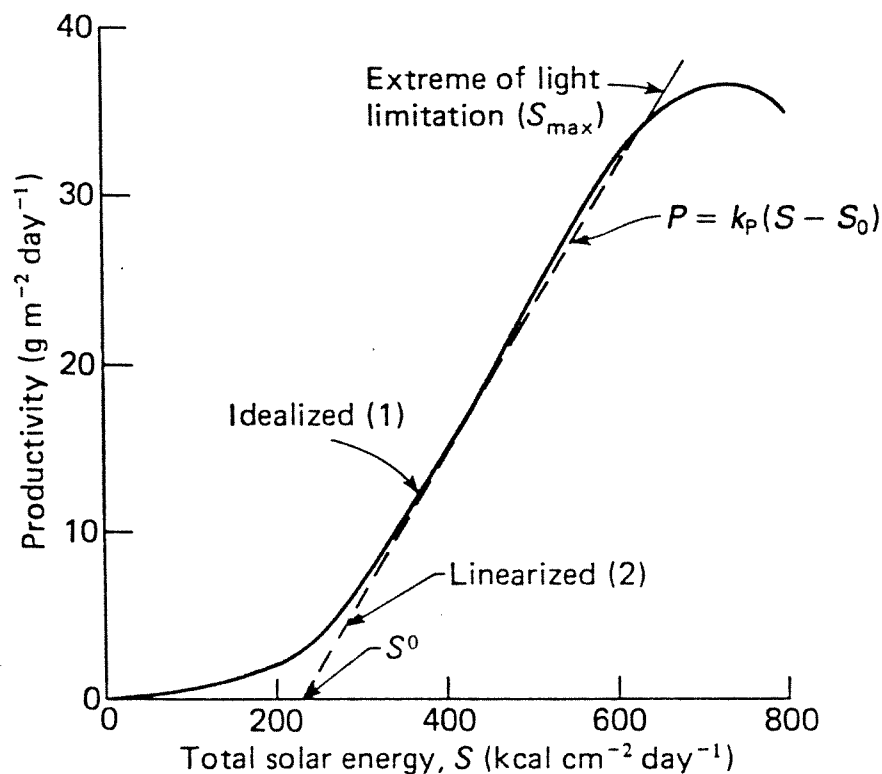


Fig. 2. Empirisk modell som viser effekten av innstråling på algeproduksjon i en lysbegrenset algedam med kontinuerlig blandning. (Fra Oswald 1988).

3.2 Rensepotensiale m.h.t. N og P

Den fjerning av næringsalter som skyldes direkte assimilering i algeceller kan beregnes fra produksjonen og biomassens innhold av N og P. Innholdet av disse elementene i algeceller varierer, dels mellom ulike arter, men også avhengig av vekstbetingelsene. Normalt utgjør nitrogen 1-14% av algenes tørrvekt og fosfor 0.05-7.5%. (Healy 1973). Alger dyrket i kloakkvann i kontinuerlige kulturer av Ip et al. (1982) innholdt 0.5% P og 3.5% N. I HRAP-anlegg har man målt ca. 9% N og 1.5-2% P (Shelef et al. 1980). I et pilotanlegg i Norge innholdt algebiomassen 6-7% N og 0.5-1. % P. (Källqvist et al. unpubl.) Det kan derfor synes realistisk å regne med en N-assimilasjon på 7% og en P-assimilasjon på 1.5% av algeproduksjonen. Med en maksimal produksjon

av 30g tørrvekt alger/m²/d assimileres det således ca. 3g N og 0.45 g P/m²/døgn.

Ved beregning av mulig renseeffekt i HRAP-anlegg er det viktig å huske på at en forutsetning for anleggets funksjon er at veksthastigheten er høy. Det betyr at konsentrasjonene av næringssalter ikke må bringes ned til så lave nivåer at veksthastigheten reduseres. Det er derfor ikke mulig å oppnå en fullstendig fjerning av uorganiske N- og P-forbindelser i anlegget med mindre man øker oppholdstiden og algedammens overflateareal.

I tillegg til den fjerning av næringssalter som skyldes assimilering i alger bidrar enkelte andre prosesser til å øke renseeffekten i HRAP-systemer. Den høye pH-verdien som oppstår om dagen som følge av algenes CO₂-assimilasjon fører til at endel ammonium drives av som ammoniakk. Høy pH-verdi medfører også utfelling av fosfater. Betydningen av disse prosessene for fjerning av N og P er avhengig av anleggets utforming og drift og vanskelig å forutsi. Beneman et al (1980) oppgir at ca 50% av nitrogenfjerningen i et HRAP-anlegg kan skyldes andre prosesser enn optak i alger.

3.3 Høsting av algebiomasse

En forutsetning for en effektiv fjerning av næringssalter i HRAP-anlegg er at algene separeres fra effluenten, som kan inneholde over 1 g alger/l. Flere teknikker kan benyttes for å høste algene:

- * Sedimentering
- * Flokkulering
- * Sentrifugering
- * Mikrosiling eller filtrering
- * Biologisk filtrering

Hvilken metode som velges er avhengig av algenes egenskaper og hva produktet skal anvendes til. Videre vil effektivitet, tids- og energiforbruk være ulike for de forskjellige metodene.

Sedimentering uten flokkulering er for de fleste alger en langsom og lite effektiv prosess og derfor lite egnet, selv om kostnadene er lave. Sedimenteringshastigheten kan imidlertid økes betraktelig ved flokkulering. Flokkulerte alger kan også fjernes ved flotasjon.

Flokkulering av tette algesuspensjoner kan induseres ved endring av pH-verdien. I algedyrkingsanlegg med CO₂-dosering kan autoflokkulering induseres ved å stoppe tilførselen av CO₂. Kjemisk flokkulering med

aluminium, jern, kalk eller polyelektrolyter kan også brukes. Ved kjemisk flokkulering oppnås en tilleggseffekt ved direkte utfelling av fosfat, men tilsetning av kjemikalier reduserer anvendbarheten av den høstede algebiomassen for enkelte formål.

Sentrifugering er en effektiv metode for separering av alger, men p.g.a. høyt energiforbruk er det neppe en aktuell metode for bruk i HRAP-anlegg.

Filtrering av algesuspensjoner er lite aktuelt p.g.a. rask klogging av de fleste filtermedia. Tilbakespyling må skje ofte og dermed reduseres oppkonsentreringsfaktoren. Mikrosiling er en mer egnet teknikk, men p.g.a. at algene ofte er små, kreves meget fin maskevidde. De fleste alger i HRAP-systemer vil sannsynligvis bli fjernet med en maskevidde på 5 μm .

En spesiell fremgangsmåte for høsting av alger er å benytte andre vannlevende organismer som konsumerer algene (biologisk høsting). I ferskvann er det mulig å benytte krepsdyr (vannlopper, Daphnia) for dette formål. Vannlopper har en filtreringsrate på opp til 100 ml/individ og døgn (Kersting 1978) og kan fjerne partikkler ned til bakteriestørrelse. I sjøvannssystemer kan muslinger fylle den samme funksjonen. Biologisk høsting kan gjøres meget effektiv m.h.t. partikkelfjerning, men en ulempe er at en del av algenes næringsinnhold frigjøres ved ekskresjon fra konsumentene. Filtreringsorganismene er lette å høste og kan brukes f. eks. som fôr til fisk.

3.4 Utnyttelse av biomasse

Algebiomasse produsert i HRAP-anlegg kan utnyttes som energikilde ved biogassproduksjon, som fôr, eller for utvinning av bestemte kjemiske produkter.

Algeproduksjon har vært vurdert som en metode for høsting av solenergi, men anlegg med bare dette formål er i dagens situasjon ikke noe realistisk alternativ. Algebiomasse produsert i HRAP-anlegg kan imidlertid utnyttes for energiproduksjon ved konvertering til biogass i et fermenteringsanlegg, eventuelt sammen med annet organisk materiale, f. eks. kloakkslam. Energiinnholdet i algebiomassen er ca. 5 kcal/g. Effektiviteten i overføringen av energien til metanol er 70-90%. (Golueke and Oswald 1959).

Alger har mange egenskaper som gjør dem interessante fra ernærings-synspunkt. I HRAP-anlegg er muligheten for kontroll av arts sammensetningen i algekulturen begrenset, og den produserte biomassen vil som regel bestå av hovedsakelig grønnalger med innslag av bakterier. Den

kjemiske sammensetningen av algebiomassen er avhengig av vekstbetingelsene, men grønnalger produsert i avløpsvann har som regel et høyt proteininnhold (40-60%) (Mokady et al. 1980). Vitaminer og pigmenter er andre produkter i algene som er interessante i fôr-sammenheng. På grunn av celleveggenes oppbygging kan dårlig fordøyelighet være et problem ved utnyttelse av grønnalger som fôr. Fordøyeligheten kan imidlertid økes ved varmebehandling. Foringsforsøk med alger har vist at grønnalger er gunstig som fôrtilskudd for bl.a. kyllinger, svin og tropisk fisk. Ved anlegg i Israel er kostnaden for produksjon av algebiomasse fra kloakkvann lavere enn kostnaden for soyamei og fiskemel. (Shelef et al. 1980).

Utvinning av bestemte kjemiske produkter fra algebiomasse produserte i spesielle anlegg er en voksende industri. Aktuelle produkter er pigmenter, enzymer, lipider, fettsyrer, glycerol og farmacøytika. Utvinning av slike produkter fra alger i HRAP-anlegg vil være mindre effektiv fordi forholdene i anlegget ikke kan gjøres optimale for produksjon av spesielle kjemiske produkter. På den andre side vil produksjonskostnadene for algebiomassen reduseres ved at den oppstår som et "biprodukt" av kloakkvannsrensingen.

3.5 Eksempler på anlegg

De første HRAP-anleggene ble utviklet i California i slutten av 1950-årene. (Oswald and Golueke 1960). Flere anlegg som kombinerer rensing av kloakkvann med produksjon av protein i form av algebiomasse er senere bygget i USA. Det største anlegget har en overflateareal på 2700 m². Anlegget består av grunne, parallelle meandrende kanaler hvor algekulturen pumpes rundt. Produksjonskapasiteten er 12-18 g/m²/dag. (Goldman 1979).

Et omfattende arbeid for videreutvikling av HRAP-anlegg er blitt utført ved Institute of Technology, Haifa, Israel av Shelef og medarbeidere (Shelef et al. 1980). (Se fig. 3). Design av anleggene er i prinsippet lik de amerikanske, d.v.s. grunne meandrende kanaler. Man har gjort forsøk med varierende oppholdstid og vanndybde for å finne frem til optimale driftsbetingelser ved ulike årstider. Algeproduksjonen i en 120 m² dam varierte fra 11g/m²/dag om vinteren til 35 g/m²/dag om sommeren. Oppholdstiden ble variert fra 2-4.25 døgn og vanndybden var 0.25-0.50 m. Den totale biomasseproduksjonen (alger + bakterier) ble beregnet til 160 tonn/ha. Med 90% effektivitet i høstingen ble utbyttet 146 tonn/ha, som tilsvarer 66 tonn protein/ha/år. Proteinmengden tilsvarer i sin tur 11 tonn N/ha/år, som altså er den mengde nitrogen som kunne fjernes ved høsting av biomasse fra systemet.

Renseeffekten m.h.t. P og N i et 1000 m² HRAP-anlegg var >93% for P og 70% for N (årggjennomsnitt). BOD-fjerningen var 97.5%. I dette anlegget ble algene fjernet ved flotasjon etter tilsetning av aluminiumsulfat, og effluenten etterbehandlet ved sandfiltrering. Forsøk i et mindre anlegg viste lignende resultat. Her ble det også undersøkt hvilke prosesser som bidro til resultatet. På årsbasis var N-fjerningen 74% fordelt på assimilering i biomasse (38%), denitrifisering (27%) og sedimentering (8%). Fosforfjerningen var 96% fordelt på assimilasjon i biomasse (40%), flokkulert (42%) og sedimentert (15%).

Betydelig mer effektiv næringssaltreduksjon ble oppnådd i et anlegg med to HRAP-enheter i serie. Under gunstige betingelser ble 98% N og > 99.5% P fjernet.

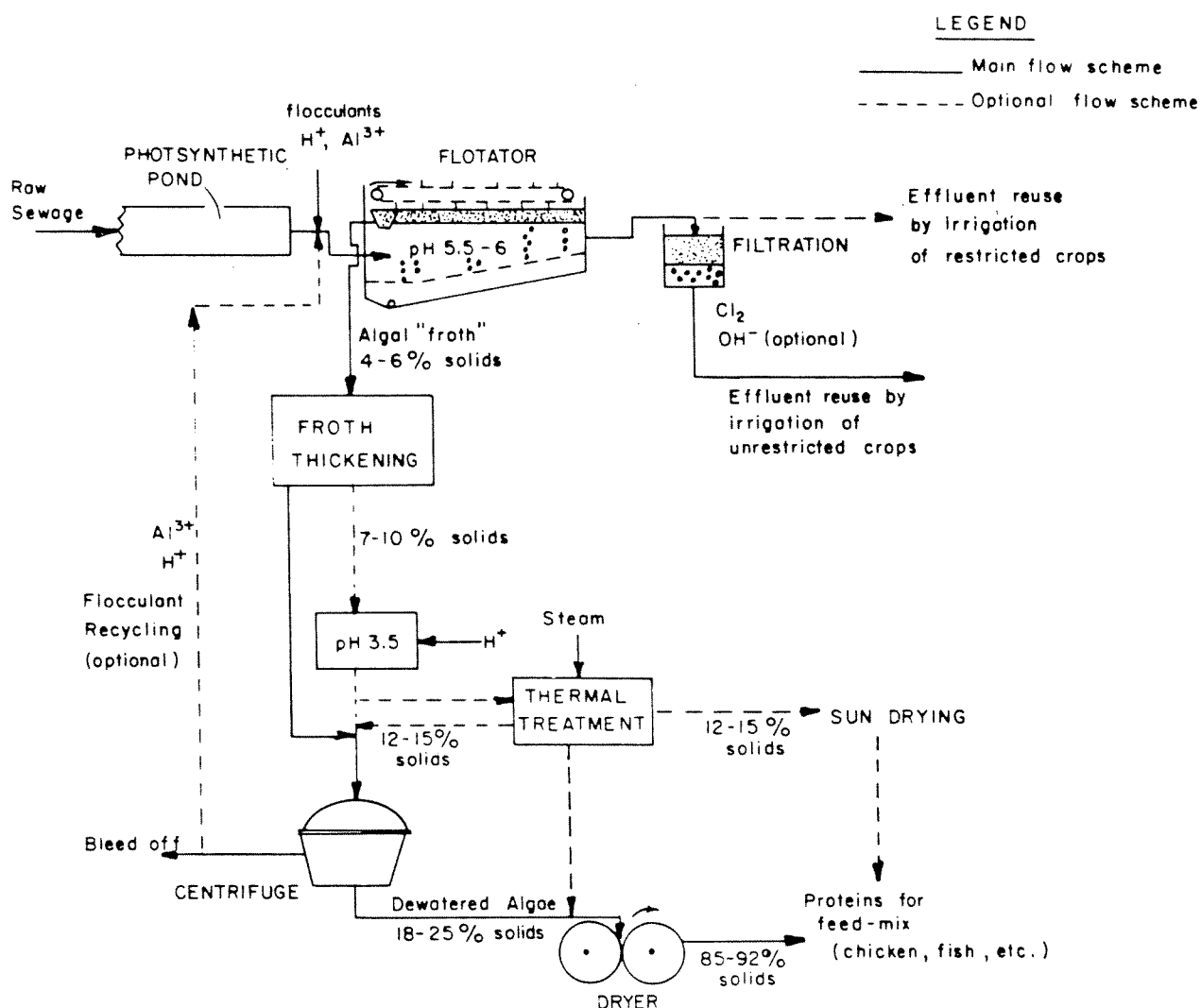


Fig. 3. Flyteskjema for et HRAP-system for kloakkvannsbehandling, kombinert med biomasseseparasjon, høsting og bearbeiding til dyrefor. (Fra Shelef et al. 1980).

Det er flere eksempler på bruk av HRAP-anlegg for resirkulering av næringssalter i avløpsvann fra svinefarmer. Lincoln and Hill (1980) i Florida brukte en 800 m² algedam for behandling av avløpsvann som først hadde gjennomgått anaerob nedbrytning. Algeproduksjonen var ca. 30 g/m²/ dag. Høsting ble foretatt ved kjemisk- og autoflokkulering. Totalt ble 1.9 tonn alger høstet på et år, tilsvarende 23.5 tonn/ha. Nitrogen-belastningen på HRAP-anlegget var 4.5 kg/døgn. Av dette ble 2.3 kg høstet i algebiomasse. Totalt var N-reduksjonen 67% og P-reduksjonen nær 100% over en to-års periode. Den produserte algebiomassen ble brukt som fôr i svinefarmen.

Et lignende anlegg for behandling av avløpsvann fra svinefarmer er blitt prøvd på Hawaii (Yang and Nagano (1984). Med en belastning av 28 mg Kjeldahl-N/døgn ble det oppnådd 88% fjerning av Kjeldahl-N i et 120 m³ HRAP-anlegg.

Et annet prinsipp for behandling av avløpsvann med alger er beskrevet av Przytocka-Jusiak et al (1984). De benyttet seg av grønnalger festet på en skive som ble rotert i avløpsstrømmen. Teknikken har den fordel at algene lett kan høstes fra skiven. Alge-skiven ble brukt sammen med en denitrifiseringskolonne for behandling av avløpsvann fra en kunstgjødselfabrikk. Siden avløpsvannet hadde lavt innhold av organiske forbindelser, ble metanol tilsatt før denitrifiserings-trinnet. Oppholdstiden i alge-enheten var 8.5-34 timer og i det etterfølgende denitrifiseringstrinnet, 12 timer. Algene tok effektivt opp ammonium og nitrat ble fjernet ved denitrifisering. Totalt ble det oppnådd ca. 90% N-fjerning.

Biologisk høsting av alger fra HRAP-anlegg er prøvd både i sjøvann og ferskvann. Proulx and de la Noüe (1985) benyttet vannlopper (Daphnia magna som konsumenter for å filtrere en suspensjon av grønnalger dyrket i kloakkvann. Resultatene viste at alger dyrket i kloakkvann er meget egnet som fôr for dafnier. Det var mulig å oppnå en stabil biomasseproduksjon ved regelmessig høsting av dafnier. Høstingsraten kan oppgå til 50%/uke. Energioverføringen fra alger til dafnier var 40%.

Forsøk med integrert alge/dafnie-produksjon er utført i pilotskala i Kolbotnvatn i Norge. (Källqvist og Erlandsen 1985. (Se fig. 4). Algeproduksjonen skjedde i dammer med 1.5 m dybde og 60 m² overflate. Dammene ble tilført vann fra en kloakk-forurenset bekk. Algedammene ble luftet fra perforerte rør langs bunnen. Utløpet fra algedammene ble ledet til 50 m³ dammer med dafnier.

Biomasseproduksjonen i algedammene var som mest ca. 20 g/m²/d. Produksjonen var sterkt årstidsavhengig som følge av variasjoner i innstråling og temperatur. Resultatene tyder på at det er mulig å oppnå en produksjon på ca. 10 g/m²/døgn i perioden mai-september.

Ved optimal drift var fjerningen av algebiomasse i dafniedammene meget effektiv (>90%). Analyser av næringsalter viste at fjerningen av oppløst N og P var effektiv i algedammen, men at en del av de assimilert næringssaltene ble frigjort igjen i dafniedammene. Den totale næringsreduksjonen i en periode med stabil drift med ca. 5 døgn oppholdstid i algedammen var i gjennomsnitt 31% for P og 44% for N. Undersøkelser i laboratoriet viste at ca. 20% av algebiomassen ble omsatt i dafnier som kunne høstes ut av systemet.

Forsøk i mindre skala ved Bekkelaget renseanlegg i Oslo har vist at systemet med alge og zooplanktondammer også kan brukes for behandling av uførtynnet rensset kloakkvann.

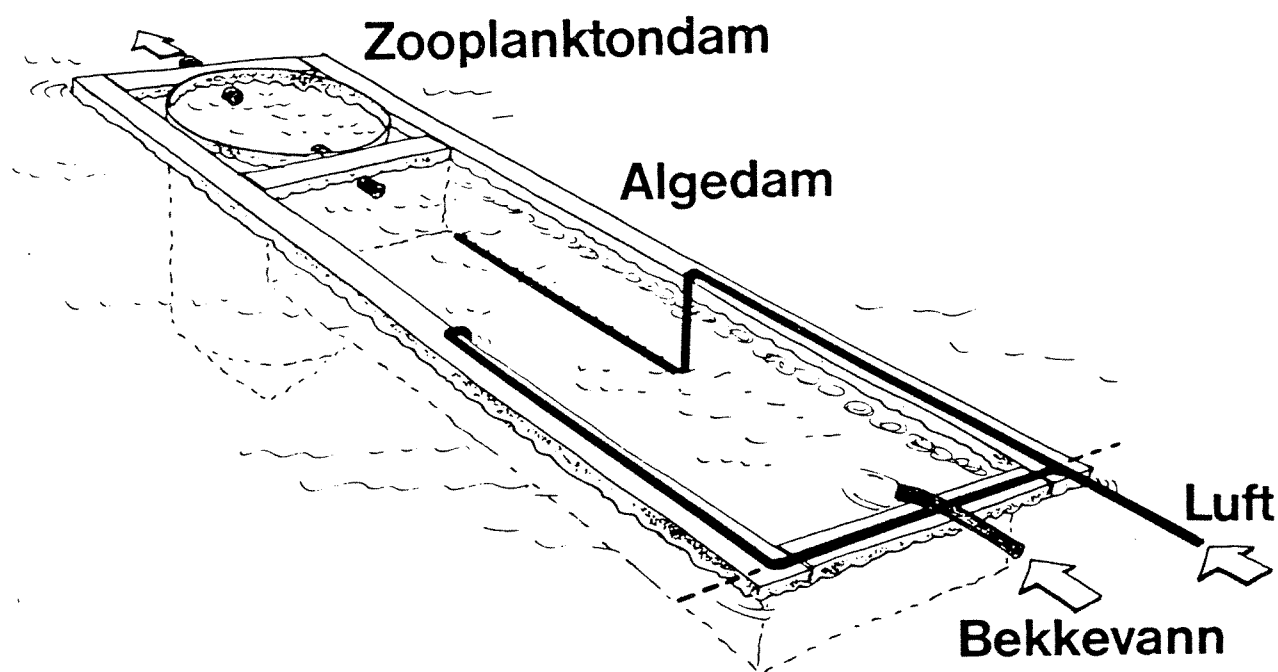


Fig. 4. Skisse av anlegg for alge-og dafnieproduksjon i kloakkvannsforurenset bekkevann. 3 slike enheter ble drevet i Kolbotnvatn.

Den effektive fjerningen av alger ved dafniebeiting er blitt utnyttet til etterbehandling av vann fra fakultative biodammer av Kawai et al. (1987). Renseeffekten i et pilotanlegg med en anaerob og to fakultative dammer fulgt av en dafnie-dam var 95-97% for BOD, 42-59% for P og 37-48% for N ved en total oppholdstid på 18-27 døgn.

Det er kjent at dafnier har høy forverdi for fisk (de la Noüe and Choubert 1985) og foringsforsøk med dafnier fra anlegget i Kolbotnvatn viste gode resultater for yngel av regnbueørret og laks. Gordon et al. (1982) har gjort forsøk med næringskjeder som inkluderer også fisk i tillegg til alger og dafnier. Systemet, som bare er prøvd i laboratorieskala innholdt 4 trinn. Alger, produsert i trinn 1 ble konsumert av dafnier (trinn 2), som i sin tur ble konsumert av fisk (trinn 3). Ytterligere et trinn (4) med trådformede grønnalger ble brukt for å fange opp næring som ble frigjort i trinn 2 og 3. Biologisk rensset avløpsvann ble behandlet i næringskjeden. Man fant at avløpsvannet måtte suppleres med jern og CO₂ for å få effektiv produksjon av alger i trinn 1. De høye pH-verdien uten tilsetning av CO₂ ga imidlertid en mer effektiv fosfatfjerning i algetrinnet. Med jerntilsetning men uten CO₂ var fosfatfjerningen i algetrinnet 98-99% og nitratfjerningen 30-40%. Noe av dette ble frigjort i de følgende trinnene slik at sluttresultatet ble 20-30% N-fjerning og 60-90% P-fjerning uten buffring med CO₂. Oppholdstiden i de ulike trinnene var hhv. 2, 2, 1 og 3 døgn. I buffrede system (CO₂-tilsetning) var utnyttelsen av algebiomassen i dafnietrinnet mer effektiv og nitrogenfjerningen bedre (78%).

Gordon et al. (1982) konkluderer sine resultat med at avløpsvannsbehandling med artifisielle næringskjeder er mulig, i det minste i laboratorieskala, og at teknikken er interesssant fordi man kombinerer rensing av avløpsvann med verdifull avkastning av organismer. Foreløpig er ikke forsøkene ført videre i teknisk målestokk.

Et lignende prinsipp som er beskrevet ovenfor, men basert på marine organismer, er utviklet ved Woods Hole i USA (Goldman et al. 1974). Forsøk ble gjort med behandling av biologisk rensset kloakkvann, fortynnet 1:4. Det fortynnede avløpsvannet ble ledet inn i en algedam med ca. 1 m³ volum, hvor dybden var 23-46 cm. Halve volumet ble skiftet ut daglig og pumpet kontinuerlig (0.37 l/min) til en tank med østers, som også ble tilført filtrert sjøvann (7.48 l/min). (Se fig. 5). Algefjerningen i østersdammen var 85%, og effekten av energioverføringen til østers var 18%. Detritus-konsumenter (Nereis virens og Capitella capitata) ble holdt i slammet under østersen. Utløpet fra østersdammen ble ført gjennom en dam med makroalger (Chondrus crispus), hvor oppholdstiden var 14 min.

I algedammen ble det oppnådd en fjerning av 94-95 % N og 52-64% P. I østersdammen ble 16-18% av nitrogenet og 7-25% av fosforet frigjort igjen, men etter passasje gjennom makroalge-dammen var renseseffekten 87-96% for N og 47-61% for P. Den lavere renseseffekten på P skyldes avløpsvannets lave N:P-forhold.

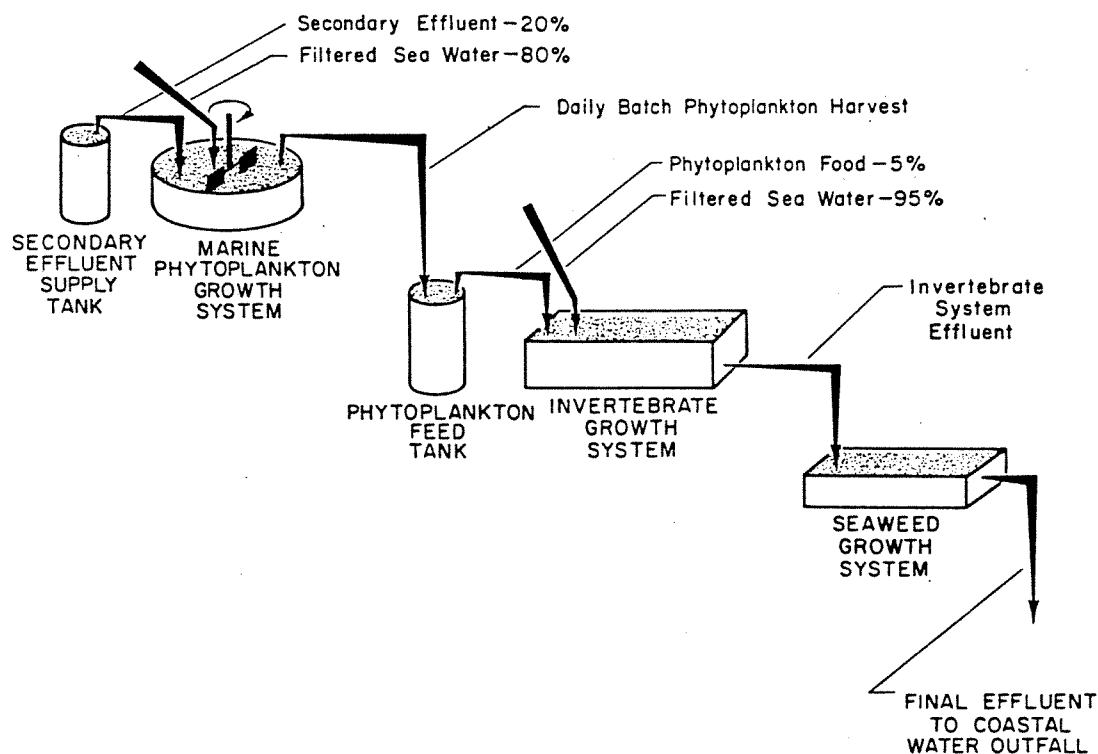


Fig. 5. Skisse av et marint akvakulturanlegg for behandling av kloakkvann. (Fra Goldman et al. 1974).

3.6 Potensiale under norske forhold

Bruken av algeproduksjonsanlegg for rensing av avløpsvann er foreløpig stort sett begrenset til tropiske og subtropiske områder, selv om forsøk i forskjellig målestokk er blitt utført også i tempererte områder (Ontario, Massachusetts, Norge). De klimatiske forholdene begrenser åpenbart potensialet for denne teknikken fordi både lys og temperatur påvirker produksjonen av alger.

Lysforholdene i Sør-Norge er beskrevet i fig. 6, som viser uke-middelverdier for innstråling ved Blindern i Oslo. Medianverdiene varierer mellom ca. 20 og 565 cal/cm²/d, mens max-verdien (ukemiddel) kan oppgå til ca. 700 cal/cm²/d. Den maksimale innstrålingen om sommeren er altså ikke mye lavere enn innstrålingen i tropiske områder (ca. 800 cal/cm²/d). Ved at lysperioden dessuten er lengre og den daglige maksimalinnstrålingen er lavere på våre breddegrader, bør betingelsene for algeproduksjon rundt midtsommer være gunstigere i Norge enn i tropiske strøk. For mesteparten av året er imidlertid forholdet omvendt p.g.a. lav totalinnstråling.

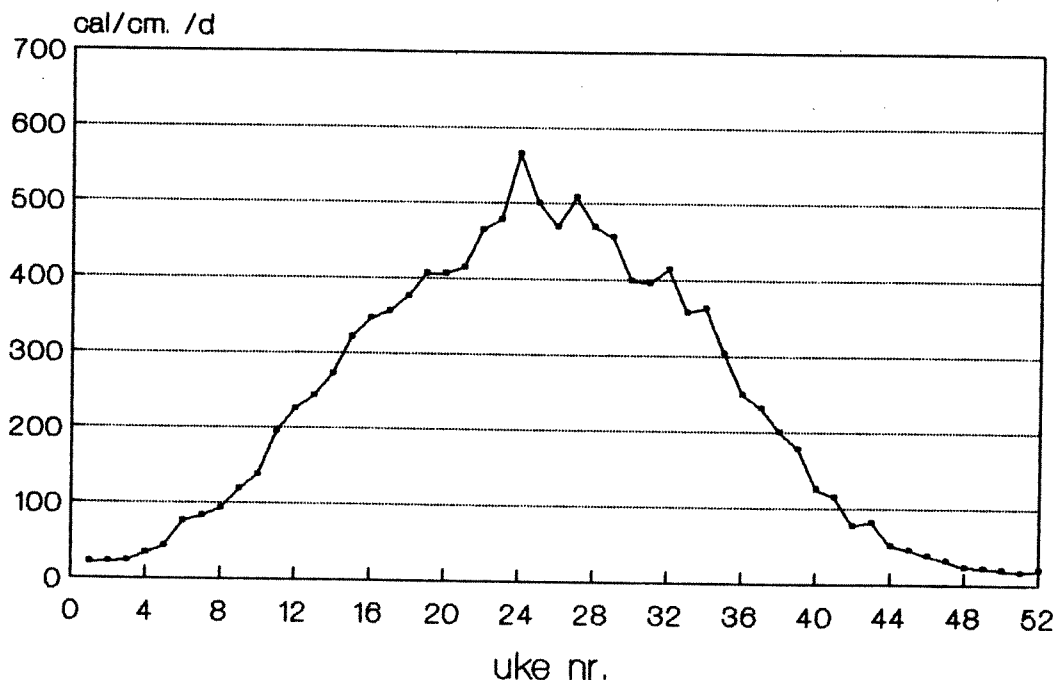


Fig. 6. Ukemiddelverdier for globalinnstråling målt på Blindern, Oslo (1966-1980). (Data fra Faafeng 1981).

En oppfatning av den potensielle produksjonen i Sør-Norge kan man få ved å forutsette en bestemt energioverføring fra totalinnstråling til algebiomasse ved fotosyntese. Praktisk erfaring tyder på at 1-3% utbytte kan oppnås. Fig 7 viser produksjonspotensialet beregnet fra median-innstråling på Blindern forutsatt et utbytte på 1 og 3 %, ved innstråling over 50 cal/cm²/d. (S0). Verdien for S0 er beregnet for temperaturen 5 °C fra data gjengitt av Oswald (1988). Beregningen indikerer at den maksimale produksjonen er mellom 10 og 30 g/m²/døgn. Målinger i algedammer i Kolbotnvatn viste at produksjonen kunne oppgå til ca 20 g/m²/d, som altså ligger innenfor rammene av 1 og 3 % energiutbytte i figuren. Det er grunn til å regne med at produksjonen kunne økes ytterligere med en optimalisering av algedammens utforming.

Med forutsetningen om 3% effektivitet, forutsier modellen at produksjonspotensialet er over 10 g/l i ca. 25 uker, fra slutten av mars til i midten av september. Det må imidlertid understrekes at modellen er sterkt forenklet.

Temperaturens betydning for produksjonen er ikke så godt kjent. Generellt øker alenes veksthastighet med temperaturen i et intervall opp til den optimale temperaturen. Temperaturoptimum varierer

imidlertid mellom ulike arter slik at produksjonen i en populasjon kan opprettholdes når temperaturen synker ved en seleksjon av arter med lavere temperaturoptimum. Mye tyder på at temperaturen er av mindre betydning enn innstrålingen som begrensende faktor for algeproduksjon i flerartssystemer, fordi ulike arter har ulike temperaturkrav. (Abeliovich 1986, Goldman 1977).

Det kan i denne forbindelse være grunn til å merke seg at våroppblomstringen av planktonalger i kystområdene i Sør-Norge, med utvikling av tildels store tettheter, skjer i februar-mars ved temperaturer under 5 °C. Planktonoppblomstringer kan også opptre så sent som i oktober. Dette viser at produksjonssesongen i vann er betydelig lengre enn på land. Allikevel er det klart at lave temperaturer, særlig om våren, vil begrense den potensielle produksjonen i et algeanlegg.

Temperaturen kan også indirekte påvirke produksjonspotensialet i en algedam ved at løseligheten av CO₂ endres med temperaturen. Ip et al. (1982) fant at algeproduksjonen i kontinuerlige kulturer i kloakkvann var høyere ved 15 °C enn ved 30 °C, og viste at dette skyldes CO₂-begrensning ved den høyere temperaturen.

Nitrogenfjerningen i et HRAP-anlegg er stort sett bestemt av biomasseproduksjonen, selv om andre faktorer enn assimilasjon i alger bidrar til renseseffekten. N-fjerningen vil derfor variere med årtiden med et maksimum om sommeren. Med det høyere produksjonsnivået som er antydnet i figur 7, vil N-fjerningen ved assimilasjon gå opp til ca. 2 g/m²/d. Erfaringen fra HRAP-anlegg i andre land viser at andre prosesser bidrar til å øke N-fjerningen med opptil 2 ganger. Et optimistisk anslag av maksimumeffekten er derfor 4g N/m²/d. Dette kan sammenlignes med resultater fra HRAP-anlegg i Israel som viser at N-fjerningen som årsgjennomsnitt var 3g/m²/d. Algeproduksjonen i anlegget varierte fra 11-35 g/m²/d.

På grunnlag av beregningene ovenfor kan man anta at det er mulig å oppnå en fjerningsrate for N i området 2-4 g/m² i perioden mai-august. Utover denne perioden er grunnlaget for estimeringer så svake at det er lite hensiktsmessig å gi et anslag. Det er imidlertid klart at effekten av et HRAP-anlegg vil være marginell i november-januar. Uten oppvarming vil det også være liten effekt i februar-mars. Produksjonssesongen kan imidlertid tenkes forlenget ved oppvarming og/eller innbygging i drivhus. Teoretisk kan produksjonen i vinterhalvåret også økes ved kunstig belysning, men dette er neppe et realistisk alternativ med tanke på det store energiforbruket.

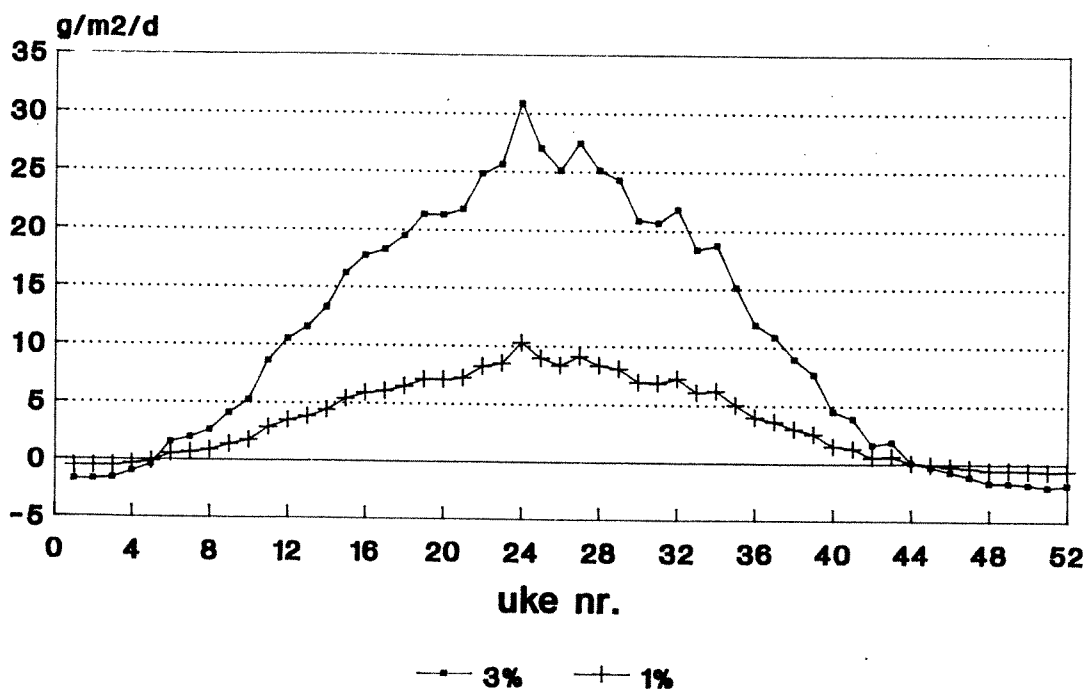


Fig. 7. Beregnet potensiale for algeproduksjon, basert på globalinnstråling ved Blindern (fig. 6.).

HRAP-anlegg vil i Norge være egnet bare der hvor behovet for næringsstoffreduksjon er størst om sommeren, og hvor utslipp i vinterhalvåret kan ventes gi mindre skadevirkninger. Dette kan være situasjonen i resipienter hvor vannutskiftingen gjør at næringsalter som tilføres om vinteren føres bort eller fortynnes effektivt før forutsetninger for algeutvikling oppstår om våren.

Som beskrevet ovenfor er effekten av et HRAP-anlegg for fjerning av næringsstoffer relatert til overflatearealet. Arealbehovet for en bestemt N-fjerning kan anslås med utgangspunkt i en forventet renseseffekt på 2-4 g N m²/d. For å oppnå 80% fjerning av N tilsvarende en personekvivalent i kloakkvann (12 g/d) kreves det således 2.4-4.8 m² HRAP-anlegg. For å oppnå en høy renseseffekt utover den mest gunstige perioden, må anleggets overflateareal og oppholdstid kunne økes som foreslått av Shelef and Azov (1987).

Beregningene viser at HRAP-anlegg for behandling av kloakkvann er forholdsvis arealkrevende. De vil derfor ikke være aktuelle som alternativ i rensenanlegg for store befolkningsmengder. På mindre anlegg hvor det er god tilgang på areal, og hvor behovet for

næringsaltreduksjon er sesongsavhengig, kan forholdene imidlertid ligge bedre til rette for denne teknologien.

Ved vurdering av HRAP-anlegg for rensing av kloakkvann, må man ta hensyn ikke bare til renseseffekten, men også til den verdiskaping og resursutnyttelse som produksjonen av biomasse innebærer. Energimessig er prosessen gunstig fordi den drives av solenergi. Avgjørende for om HRAP-anlegg er attraktivt er at den produserte biomassen kan utnyttes. Utvinning av kjemikalier kan bli en økonomisk interessant mulighet i fremtiden. Videreforedling av algebiomassen i en næringskjede for produksjon av (levende) fôr til fisk er kanskje det mest aktuelle alternativet i dag. Anlegg for dette formål kan bygges hvor det er avsetning for fôr. Driften av produksjonsanlegget kan da også tenkes overlatt til fiskprodusenten, som vil være interessert av at anlegget virker. Avløpsvann fra fiskfarmer kan også resirkuleres i HRAP-anlegget.

4. SYSTEMER BASERT PÅ HØYERE PLANTER

4.1 Prinsipper for systemer basert på høyere planter

Akvabotaniske rensesystemer for kommunalt avløpsvann består som oftest av en eller flere grunne dammer som inneholder en eller flere arter av vannplanter (makrofytter). Dette kan være sumplanter som brei dunkjevle (*Typha latifolia*), takrør (*Phragmites communis*), sjøsivaks (*Scirpus lacustris*), forskjellige starrarter (*Carex* spp.), eller flyteplanter som vannhyasint (*Eichhornia crassipes*) og vanlig andmat (*Lemna minor*).

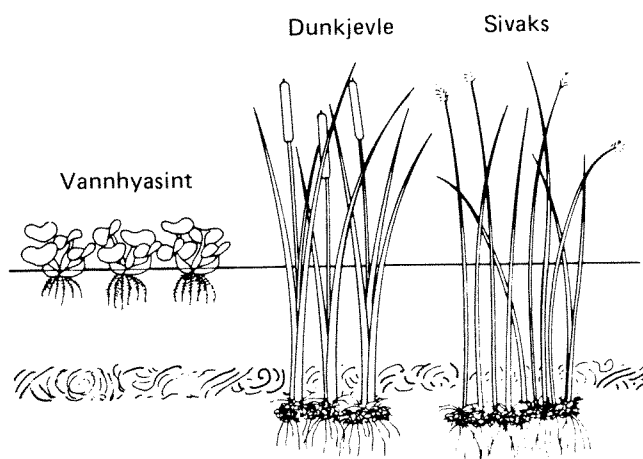
I likhet med algesystemer er tilgjengeligheten av næringsalter og CO₂, lys og temperatur avgjørende for plantenes veksthastighet. Er betingelsene gunstige kan biomasseproduksjonen bli svært stor. Forsøks- høsting som NIVA har gjort med vasspest har vist at man kan få avlinger i ukultiverte systemer som er 3 ganger så høye som gras- avlinger pr. arealenhet (Berge et al. 1987).

Flytende makrofytter, som vannhyasint og vanlig andmat, har vist stor evne til å fjerne næringsalter fra avløpsvann p.g.a. høy veksthastighet og stor kapasitet for opptak. Levetiden for disse plantene er forholdsvis kort, noe som gjør at lagringstiden for næringsalter er kort. Effektiv høsting er derfor viktig for systemer hvor slike planter benyttes. Fastsittende høyere planter som takrør, sjøsivaks, brei dunkjevle, etc. har også vist evne til å ta opp næringsalter raskt fra mediet de er plantet i. Disse plantene har lengere levetid, og kan derfor holde på næringsaltene over lengere tid. Dette gjør at høsting praktiseres forskjellig i forhold til systemer med flytende planter. I noen anlegg blir plantene høstet flere ganger i året, mens i andre forekommer ikke høsting av biomasse. Den sistnevnte praksis begrunnes med at opptak av næringsalter i plantene er en ubetydelig del av totalomsetningen. Terrestriske vekster som pil, selje, o.l. som brukes i våtmarksystemer tar opp næringsalter langsommere, men kan lagre disse i årevis. I systemer som nytter høyere planter for fjerning av næringsalter, vil opptak i plantene utgjøre 16 - 75 % av tot-N fjerning og 12 - 73 % av tot-P fjerning (Reddy og DeBusk, 1988).

Basis for behandling av avløpsvann i et plantebasert system er samspillet mellom plantene og mikroorganismene som er assosiert med plantene og plantenes substrat. Hoveddelen av det organiske materialet blir brutt ned ved hjelp av mikroorganismene som lever på og rundt plantenes røtter (Wolverton, 1987). Det blir hevdet at samspillet mellom planter og mikroorganismer gir en synergistisk effekt som øker nedbrytning og fjerning av organisk materiale fra avløpsvannet.

Plantene bruker nedbrytningsproduktene sammen med nitrogen, fosfor og andre mineraler for å bygge nye celler. Mikroorganismene bruker igjen noen av plantenes metabolitter som blir utskilt via røttene. Plantenes røtter har en god evne til å fange opp kolloider og suspendert materiale fra avløpsvannet, som deretter blir assimilert av planten. Plantenes røtter og stengel danner store biofilm-overflater med bakterier, sopp og påvekststalger og tilhørende encellede og høyere dyr som kan omsette dette videre. Vannplanter har også evnen til å transportere oksygen fra bladene til røttene, og derved skape en aerob sone rundt røttene som er en fordel i systemer for avløpsvannbehandling og nitrifikasjon. Flere forfattere, bl.a. Riger-Kusk (1988), hevder at i rotsoneanlegg vil nitrifikasjon kunne foregå i disse oksygenholdige sonene, mens denitrifikasjon vil foregå i de anoksiske sonene mellom røttene. Vannplanter er også i stand til å adsorbere og oppkonsentrere tungmetaller og noen radioaktive elementer (Wolverton, 1975). De kan også ta opp organiske insecticider (Wolverton and Harrison, 1973).

Biomassen som produseres i akvabotaniske rensesystemer kan høstes og anvendes til en rekke formål. Selve høstingen er enkel i forhold til høstingen i algesystemer. Forsøk ved NIVA har vist at vasspest er et næringsrikt, attraktivt og lettfordøyelig husdyrfor (Berge, 1987). Forverdien er som førsteklases gras, og kan anvendes enten ferskt, frosset eller ensilert. Også andre planter er velegnet som husdyrfor. Andre anvendelsesområder kan være som jordforbedringsmiddel og til energiproduksjon (biogassproduksjon). Nye utradisjonelle bruksområder kan også tenkes i fremtiden, som råvare for produksjon av cellulose og stivelse for etanol produksjon, for produksjon av flerumettede oljer og produksjon av legemidler (Lakshman, 1987).



Figur 8 viser noen planter brukt i akvabotaniske rensesystemer.

Reaksjonene som foregår mellom forurensningsstoffer, planter og mikroorganismer er mange og komplekse, og pr. idag ikke fullstendig klarlagt. Men nok informasjon foreligger til å demonstrere at vannplantene har en mer omfattende funksjon enn bare å tilføre en stor overflate for mikroorganismene.

4.2 Eksempler på anlegg

Akvabotaniske rensesystemer for kommunalt avløpsvann kan deles inn i følgende typer:

- Naturlige og kunstige våtmarksområder
- Rotsoneanlegg
- Systemer med flytende planter

I konvensjonelle systemer for behandling av avløpsvann blir vannet behandlet raskt i nøye kontrollerte og energi-intensive systemer. I akvabotaniske rensesystemer skjer renseprosessen forholdvis langsomt i systemer som krever lite tilsyn og vedlikehold. Dette innebærer at konvensjonelle systemer krever mer konstruksjonsarbeide og utstyr men mindre areal enn akvatiske systemer.

VÅTMARKSOMRÅDER

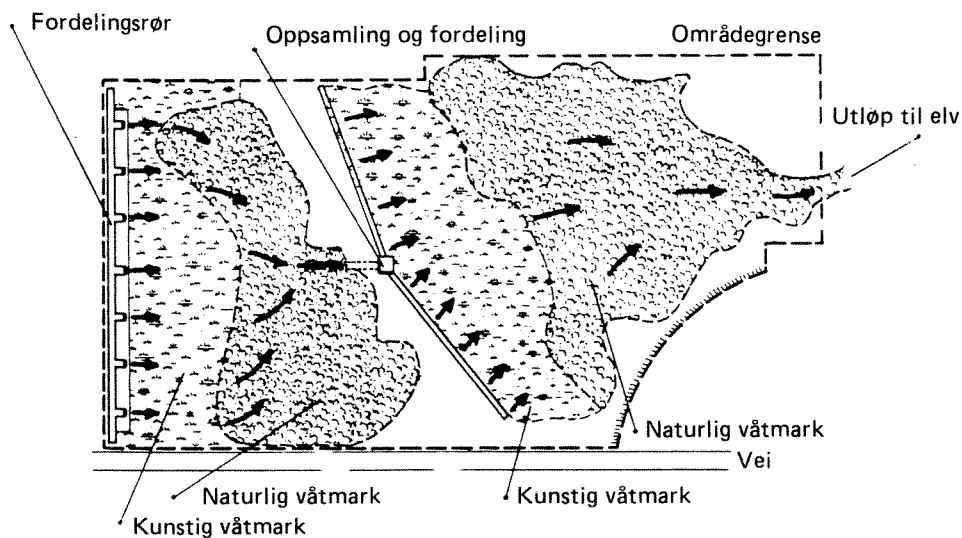
Våtmarker har mange steder fått status som verneverdige områder. Dette fordi våtmarker er produktive områder som ofte har et rikt plante- og dyreliv, og blir bl.a. derfor sett på som en interessant landskapstype. I utlandet, spesielt i USA, har våtmarksområder flere steder blitt brukt for å behandle kommunalt avløpsvann. Erfaringer tyder på at våtmarksområder kan bli ødelagt ved ukontrollerte utslipp av ubehandlet avløpsvann. Imidlertid ser det ut til at våtmarksområder og plantene som vokser der har et stort potensiale for å etterbehandle kommunalt avløpsvann uten at det vil gi negative konsekvenser. Imidlertid bør man være oppmerksom på faren av å spre patogene mikroorganismer eller giftige forbindelser til dyr og fugler. Det kan også foregå en transport av disse stoffene til grunnvann dersom ikke området har ugjennomtrengelig lag i bunnen.

I våtmarksområder benyttes flerårige fastsittende høyere planter. Dette gjør at systemene kan benyttes i nordlige områder da frost ikke vil drepe plantene. Selv vinterstid vil områdene ha en viss effekt med hensyn til fjerning av forurensningsstoffer, selv om rensegraden blir noe nedsatt. Våtmarkssystemer brukes for å etterpolere kommunalt avløpsvann flere steder i USA. Studier som er utført viser at

vannkvaliteten blir forbedret, spesielt m.h.p. N, suspendert tørrstoff (SS) og BOF_5 , men også noe P blir fjernet. Områdets hydrologi vil påvirke driften. Systemene er normalt svært kosteffektive der de naturgitte forhold ligger til rette for slike.

Våtmarker har også et potensiale for rensing av diffus avrenning fra spredt bosetting og landbruk som ikke kan samles opp og renses på konvensjonell måte.

Vanligvis skilles det mellom kunstige og naturlige våtmarksområder. Prosessene som foregår i systemene er stort sett de samme, så de vil bli omtalt under ett her. Figur 9 viser et område hvor naturlige våtmarker er blitt supplert med kunstige våtmarker.



Figur 9. Kombinasjoner av naturlige og kunstige våtmarksområder (etter Best, 1987).

I det følgende vil utdrag fra noen publiserte artikler bli presentert. Informasjon fra disse vil danne grunnlag for anbefalinger om dimensjonering og egnethet for norske forhold.

Wolverton, 1987, beskriver følgende tre våtmarkssystemer fra USA:

Et kunstig våtmarksområde vil bli anlagt for å rense avløpsvannet fra en biodam ved National Space Technology Laboratories (NSTL) i Mississippi. Området blir beplantet med sivaks (*Scirpus californicus* Steud.) og andmat (*Lemna* sp.). Oppholdstiden er beregnet til 5-7 dager, og den maksimale dybden 38 cm.

Et annet kunstig våtmarksområde er tatt i bruk ved Collins i Mississippi for å etterbehandle 1325,5 m³/dag. Avløpsvannet blir hentet fra biodammer. Området er på 4 ha og har et maksimalt vanddyb på 38 cm.

I byen Arcata i California har det blitt utført pilot skala forsøk for behandling av kommunalt avløpsvann i kunstige våtmarks-kanaler. Vannet ble forbehandlet i biodammer. Sivaks (*Scirpus acutus* Muhl.) ble brukt som den eneste vannplanten i systemet. Forsøkene ble kjørt i flere år. Gjennomsnittlig BOF₅ i innløpet var 50 mg/l og i utløpet 10 mg/l med oppholdstider fra 6 til 7 døgn.

Våtmarksområder i tempererte strøk

Houghton Lake våtmarksområde i Michigan, USA, er beskrevet av Kadlec, 1987. Mellom 1971 og 1974 ble det skaffet bakgrunnsdata før utslipp av kommunalt avløpsvann startet. Fra 1978 har avløpsvann fra luftede laguner blitt transportert til en 12 ha dam for pumping til det 700 ha våtmarksområde. Området er bare i drift i sommerhalvåret da dammens volum er stort nok til å lagre avløpsvannet gjennom vinteren. Avløpsvannet (10000 m³/d) blir fordelt utover våtmarksområdet via to 500 meters perforerte ledninger. To plantekombinasjoner dominerer området, starrarter (Carex spp.) og forskjellige typer vier (Salix spp.) i et område, og finnmyrt Chamaedaphne calyculata (L.) Moench og bjørk Betula pumila L. i et annet område. I starr/vier området består bunnen av 1-2 meter nedbrutt slam, mens det i finnmyrt/bjørk området er 2-5 meter mindre nedbrutt slam. Hele området har et lag ugjennomtrengelig leire i bunnen. Noe naturlige overflateavrenning tilføres området. Snøsmelting kan bidra noe enkelte år. Om sommeren var fordampningen omtrent lik nedbørmengden, så vannmengden inn var lik mengden ut. Kapitalkostnadene for opprettelse av området var USD 397 900 og driftskostnader USD 12 600 pr. år i 1978. Dette var med klorering og dekloriering av utløpsvannet inkludert, noe som viste seg unødvendig da innholdet av fekale koliforme bakterier i utløpet var svært lavt. Opptak av næringssalter og organisk materiale ble antatt å foregå på overflater i systemet (jord, slam, røtter, plantestilker, algeteppe). Opptaksmekanismer ble antatt å være oppbygging av biomasse, adsorpsjon i slammet, dannelse av slam/jord, og mikrobiologisk aktivitet. Oksygenkonsentrasjon i innløpssonen var skiftende, fra 1 mg/l til 14 mg/l. Bakgrunnskonsentrasjonen m.h.t. BOD₅ for våtmarksområdet var 1,5 mg/L og innløpskonsentrasjonen for avløpsvannet ca. 13 mg/l. Bakgrunnskonsentrasjonen ble nådd i de første 400 meterne av området. Tabell 2 viser gjennomsnittlige konsentrasjoner for forskjellige vannkvalitetsparametere i Houghton Lake systemet.

Tabell 2. Gjennomsnittlige konsentrasjoner for vannkvalitetsparametere i Houghton Lake systemet (etter Kadlec, 1987).

Parameter	Innløps- konsentrasjon mg/l	Utløps- konsentrasjon mg/l	Bakgrunns- konsentrasjon mg/l
Totalt oppløst P	4	0.08	0.05
Ammonium N	8	0.13	0.70
BOF	13	5.0	----
SS	20	5.0	----
Sulfat S	8	1.0	----
Klorid	100	95.0	28.0

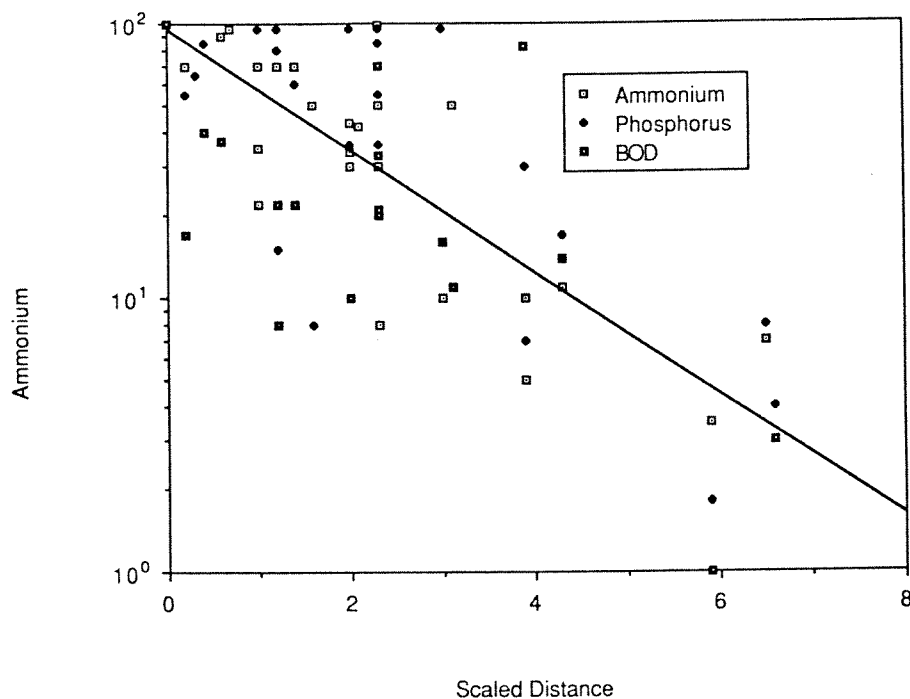
Kadlec, 1987 sammenliknet 10 våtmarksområder for behandling av kommunalt avløpsvann i tempererte strøk m.h.t. vannkvalitet (tabell 7). Avstanden fra innløpspunktet mot konsentrasjonsmålinger nedstrøms ble brukt for å bestemme avstanden fra innløpet hvor stoff-konsentrasjonene var halvert. Tabell 3 viser "halveringsavstanden" for disse våtmarkene. Denne avstanden varierer med dybde, vannmengde, kanaldannelse, og andre faktorer som er spesifikke for området. Stor forskjell i renseseffekt kan sees mellom områdene som er prosjektert og bygget med fordelingssystem og eldre områder med punktutslipp.

Tabell 3. "Halveringsavstanden" for 10 våtmarksområder i tempererte strøk (etter Kadlec, 1987).

Område	Avstand, m	Kommentar
Drummond, WI	60	m/fordelingssystem
Bellaire, WI	80	m/fordelingssystem
Houghton Lake, Michigan	90	m/fordelingssystem
Listowel, Ontario	140	konstruert område
Fontanges, Quebec	220	punktutslipp
Seneca, NY	300	gammel
Great Meadows, MA	340	gammel
Kincheloe, MI	400	punktutslipp
Hay River, NWT	600	punktutslipp
Brillion, WI	800	gammel

Områdenes effekt m.h.t. $\text{NH}_4\text{-N}$, tot-P og BOF-fjerning ble sammenliknet. Restkonsentrasjoner i forskjellige målepunkter ble plottet mot en skalert avstand som fremkom ved å dividere avstanden fra innløpet til

målepunktet på "halverings-avstanden" (figur 10). En rett linje så ut til å representere NH_4 , P og BOD reduksjon mot avstand i semilogaritmisk skala. Dette tydet på en første ordens reaksjon med hastighet proporsjonal til konsentrasjonen.



Figur 10. Reduksjon i konsentrasjon for forskjellige vannkvalitetsparametere mot avstand (etter Kadlec 1987).

Det ble hevdet at når kulde og frost satte inn i november ville hastigheten til mange av omsetningsprosessene som foregår i våtmarksområdene bli redusert eller stoppe opp. Listowel våtmarksområde i Ontario, Canada, Great Meadows, MA, USA og Vincheloe i Michigan, USA viste alle at det også blir en vannkvalitetsforbedring om vinteren (Reed et al. 1984 og Herskowitz et al. 1987).

I Canada har Ontario Ministry of the Environment satt i gang et våtmarksprosjekt (Herskowitz et al. 1987). Fem separate områder beplantet med dunkjevle (*Typha* spp.) har vært i drift i 4 år. Totalt areal er 8670 m². Hensikten med prosjektet var å undersøke effekten og lønnsomheten ved helårsdrift med kunstige våtmarker i kaldt klima, og å kunne gi dimensjonerings tall og anbefalinger om drift for anlegg i Ontario. Avløpsvannet som ble tilført var forbehandlet i biodammer. Områdene

var kledd innvendig med leire og fyllt 15 cm opp med jord og slam (10 % av totalvolumet). Gjennomsnittlig vannmengde til systemet var 17 m³/d (128 m³/ha · d). Det var noe problemer første vinter p.g.a. isdannelse. Lufting og oppvarming av overløpskanter løste problemene. BOF₅ belastningen varierte fra 86 g/m² til 294 g/m² (20-56 mg/l). Vanndybden var ca. 20 cm sommerstid og 30 cm vinterstid for å unngå problemer med is. 7-14 dagers oppholdstid ga best resultater. Vanntemperaturen var lavere enn 2 °C fra desember til mars. Resultatene fra driftsperioden viser at oksygeninnholdet varierte fra 11 mg/l om våren og høsten til 0 mg/l om sommeren. Gjennomsnittstall fra 4 årsperioden er vist i tabell 4.

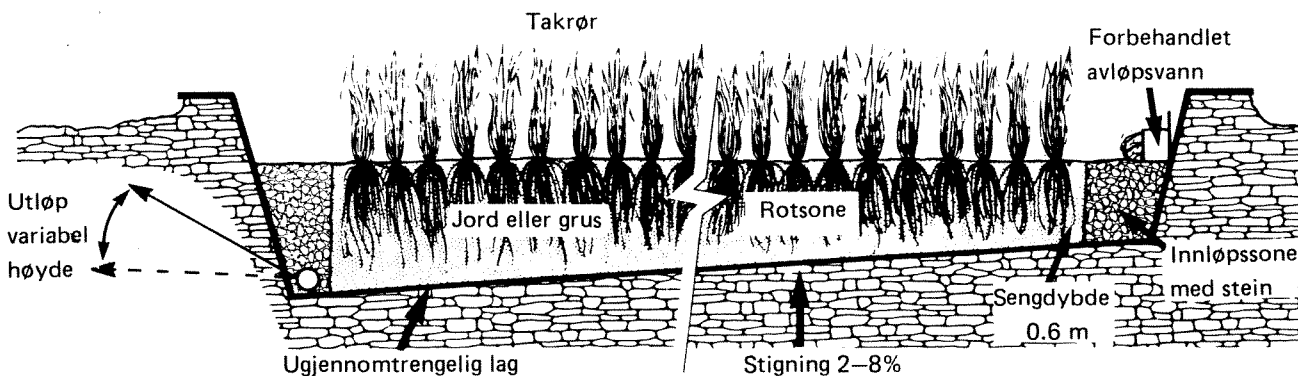
Tabell 4. Gjennomsnittlige konsentrasjoner i innløp, utløp og renseseffekter i det kunstige våtmarksområdet ved Listowel, Ontario, Canada (Etter Herskowitz et al. 1987).

	Innløp	Utløp	Renseeffekt
S-TS, mg/l	111,1	8,0	93 %
BOF ₅ , mg O/l	56,3	9,6	83 %
Tot-P, mg/l	3,2	0,6	81 %
PO ₄ -P, mg/l	0,40	0,34	15 %
Tot. Kjeldal-N, mg/l	18,7	8,7	54 %
NH ₄ -N, mg/l	8,6	6,1	29 %
NO ₃ -NO ₂ -N, mg/l	0,38	0,21	45 %

For BOF₅ og tot-P var renseseffekten god også vinterstid. Forhøyede utløpsverdier for NH₄ og PO₄ var i første rekke en følge av anaerobe forhold. Redusert NH₄-fjerning skyldes også lave temperaturer vinterstid. Forsøkene har dannet grunnlag for et fullskala anlegg ved Port Perry, Ontario, Canada. I dette anlegget er det lagt vekt på tiltak for å øke oksygentilførselen og å minske oksygenforbruket, da lavt oksygeninnhold var et problem periodevis i pilotanlegget.

ROTSONEANLEGG

Disse anleggene er en variant av kunstige våtmarksområder. Ved å lede vann gjennom rotsonen til høyere planter som står i et porøst medium, er det oppnådd svært gode rensresultater. Dette blir av enkelte beskrevet som den mest lovende metode for behandling av avløpsvann siden rislefilteret ble utviklet i 1893 (Wolverton, 1987). Vann ledes horisontalt inn i systemet som vist i figur 11.



Figur 11. Rotsoneanlegg etter europeisk mønster (etter Cooper og Boon, 1987).

Mikroorganismer som vokser på det porøse mediet og på røttene vil danne en biofilm. Et symbiotisk samspill vil utvikles mellom fastsittende mikroorganismekulturer og plantene (Wolverton, 1987). Han hevder at det er viktig å opprettholde en oksygenkonsentrasjon $>1,5$ mg/l for å oppnå luktfritt avløpsvann med lavt BOD_5 innhold. I dansk litteratur blir det hevdet at det dannes aerobe soner rundt plantenes røtter og anaerobe soner utenfor disse. Dette er grunnen til at det kan foregå både en nitrifikasjon og en denitrifikasjon i systemene (Riger-Kusk, 1988). Rotsoneanlegg blir brukt for å etterbehandle kommunalt avløpsvann fra renseanlegg og for behandling av avløpsvann som har passert slamavskiller eller sil. Systemene kan bli dimensjonert for BOD_5 verdier i utløpet på <5 mg/l. To slike systemer er satt i drift i Benton og Haughton, Louisiana, USA. Hver av disse skal behandle 1326 m³/d med avløpsvann fra biodammer. Et annet anlegg er dimensjonert for å behandle $15\ 151$ m³/d (samme type avløpsvann) ved Denham Spring, Louisiana, USA. Oppholdstiden i alle anleggene blir ca. 24 timer (Wolverton, 1987).

Wolverton, 1987 oppsummerer noen arbeider som er gjort med rotzonenanlegg. Disse er hentet fra sydlige breddegrader. Planter som takrør (*Phragmites communis*), dunkjevlearter (*Typha* spp.), "canna lily" (*Canna flaccida*), "arrowhead" (*Sagittaria latifolia*), "arrow-arum" (*Peltandra virginica*), "pickerelweed" (*Pontedaria cordata*), "green taro" (*Colocasia esculenta*) ble benyttet. Anleggene reduserte BOD_5 i utløp fra biodammer og slamavskillere fra 110-50 mg/l til 10-2 mg/l ved 12 til 24 timers oppholdstid. Giftige organiske forbindelser som benzen ble redusert fra 9 mg/l til 0,05 mg/l på 24 timer. Tungmetaller og radioaktive elementer ble også fjernet fra avløpsvann.

Bavor et al., 1987 beskriver behandling av kommunalt avløpsvann i fullskala rotzonenanlegg. Avløpsvannet var forut for rotzonenanlegget

behandlet i biologiske rislefiltere med sedimentering. Systemet bestod av fem makrofytt-kanaler og to kontroll kanaler (hver 100 m lang, 4 m bred og 0,5 m dyp). Kanalene inneholdt følgende:

- 1) Åpen kanal med flytende tusenblad (Myriophyllum aquaticum),
- 2) en grusfylt kanal beplantet med Schoenoplectus validus
- 3) en grusfylt kanal beplantet med dunkjevle (Typha orientalis),
- 4) to kanaler med vekslende åpent vann og grus beplantet med dunkjevle (Typha orientalis),
- 5) kontroll-kanal uten planter med grus og
- 6) kontroll-kanal uten planter og grus.

Alle kanalene var kledd med PVC-duk. Kanal 1 og 6 viste dårligste renseseffekter m.h.p. BOF, N, SS, og indikator bakterier. Kanal 2, 3 og 5 var fylt med grus (2 og 3 med planter). Kanalen uten planter hadde noe lavere renseseffekt enn med planter. Best effekt ga kanalene med veksling mellom grus beplantet med Typha og åpent vann. Tabell 5 viser renseseffekter som ble oppnådd i kanal 3 og 4.

Tabell 5. Gjennomsnittlige innløpsverdier, utløpsverdier og belastningsforhold for kanal 3 og kanal 4.

Parameter	Enhet	Innløp	Kanal 3	Kanal 4
SS	mg/l	57	4.5	5.3
BOF ₅	"	33	4.6	3.8
Tot-N/KJ	"	47	11.0	7.6
NH ₄ -N	"	35	10.6	7.1
Tot-P	"	10	6.8	8.2
TOC	"	43	9.8	9.3
Fekale Colif.	CFU/100 ml	1.2x10 ⁶	3.0x10 ³	25
Oppholdstid	p.e./ha.d		8.9	7.5
Belastning	p.e./ha.d		1100	1700

I disse kanalene ble det oppnådd opptil 90 % fjerning av BOF₅, tot-N og S-TS i perioder. Gjennomsnittlige verdier lå noe lavere. Tot-P ble redusert med rundt 40 %. Selv ved oppholdstider ned til tre dager ble gode renseseffekter oppnådd. Belastningene var dobbelt så høye som i konvensjonelle biodammer. Økt oppholdstid til 6 dager ga adskillig bedre N-fjerning. Systemene ga liten endring i renseseffekt ved økt

vannmengde p.g.a. regn, gift i avløpsvannet (natriumhypokloritt) eller endringer i næringssaltinnhold.

Gersberg et al., 1986 har beskrevet resultater fra et rotsoneanlegg i California. Flere ulike vannplanter ble prøvd i anlegg belastet med mekanisk rensed avløpsvann (4.7 cm/døgn, oppholdstid 6 døgn). Dunkjevle var den mest effektive planten og fjernet i gjennomsnitt $\text{NH}_4\text{-N}$ med 94 % (fra 24.7 mg/l til 1.4 mg/l). Av dette svarte opptak i plantene for 12-16 % mens resten ble fjernet ved denitrifikasjon. BOD-reduksjonen var 96 %.

Rotsoneanlegg i tempererte strøk

Behandling av avløpsvann i rotsoneanlegg har også fanget interesse i de nordlige delene av Europa. Her skal vi ta for oss noen prosjekter som er beskrevet de senere år.

I England er det satt i gang et nasjonalt forskningsprogram på rotsoneanlegg (Cooper og Boon, 1987). Metoden som benyttes er en variant av rotsonemetoden utviklet av professor Reinhold Kickuth ved Universitetet i Hessen i Vest-Tyskland. I Vest-Tyskland har rotsoneanlegg vært i drift siden 1974 for behandling av forbehandlet (silt) kommunalt avløpsvann. Anleggene blir belastet med rundt $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ og avløpsvann opp til 10 000 p.e. blir behandlet (Kickuth, 1984). Han hevdet her å få et avløpsvann som er fullstendig nitrifisert. De engelske forskerne foretok flere turer til Tyskland for å studere anleggene. Konklusjonene fra disse turene var at rotsoneanlegg kan være kost- effektive for behandling av silt kommunalt avløpsvann når et utløpsvann av høy kvalitet er målet (inkludert nitrifikasjon, denitrifikasjon og P-fjering) (Cooper og Boon, 1987). Basert på data fra Tyskland, England og USA ble byggekostnadene for rotsoneanlegg beregnet til å være 25 til 75 % av konvensjonelle anlegg, mens driftskostnadene var 10 til 25 %. I England foreligger planer om å bygge 25 anlegg fra 50 til 1500 p.e. Det første anlegget ble prosjektert for 1300 p.e., kapitalkostnadene var ca. USD 140 000 (1985). Takrør (Phragmites) benyttes som eneste plante.

Cooper and Boon, 1987 beskriver tre forskjellige varianter av rotsoneanlegg. Detaljerte design parametere som mediatype, media størrelse, dybde, innløp og utløpsarrangement, strømmingshastigheter, areal i forhold til vannmengde og renseeffekt, materialvalg, etc. blir anbefalt. De tre variantene er Root Zone Method (RZM), Max Planck Institute Process (MPIP) og Lelystad Process.

Det nasjonale forskningsprogrammet i England, som har en styringsgruppe med folk fra "Water Authorities" og fra Water Research Center (WRC), tar mål av seg å lage en dimensjonerings- og driftsmanual for rotsone anlegg i løpet av 1989. WRC har også opprettet en database for lagring av dimensjonerings- og driftsdata. Gjennom programmet vil det også bli etablert et samarbeid mellom miljøer i USA, Canada, Frankrike, Spania, Belgia, Danmark, Vest-Tyskland, Nederland og England.

For å unngå gjentakelse av arbeid som allerede er gjort har gruppen akseptert følgende grunndesign-kriterier:

- a) Takrør (Phragmites australis) ser ut til å være den mest aktuelle planten i rotsoneanlegg fordi den er robust ovenfor en rekke kjemiske forbindelser, har et kraftig rotsystem, og transporterer mye oksygen til sedimentet gjennom røttene.
- b) Jord/leiresengen bør vært ca. 60 cm dyp.
- c) Innløp og utløpsone bør inneholde stein med diameter på 60 til 100 mm.
- d) Takrør bør plantes om våren.
- e) Sengen bør være vanntett mot underlaget og sider. Dette kan gjøres med leire. Best resultat oppnås med plastduk.
- f) Sengen bør ha en helning på 2 til 6 %.
- g) Etter at sengen er beplantet bør vannstanden stå ca. 25 mm over sengen.
- h) Sengen bør dreneres en gang i året de første tre årene (fortrinnsvis om høsten) for å sikre en vertikal gjennomstrømning i systemet.
- i) Nyplantet takrør bør ikke oversvømmes da disse da kan råtne.

Figur 11 viser en seng dimensjonert etter disse retningslinjene.

Det engelske programmet tar sikte på å kartlegge følgende:

- Type vann som kan behandles i rotsoneanlegg
- Valg av riktig jordtype for rotsoneanlegg
- Forbedre konstruksjonen, m.h.t. detaljer
- Riktig teknikk for planting

Cooper og Boon (1987) har samlet data fra de 30 engelske rotsoneanleggene som er i drift eller ble satt i drift i løpet av 1986.

Følgende sammenstilling kan trekkes fra dette:

- Størrelsen på anleggene er fra 50 til 1500 p.e. (11 til 320 m³/d).
- Kommunalt avløpsvann med siling eller slamavskilling som forbehandling renses i anleggene.
- Anleggene dimensjoneres for å fjerne BOD₅ ned til 8 mg/l i utløpet.
- Forholdstallet mellom lengde og bredde varierer fra 1 og 2.
- Gjennomsnittlig vannhastighet ligger fra 0,13 x 10⁻⁴ m/sek til 1,30 x 10⁻⁴ m/sek gjennom sengen.
- Forholdstallet mellom sengens overflate og antall p.e. (m²/p.e.) varierer fra 0,9 til 4,7.

I Sverige er forsøk med nitrogenfjering i plantesystemer utført ved Universitetet i Linköping. Wittgren og Sundblad, 1987, undersøkte N-fjerning i et system av lysimetre beplantet med mjølknapp (Glyceria maxima) (Hartm.) i sand inneholdene organisk materiale. Mjølknapp ble valgt fordi denne har et høyt næringsopptak, stor biomasseproduksjon og kan brukes som fôr til husdyr og biogassproduksjon. Studien ble utført ved Slaka biodammer nær Linköping. I den kaldeste måneden i året (februar) er gjennomsnittlig lufttemperatur -4 °C. Fire kar (3 x 4 m) ble plassert i bakken. Hvert kar hadde utløpsledning i bunnen med muligheter for drenering. Karene ble fylt med sand og beplantet. Avløpsvann fra en biodam ble tilført med ulike frekvenser i de forskjellige karene, fra 14 ganger pr. uke (10 mm) til 1 gang pr. uke (140 mm). Tabell 6 viser totalmengde N tilført, hva som ble tatt ut i dreneringsvannet og hva som ble høstet i form av biomasse fra april til oktober 1985.

Nitrogenfjerningen i lysimeter I-IV var henholdsvis 58, 62, 73 og 77 %. Nitrifikasjon/denitrifikasjon, NH₃-avdrivning, assimilasjon i mikroorganismer, adsorpsjon av NH₄ til leire og opptak i planter ble ansett som de viktigste N-fjerningsmekanismene. Det høyeste N-opptak (30 %) i G. maxima ble oppnådd ved 2 tilførsler av avløpsvann pr. uke. I perioden ble BOD fjernet fra 130 mg/l til <5 mg/l i alle lysimeterene. Tot-P fra 5 til <0,2 mg/l, og tot-N fra 29 til <12 mg/l.

Tabell 6. Totalmengde N tilført, drenert og høstet i form av biomasse for lysimetre tilført avløpsvann (april-oktober). (Etter Wittgren og Sundblad, 1987).

	Lysimeter			
	I	II	III	IV
Tilføringsfrekvens vanning pr. uke	14	7	2	1
Tilført (g N/m ²)	106	106	106	91*
Drenering (g N/m ²)	44	40	29	21
Høstet (g N/m ²)	29	30	32	24

*Kar IV ble tilført noe mindre enn de øvrige p.g.a. lekkasje

Bucksteeg (1987) beskriver to typer rotsoneanlegg som har vært benyttet i Vest-Tyskland:

- 1) Systemer hvor høyere planter som vokser i en seng av grus eller sand som beskrevet av Seidel, 1983. I følge teorien hennes er det de biokjemiske reaksjonene som foregår i rotsonen som gir effektiv rensing av avløpsvann.
- 2) Systemer hvor takrør vokser i en seng av jord/leire som beskrevet av Kickuth, 1984 og Cooper og Boon, 1987. I følge teorien som ligger til grunn er det hovedsakelig jorda med sin spesielle sammensetning i rotsonen med aerobe og anaerobe mikroområder som sørger for høy fjerning av næringsalter.

Begge typer systemer er basert på en horisontal strømming av avløpsvann gjennom rotsonen.

Bucksteeg (1987) peker på at systemer med grus/sand har blitt for høyt belastet tidligere. Han anbefaler følgende dimensjoneringstall for denne type anlegg basert på tyske erfaringer fra små rensesanlegg hvor systemet har vært benyttet som biologisk behandling etter forsedimentering:

- vasket sand eller grus med uniform kornstørrelse (minimum 2 mm).
- spesifikk overflate: 3 - 5 m²/p.e.
- hydraulisk belastning <0.1 m³/m².h med hensyn til tversnittets areal

Systemer basert på disse dimensjoneringsstall blir hevdet å ha fungert uten problemer. Bruk av sand/jord med mindre kornstørrelse har skapt problemer p.g.a. gjentetting. Forsedimentering blir hevdet å være svært viktig. Utløpsvann fra biodammer kan skape problemer fordi alger tetter mediet.

Tabell 7. Representative innløpsverdier (etter forsedimentering) og utløpsverdier fra tyske grus/sand systemer der kommunalt avløpsvann ble tilført.

parameter	innløpsverdier etter forsedimentering, mg/l	utløpsverdier fra grus/sand system, mg/l
KOF	200 - 400	40 - 100
BOF ₅	150 - 300	10 - 20
Tot-N/KJ	40 - 80	
NH ₄ -N		10 - 40
NO ₃ -N		10 - 0
Tot-P	15 - 30	14 - 27

Tallene viser 80 - 95 % fjerning av organisk stoff, noe nitrifikasjon og denitrifikasjon, som regel mindre enn 50 % fjerning av tot-N, ingen vesentlig P fjerning.

Bucksteeg er kritisk til tidligere publiserte artikler hvor jord/leire senger med høyere planter er benyttet for å rense avløpsvann. Spesielt nevner han artikler fra Othfresen renseanlegg i Tyskland hvor ubehandlet kloakk er blitt tilført jord/leire senger beplantet med takrør. Han hevder at kloakken flyter på overflaten, og at det er mulig å måle verdier for vannkvalitetsparametere på linje med de man finner i ubehandlet avløpsvann langt nedstrøms innløpet. Avløpsvann av denne typen klarer ikke å trenge gjennom rotsonen når mediet plantene vokser i ikke har tilstrekkelig porøsitet.

Det er satt i gang et mer omfattende forskningsarbeide på denne type systemer i Tyskland. Flere fullskala anlegg med størrelser rundt 100 p.e. er satt i drift. Disse ble omhyggelig prosjektert av ingeniører og naturvitere. Resultater fra disse kan ventes i løpet av 3 - 5 år da driftserfaringer over lengere tid er nødvendig.

Tabell 8. Dimensjoneringsstall for grus/sand og jord/leire systemer sammenliknet med tall for tradisjonelle metoder for avløpsvannbehandling (etter Bucksteeg 1987). Tallene for plantesystemene er konservative i forhold til tall som tidligere er framkommet.

	Spesifikt areal (m ² /p.e.)	Dybde (m)	Spesifikt volum (m ³ /p.e.)
Plantesystem med grus/sand seng	3 - 5	0.3 - 0.8	1 - 4
Plantesystem med jord/leire seng	7 - 10	0.3 - 0.8 ² 0.03 - 0.05 ³	2 - 8 0.2 - 0.5
Rislefilter lavt belastet			0.2 - 0.3
Biodammer	7 - 12	0.8 - 1.0	6 - 12

1 2 - 3 m²/p.e. har vist seg å være utilstrekkelig.
7 - 10 m²/p.e. ser ut til å være teoretisk minimum.

² Verdier for rotsoneanlegg som ifølge teorien.

³ Beregnede verdier basert på overflatelaget uten gjennomtrenging i rotsonen.

Bucksteeg, 1987, trakk følgende konklusjoner:

Grus/sand systemer:

- krever mye areal.
- krever ca. 10 ganger det spesifikke volumet til rislefiltere
- god fjerning av organisk stoff
- nitrifikasjon er begrenset p.g.a. lite oksygen tilgjengelig.
lite nitrifikasjon forhindrer denitrifikasjon.
- dårlig P-fjerning
- sensitivt for hydraulisk overbelastning.

Jord/leiresystemer

- trenger like mye areal som biødammer
- stilles spørsmål ved om det kan foregå renseprosesser i rotsonen. Gjentetting er et problem.
- dersom rotsonen blir tett flyter avløpsvannet på overflaten. En viss omsetning foregår her, men arealet som skal til for fjerning av næringsalter og organisk stoff er stort.

Stengel et al., 1987 (Vest-Tyskland) beskriver denitrifikasjon i et rotsonesystem beplantet med takrør (Phragmites australis). Han nevner tidligere undersøkelser som tyder på at i slike systemer er NO_3 -fjerningen ved bakteriologisk denitrifikasjon ca. 10 ganger raskere enn opptaket i høyere planter dersom organisk karbonkilde er tilstede. Dette var i tropiske strøk ved høyt O_2 -forbruk og lav O_2 -tilførsel. Forsøkene fra Vest-Tyskland ble gjort i et rotsonesystem bestående av et flatt plastbasseng (1,5 m bredt, 8 m langt, 0,4 m dypt, totalt overflateareal, 10 m²). Bassenget ble fylt opp med grus (3-8 mm) og beplantet med takrør. Springvann ble tilsatt NO_3 til 30 mg NO_3 -N pr. liter. Systemet ble belastet med 30 l/h. Det ble vist at NO_3 -fjerningen var langt større enn det opptak man skulle forvente i plantene. For å vise at denitrifikasjon foregikk ble "acetylene blockage technique" benyttet (Fedorova et al., 1973). Acetylen ble tilsatt (8 mg/l) for å stoppe reduksjonen av N_2O til N_2 . N_2O konsentrasjonen står derved i støkionetrisk forhold til NO_3 -reduksjonen. Mengden N_2O -N produsert korresponderte til 75-95 % av NO_3 -N reduksjonen. Ca. 60 % NO_3 -N reduksjon ble observert sommerstid i systemet. Uttak av prøver i systemets lengderetning viste at O_2 -konsentrasjonen var under 3 mg/l før N_2O -produksjonen startet. Sommerstid var det svært lave oksygenkonsentrasjoner i utløpet.

I Frankrike var det tidlig i 1987 i drift 3 små fullskala renseanlegg hvor vannet ble ledet gjennom rotsonen til høyere planter. I en artikkel av Boutin (1987) beskrives et system hvor avløpsvann fra 28 p.e. ble behandlet. Vannet passerte en sil og et fettfang før det ble ledet til et system bestående av flere tanker i serie og parallell. To forskjellige tanker ble benyttet, en med infiltrasjon og takrør (Phragmites Communis) og en med horisontal strømning og sjøsivaks (Scirpus lacustris) og sverdlilje (Iris pseudacorus). Infiltrasjonstankene ble benyttet som første behandlingstrinn med alternerende hydraulisk belastning. Vannet ble så samlet opp og ført til tankene med horisontal strømning. Prøver ble tatt fra anlegget fra desember 1983 til mars 1986. Den organiske belastningen varierte med

en faktor på 6. Det totale beplantede arealet var 63 m², noe som ga 2.5 m²/p.e. Gjennomsnittlige renseeffekter i systemet var 85 - 95 % m.h.p. BOF₅ og KOF, 50 % m.h.p. tot-N mens fosfor ble mineralisert, men ikke holdt tilbake i systemet. Det så ut til at renseeffekten ble noe redusert mot slutten av 3 årsperioden. Basert på de beskrevne studier, ble et større anlegg (500 p.e.) satt i drift i september 1985. Ved å optimalisere systemet ytterligere mener forfatteren at det er mulig å benytte mindre areal enn 2.5 m²/p.e.

I Danmark er det pr. dato i drift nær 150 anlegg basert på rotsoneprosessen. De fleste er dimensjonert etter tysk og engelsk mønster med jord/silt/leire som medium for plantene. Det blir hevdet at plantene over tid danner den porøsiteten som skal til for at vannet skal penetrere rotsonen (Riger-Kusk, 1988). Innkjøringsperioden er derfor svært lang, 2-4 år. Anleggene dimensjoneres m.h.t. organisk belastning og hydraulisk belastning. Det er vanlig å beregne rundt 5 m²/p.e. Til nå har anleggene blitt dimensjonert for å fjerne BOF og SS, noe de gjør effektivt og stabilt. De er derfor ikke optimalisert m.h.t. nitrogen- og fosforfjerning. Renseeffekten for tot-N blir rapportert å være 30-50 % og for tot-P 20-40 %. Da er ikke effekten av oppstrøms slamavskiller medregnet. Anleggstypen har lave driftsomkostninger og er robust for plutselige ekstreme belastninger. Anleggstørrelsen i Danmark er normalt fra 70 m² til 5000 m² (opp til 1000 p.e.). De første anleggene ble bygget ved årsskifte 1983/84. Erfaringene hittil er svært positive. Det blir hevdet at med riktig konstruksjon og dimensjonering fungerer anleggene uten driftsproblemer. Driftstilsyn har begrenset seg til tømning av slamavskillere og påfylling av jord i de erosjonutsatte delene av anleggene. Et anlegg, Rugballegård, på 100 m² mottar avløpsvann fra 5 til 35 p.e. Anlegget fjerner i gjennomsnitt 50-60 % av tot-N som ble tilført. Av målingene var det ikke mulig å se redusert renseeffekt om vinteren m.h.t. tot-N, selv om temperaturen var nede i -20 °C enkelte år. Kostnadene for et anlegg dimensjonert for å behandle avløpsvannet fra 500 p.e. er anslått til å ligge mellom 600 000 og 700 000 Dkr avhengig av mengden innlekkingsvann (Riger-Kusk, 1988). Slamavskiller kommer da i tillegg.

SYSTEMER MED FLYTENDE PLANTER

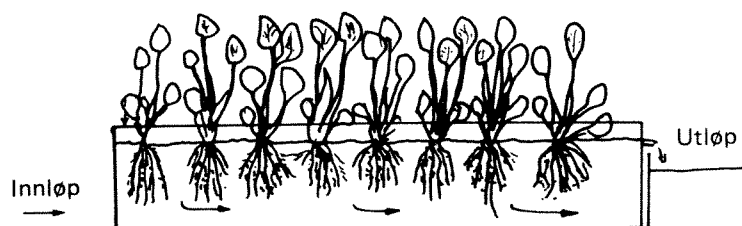
Systemer med flytende planter for behandling av avløpsvann har fanget stor interesse de senere år. Særlig har vannhyasint (Eichhornia crassipes) vært mye benyttet, men systemer med andmat (Lemna spp.) er også beskrevet i litteraturen. Systemene består av en kanal hvor plantene vokser på overflaten, men må også inkludere utstyr for innhøsting og behandling av biomasse, og deponering av fast stoff. Det er viktig at totalkostnadene for dette vurderes før et vannbehandlingssystem med

flytende planter bygges. Siden 1978 har det vært drevet forskning med et slikt integrert system i Disneyland i Florida, USA. Anaerobe utgjæringsstanker er i bruk for å overføre biomasse (vannhyasint) og slam fra forsedimentering til metangass (CH_4). Prosessen krever at følgende tre teknikker beherskes:

- 1) behandling av avløpsvann ved hjelp av planter til en vannkvalitetsstandard som imøtekommer krav fra forurensningsmyndighetene
- 2) maksimering av biomasseproduksjonen og
- 3) anaerob utgjærning.

Systemer med bruk av vannhyasint

Typiske renses effekter i vannhyasint-systemer har vært 75-90 % m.h.p. BOD_5 og SS ved belastninger på 20-150 kg $\text{BOD}_5/\text{ha}\cdot\text{d}$. (Hayes, T.D. et al. 1987). Når det gjelder næringssalter er det rapportert om høy N, men lav P-fjerning. De fleste anlegg som er i drift er installert med tanke på etterpolering av avløpsvann og N-fjerning. Figur 12 viser en kanal med vannhyasint hvor forurensninger fjernes i rotsystemet ved mekanismer som direkte opptak i plantene, mikrobiologisk nedbrytning, fysisk oppfangning og sedimentering. Vannhyasinter gror raskt og må høstes med jevne mellomrom. Biomassen kan føres sammen med slammet fra forsedimenteringen til en anaerob gjæringsstank hvor bakterier bryter ned organisk materiale til biogass (60-65 % $\text{CH}_4 + \text{CO}_2$) som kan bli oppgradert til salgsvare (95 % CH_4).



Figur 12. Kanal med vannhyasint for etterbehandling av kommunalt avløpsvann.

Hayes, T.D et al. 1987 beskriver forsøk som ble gjort på anlegget i Disneyland, Florida. Fem 0,1 ha (88, m x 110 m x 0,5 m) hyasint

kanaler ble benyttet. Kommunalt avløpsvann fra forsedimenteringsbaseng ble tilført kanalene med belastninger på 55, 110, 22 og 440 kg BOD₅/ha·d. Dette ga oppholdstider på 24, 12, 6 og 3 dager. Over en forsøksperiode på 12 måneder viste resultatene at en enkelt hyasintkanal fjernet i gjennomsnitt 81 % av BOD₅ og 80 % av SS ved en belastning på 44 kg BOD₅/ha·d (3 dagers oppholdstid). Ved 220 kg BOD₅/ha·d (6 dagers oppholdstid) var utløpsverdiene 30 mg/l m.h.t. BOD₅ og 30 mg/l m.h.t. SS, bortsett fra enkelte dager i de to kaldeste månedene. 50-70 % av tot-N og 20-30 % tot-P ble fjernet i systemet. N og P opp-taket i vannhyasintene var 1170-1200 kg N/ha · år og 320-390 kg P/ha · år. Under optimale forhold kunne hyasint-produksjonen nå opp i 60-70 tonn/ha · år total biomasse.

Forsøk med anaerob utgjæring av biomasse/slam blanding ble gjort. Laboratorieforsøk ga best resultater m.h.t. metanproduksjon når en vertikalstrømningsreaktor (VFR) ble brukt framfor en totalomblandingsreaktor (CSTR). Det ble bygget en VFR med et volum på 4,5 m³ med en kapasitet på 910 kg hyasint/slam blanding (5 % tørrstoff) pr. dag. Komponenter i systemet var to lagringstanker for slam og oppkuttet vannhyasinter, en blandetank, vertikalstrømningsreaktoren og en kompresjon- og lagringstank for gassen. Pilotanlegget ble kjørt med hyasint/slam blandinger i forholdet 1:1 og 2:1. Den organiske belastningen var 3,2 kg VS/m³ · d (10-12 dagers oppholdstid). Størst CH₄-produksjon ble oppnådd med blandingsforholdet 2:1, (0,4 m³ CH₄/kg VS mot 0,26 m³/kg VS når forholdet var 1:1). Opprinnelig tørrstoff ble redusert med 70 %. En kostnadsanalyse viste at kostnadene for behandling av avløpsvannet i et integrert vannhyasintsystem var på linje med kostnadene for tradisjonelle biologiske systemer (USD 72 pr. 1000 m³ og USD 100 pr. 1000 m³ ved anleggsstørrelser på 500 000 og 100 000 p.e.). Store mengder CH₄ ble produsert. Dersom gassen ble solgt for USD 2 pr. GJ ble vannbehandlingskostnadene redusert til USD 61 og USD 85 pr. 1000 m³ for henholdsvis 500 000 p.e. og 100 000 p.e. anlegg (1985 kostnader). Dette resulterte i at behandlingskostnadene lå 15-20 % under kostnadene for tradisjonell biologisk behandling. Hyasintanlegg med utgjæring av biomasse ble vurdert som kost-effektive ned til størrelser på 10 000 p.e.

En rekke forfattere har rapportert om vellykkede forsøk med monokulturer av vannhyasint for etterbehandling av kommunalt avløpsvann. Systemoppbyggingen i de forskjellige forsøkene er nokså like. Tradisjonelle systemer vil ikke bli videre omtalt her da planten er uaktuell for norske forhold p.g.a. temperaturforholdene. Bruk av overbygde anlegg (f.eks. drivhussystemer) vil imidlertid endre på dette forholdet. Det åpner seg da muligheter for bruk av en rekke nye planter og også nyttevekster som kan selges direkte uten videre

bearbeiding. Bruk av spillvarme for oppvarming vinterstid kan være aktuelt på lokaliteter der overskuddsvarme er tilgjengelig.

Et prosjekt som skal omtales her er Hornsby Bend Hyacinth Facility (HBHF) i Texas, USA. Anlegget ble finansiert 85% av Environmental Protection Agency (EPA) og klassifisert som en "innovative wastewater treatment process". HBHF består av et drivhus som dekker et areal på 2.06 ha. og tre hyasintbassenger med lengder på 265 meter og et totalt areal på 1.6 ha. I artikkelen som refereres til her (Dinges, R. og J. Doersam, 1987) beskrives bygningsmessige detaljer. Dekanteringsvann fra biodammer ble tilført bassengene som har en dybde på 0.91 m ved innløpet og 1.52 m ved utløpet. Døgnblandprøver ble daglig tatt ved innløp og utløp. Fordi en av biodammene ble tatt ut av drift i perioden, har variasjonene ved innløpet vært store med hensyn til vannmengde og organisk belastning. Dette gjør at dataene som presenteres i tabell 9 ikke er representative for stabil drift. Vannmengdene i tabellen ble registrert som forskjellen mellom utløp fra slamlagunene og utløp fra HBHF. Mengden av infiltrasjon i grunnen og fordampning var ikke kjent.

Tabell 9. Driftsresultater for Hornsby Bend Hyacinth Facility.

1986	Vannmengde m ³ /d	I n n l ø p, mg/l				U t l ø p, mg/l			
		BOD ₅	TSS	NH ₃ -N	NO ₃ -N	BOD ₅	TSS	NH ₃ -N	NO ₃ -N
Feb.	427.7	28.0	20.0	10.2	1.1	9.3	8.1	1.6	1.0
Mar	1918.9	13.4	20.0	23.2	4.1	9.8	6.4	11.3	6.2
Apr	2153.6	37.3	41.2	16.4	3.0	31.6	10.2	12.3	6.9
Mai	704.0	61.8	81.8	6.4	5.9	21.3	11.8	3.1	8.8
Juni	669.9	32.8	83.3	2.9	0.8	11.8	15.2	2.1	3.4
Juli	594.2	47.2	75.3	24.5	0.3	21.5	16.1	14.5	0.4

Lønnsomheten av hyasint-dyrkning for vannbehandling i Texas ble ansett å avhenge av tre ting: 1) Vil plantene overleve vintertemperaturen i Texas, 2) vil nok lys være tilgjengelig vinterstid, og 3) vil plantene bli skadet av høy temperatur om sommeren. Fordi vinteren var mild i 1986 og fordi forsøkene ikke kom igang før i februar ble spør-

mål 1) og 2) ubesvart. Plantene klarte sommertemperaturen godt, selv om temperaturen i drivhuset kom opp i 55 °C.

Artikkelen avsluttes med noen framtidsutsikter for denne type systemer. Her sier forfatterene at mulighetene er best der plantene vil overleve vinteren uten å tilføre ekstra varme. Fordi hyasint systemer er kost-effektive og fordi behovet for utløpsvann med høy kvalitet er nødvendig mange steder vil framtidsutsiktene for slike systemer være gode.

Systemer med bruk av andmat

Andmat har vist seg å være en egnet plante i systemer for sesongbetont behandling av avløpsvann ved nordlige breddegrader (O'Brien, 1980). Planten vokser hurtig i næringsrikt vann, har høyt N-behov, den har et høyt proteininnhold, angripes sjelden av sykdommer og er enkel å holde i kultur (Hillman and Culley, 1978).

Whitehead et al. 1987, gjorde laboratorieforsøk for å klarlegge effekten av varierende høstingsintensitet og hydraulisk oppholdstid på evnen til å fjerne næringsalter fra gjødselvann. Forsøkene ble gjort i glasshus ved 18-28 °C ved 49 °N breddegrad (Vancouver, Canada) i løpet av august og september 1985. Kar med lengde:bredde forhold på 4.5:1 ble benyttet. Avløpsvann ble pumpet kontinuerlig 12 timer pr.dag. Den hydrauliske oppholdstiden var 7, 10, 20 og 40 d. Avløpsvannet ble laget ved tilsetting av kugjødsel og urin til vann, og filtrert før bruk. Hver kanal ble beplantet med 10 g vanlig andmat (Lemna minor) og 10 g stor andmat (Spirodela polyrrhiza). Innløpsvannet hadde følgende karakteristik: $\text{NH}_3\text{-N}$: 65.5 mg/l, $\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$: 2.25 mg/l, tot-N: 186.8 mg/l og tot-P: 63.1 mg/l. Biomasse ble høstet ved å ta bort alle plantene i en eller flere plastik-rammer som dekket overflaten. Våt biomassevekt etter sentrifugering og tørrvekt etter 70 °C i ovn ble bestemt daglig. Ved 20 d. oppholdstid og 10% høsting pr. dag var det mulig å opprettholde en tett matte med andmat på overflaten i de 43 dagene eksperimentet varte. Ved 20 d. og 7 d. oppholdstid og 30 % høsting kollapset populasjonen. Den høyeste veksthastigheten ble registrert i kanalene som hadde størst belastning av næringsalter (7 d. oppholdstid) Her ble det registrert en stabil relativ veksthastighet på 0.54 g/g.d og 5.8 g/m².d. N innholdet i andmaten varierte fra 3.5 % til 10.9 % basert på tørrvekt, mens P innholdet var fra 0.7 % til 3.3 %. Den optimale kombinasjonen med hensyn på renseeffekt viste seg å være 20 d. oppholdstid og 10 % høsting pr. dag. Under disse betingelsene ble 97.0 % av $\text{NH}_3\text{-N}$, 58.8 % av $\text{NO}_3\text{-N}$, 45.6 % av tot-N og 21.0 % av tot-P fjernet i systemet. Renseeffekt med hensyn på uorganisk N hadde en klar korrelasjon med oppholdstid. Andre konklusjoner fra for-

søket var at ved høy næringsaltbelastning (7-10 d oppholdstid) ga økt høsting økt fjerning av næringsalter. Ved lav belastning (20-40 d. oppholdstid) var det ønskelig med lavere høstingintensitet. Dette tydet på at veksthastigheten var begrenset av tilgjengeligheten av næring. Forfatterene konkluderte med at systemer med andmat vil være mer effektivt tidlig i behandlingsprosessen hvor innholdet av næringsalter er høyt enn som etterpolering ved lavt næringsaltinnhold.

Slike anlegg kan også være aktuelle for behandling av avløp med høyt innhold av næringsalter, f.eks. avløp fra næringsmiddelindustri.

Systemer med bruk av andre flyteplanter

Ved NIVA har en vannhyasint-liknende plante som trives i tempererte strøk blitt studert (Skulberg, 1988). Planten flyter på overflaten, men har et velutviklet rotsystem ned til en dybde på ca. 2 meter. Planten har vist lovende resultater m.h.t. og fjerner kolloidalt og partikulært materiale når vann ledes gjennom rotsystemet. Næringsalter ble også fjernet til nær bakgrunnsnivåer. Det foreligger foreløpig ikke systematiske målinger i systemer hvor planten er brukt til å fjerne næringsalter fra vann. I lavlandet i Sør-Norge vil systemer med denne planten kunne benyttes fra mai til september.

4.3 Potensiale under norske forhold

Bruk av planter for rensing av avløpsvann har oppnådd enorm interesse de senere år, også i den tempererte delen av verden. I 1987 ble det avholdt flere store internasjonale konferanser innen emnet, og det ble publisert en mengde arbeider. I 1988 er U.S. Environmental Protection Agency (EPA) kommet ut med en ny manual i serien "Technology Transfer" som heter "Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment". Denne beskriver de forskjellige systemer og angir dimensjoneringsstall for disse. Vi har ikke fått anskaffet denne ennå, så informasjon derfra er ikke med i denne rapporten.

Bruk av plantesystemers potensiale for vannrensing under norske forhold ble vurdert av Haugen og Skulberg (1978). De konkluderte med følgende:

- mulighetene for kontrollert resirkulering av plantenæringsstoffer foreligger og er praktisk gjennomførbart.
- selv om det i Norge er naturgitte begrensninger vil det være muligheter. For regulering av plantevekst er lyset viktigere enn temperaturen, noe som vi kan dra nytte av.
- økonomien i akvabotanisk rensing synes vanskelig å anslå.
- utviklingsarbeid og forskning på biologisk resirkulering bør gjennomføres.

Siden dette arbeidet ble gjort i 1978 er det tatt flere initiativ for å starte forskningsprosjekter innen feltet. Omfattende prosjekter er ikke blitt igangsatt. Imidlertid er viktige erfaringer vunnet gjennom mindre prosjekter, bl.a. ved NIVA. Disse erfaringene sammen med den etterhvert fylldige utenlandske dokumentasjon av plantebaserte systemers rensespotensiale gir oss i dag et godt fundament for videre arbeid.

Bruk av eksisterende våtmarker og kunstige våtmarker kan være kost effektivt for etterpolering av kommunalt avløpsvann, og for nitrifikasjon/denitrifikasjon som beskrevet andre steder i denne rapporten. Flere naturlige norske våtmarksplanter har et stort nitrogenbehov. Sammen med direkte nitrogenopptak i planter vil andre naturlige nitrogenomsetningsprosesser som foregår i tilknytning til vegetasjon, i de fri vannmasser og i sedimentene være svært viktige for den totale nitrogenomsetningen.

I Norge kan det være aktuelt å benytte våtmarksområder for etterbehandling av vann fra kommunale renseanlegg. Dette kan gjøres ved å benytte og tilrettelegge eksisterende myrområder med tilhørende randvegetasjon for utledning av behandlet avløpsvann. En slik etterpolering i et naturlig system vil bremse N-transporten til de frie vannmassene. Andre tiltak kan være kombinasjoner av tradisjonell nitrifikasjon i biofiltere og denitrifikasjon i anaerobe naturlige systemer.

Det er av stor betydning at vi skaffer oss kunnskaper om de prosesser som foregår i våtmarksområder i kontrollerte former. I Sverige har man lenge sett betydningen av å benytte produktive områder i strandsonene for bl.a. å dempe nitrogentilførslene til havområder (Fleischer og medarb. 1987). Vanning av energiskog med forurenset vann er også forsøkt og beskrevet av flere svenske forfattere, bl.a. av Lindroth og Halldin, 1988.

Bruk av rotsoneanlegg for rensing av kommunalt avløpsvann har fått stor utbredelse de senere år. Som tidligere nevnt har Danmark nær 150 slike anlegg. Europeiske og Nord-Amerikanske mangeårige erfaringer viser at systemene er driftsikre og har svært god renseeffekt m.h.t. BOF og SS. Lavere effekter er rapportert for N og P, ca. 50 %. Anleggene bør kunne fjerne en større andel N dersom de bygges med tanke på N-fjerning. Her kreves mere utviklingsarbeide. Anleggene er aktuelle for norske forhold der areal er tilgjengelig. Det norske bosettingsmønsteret skulle tilsa et potensiale for denne type anlegg. Foreløpig har slike anlegg i hovedsak vært benyttet for behandling av avløpsvann fra enkelthus og mindre sentra (< 1500 p.e.). Dette fordi arealbehovet er stort sammenliknet med tradisjonelle renseanlegg. Det er ikke rapportert om alvorlige driftsproblemer vinterstid. Målinger fra enkelte danske anlegg har vist at renseeffekten m.h.t. tot-N kan opprettholdes vinterstid. I danske anlegg høstes ikke biomasse.

Systemer med flytende planter er arealkrevende og lite aktuelt i Norge vinterstid p.g.a. temperaturforholdene. Systemer med flytende planter (bl.a. stor og liten andmat) vil imidlertid kunne benyttes i perioden mai til september i deler av landet. Ved Universitetet i Oslo er det en betydelig kompetanse innen dyrking av andmat og kunnskaper om miljøkrav. Innledende forsøk med en flyteplante egnet for norske forhold er gjort ved NIVA. Høstingsutstyr for biomasse må inkluderes i denne type systemer. Lysinstrålingen er periodisk stor i Norge, noe som favoriserer slike systemer.

Den enorme interessen akvabiotiske rensesystemer har fått i utlandet er ikke fulgt opp på norsk side. Det er derfor på høy tid at det settes i gang forsøksvirksomhet som tar sikte på å tilpasse

plantesystemer for rensing av avløpsvann og gjenbruk av de ressursene som foreligger i avløpsvann. Som aktuelle områder kan nevnes:

- tilpasse rotsoneanlegg for norske forhold og N-fjerning.
- undersøke norske flytende planters potensiale for N-opptak i den varme årstid.
- tilrettelegge våtmarksområder for etterpolering og nitrogenfjerning fra forbehandlet kommunalt avløpsvann.
- undersøke bruksområder for produsert biomasse.

5. REFERANSER

- Bavor, H.J., Roser, D.J. og McKersie S. 1987: Nutrient removal using shallow lagoon-solid matrix macrophyte systems. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Berge, D., Skulberg, O. og Ohren, J.A. 1987: Akvabotanisk kultur. Ny akvakultur i innlandsvassdrag. NIVA-notat.
- Best, R.G., 1987: Natural wetlands - southern environments: Wastewater to wetlands, where do we go from here? p.99-120. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for wastewater treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Boutin, C. 1987: Domestic wastewater treatment in tanks planted with rooted macrophytes: case study; description of the system; design criteria; and efficiency. Wat.Sci.Tech.Vol 19, No. 10, p.29-40.
- Bucksteeg, K. 1987: Sewage treatment in helophyte beds - first experiences with a new treatment procedure. Wat.Sci.Tech.Vol. 19, No. 10, p.1-10.
- Cooper, P.F. og Boon, A.G. 1987: The use of phragmites for wastewater treatment by the root zone method: The UK approach. p.153-174. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Crites, R. W. og Minge, T.J. 1987: Economics of aquatic wastewater treatment systems. p.879-888. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Dinges, R. og Doersam, J. 1987: The Hornsby bend hyacinth facility in Austin, Texas. p.41-49. Wat. Sci. Tech., Vol. 19, No.10.
- Erlandsen, A. og Källqvist, T. 1985: Forsøk med flertrinns biologiske systemer for resirkulering av plantenæringsstoffer. Vann, nr. 3, 212-220.

- Faafeng, B. og Steffensen, E. 1981: Planteplanktonets primærproduksjon. II Globalstråling på Blindern 1966-1980. Norsk Institutt for Vannforskning, OF-80615, rapport nr.F. 417, 25 s.
- Fedorova, R.I., Mileklina, E.I og Ilyukhina, N.I, 1973: Evaluation of the method of "gas metabolism" for detecting extraterrestrial life. Identification of nitrogen-fixing organisms. Izv. Akad. Nank. SSR Ser.Biol. 6: 797-806.
- Fleischer, S., S.Hamrin, T.Kindt, L.Rydberg og L.Stibe 1987. Coastal eutrophication in Sweden: reducing nitrogen in land runoff. *Ambio* 16(5):246-251
- Goldman, J.C. 1977. Biomass production in mass cultures of marine phytoplankton at varying temperatures. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 27, 161-169.
- Goldman, J.C. 1979. Outdoor algal mass cultures. II. Photosynthetic yield limitations. *Water Research* Vol. 13, pp. 119-136.
- Goldman, J.C., Tenore, K.R., Ryther, J.H. and Corwin, N. 1974: Inorganic nitrogen removal in a combined tertiary treatment-marine aquaculture process- I. Removal efficiencies. *Water Res.* Vol. 8, pp. 45-54.
- Golueke, C.G. and, Oswald, W.J. 1959: Biological conversion of light energy to the chemical energy of methane. *Appl. Microbiol.* Vol. 7, pp. 219-227.
- Gordon, M.S., Chapman, D.J., Kawasaki, L.Y., Tarifeño-Silva, E. and Yu, D.P. (1982): Aquacultural approaches to recycling of dissolved nutrients in secondarily treated domestic wastewaters -IV. Conclusions, design and operational considerations for artificial food chains. *Water Res.* Vol. 16, pp. 67-71
- Haugen, I. og Skulberg, O. 1978. Nye metoder for løsning av vannforurensningsproblemer. Biologisk resirkulering i vann. NIVA-rapport O-28/76.

- Hayes, T.D., Isaacson, H.R., Reddy, K.R., Chynoweth, D.P., og Bifjetina, R. 1987: Water hyacinth systems for water treatment. p.121-139. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Herskowitz, J., Black, S.A., og Lewandowski, W. 1987: Listowel artificial marsh treatment project. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Healy, F.P. 1973: CRC Critical Reviews in Microalgae. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Hillman, W.S., og Culley, D.D., Jr. 1978: The uses of duckweed. Am.Sci. 66: p.442-451.
- Inouye, T. 1986: Wetland bacteria speciation and harvesting effects on effluent quality. Final Report. Project no. 3-154-500-00. State Water Resources Control Board, Sacramento, CA. 114 pp.
- Ip, S.Y., Bridger, J.S., Chin, C.T., W.R.B. Martin and W.G.C. Raper 1982: Algal growth in primary settled sewage. Effects of five key variables. Water Res. Vol. 16, pp. 621-632.
- Kadlec, R.H. 1987: Northern natural wetland water treatment systems. p.83-98. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Kawai, H., Jureidini, P., da Conceição Neto, J., Motter, O.F. and Rossetto, R. The use of an algal-microcrustacean polyculture system for domestic wastewater treatment. Wat. Sci. Tech. 19, 12: 65-70.
- Kickuth, R. 1984: Das Wurzelraumverfahren in der Praxis. Landsch. Stadt., 16: 145-153.
- Lakshman, G. 1987: Ecotechnological opportunities for aquatic plants. A survey of utilization options. p.49-68. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.

- Lincoln, E.P. and Hill, D.T. 1980: An integrated microalgal system. In: Shelef, G. and Soeder, C.J. (eds.): Algal Biomass. Elsevier/North Holland Biomedical Press, pp. 229-244
- Lindroth, A. og Halldin, S. 1988. Vattenförbrukning och vattningsbehov vid energiskogsodling i Götaland och Svealand. VATTEN 44:44-53. Lund, Sverige.
- Mokady, S., Yannai, S, Einav, P. and Berk, Z. 1980: Protein nutritive value of several micro-algae species for young chickens and rats. In: Shelef, G. and Soeder, C.J. (eds.): Algal Biomass. Elsevier/North Holland Biomedical Press, pp. 655-660.
- de la Noüe, J. and Choubert, G. 1985: Apparent digestibility of invertebrate biomasses by rainbow trout. Aquaculture Vol. 50, pp. 103-112.
- O'Brien, W.J. 1980: Engineering assessment of aquatic plant systems for wastewater treatment. p. 63-80. In Aquaculture systems for wastewater treatment - An Engineering Assessment. EPA 430/9-80-007.
- Oswald, W.J. 1980: Large-scale algal culture systems (engineering aspects). In Borowitzka, M.A. and Borowitzka, L.J: Micro-algal biotechnology. Cambridge University Press, pp. 357-394.
- Oswald, W.J. and Golueke, C.G. 1960: Biological transformations of solar energy, Adv. Appl. Microbiol. Vol. 2, pp. 223-262.
- Proulx, D. and de la Noüe, J. 1985: Harvesting Daphnia magna grown on urban tertiary-treated effluents.
- Przytocka-Jusiak, M., Blaszczyk, M., Kosinska, E. and Bisz-Konarzewska, A. 1984: Removal of nitrogen from industrial wastewaters with the use of algal rotating discs and denitrification packed bed reactor. Water Res. Vol. 18, pp. 1077-1082.
- Reddy, K.R. og DeBusk, W.F. 1987: Nutrient storage capabilities of aquatic and wetland plants. p.337-357. In K.R.Reddy og W. H.Smith (ed.) Aquatic plants for water and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.

- Reed, S. Bastion, R., Black, S. og Khettry, R. 1984: Wetlands for wastewater treatment in cold climates. p. 962-972. In Reddy, K.R. og Smith, W.H (ed.) Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery. Magnolia Publishing, Inc. og Orlando, Florida, USA.
- Riger-Kusk, O. 1988: Pers. meddl.
- Riger-Kusk, O. 1988: Fjerning av nitrogen ved plantebasert rensing. p.95-113. In H.Ødegaard (ed.) Fjerning av nitrogen i avløpsvann. Tapir forlag, Trondheim, NTH.
- Seidel, K. og Happel, H. 1982: Limnologie in Stickworten (IV). Kleine Pflanzen-Klaranlagen. Wasserkalender 1983, p.119-141.
- Shelef, G., and Azov, Y. 1987: High rate algal ponds: The Israeli experience. Wat. Sci. Tech. 19, 12: 249-255.
- Shelef, G., Azov, Y., Moraine, R. and Oron, G. 1980: Algal mass production as an integral part of a wastewater treatment and reclamation system. In: Shelef, G. and Soeder, C.J. (eds.): Algal Biomass. Elsevier/North Holland Biomedical Press, pp. 163-203.
- Skulberg, O. 1988: Pers. meddl.
- Skulberg, O. 1987: Primærproduksjon i akvakultur. Oppgave som trenger landbrukets oppmerksomhet. p.213-221. In Landbrukets årbok 1988. Tano forlag, Oslo.
- Stengel, E., Carduck W. og Jepsen, C. 1987: Evidence for denitrification in artificial wetlands. p.543-550. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Tchobanoglous, G. 1987: Aquatic plant systems for wastewater treatment: Engineering considerations. p.27-48. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.

- Whitehead, A.J, Lo, K.V. og Bulley, N.R. 1987: The effect of hydraulic retention time and duckweed cropping rate on nutrient removal from dairy barn wastewater. p.697-703. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Witthren, H.B. og Sundblad, K. 1987: Wastewater treatment in a wetland filter. Effects of varying application frequency on nitrogen removal. p.513-523. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Wolverton, B.C. 1987: Aquatic plants for wastewater treatment: An overview. p.3-15. In K.R.Reddy og W.H.Smith (ed.) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia Publishing Inc., Orlando, Florida, USA.
- Wolverton, B.C. 1975: Water hyacinths for removal of cadmium and nickel from polluted waters. NASA Technical memorandum TM-C-72721.
- Wolverton, B.C. og Harrison, D.D. 1973: Aquatic plants for removal of mevinphos from the aquatic environment. J.MS.Acad.Sci. 19:84.
- Yang, P. Y. and Nagano, S.Y. 1984: A potential treatment alternative for swine wastewater in the tropics. Wat. Sci. Tech. Vol. 17, pp. 819-831.