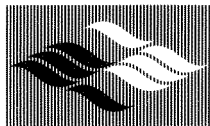


Vassdragsbiologi

Virkninger av rensetekniske tiltak

Sivilingeniør Tor Traaen

Norsk institutt for vannforskning



pra

Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann.

PROSJEKT RENSING AVLØPSVANN — PRA

I Stortingsproposisjon nr. 90 "Tilråding fra Industridepartementet av 10. april 1970", godkjent ved kongelig resolusjon samme dag, la Industridepartementet fram forslag til en bevilgning på 5,0 mill. kroner for 1970, som en første bevilgning for et flerårig forskningsprogram for rensing av avløpsvann. Forslaget grunnet seg på Ressursutvalgets innstilling nr. 1 som ble avgitt 3. juli 1969.

For at det faglige grunnlag for utbygging av avløpsanlegg skulle kunne bedres, konkluderte Ressursutvalget med at det måtte skje en utvidet forskningsinnsats for å finne fram til effektive transportmetoder og tilfredstillende metoder for rensing av avløpsvann.

En foreløpig tidsramme ble satt til seks år og kostnadene beregnet til omlag 30 mill. kroner.

St.prp. nr. 90 ble vedtatt av Stortinget og forskningsprogrammet kunne settes i verk. Forskningsprogrammet fikk navnet

PROSJEKT RENSING AVLØPSVANN som forkortes PRA

Det ble opprettet en ad hoc komite, prosjektkomiteen for et forskningsprogram for rensing av avløpsvann, for å vurdere og prioritere forskningsprosjekter.

Prosjektkomiteen har delt inn forskningsprogrammet i følgende 6 delområder:

1. Avløpsvannets mengde og sammensetning.
2. Rensing av avløpsvann og slambehandling.
3. Bruk av terrestriske resipienter for disponering av avløpsvann og slam.
4. Transportsystemer.
5. Utslipp av forurenset vann i resipienten.
6. Industriens avløpsproblemer.

En har i størst mulig utstrekning forsøkt å konsentrere innsatsen på forsknings- og utredningsoppgaver som vil gi resultater som kan anvendes på kort sikt.

De prosjekter som hittil har blitt prioritert er listet på omslagets side 3.

Prosjektkomiteen gir ut et informasjonsblad, PRA-INFORMASJON, samt såkalte bruker-rapporter.

Forespørsel om PROSJEKT RENSING AV AVLØPSVANN kan rettes til PRA-komiteens sekretariat v/avd.dir. John Hatling, Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100 Oslo-dep., Oslo 1, tlf. (02) 41 88 60.

Forespørsel om PRA-INFORMASJON og BRUKERRAPPORTER rettes til sivilingeniør Paul Liseth, Ph.D., I/S Miljøplan, Maries vei 20, 1322 Høvik, tlf. (02) 53 88 89.

Brukerrapporter bestilles hos Liv Jansen, Norsk institutt for vannforskning, Postboks 333, Blindern, Oslo 3, tlf. (02) 23 52 80.

FORORD

Forskningsprosjektet PRA 2.1 FORSØKSANLEGGET PÅ KJELLER omfatter en rekke rensetekniske prosjekter samt eksperimentelle resipientundersøkelser. Renset avløpsvann fra ulike rensprosesser har vært belastet forsøksresipienter. Resipientforsøkene er betegnet "Rensforsøk og laboratorieundersøkelser til belysning av ulike kloakkrensemetoders virkning på forhold i strømmende vann" og ble gjennomført i et samarbeid mellom teknisk og biologisk avdeling ved Norsk institutt for vannforskning, NIVA. Sivilingeniør Tor Traaen har vært saksbehandler for undersøkelsene og skrevet brukerrapporten.

Resultater og erfaringer fra prosjektet er samlet i brukerrapporten som også gir en kort innføring i hydrobiologi og hydrobiologiske problemstillinger.

Hensikten med brukerrapporten er å forklare sammenhengen mellom forurensningsbelastning og resipientpåvirkning. Rapporten henvender seg derfor til alle som er interessert i denne problemstilling.

Oslo, august 1976

Svein Stene Johansen

redaktør

Formgivning og illustrasjon, Petter Wang, NIVA

Sats, Grafisk Kontor, NTNf

Trykt hos Reclamo

ISBN 82-90180-14-4

Copyright Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann

Innhold

FORORD	2
FAGUTTRYKK	4
INNLEDNING	5
1. RESIPIENTEN – ET FUNKSJONELT BIOLOGISK SYSTEM	7
2. SAPROBIERING	10
3. EUTROFIERING	13
4. AVLØPSVANNETS SAMMENSETNING	17
5. BIOLOGISK BEDØMMELSE AV KOMMUNALT AVLØPSVANN	19
6. EKSPERIMENTELLE RESIPIENTUNDERSØKELSER VED NIVAs FORSØKSSTASJON PÅ KJELLER	23
6.1 Innledning	23
6.2 Hydrobiologisk vurdering av mekanisk, biologisk og kjemisk rensing	23
6.3 Virkningene av fosforkomponentene	26
6.4 Forsøk med ulike fellingskjemikalier	27
6.5 Kombinerte rensemetoder	28
6.6 Sammenheng mellom belastning og biologisk respons	30
7. VIL RENSEANLEGGET SVARE TIL FORVENTNINGENE?	37
8. LITTERATUR	38

Faguttrykk

- Alloktont materiale:* Materiale som tilføres en vannforekomst utenfra.
- Autoktont materiale:* Materiale produsert innen vannforekomsten.
- Autotrof:* Betegnelse på organismer som produserer organiske stoffer fra enkle uorganiske forbindelser og en energikilde (som regel lysenergi).
- Benthos:* Organismer knyttet til bunnen og faste underlag i elver og sjøer.
- Carnivorer:* Sekundære konsumenter — dyr som lever av andre dyr.
- Diversitet:* Mangfold av arter
- Dystrof:* Betegnelse på sjøer hvor alloktont materiale dominerer det organiske stoffet. Fargen på vannet er gulbrunt på grunn av humusinnholdet.
- Epilimnion:* Vannmassene over sjøens termiske sprangsjikt.
- Eutrof:* Betegnelse på næringsrik vannforekomst
- Eutrofiering:* Utvikling mot høy primærproduksjon i vannforekomster. Vanligvis benyttet når årsaken er sivilisatorisk påvirkning.
- Herbivorer:* Primærkonsumenter — dyr som lever av planter.
- Heterotrof:* Betegnelse på organismer som trenger organiske stoffer som energikilde.
- Hypolimnion:* Vannmassene under sjøens termiske sprangsjikt.
- Mesotrof:* Betegnelse på vannforekomst hvor næringsrikheten ligger i overgangssonen mellom oligotrof og eutrof.
- Nekton:* Dyr som aktivt kan forflytte seg over større avstander i vannforekomstene.
- Oligotrof:* Betegnelse på næringsfattig vannforekomst.
- Plankton:* Organismer som lever i de frie vannmasser og har begrenset eller ingen evne til aktiv forflytting. Oppdeles i dyreplankton (zooplankton) og planteplankton (fytoplankton).
- Primærprodusenter:* Organismer som ved hjelp av lysenergi produserer organisk stoff fra uorganiske forbindelser.
- Resipient:* Vannforekomst som mottar avløpsvann.
- Respirasjon:* Organismenes forbruk av oksygen.
- Saprobiering:* Utvikling av masseforekomst av saprotrofer (s.d.) som følge av høy organisk belastning i en vannforekomst.
- Saprotrofer:* Nedbrytere som omsetter organiske forbindelser. Organismer knyttet til lokaliteter med høy forurensningsbelastning.
- "Sewage fungus":* Heterotrof begroing. Masseforekomst av filamentøse sopp og bakterier knyttet til bunnen i rennende vann.
- Sprangsjikt:* Det sjiktet i en innsjø hvor der er store vertikale temperatur- og tetthetsgradienter som hindrer blanding av hypolimnion og epilimnion.
- Økosystem:* Helheten av organismesamfunn og deres livsmiljø.

Forurensning – et biologisk problem

Forurensning har som regel fysiske eller kjemiske årsaker, men det er de biologiske virkninger som lager de egentlige problemer forurensning medfører for natur, menneske og samfunn. Forurensningsproblemene må løses ut fra problemenes biologiske sammenheng. Hvis dette ikke kan realiseres, vil det innebære at naturgrunnlaget for det levende skades. Forurensningene vil kunne påvirke biologiske prosesser på en slik måte at naturens selvfornyende evne og forutsetningene for organisk produksjon blir ødelagt. Forurensningene vil også kunne medføre akutte og kroniske helseskader. Det foreligger medisinske indikasjoner på en sammenheng mellom ytre kjemisk påvirkning og en rekke alvorlige sykdomstilstander.

Moderne lovverk som skal gi beskyttelse mot vannforurensning, formulerer som målsetting å verne vannforekomstene av hensyn til menneskers og dyrs helse og trivsel, vannforekomstenes anvendelse og et effektivt natur- og landskapsvern. Det er imidlertid ikke mulig å presisere det faglige innhold av slike formuleringer på en eksakt måte. Uten en naturfaglig tolkning med bruk av begreper som muliggjør en kvantifisering, vil det ikke foreligge et tilfredsstillende utgangspunkt for å planlegge eller utføre praktiske tiltak mot vannforurensninger.

For å kunne gjennomføre tekniske tiltak mot forurensninger som kommer til vassdragene gjennom avløpsvann, er det nødvendig å vite hvilke konsentrasjoner av forurensninger som kan tiltales i resipientene når de renhetskrav som fordres, skal tilfredsstilles. Dette er f.eks. forutsetningen for å kunne velge rensemetoder og dimensjonere renseanlegg.

Det er ikke enkelt å angi tolererbare konsentrasjoner for forurensninger. Noen av vanskelighetene som gjør seg gjeldende, kan nevnes. Det er en rekke stoffer som inngår som forurensninger, og det kommer stadig flere til. Vi har fremdeles meget begrenset kunnskap om biologiske virkninger av forurensninger overfor arter og organismsamfunn. Denne kunnskap knytter seg dessuten fortrinnsvis til forurensninger som har stor mengdemessig betydning. Men langt mindre vet vi om den snikende, fra dag til dag økende påvirkning av vannforekomstene av alle sorter nye, naturfremmede substanser.

Hensikten med de fleste rensetiltak for avløpsvann er å hindre at vannkvaliteten i resipienten blir dårligere. Det mest logiske grunnlag for valg av rensemetode vil følgelig være å vurdere effektiviteten ut fra målbare biologiske forhold i resipienten. I dag blir dette gjort bare i beskjeden utstrekning. Det skyldes i første rekke at våre kunnskaper om de biologiske virkninger av forurensninger ikke har økt i samme grad som forurensningsproblemene. Ved bedømmelse av virkningen av en rensemetode kan det derfor lett bli til at vi bruker parametre som har liten betydning for resipienten. Dette er en vanskelighet vi må avfinne oss med inntil vi har fått nødvendig biologisk kunnskap. På lengre sikt må imidlertid målet være at både bedømmelse av effektiviteten av et enkelt renseanlegg og sammenlikning mellom ulike renseanlegg kan bygge på målbare biologiske størrelser.

Mangeårige eksperimentelle undersøkelser ved NIVAs forsøksstasjon på Kjeller, med bruk av selvetablerende benthiske organismsamfunn i renneoppstillinger, har gitt verdifulle informa-

sjoner om organismesamfunnenes reaksjoner på ulike vannkvaliteter. Ved EAWAG i Sveits og ved University of California U.S.A. er det også fremkommet gode erfaringer fra tilsvarende undersøkelser.

Observasjoner av endringer i organismesamfunn og biologisk produksjon under definerte forsøksbetingelser gjør det mulig å uttrykke tallmessige relasjoner mellom vannmassenes egenskaper og deres biologiske tilstand under ulike grader av påvirkninger. Slik kunnskap er av sentral interesse for den praktiske bearbeiding av forurensningsproblemene. Kjennskapet til den biologiske respons på belastning og endringer i

belastning bør være med og danne grunnlaget for planlegging og gjennomføring av rensetekniske og andre praktiske tiltak for å verne vannforekomstene mot forurensning.

Med en slik bakgrunn vil vi i det følgende behandle noen problemstillinger og resultater av forsøk som er utført i forbindelse med prosjektet PRA 2.1: "Renneforsøk og laboratorieundersøkelser til belysning av ulike kloakkrensemetoders virkning på forholdene i strømmende vann".

Olav Skulberg

1. Resipienten – Et funksjonelt biologisk system

Et funksjonsdyktig organismsamfunn består av tre hovedgrupper av organismer: primærprodusenter, konsumenter og nedbrytere. I akvatiske økosystemer inntar algene en sentral plass blant primærprodusentene, men også høyere planter kan være av stor betydning. Konsumentene innbefatter en rekke ulike dyregrupper, fra encellede protozoer helt opp til fisk og varmblodige dyr. Av andre viktige grupper konsumenter kan nevnes: fåbørstemakk, insektlarver, krepsdyr og snegl. Bakterier sopp og protozoer betraktes gjerne som de viktigste nedbrytere, selv om også dyrene utfører en viktig nedbrytningsfunksjon. Nedbryterne utfører en mineralisering av dødt organisk materiale og sørger derved for at plantene får tilgang på næringsstoffer. Dermed er ringen sluttet for et system hvor næringsstoffene ikke forbrukes, men går i sirkulasjon gjennom primærprodusenter, konsumenter og nedbrytere, og hvor solen sørger for energien til å drive systemet. En enkel skjematisk fremstilling av systemet er vist i figur 1. Dette kan også gjengis som i figur 2 hvor organismene er vist i sine omgivelser.

Et karakteristisk trekk ved stabile, upåvirkede akvatiske organismsamfunn er at artsrikdommen er stor. Organismene har gjerne høyt spesialiserte funksjoner i samfunnet. Dette mangfold av organismer antas å være årsaken til stabiliteten i naturlige organismsamfunn. Hvis enkelte organismer i kortere eller lengre tid får ugunstige livsbetingelser, vil andre organismer kunne overta deres funksjoner og derved opprettholde stabiliteten. Man får derved et organismsamfunn hvor de enkelte organismene holder hverandre i likevekt, samtidig som et stort antall arter får muligheten til å overleve.

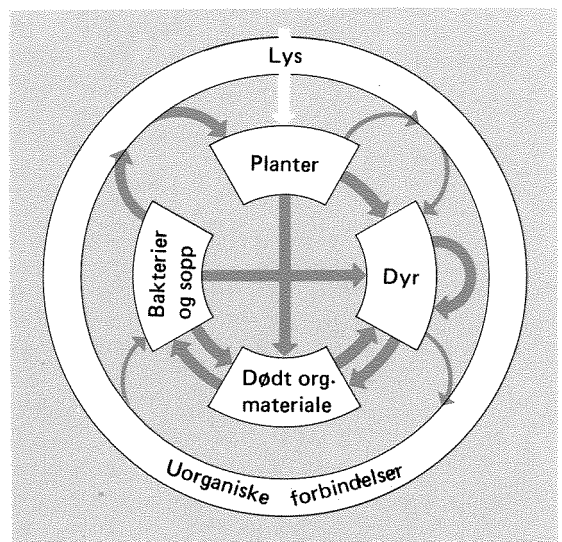
Det er ikke alle steder at artsrikdommen er stor i naturlige økosystemer. Geografiske og klimatiske forhold kan medvirke til å begrense

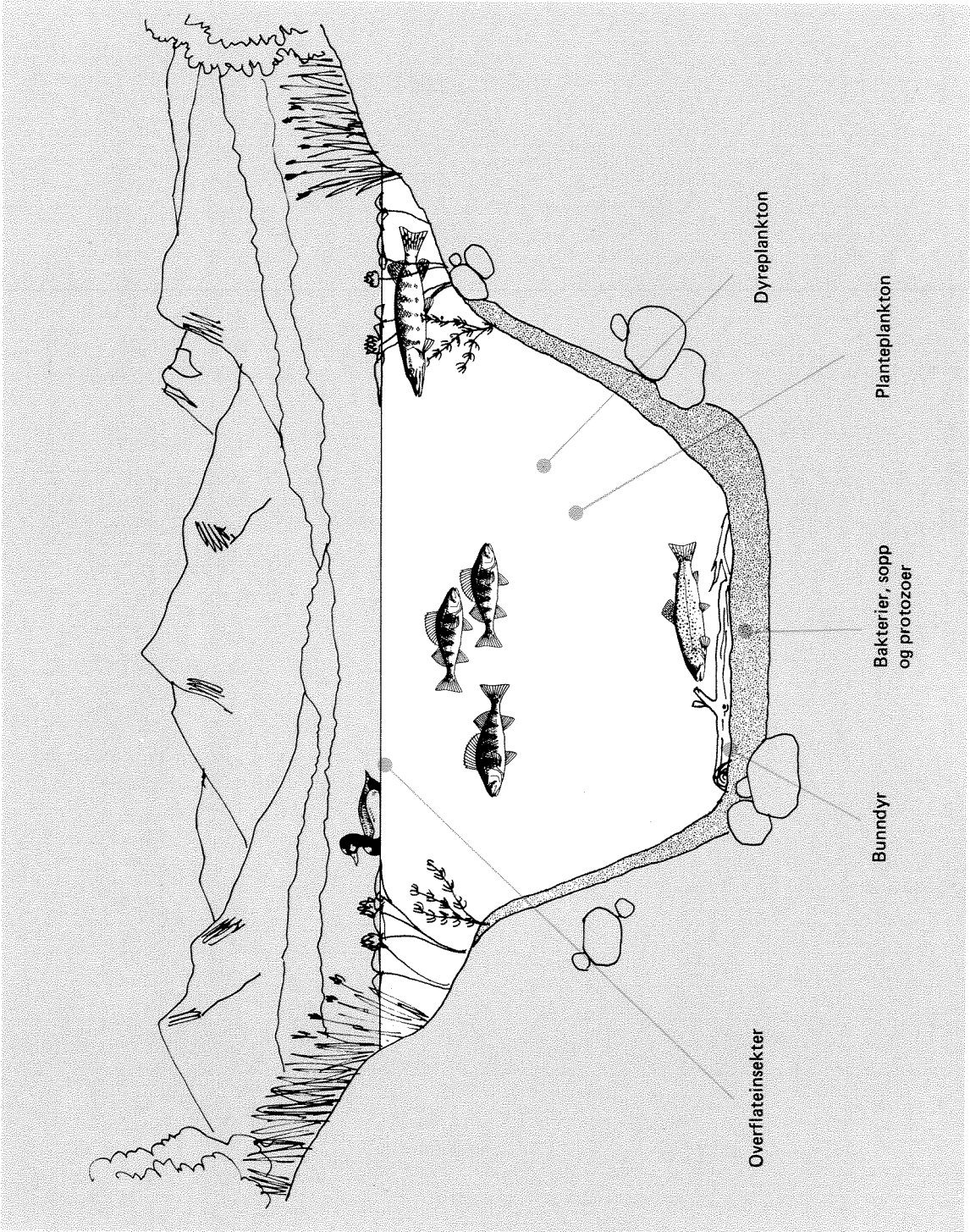
mangfoldet av organismer. Dette vil ofte være tilfelle i norske vannforekomster, spesielt i fjell- og tundraområdene. Slike systemer vil være ekstra følsomme for sivilisatorisk påvirkning, da de enkelte artene lever i et hardt miljø, og fordi systemet ikke har den motstandskraft som et rikt artsutvalg gir. Dette er eksempelvis observert i nordnorske elver [1].

De to viktigste biokjemiske prosessene som driver systemet er primærproduksjon (P) og respirasjon (R). For et stabilt, lukket økosystem vil forholdet mellom P og R på årsbasis være lik 1 [2]. Det vil med andre ord si at det nedbrytes like mye organisk stoff som det blir produsert.

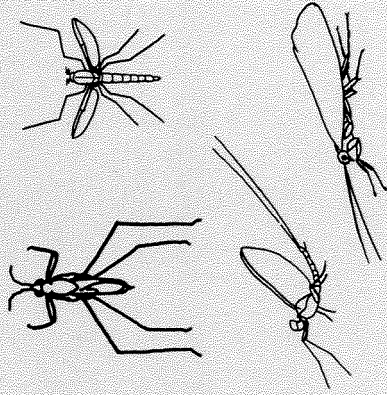
I naturen vil et akvatisk økosystem aldri være lukket. I en innsjø vil man som regel ha en kontinuerlig tilførsel og utførsel av vann som inneholder både oppløste og partikulære, uorganiske og organiske stoffer, samt planter og dyr. Denne transporten av materiale gjennom et åpent økosystem er enda mer utpreget i rennende vann. Vi kan tenke oss Figur 1 som et snitt gjennom en tredimensjonal modell, hvor der er

Fig. 1. Det biologiske kretsløp i en vannforekomst. Pilene angir materialtransporten mellom komponentene. Solenergien driver systemet. Jfr. figur 2.

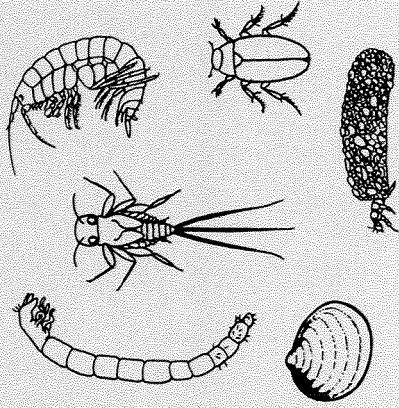




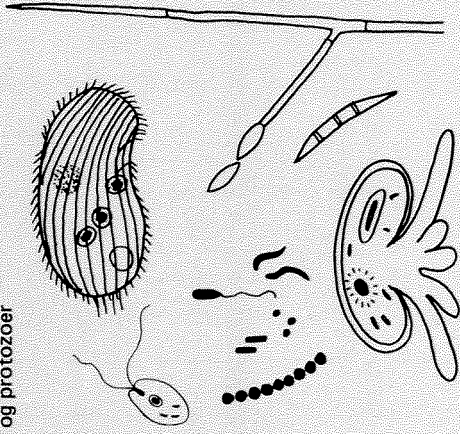
Overflateinsekter



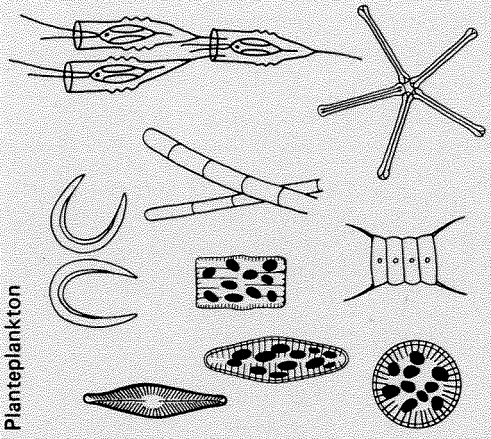
Bunndyr



Bakterier, sopp og protozoer



Plantep plankton



Dyre plankton

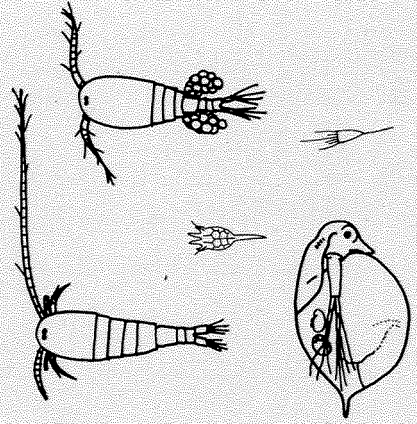


Fig. 2. Prinsippskisse av organismelivet i en vannforekomst. Primærproduzentene (alger og høyere planter) produserer organiske stoffer fra uorganiske forbindelser med sollys som energikilde. Konsumentene (herbivorer og carnivorer) omsetter de organiske stoffene videre i næringskjedene. Nedbryterne sørger for at uorganiske forbindelser igjen blir tilgjengelige for primærproduzentene.

en stadig strøm av materiale og organismer på tvers av papirplanet.

Det organiske materialet som blir produsert ved fotosyntese i innsjøen, elven eller bekken kalles *autoktont* materiale, mens det som tilføres systemet utenfra kalles *alloktont* materiale. Mengden av alloktont materiale kan være svært viktig i mange vannforekomster, spesielt de som ligger i nedbørfelt med frodig vegetasjon. I skogsbekker er det eksempler på at alloktont materiale (blad fra trær og avrenning fra jordsmonn) utgjør over 99% av det organiske materialet [3]. Lokalt kan man altså ha betydelig avvik fra det idealiserte, lukkede økosystem hvor fotosyntese og respirasjon balanserer hverandre. I store sjøer med lang oppholdstid kan man nok tilnærmet finne en slik idealsituasjon. For de fleste systemer er det nødvendig å betrakte hele nedbørfeltet, fordi vannforekomstene er påvirket av de omliggende landområder.

På samme måte som man har interne og eksterne tilførsler av organisk stoff til vannforekomsten, har man også eksterne og interne tilførsler av næringsalter. Disse kommer fra land gjennom utvasking fra jordsmonn og bergarter, direkte fra nedbøren og gjennom mineraliseringsprosessene.

Med bakgrunn i de prosesser som foregår i naturlige, uberørte vannforekomster, kan man lettere bedømme virkningene av kommunalt avløpsvann i en resipient.

Det organiske stoffet i avløpsvannet representerer en ny kilde med alloktont materiale. Hvis tilførslene er store i forhold til resipienten, medfører denne ekstraordinære belastning en masseforekomst av organismer som bryter ned organisk materiale. Man har derved fått *saprobiering*.

Næringsalter, spesielt fosfor- og nitrogenforbindelser, samt mikronæringsstoffer (metaller, vitaminer etc.) i det kommunale avløpsvannet adderes til vannets naturlige innhold av disse stoffer og stimulerer derved primærproduksjonen. Dette gir seg utslag i en øket produksjon av *autoktont materiale* i form av alger og høyere planter. Når denne effekten blir iøyenfallende, har vi fått *eutrofiering* av vannforekomsten.

2. Saprobiering

Saprobiering av vannforekomster som følge av kommunalt avløpsvann ble et økende problem rundt om i Europa fra begynnelsen av 1800-tallet. Da tok man i bruk systemer med fjerning av avfall basert på vanntransport. Byggenes problemer ble overført til elvene. Følgene ble at mange vannforekomster ble uegnet til en rekke formål, så som drikkevann, prosessvann for en voksende industri, fiske og rekreasjon. I 1858 var tilstanden i Themsen blitt så ille at rettsmøter i parlamentsbygningen måtte avbrytes på grunn av illeluktende gasser, og gardinene ble innsatt med desinfeksjonsmidler. I 1866 og 1872 brøt det ut omfattende koleraepidemier i London [4]. Også fra Norge fins der beretninger om tidligere problemer med saprobiering. Fra "Beretning om Kristiania Kommune for aarene 1887–1911" utgitt i 1914, kan man lese hvordan byen ordnet sine kloakkproblemer:

"Som i 50-aarsberetningen omtalt har byens kloaknet utviklet seg efter det princip, at avløpningsledningene som regel ad korteste vei er ført enten til Akerselven eller til de gjennom byen førende bækker, — som dessuten tillike avleder vand fra Aker, — eller endelig til havnebassin. De nævnte bækker er derpaa, efterhvert som vandet i dem er blit sterkt forurenset, overhælvnet og overgaat til offentlige kloakker. Paa denne maate er byen naturlig opdelt i distrikter med hovedavløp gjennom de gamle bækkedar, hvorfra indholdet uten nogen rensning tømmes ut i det indre havnebassin." — Videre står der: "Den omstændighet, at byens kloakker uten nogen rensning sender sine strømmer ut i Akerselven og byens havnebassin, medfører at forurensningene er særdeles betydelige, idet betingelserne for en selvrensning er ugunstige, likesom heller ikke sjøvandet øver nogen desinficerende virkning på smittestoffer. Utenfor de

forskjellige kloakkers utmunding i havnen likesom nederst i Akerselven bundfælder de uopløste stoffer sig og utvikler ildelugtende og giftige gassarter. Spørsmålet om en bedring i disse forhold har derfor længe staat paa dagsordenen.”

Organiske stoffer i det kommunale avløpsvannet, spesielt de lett nedbrytbare, f.eks. enkelte karbohydrater og organiske syrer, er den direkte årsaken til saprobieringen. De effekter man observerer er at vannforekomstens naturlige flora og fauna blir erstattet med masseforekomster av bakterier, sopp og protozoer som omsetter de organiske stoffene. Under nedbrytningen forbrukes store mengder oksygen, noe som kan føre til oksygensvikt i stagnerende og stilleflytende vannforekomster.

I Norge er vi heldigvis begunstiget med relativt store vannmengder og forholdsvis liten befolkning. Elvene er også som regel hurtigflytende, noe som gir god luftinnblanding. Saprobiering av våre vannforekomster på grunn av kommunalt avløpsvann er derfor ikke så problematisk som tilfelle er i mange andre land. De mer omfattende tilfeller av saprobiering i Norge skyldes som regel industriutslipp, da spesielt fra treforedlingsbedrifter (Otra, Drammelseiva) og næringsmiddelindustri. Det forhindrer ikke at saprobiering grunnet kommunalt avløpsvann kan være et stort problem rent lokalt. Ofte blir kloakken fra tettsteder ført ut i små bekker og elver som derved får karakter av åpne kloakker.

Figur 3 viser et eksempel på et kommunalt utslipp i en liten resipient. Organismelivet i en slik resipient skiller seg sterkt fra en upåvirket resipient. Man observerer gjerne slimete, gråhvite tepper dominert av sopp og bakterier – heterotrof begroing. I engelsk terminologi kalles slike begroinger ”sewage fungus”. Karakteristiske organismer for slike begroinger er sopp som *Fusarium aquaeductum*, *Geotrichum candidum* og *Leptomitus lacteus*, samt bakterier som *Sphaerotilus natans*, arter av slekten *Beggiatoa*, og zoogløse bakterier (kolonier av stavbakterier omgitt av en slimkappe). I slike begroinger er det også en mengde bakteriespisende ciliater, ofte

arter av slektene *Colpidium*, *Paramecium*, *Carchesium* og *Vorticella*. Zooflagellatene kan være rikelig representert. Av større dyr finner man gjerne de som har haemoglobin, og derfor kan greie seg med lave oksygenkonsentrasjoner, eksempler er enkelte arter fjærmygglarver og tubificider. Noen organismer i ”sewage fungus”-samfunn er vist i figur 4.

Kort sammenfattet er saprobiering kjenne-tegnet ved:

1. Det naturlige sammensatte organismesamfunn blir fortrent av et rent nedbrytersamfunn med slimete, gråhvite begroinger.
2. Organismenes oksygenkonsum er stort, og kan føre til oksygensvikt og utvikling av hydrogen-sulfid.
3. Såvel estetisk som hygienisk er vannet ubrukbart til de fleste formål, så som drikkevann, industrivann, fiske og rekreasjon.

Rensetekniske tiltak mot saprobiering

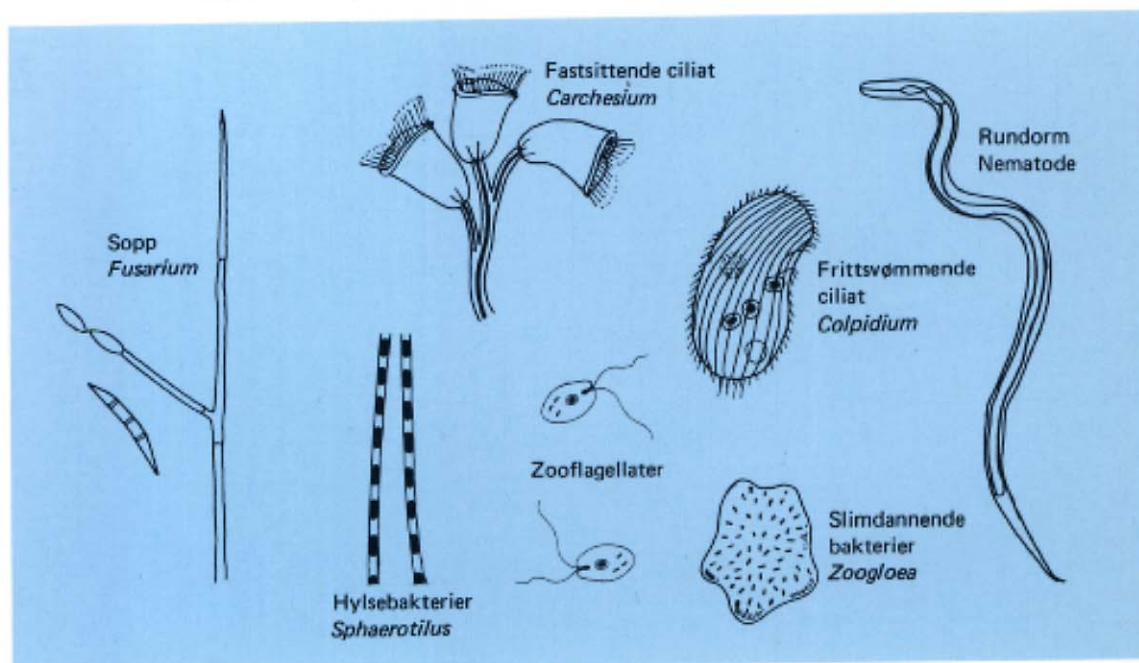
Da man i midten av det forrige århundre innså at det var nødvendig å fjerne de organiske stoffene i avløpsvannet for å unngå saprobiering, var det få tekniske hjelpemidler til rådighet. I begynnelsen spredde man avløpsvannet på land. Dette ga en viss forbedring i vannet som nådde vassdraget, men metoden var arealkrevende og derved lite egnet for større byer. Rundt århundreskiftet ble det utviklet biologiske metoder for fjerning av de organiske stoffene ved bruk av biologiske filtre (rislefiltre) og aktivslamanlegg. Disse metodene, som har vært enerådende helt opp til våre dager, bidro i vesentlig grad til å redusere de mer akutte utslag av saprobiering.

I Norge ble det første aktivslamanlegget bygget på Skarpsno i 1931. Senere gikk utbyggingen av renseanlegg tregt og har først skutt fart etter at vi fikk den nye loven om vern mot vannforurensning i 1970.



Fig. 3. Heterotrof begroing i bekk som følge av høy belastning med organiske stoffer.

Fig. 4. Noen organismer som ofte har stor forekomst i heterotrofe begroinger.



3. Eutrofiering

Grunnlaget for klassifisering av vannforekomster som *oligotrofe* (næringsfattige) og *eutrofe* (næringsrike) ble lagt av Naumann [5] og Thiennemann [6]. Et karakteristisk trekk ved oligotrofe vannforekomster er at primærproduksjonen er lav på grunn av liten tilgang på plantenæringsstoffer. I eutrofe vannforekomster er derimot tilgangen på plantenæringsstoffer stor, noe som gir høy primærproduksjon, i innsjøer som regel i form av planktoniske alger, og i elver som fastsittende (benthiske) alger og høyere planter. Selv om det fins eksempler på naturlig eutrofe vannforekomster, er det de menneskelige aktivitetene som har forårsaket at eutrofiering av vannforekomster er blitt et av de mest omfattende vannforurensningsproblemer i vår tid. Det er derfor først og fremst utslagene av menneskelige påvirkninger av vannforekomstene de fleste vil forbinde med ordet eutrofiering. Som regel er det en god sammenheng mellom vannets innhold av plantenæringsstoffer og planteproduksjonen. Det vil dog være de biologiske utslag og ikke den kjemiske sammensetning av vannet som vil være avgjørende for hvorvidt en vannforekomst blir betegnet som eutrof.

Eutrofiering av en vannforekomst kjennetegnes ved høy planteproduksjon. Dette skulle i teorien være gunstig, fordi plantene via næringskjeden danner grunnlaget for høstbare bestander av eksempelvis kreps, muslinger og fisk. I praksis skjer ofte det motsatte, nemlig at verdifulle dyrebestander forsvinner. Årsaken til dette er at de kvantitative forandringene i en eutrofiutvikling er ledsaget av *kvalitative* forandringer.

Organismene i uberørte vannforekomster vil i regelen være nøye tilpasset sitt miljø, så som fysiske, fysikalske og kjemiske faktorer, samt forholdet til de øvrige organismene. Når tilførselen av plantenæringsstoffer øker, vil konkurranseforholdet mellom de ulike artene forrykkes.

Resultatet blir ofte en oppblomstring av en eller få arter av alger som tidligere kun forekom i beskjedne mengder, så som blågrønnalger av slektene *Oscillatoria* og *Anabaena* [7]. De tilstedeværende dyr som spiser algene kan ofte være spesielle i sine næringskrav. Derfor risikerer man at de nye algartene ikke går videre i næringskjeden, men hoper seg opp i store mengder. Når disse dør, nedbrytes de av bakterier under høyt forbruk av oksygen. Man får da en situasjon som kan betegnes som sekundær saprobiering.

Følgene er at større eller mindre deler av vannforekomsten blir oksygenfri. Resultatet kan da bli at såvel smådyr som fisk dør. Det er selvsagt ikke i alle tilfeller at utslagene blir så dramatiske. Avhengig av resipienten og utslippenes størrelse har man alle overganger fra oligotrofe til sterkt eutrofe vannforekomster. En svak eutrofiering vil kunne gi positive effekter på vannforekomstens produksjon av høstbare organismer. Som regel vil imidlertid dette være en kortvarig glede for brukerne, da en vedvarende og økende belastning snart vil gi tilstander hvor ulempene dominerer.

Et illustrerende eksempel på eutrofiering grunnet menneskelige aktiviteter er utviklingen i Gjersjøen, en 2,7 km² stor sjø beliggende sydøst for Oslo. Inntil 1960 var vannkvaliteten god, og sjøens tilførsel av organisk materiale syntes å være dominert av bidrag fra landområdene i nedslagsfeltet. Sjøen var følgelig humusrik og ble betegnet som *dystrof*. På grunn av øket bosetning i området mottok sjøen stadig mer avløpsvann. Den første massive oppblomstring av blågrønnalger skjedde høsten 1964. Algeoppblomstringer har senere vært årvisse [8]. Figur 5 og 6 viser sjøen og vannets utseende under en algeoppblomstring. Mesteparten av den store interne produksjon av organisk materiale er ikke blitt omsatt i en næringskjede via konsumenter, men er gått direkte til nedbrytning. Dette har medført at oksygeninnholdet i vannmassene under 10 meters dybde har sunket til en tiendepart i løpet av perioden 1960 til 1970. Utviklingen er vist i figur 7.

At også store vannforekomster er utsatt, viser



▲ Fig. 5. Oppblomstring av blågrønnalger i en eutrof innsjø (Gjersjøen) som følge av høy belastning med kommunalt avløpsvann.

Fig. 6. Blågrønnalger kan flyte opp til overflaten og anrikes i store mengder ved vindpåvirkning. Bildet viser vannprøve fra Gjersjøen.



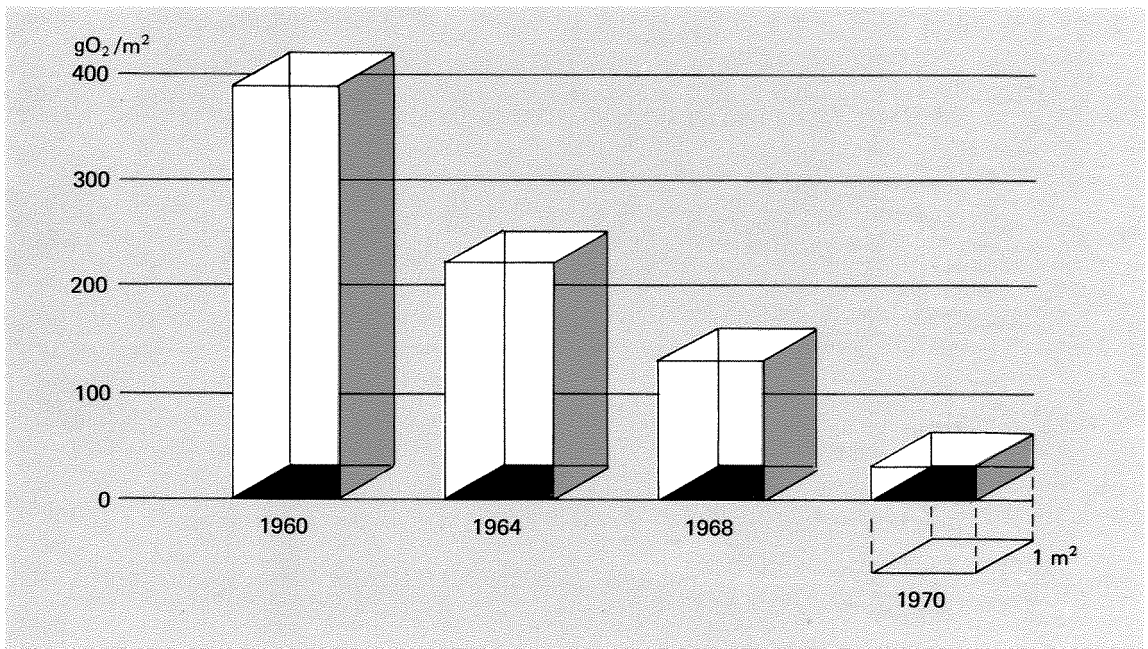


Fig. 7. Under en eutrofiutvikling i en innsjø produseres det økende mengder av planter. Når plantene nedbrytes forbrukes oksygen fra vannmassene. Dette kan føre til perioder med oksy-

genfritt bunnvann i sjøen. Figuren viser hvordan mengden oksygen i Gjøresjøens dypvann (under 10 m) avtok i løpet av en tiårsperiode. Data fra HOLTAN [8].

den tiltagende eutrofiering i Norges største innsjø, Mjøsa [9]. Det er liten tvil om at de økende menneskelige aktiviteter i området er årsaken til dette. Beregninger viser at fosforbelastningen til sjøen er tredoblet på grunn av utslipp fra kommunalt avløpsvann og industri [10]. Selv noen av verdens største ferskvannsforkomster, de store sjøer i Nord-Amerika, er alvorlig påvirket. Eriesjøen, Ontariosjøen og Michigansjøen har forandret seg drastisk. Blant annet er edlere fiskearter sterkt redusert eller helt utryddet [11].

Nedenfor utslipp av kommunalt avløpsvann i strømmende vann kan man observere tilsvarende effekter som i innsjøer, selv om de opptrer på en annen måte; begroinger på bunnen dominerer oftest organismelivet, mens plankton har mindre betydning. Dette blir mer utpreget jo hurtigere vannet renner.

Rett nedstrøms utslippet finner man ofte heterotrofe begroinger, en såkalt saprob sone. Lenger nede i vassdraget vil de organiske stoffene være omsatt, men det vil fremdeles være overskudd på plantenæringsstoffer. Her vil man da få en eutrof sone. Hvis ingen nye utslipp kommer til, vil plantenæringsstoffene etter hvert bli bundet i plantemateriale som enten blir omsatt eller transportert nedover. Mengden av tilgjengelige næringsstoffer vil derfor avta, og man vil etter hvert nærme seg tilstandene ovenfor utslippet. Denne utviklingen kalles gjerne for *selvrensing*. En del av de kjemiske og biologiske forandringene som skjer under en selvrensningsprosess, er vist skjematisk i figur 8.

Generelt kan man si at strømmende vann har en bedre evne til selvrensing enn innsjøer. Dette forhindrer imidlertid ikke at mange elver tømmes i havet lenge før selvrensingen har hatt noen

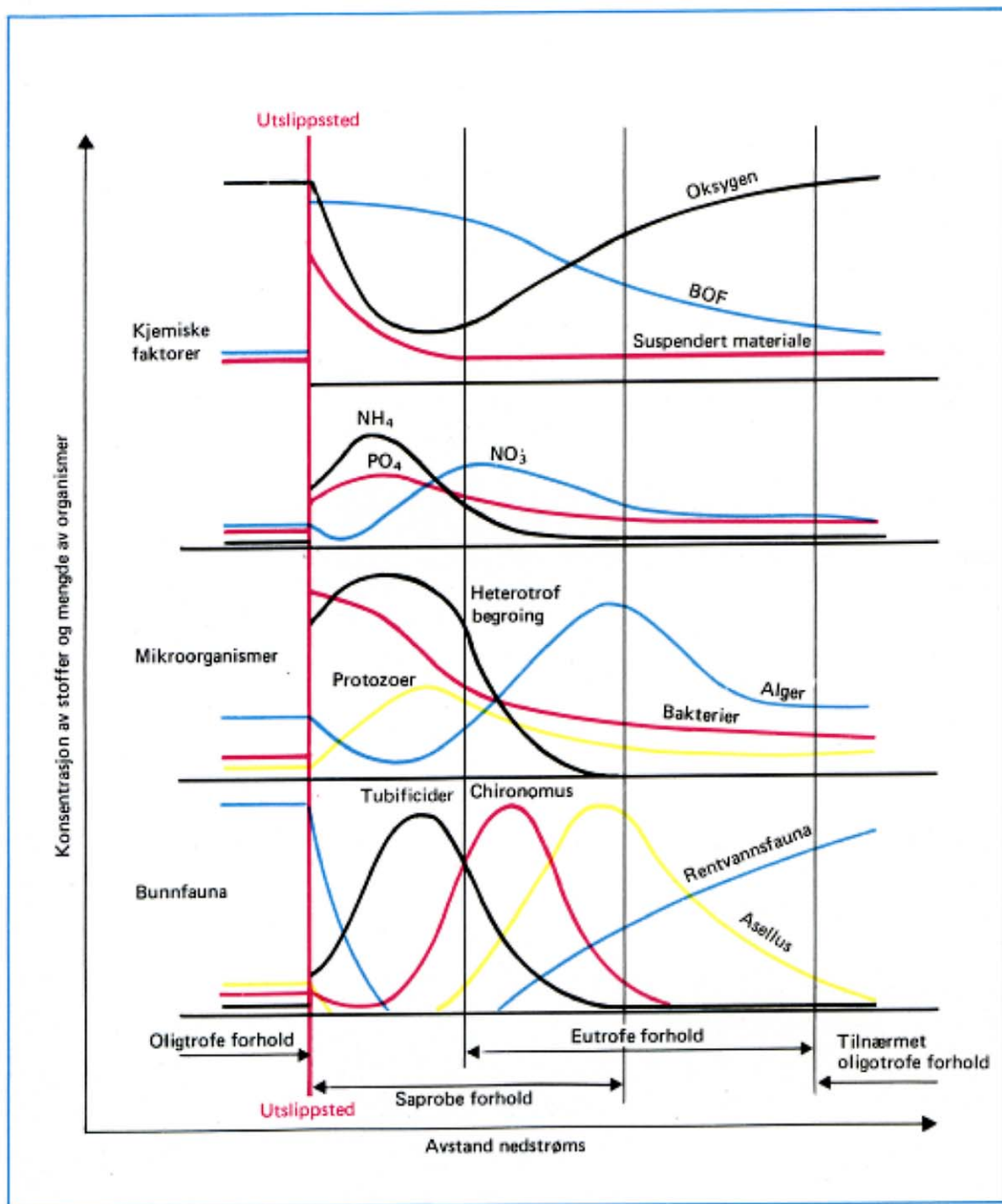


Fig. 8. Nedstrøms et kommunalt utslipp blir forurenningene omsatt av organismene i vannet. Dette kalles gjerne vassdragets selvrensing. Figu-

ren viser noen karakteristiske kjemiske og biologiske endringer under selvrensingen i rennende vann. (Omarbeidet etter HYNES [12]).

påtakelig effekt. Man kan dog regne med at tekniske tiltak som reduserer forurensningene, vil gi hurtigere forbedringer i strømmende vann enn i en innsjø.

Rensetekniske tiltak mot eutrofiering

Introduksjonen av biologisk rensing av kommunalt avløpsvann var til stor hjelp for å avverge de akutte utslag av saprobiering. Det viste seg imidlertid at eutrofieringen i resipienten ikke kunne kontrolleres ved biologisk behandling av avløpsvann. Oppmerksomheten ble da naturlig nok rettet mot plantenæringsstoffene i avløpsvannet. Foruten vann og karbondioksyd trenger plantene et tyvetall stoffer for å vokse. Mengdemessig er behovet størst for nitrogen-, fosfor- og svovelforbindelser. Disse stoffene kalles gjerne makronæringsstoffer. En rekke stoffer trengs i mindre mengder og blir derfor kalt sporstoffer eller mikronæringsstoffer: molybden, kobber, vanadium, kobolt, mangan, sink, bor, jern, natrium, kalium, calcium, magnesium og silisium. En rekke alger trenger også en eller flere av vitaminene B₁₂, thiamine og biotin.

Da det var utenkelig at man kunne fjerne alle plantenæringsstoffene ved tekniske rensemetoder, konsentrerte man seg i første rekke om makronæringsstoffene. Tanken var at hvis man kunne begrense tilgangen på ett eneste av næringsstoffene, ville man være i stand til å kontrollere eutrofieringen. Utviklingen av kjemiske rensemetoder for fjerning av fosforkomponenter fra avløpsvann representerte et gjennombrudd i så henseende [13, 14].

Det er også utviklet metoder for fjerning av nitrogenforbindelser, men fosforkomponentene har stått i fokus i eutrofieringsdebatten. Denne fokusering om fosfor har nok for en stor del vært berettiget, men har forledet mange til å se bort fra avløpsvannets øvrige komponenter [15].

4. Avløpsvannets sammensetning

Hvis man tenker over hva som går ut i avløpsnett fra sin egen bolig, forbauser det knapt noen at avløpsvannet har en meget kompleks sammensetning.

Hovedsakelig inneholder avløpsvannet organiske og uorganiske stoffer i oppløst og partikulær form. Før 1960 var man stort sett opptatt av å fjerne de organiske komponentene i avløpsvannet. Innen renseteknologien var det derfor behov for en summarisk metode for bestemmelse av organisk stoff. Valget falt på BOF (biologisk oksygenforbruk), som er et mål for lett nedbrytbare stoffer i avløpsvannet. BOF viste seg egnet som driftsparameter ved biologiske rensaneanlegg. Samtidig gir BOF et flatterende bilde av rensaneanleggenes virkningsgrad fordi BOF stort sett innbefatter nettopp den del av de organiske stoffene som omsettes i biologiske rensaneanlegg. Parametre som organisk karbon eller kjemisk oksygenforbruk (KOF), vil gi et mer korrekt uttrykk for det totale innhold av organisk stoff i avløpsvannet. BOF kan imidlertid være et verdifullt supplement for å vurdere mengden av de lett nedbrytbare stoffene som kan gi akutte utslag av saprobiering i resipienten.

Mengden og typen av de organiske stoffene som skjuler seg bak de summariske parametrene BOF, KOF og organisk C er det forholdsvis få informasjoner om. Mengdemessig dominerer fettstoffer, karbohydrater, proteiner, organiske syrer og syntetiske vaskemidler. Et eksempel på sammensetningen av husholdningsavløpsvann er vist i tabell 1. Av andre komponenter kan nevnes ligniner, fenoler, steroler, urinsyre, hydrokarboner, vitaminer og hormoner [16].

Det er karakteristisk for kommunalt avløpsvann at såvel mengde som sammensetning varierer meget både i tid og sted, avhengig av befolkningen i området, eventuell tilknytning av industri, og av ledningsnettets beskaffenhet og

Tabell 1. Eksempel på sammensetning av organiske stoffer i husholdningskloakkvann (fra Stevenage, England [16]).

Komponent	Etter sedimentering mg C/l		
	Råkloakk mg C/l	Løselig fraksjon	Totalt
Fett-syrer	71,0	0	46,1
Fett-estere	28,2	0	23,5
Proteiner	31,0	8,0	21,5
Aminosyrer	5,0	5,0	5,0
Karbohydrater	55,0	40,0	46,0
Løselige syrer	21,0	17,0	19,8
Amider	1,5	0	1,0
Syntetiske vaskemidler	14,0	11,0	13,1
Creatinine	3,5	3,5	3,5
Aminosukkerer	1,8	0	1,1
Muramic acid	0,2	0	0,1
Totalt ved analyse	311	106	228
ved summering	232	85	181
Identifisert fraksjon (%)	75	80	79

lengde. Avløpsmengdene i Norge er ofte av størrelsesorden 400–500 liter per person og døgn. Konsentrasjonene av organiske stoffer ligger da som regel i nærheten av følgende verdier: BOF: 150 mg O/l, KOF: 300 mg O/l og suspendert materiale: 150 mg/l. Lavere konsentrasjoner er vanlig, og i områder med tett ledningsnett kan konsentrasjonene være vesentlig høyere.

De uorganiske komponentene i avløpsvannet er mer inngående undersøkt enn de organiske komponentene. Dette skyldes nok at analysemetodene for uorganiske komponenter er enklere og lettere å automatisere, at antallet av uorganiske ioner er moderat og at flere av komponentene er viktige for bedømmelse av eutrofiering og giftvirkninger. Av ionene dominerer natrium, klorid, ammonium og hydrogenkarbonat. Store mengder fins også av kalsium, magnesium, kalium, sulfat og fosfat. Av elemen-

ter som er til stede i mindre mengder, kan nevnes silisium, jern, aluminium, kobber, mangan, sink og bly. Til en summarisk mengdebedømmelse av oppløste salter brukes gjerne den spesifikke elektrolytiske ledningsevne, κ_{20} . Parameteren gir samtidig et brukbart mål på hvorvidt avløpsvannet er konsentrert eller utspedd. For et vanlig husholdningsavløpsvann i Norge ligger gjerne κ_{20} på 400 – 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Nitrogen- og fosforkomponentene er de viktigste kjemiske parametrene for bedømmelse av eutrofiering. Kommuntalt avløpsvann inneholder ca. 5 mg P/l, hvorav 60–70% foreligger som ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$). Nitrogeninnholdet ligger rundt 25 mg N/l, hvorav ca. 70% kan foreligge som ammonium. Tallene må ses som rent veiledende, da store avvik fra disse verdiene kan forekomme.

Av de biologiske komponentene i avløpsvannet er det naturlig nok de sykdomsfremkallende bakterier, virus og protozoer som har vært gjenstand for størst oppmerksomhet. Patogene mikroorganismer som kan spres med avløpsvann, innbefatter *Salmonella* (tyfoidfieber, paratyfus, gastroenteritter), *Shigella* (dysenteri), *Vibrio* (kolera), *Endamoeba* (amøbisk dysenteri), *Hepatitisvirus* (gulstott), samt egg av invollparasitter. Av parametre som benyttes til å bedømme vannets hygieniske kvalitet, kan nevnes koliforme bakterier, fekale streptococcer og clostridier. Finner man disse organismene i en vannkilde, må det betraktes som et varsel om at vannet kan være påvirket av husholdningsavløpsvann og innebærer sykdomsfare.

5. Biologisk bedømmelse av avløpsvann

I Lov av 26. juni 1970 om vern av vannforurensninger står det i paragraf 1 om lovens formål:

”Denne lov har som formål å verne grunnvann, vassdrag og sjøområder mot forurensning samt å redusere eksisterende forurensning, særlig av hensyn til menneskers og dyrs helse og trivsel, vannforekomstenes anvendelse, og et effektivt natur- og landskapsvern.”

Forutsetningen for at lovens intensjoner skal kunne oppfylles er at man opprettholder funksjonsdyktige og økologisk balanserte organismesamfunn i våre vannforekomster.

Prinsipielt kan man gå ut fra at de fleste kjemiske forbindelser som tilføres en vannforekomst, vil ha en innvirkning på organismelivet. Graden av påvirkning vil selvsagt være avhengig av såvel stoffets egenskaper som konsentrasjon. Videre vil virkningen av et bestemt stoff være avhengig av mengden av andre stoffer som tilføres vannet. De ulike organismer vil også reagere forskjellig på en gitt påvirkning. Strukturen av det biologiske systemet vil innvirke på resultatet. Når man så legger til at de fysikalske og fysiske forhold, som temperatur, lys, vannhastighet og vann dybde også virker inn på resultatet av en gitt påvirkning, er det innlysende at det ikke er mulig å gi en detaljert forutsigelse av virkningene av et komplekst og varierende sammensatt avløpsvann. Man kan allikevel forutsi de hovedsakelige virkningene som forurensning med avløpsvann innebærer.

Biologisk bedømmelse av avløpsvann må i stor utstrekning bygge på erfaringer. Det er gjort flere arbeider på å systematisere erfaringer fra tidligere resipientundersøkelser, blant annet av KOLKWITZ [17], LIEBMANN [18] og FJERDINGSTAD [19]. Systemene bygger på bestemmelser av de organismer, enkeltarter og orga-

nismegrupper som er observert i resipienter ved ulik grad av forurensning. Når slike *saprobiesystemer* har fått en begrenset anvendelse, kommer det av at de naturgitte forutsetninger ofte er forskjellige fra de stedene hvor systemene er laget, og at de krever et tidskrevende og detaljert arbeid av spesialister.

Et annet hjelpemiddel for bedømmelse av avløpsvann er biologiske tester under laboratoriebetingelser. Testene baseres seg ofte på at man tar ut en art fra en organismegruppe og undersøker virkninger på den. Man kan da få et inntrykk av avløpsvannets stimulerende og eventuelt inhiberende virkning. Tolkningen av resultatene er beheftet med usikkerheter, da en art neppe er representativ for en hel organismegruppe, og fordi organismene kan reagere annerledes i sitt naturlige miljø. Utsagnskraften av slike biotester styrkes hvis man tester flere arter fra en organismegruppe, og inkluderer representanter for flest mulig grupper, f. eks. fisk, krepsdyr, insektlarver, protozoer, alger og bakterier.

En laboratoriemetode som har fått stor anvendelse for vurdering av eutrofiering, er bruk av algekulturer til å måle avløpsvannets vekststimulerende egenskaper [20]. En blanding av resipientvann og avløpsvann podes med en testalge, og veksten registreres over tid under gode vekstbetingelser. Mengden av alger som vokser opp gir et uttrykk for avløpsvannets næringsrikhet (trofigrad). Et bilde av en slik test er vist i fig. 9. Metoden kan også brukes til å teste hvilke næringsstoffer i et resipientvann som er begrensende for algevekst, og gir således informasjon om effekten av rensetekniske tiltak.

Eksperimentelle oppstillinger i felten representerer en overgang mellom laboratorieforsøk og undersøkelser direkte i resipientene. Bruk av renner som forsøksresipienter (analogresipienter) ble introdusert av STREETER [21] og er senere benyttet ved en rekke resipientundersøkelser [22, 23, 24, 25, 26]. Metoden baserer seg på studier av de organismesamfunn som etableres i ulike vannkvaliteter. Forsøksoppstillinger av denne type gjør det mulig å kontrollere faktorer som avløpsvannbelastning og vannhastighet, samtidig som man inkluderer de naturlige variasjoner i

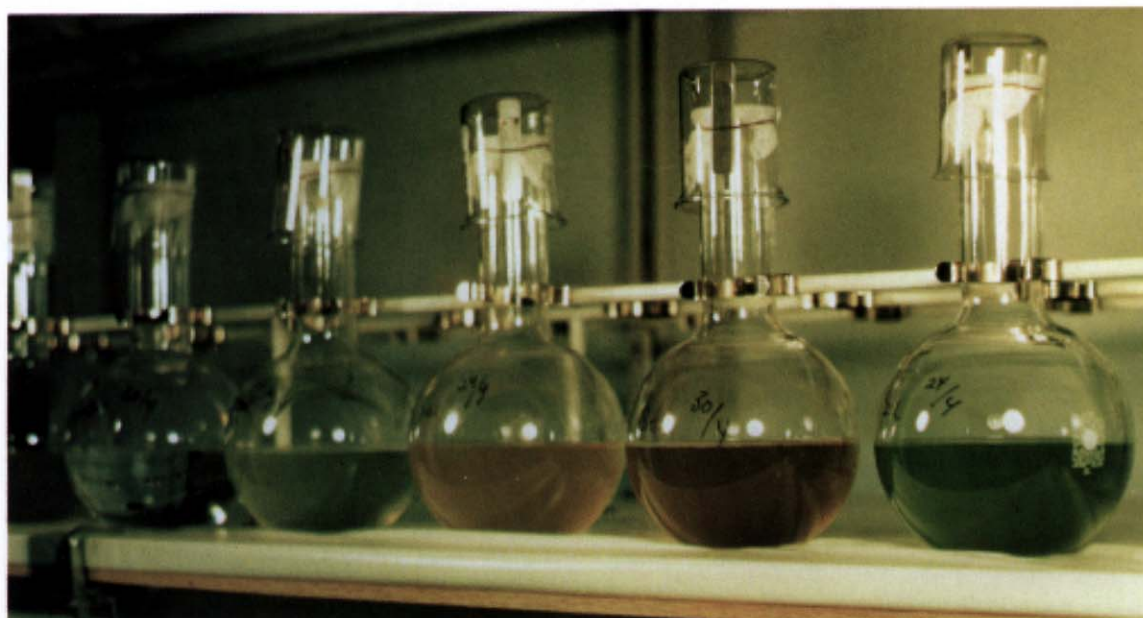


Fig. 9. Alger dyrket under laboratoriebetingelser kan benyttes til å karakterisere vannets innhold av plantenæringsstoffer. Vannet podes med en testalge og mengden alger som vokser opp gir et uttrykk graden av næringsrikhet (trofigrad).

lysbetingelser, temperatur og resipientvannets kjemiske egenskaper. De organismer som etableres i analogresipientene, er et utvalg av de organismer som fins i resipienten. Det er derfor viktige arter i den naturlige resipient som ikke blir representert i forsøkene. Man får imidlertid utviklet tilpassede organismesamfunn med representanter for primærprodusenter, konsumenter og nedbrytere. I forsøksresipientene må man derfor vente å få tilsvarende effekter som i en naturlig resipient, selv om utslagene ikke blir identiske [27].

Bruk av matematiske økosystem-modeller for å forutsi virkningene av forurensninger har fått en viss utbredelse i løpet av det siste tiåret [28]. Man søker da å beskrive sammenhengen mellom biologiske, kjemiske og fysikalske faktorer ved hjelp av matematiske funksjoner. Ved hjelp av elektroniske regnemaskiner kan man da i prinsippet beregne utslagene av en forurensningsbelastning. Når slike metoder foreløpig ikke har

slått gjennom i praktisk sammenheng, skyldes det at det naturvitenskapelige grunnlag for beskrivelse av systemene er ufullstendig, og at systemene blir svært kompliserte. Det er imidlertid sannsynlig at økosystemmodeller vil få øket anvendelse i årene som kommer.

Enkle erfaringsmodeller kan også gi indikasjoner på responsen av avløpsvann i en resipient. Et eksempel på dette er modellen til VOLLENWEIDER [29], som beskriver graden av eutrofiering som funksjon av fosforbelastningen og en innsjøs middeldyp. Selv om modellen er grov og hovedsakelig, kan den gi en antydning om hvilken størrelsesorden av forurensningsbelastning som vil gi uheldige biologiske utslag i resipienten. Vollenweiders modell er vist i figur 10. På figuren er det plottet inn noen kjente norske og svenske innsjøer. Figur 11 viser et generelt bilde av biologiske forandringer som ledsager eutrofieringsutviklingen i Vollenweiders modell.

Modellen har vist seg å fungere bra for sjøer med lang oppholdstid (anslagsvis større enn 1 år). For sjøer med kort oppholdstid er det utviklet modifiserte modeller [35].

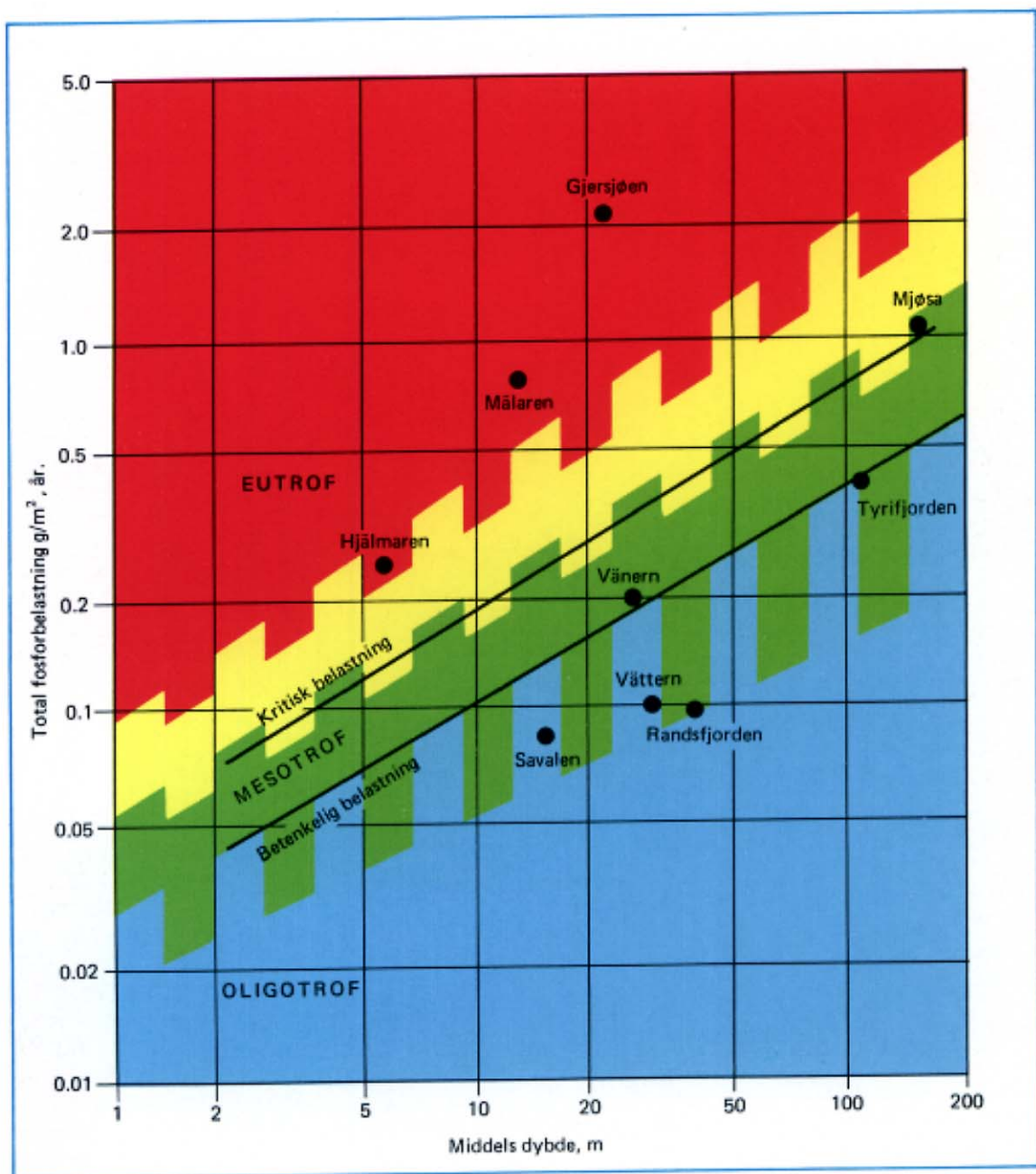


Fig. 10. VOLLENWEIDER's erfaringsmodell for sammenhengen mellom trofegrad, innsjøers middeldyp og fosforbelastning ([29], [30]). Når belastningen øker slik at en innsjø beveger seg fra det oligotrofe området i diagrammet opp i det mesotrofe området, må dette regnes som foruro-

ligende tegn. Når sjøen beveger seg inn i det eutrofe området i diagrammet, vil situasjonen ofte være kritisk. Data for de svenske sjøene er fra AHL ([31], [32]), for Mjøsa, Gjärsjön og Tyrifjorden fra HOLTAN ([33], [pers. med.]), og for Savalen fra KÄLLQVIST m.fl. [34].

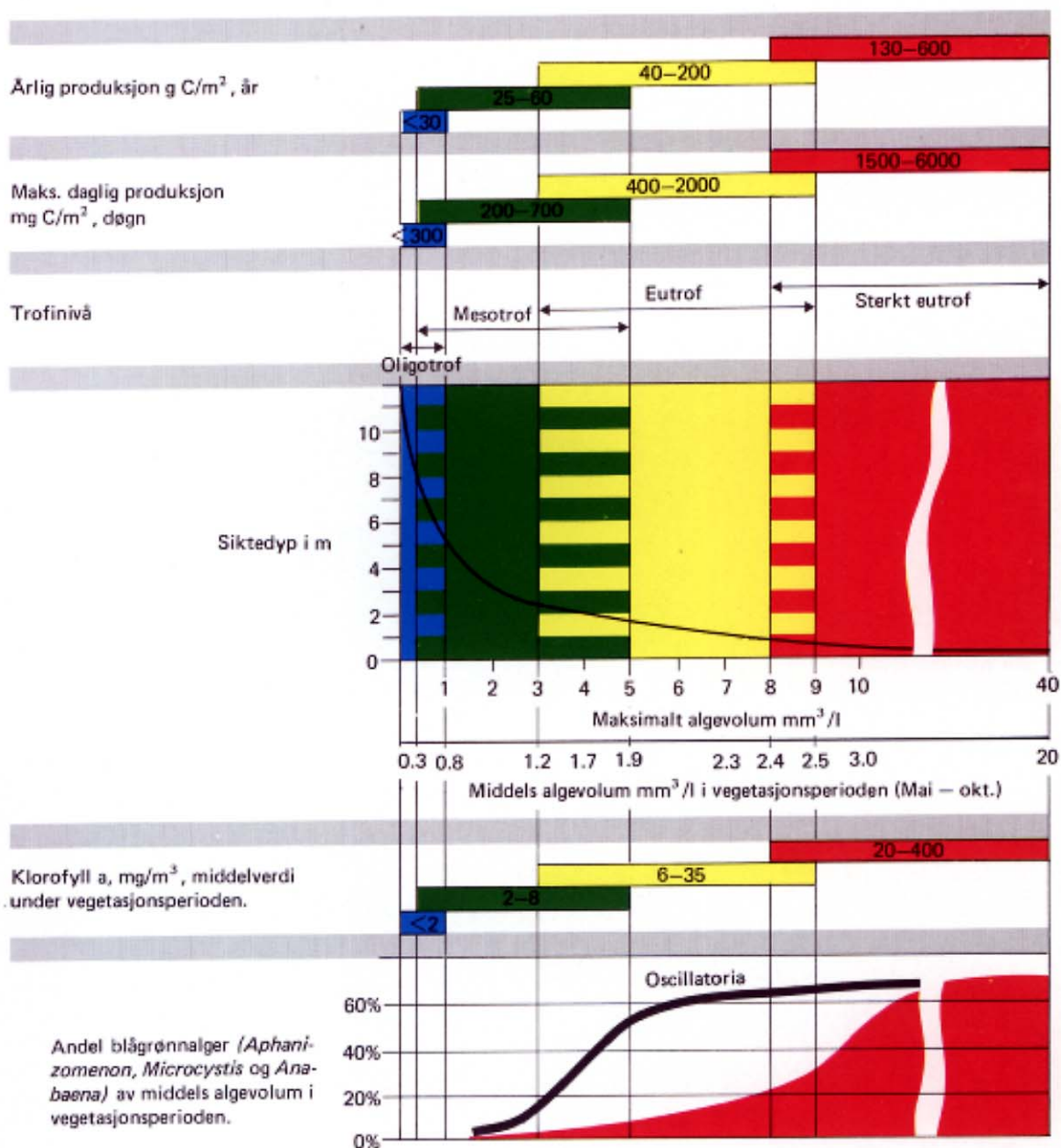


Fig. 11. Generell eutrofibetraktning med angivelse av nivåene på en del biologiske parametre ved ulike trofinivå. (Utarbeidet ved Vassdragsseksjonen, NIVA, hovedsakelig

på grunnlag av data fra VOLLENWEIDER [29]. Figuren er nærmere kommentert av HOLTAN m.fl. [33].

6. Eksperimentelle resipientundersøkelser ved NIVA's forsøksstasjon på Kjeller

6.1 INNLEDNING

Til transport og behandling av kommunalt avløpsvann regner man med investeringer på omlag 23 milliarder kr. fram til år 2000. Ca. 5 milliarder går til renseanlegg, mens det resterende går til transportsystemer [36]. Prosjekt for Rensing av Avløpsvann (PRA) ble satt i gang for å skaffe til veie kunnskap som kunne sikre en best mulig utnyttelse av de midler samfunnet investerer i avløpsvannsektoren.

I PRA er hovedvekten lagt på den tekniske siden, så som transportsystemer, renseprosesser og slambehandling. Ved NIVA's forsøksstasjon på Kjeller har man imidlertid søkt å kombinere tekniske og biologiske forsøk. På forsøksstasjonen har man en forsøkshall med rensetekniske enheter for mekanisk, biologisk og kjemisk behandling av kommunalt avløpsvann, og en utendørs oppstilling av forsøksresipienter hvor man har undersøkt biologiske effekter av ulike renseprosesser (fig. 12 og 13). Avløpsvannet som er benyttet i forsøkene kommer fra en befolkning på omlag 5000 personer, og er i det vesentlige husholdningsavløpsvann.

Det biologiske rensetrinnet på forsøksstasjonen var et aktivslamanlegg av typen langtidslufter. Til kjemisk behandling ble det benyttet tre ulike fellingskjemikalier, aluminiumsulfat, jern(III)-klorid og kalk. Av kombinerte renseprosesser er det benyttet simultanfelling, kjemisk felling etter langtidslufteren (etterfelling) og behandling i biodam etter kjemisk felling.

Forsøksresipientene besto av gjennomstrømningsrenner (30 m lange og 20 cm brede) utført i glassfiberarmert polyester. Resipientvannet, som ble tatt fra den lokale vannforsyning, var ubehandlet, næringsfattig (oligotroft) vann fra en innsjø beliggende i et barskogområde. Noen kjemiske data for innsjøvannet er vist i tab. 2.

I forsøkene er ulike kvaliteter og mengder avløpsvann tilsatt forsøksresipientene. De selv-

etablerende begroings-samfunn som utviklet seg i gjennomstrømningsrennene ble analysert og studert i sammenheng med belastningen. For å karakterisere begroingen er det undersøkt hvilke organismer den består av, hvor stor mengde som etableres, samt størrelse av primærproduksjon og respirasjon. Forsøkene ble utført i vegetasjonsperioden og gikk over en fireårsperiode fra 1971–1974.

6.2 HYDROBIOLOGISK VURDERING AV MEKANISK, BIOLOGISK OG KJEMISK RENSING

I 1972 ble forsøksresipientene belastet med 0,5% og 5% avløpsvann fra mekanisk, biologisk og kjemisk (aluminiumsulfat) rensing. Kjemiske analyseresultater for avløpsvann og resipientvann er gjengitt i tabell 2.

Organismesamfunnene i forsøksresipientene viste en klar respons på belastning med avløpsvann. De kvalitative endringene i algesamfunnet var meget markert (tabell 3). Mengden av organismer, vist ved ulike biomasseparametre i tabell 4, viser også markerte forskjeller mellom ulike rensemetoder og belastninger. En sammenstilling av resultatene fra forsøkene 1972 er gjengitt i tabell 5. Resultatene viste at belastning med mekanisk behandlet avløpsvann ga store biologiske utslag i forsøksresipientene, organismesamfunnet ble sterkt forandret både i kvalitet og mende. Biologisk rensing reduserte mengden av heterotrofe organismer ved høye belastninger, men eutrofieringsutslagene var omtrent som for mekanisk rensing. Kjemisk rensing ga resipienten den beste beskyttelse; sammensetningen av organismer lå nær opp til den ubelastede resipienten, og eutrofieringen var moderat selv ved relativt høy belastning. Analyser av sammenhengen mellom vannets kjemiske parametre og de biologiske utslagene, tydet på at fosforkomponentene var mest avgjørende for avløpsvannets virkninger i resipienten.

På bakgrunn av de gunstige resipientvirkningene av kjemisk rensing i 1972-forsøkene, viste 1973-forsøkene overraskende resultater. Ved høy belastning med kjemisk rensing avløpsvann inneholdt begroingen betydelige mengder blå-



Fig. 12. Forsøkshallen med rensetekniske anlegg for kommunalt avløpsvann ved NIVAs Forsøksanlegg på Kjeller.

Tabell 2. Kjemiske analyser av avløpsvann og resipientvann. Middelerverdier for sommersesongen 1972.

	pH	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	KOF $\text{mg O}/\text{l}$	BOF $\text{mg O}/\text{l}$	Total P $\text{mg P}/\text{l}$	$\text{PO}_4\text{-P}$ $\text{mg P}/\text{l}$	Total N $\text{mg N}/\text{l}$
Råkloakk	7,1	406	225	107	6,1	4,0	27
Mekanisk rensing	7,1	406	168	92	5,4	3,6	24
Biologisk rensing	7,3	334	66	16	4,2	3,6	15
Kjemisk rensing	6,7	433	65	37	0,75	0,15	21
Resipientvann	5,6	28	11	1	0,006 ¹	0,002 ¹	0,2 ¹
¹ Verdier fra 1974							



Fig. 13. Forsøksresipientene ved NIVAs Forsøksanlegg på Kjeller. Resipientene mottar ulike

kvaliteter og mengder avløp fra de renses tekniske enhetene (fig. 12).

grønnalger, og primærproduksjonen ble fordoblet i forhold til foregående år såvel ved lav som høy belastning. Den sannsynlige forklaring på dette var at større mengder suspendert stoff, og dermed totalfosfor, gikk ut fra renses anlegget i 1973. I 1972 var den gjennomsnittlige konsentrasjonen av totalfosfor fra renses anlegget 0,75 mg/l, mot 1,7 i 1973. Økningen i oppløst fosfat var beskjeden, 0,15 mg/l i 1972 mot 0,20 mg/l i 1973. Alt tyder derfor på at fosforet som blir bundet ved kjemisk felling kan frigjøres og bli forholdsvis lett tilgjengelig for primærproduksjonene. Dette er også bekreftet av laboratorieundersøkelser med algekulturer [37].

Ved høy belastning av kjemisk renses avløpsvann ble det påvist inhiberende virkninger på zoobenthos. Dette var spesielt tilfelle for krepsdyret *Chydorus sphaericus*. Resultater fra 1971 og 1974 indikerer også uheldige virkninger på

fjærmygglarver. Årsaken kan ha vært høye konsentrasjoner av aluminiumhydroksyd-fnokker.

Biotester på fisk har vist at aluminium både i oppløst og suspendert form kan forårsake alvorlige giftvirkninger ved konsentrasjoner på 0,5 mg/l [38]. Giftvirkningen er pH-avhengig, men forfatterne antyder en grenseverdi rundt 0,1 mg Al/l. I høyt belastede resipienter kan man raskt komme opp i det toksiske området når man får tilfeller av slamflukt fra kjemiske renses anlegg.

Forsøkene har vist at kjemisk rensing kan redusere eutrofieringen og bidra til å opprettholde resipientens naturlige organismsamfunn. Forutsetningen for et gunstig resultat er at renses anlegget har god, kontinuerlig drift. Selv kortvarige driftsuhell med høy slamflukt fra anleggene kan gi langvarige biologiske virkninger i resipienten, og i høy grad redusere de positive effekter av en vanligvis god rensing.

**Tabell 3. Sammenstilling av karakteristiske arter av alger i rennene for forsøkene i 1972.
(Utarbeidet av Randi Romstad.)**

Arter karakteristiske for begroingen i rennene 1972.	Ingen belastning	Kjemisk rensing		Biologisk rensing		Mekanisk rensing	
		0,5%	5%	0,5%	5%	0,5%	5%
BACILLARIOPHYCEAE							
Nitzschia Hassal sp.				+	+	+	+
Tabellaria flocculosa (Roth) Kutz.	+	+		+		+	
CHRYSOPHYCEAE							
Dinobryon sertularia Ehr.	+	+	+				
Hyalobryon ramosum Ltb.	+						
Synura Ehr. sp.	+	+	+				
Uroglena Ehr. sp.	+						
CHLOROPHYCEAE							
Binuclearia tatrana Wittr.	+	+					
Microspora Thur. sp.	+	+	+	+			
Mougeotia Ag. spp.	+	+	+	+		+	
Stigeoclonium cf. tenue Kutz				+		+	
XANTOPHYCEA							
Tribonema Derbes et Solier spp.				+	+	+	+
CYANOPHYCEA							
Oscillatoria Vauch spp.					+		+
Pseudanabaena cf. catenata Laut					+		+

6.3 VIRKNINGENE AV FOSFORKOMPONENTENE

For å belyse den spesifikke virkning av fosfor i forsøksresipientene ble det i 1973 gjort forsøk med å belaste resipientvann med rene fosfatløsninger. Det ble også tilsatt fosfat i tillegg til kjemisk rensset avløpsvann. Mengde tilsatt fosfat ble valgt slik at resipientene fikk omlag de samme fosforkonsentrasjoner som om de var belastet med 0,5 og 5% mekanisk rensset avløpsvann (hhv. 20 og 200 µg P/l).

Belastning med rene fosfatløsninger førte til sterk eutrofiering. Algesamfunnet var svært likt det som utviklet seg i resipienten med lav belastning av mekanisk rensset avløpsvann. Mengden av zoobenthos var imidlertid mindre ved ren fosfatbelastning enn ved avløpsvannbelastning. Økning av fosfatmengden fra 20 til 200 µg P/l hadde minimal effekt i resipienten.

Tilsetning av 20 µg P/l til resipienten med 0,5% kjemisk rensset avløpsvann resulterte i et

organismesamfunn som var svært likt det som utviklet seg i 0,5% mekanisk rensset. Belastning med 200 µg P/l i tillegg til 5% kjemisk rensset avløpsvann ga beskedne utslag i resipienten.

Tabell 4. Biomassen av begroingen i rennene etter 8 uker, sommeren 1972.

Belastning	Organisk karbon g/m ²	Klorofyll (a+b) mg/m ²	ATP mg/m ²
Ingen belastning	4,8	30	1,2
5% mekanisk rensset	40	435	75
5% biologisk rensset	28	465	62
5% kjemisk rensset	9,5	135	3,5
0,5% mekanisk rensset	17	390	25
0,5% biologisk rensset	11	240	18
0,5% kjemisk rensset	5,5	38	1,7

Tabell 5. Sammendrag av resultater fra renneforsøkene i 1972.

Tegnforklaring: ref.: liten eller ingen forandring relativt til referanserennen, +: merkbar forandring, ++: tydelig forandring, +++: stor forandring.

Belastning		Ingen belastning	Mekanisk rensing		Biologisk rensing		Kjemisk rensing	
			5%	0,5%	5%	0,5%	5%	0,5%
Biologisk Parameter								
Menge begroing	Organisk karbon	ref.	+++	+	++	+	+	ref.
	ATP	ref.	+++	++	+++	++	+	ref.
	Klorofyll	ref.	+++	+++	+++	++	++	+
Brutto primærproduksjon		ref.	++	++	+	+	+	ref.
Respirasjon		ref.	+++	+	+	ref.	ref.	ref.
Arts sammensetning, alger		ref.	+++	++	+++	++	+	ref.
Menge zoobenthos		ref.	+++	+	+++	+++	+	+
Vekstpotensial av <i>Selenastrum capricornutum</i>		ref.	+++		++		+	

Forsøkene har vist at fosfat er den viktigste enkeltparameter for utslagene i en næringsfattig resipient. Dette er i god overensstemmelse med eutrofieringsundersøkelser referert i litteraturen [15, 30, 39]. Ved økende belastning med avløpsvann vil andre faktorer, som organiske stoffer, nitrogenforbindelser, salter, pH og sporstoffer, gi betydelige effekter.

6.4 FORSØK MED ULIKE FELLINGSKJEMIKALIER

I 1973 ble det utført forsøk med ulike fellingskjemikalier, aluminiumsulfat, kalk, og en kombinasjon av treverdige jernklorid og kalk. Noen kjemiske analyseresultater fra forsøkene er vist i tabell 6.

Felling med aluminiumsulfat ga gjennomgående et noe blankere vann enn felling med de øvrige kjemikaliene, noe som gjenspeiles i lave verdier for turbiditet. Reduksjonen i organisk stoff var tilnærmet lik for de ulike fellingskjemikaliene. Fosforreduksjonen var dårligst med aluminiumsulfat, men resultater fra andre forsøk viser at man kan oppnå minst like gode fosforreduksjoner med aluminiumsulfat som med de andre kjemikaliene. Ingen av fellingsmetodene reduserer nitrogen utover det som blir fjernet med mekanisk rensing. Ut fra parametrene for

organisk stoff, fosfor og nitrogen, kan man derfor betrakte de ulike fellingsmetoder som likeverdige.

Avløpene fra fellingsanleggene som benyttet kalk og jernklorid + kalk, var imidlertid sterkt alkaliske, med pH-verdier rundt henholdsvis 11,5 og 9. Et oligotroft resipientvann med liten bufferevne vil derfor være svært utsatt for betydelige pH-svingninger. I forsøksresipienten med 5% avløpsvann fra kalkfelling ble det målt pH-verdier fra 9,5 til 11,8 og med 0,5% avløpsvann fra 5,7 til 9,8. De fleste former for zoobenthos og alger i forsøksresipientene ble følgelig slått ut ved høy belastning av kalkbehandlet avløpsvann. Ved siden av den direkte toksiske virkningen av høy pH, vil ammoniumionene gå over til ammonia (NH_3) og dermed øke avløpsvannets toksisitet. Anbefalt grenseverdi for ferskvannfisk er satt til 0,025 mg NH_3 /l, hvilket medfører at konsentrasjonen av $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ikke bør overskride 0,65 mg/l ved pH 8,0 og 20°C [40]. Nøytralisering vil derfor mange steder være nødvendig når kalk benyttes som fellingskjemikaliem. Man må da være klar over at selv kortvarige driftsuhell kan utrydde fisk og andre dyr i resipienten. Felling med kalk uten nøytralisering vil ikke gi tilstrekkelig sikkerhet for resipienten med mindre den maksimale volumnbelastningen i resipienten ligger svært lavt.

**Tabell 6. Kjemiske analyseresultater fra forsøk med ulike fellingskjemikalier (1973).
Resultatene er angitt som middelerverdier med standardavvik for 15 uke-blandprøver.**

Rensemetode		Aluminiumsulfat	Jernklorid + kalk	Kalk	Mekanisk rensing
Parameter					
Turbiditet, JTU		14 ± 10	23 ± 14	34 ± 16	30 ± 14
Suspendert stoff,	mg/l	54 ± 24	38 ± 14	60 ± 28	116 ± 26
Kjemisk oksygenforbruk,	mg O/l	80 ± 50	94 ± 49	96 ± 71	186 ± 73
Total-fosfor,	mg P/l	1,7 ± 1,1	1,2 ± 0,7	1,2 ± 0,9	5,7 ± 1,6
PO ₄ -fosfor,	mg P/l	0,20 ± 0,20	0,20 ± 0,20	0,13 ± 0,20	3,7 ± 1,6
Total-nitrogen,	mg N/l	22 ± 5	23 ± 5	22 ± 6	23 ± 6
Ammonium,	mg N/l	19 ± 5	20 ± 6	19 ± 5	18 ± 6
Aluminium,	mg Al/l	2,5 ± 1,3	—	—	—
Kalsium,	mg Ca/l	—	46 ± 21	105 ± 68	—
Jern,	mg Fe/l	—	3,0 ± 2,7	—	—

Ved vurdering av nødvendig fortykning må man ta hensyn til lokale forhold, så som resipientvannets og avløpsvannets bufferkapasitet, og mulighetene for store kalkutslipp under driftsuhell.

6.5 KOMBINERTE RENSEMETODER

Av kombinerte rensemetoder ble det i 1974-forsøkene utprøvet biologisk simultanfelling, biologisk rensing med etterfølgende kjemisk felling, og kjemisk felling med etterbehandling i biodam. Aluminiumsulfat ble brukt som fellingskjemikalium. Renseresultater for organisk stoff og fosforkomponenter er vist i fig. 14.

Det viste seg vanskelig å få stabil drift av simultanfellingsanlegget. I perioder kunne det virke bra, men det var ofte problemer med å få god slamsedimentering. Dette ga svært uheldige utslag i forsøksresipientene, hvor begroingen ble sterkt inhibert av slamavsetninger. Selv om det er eksempler på at biologisk simultanfelling kan virke godt, spesielt i større anlegg, er det trolig at det ofte vil vise seg vanskelig å styre biologiske og kjemiske prosesser samtidig. Dette vil særlig være tilfelle når man har store variasjoner i avløpsvannets sammensetning og mengde.

Biologisk forbehandling med aktiv slam før kjemisk felling viste seg å være svært gunstig.

Driften av det kjemiske rensetrinnet gikk bra, sannsynligvis på grunn av at den biologiske rensingen modifiserte og stabiliserte kvaliteten på innløpsvannet. Dette resulterte i høy fosforfjerning (fig. 14), forholdsvis lav primærproduksjon i forsøksresipientene, og lavt vekstpotensial for alger i laboratoriekulturer (fig. 15). Ved høy belastning i forsøksresipienten ble likevel organisemesamfunnet sterkt forandret i forhold til den ubelastede resipient. Man må derfor regne med betydelige biologiske forandringer i resipienten ved høye belastninger, selv om renseeffekten er god for fosforkomponenter og organisk stoff.

Behandling i biodam etter kjemisk rensing ga gunstige renseresultater (fig. 14). Variasjoner i kvaliteten av effluenten fra det kjemiske renseanlegget ble dempet i biodammen. Biodammen ga også en markert reduksjon av organiske stoffer og fosforkomponenter, sannsynligvis grunnet en kombinasjon av biologiske prosesser og mekanisk ettersedimentering. Ved høy belastning i forsøksresipienten ble organisemesamfunnet også her sterkt forandret, men næringskjeden syntes å fungere bedre enn ved de øvrige rensemetoder. Spesielt fjærmyggglarvene var effektive konsumenter, og reduserte derved akkumuleringen av primærproduzentene.

Forsøk med algekulturer i laboratorium viser også at de kombinerte rensemetodene reduserer

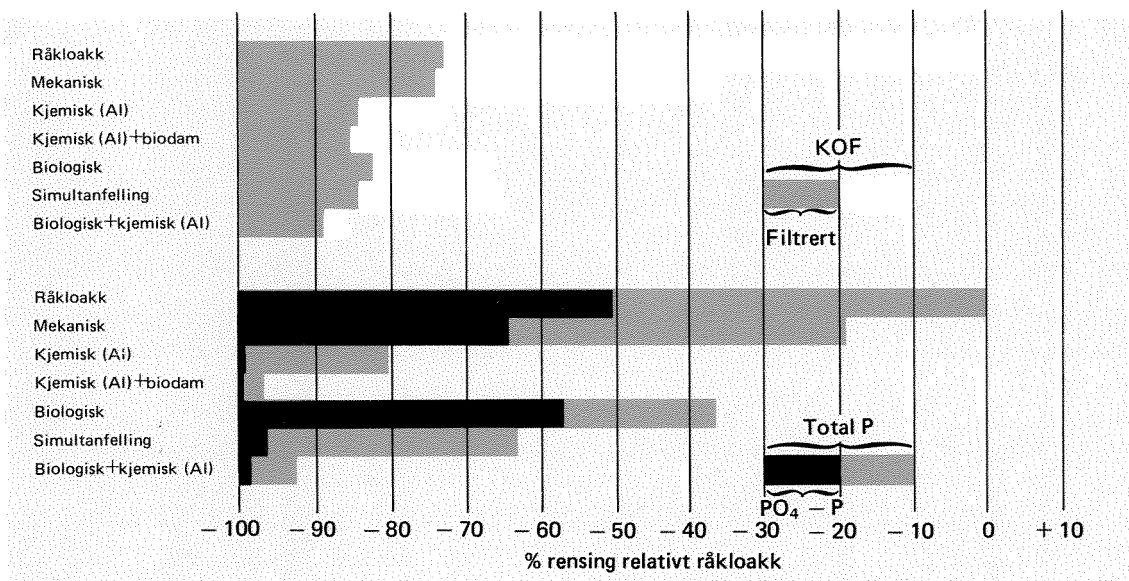


Fig. 14. Renseresultater for fosforkomponenter og organiske stoffer fra ulike renseanlegg i 1974. (Utarbeidet av A. Lundar.)

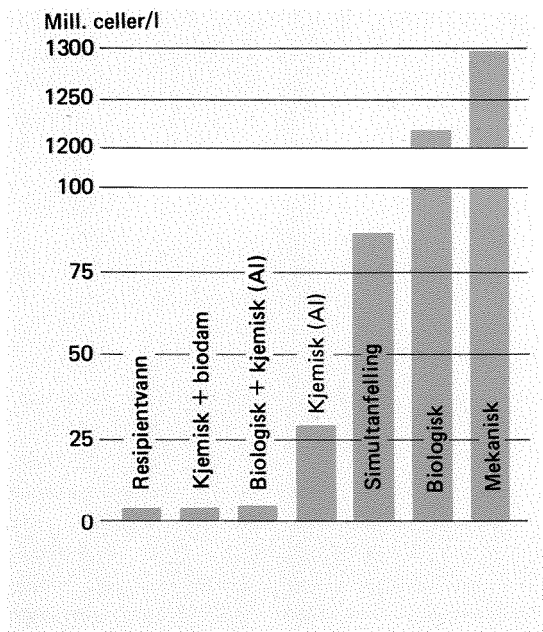


Fig. 15. Resultater fra måling av algers vekstpotensial (trofegrad) ved tilsetning av 5 volumprosent avløpsvann til næringsfattig innsjøvann. Testalge: *Selenastrum capricornutum*. (Utarbeidet av T. Källqvist.)

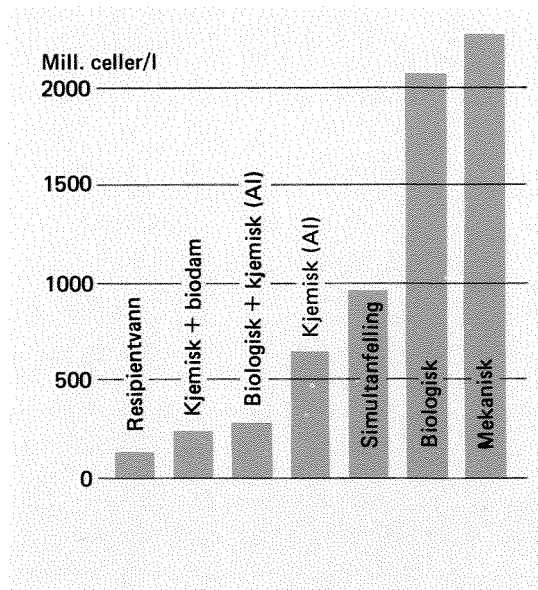


Fig. 16. Resultater fra måling av algers vekstpotensial (trofegrad) ved tilsetning av 5 volumprosent avløpsvann til sjøvann fra Drøbak. Det fremgår at ulike vanntyper reagerer forskjellig på lik belastning (jfr. fig. 15). Testalge: *Phaeodactylum tricornerutum*. (Utarbeidet av T. Källqvist.)

avløpsvannets vekststimulerende egenskaper (fig. 15 og 16). Effekten i resipienten vil dog være avhengig også av resipientvannets egenskaper [41].

Ved all rensing er det avgjørende for rensesultatet hvor godt sedimenteringsenheten kan avskille biologisk eller kjemisk slam. Ved rensemetoder som biologisk–kjemisk rensing med etterfelling, og metoder der en bruker biologisk dam som etterbehandling, vil man få god rensing og ha mindre risiko for store tap av suspendert stoff. I høyt belastede resipienter kan det også være behov for ytterligere reduksjoner av suspendert stoff gjennom filtrering av utløpsvannet. Svenske undersøkelser [42] har vist at sandfiltrering etter kjemisk rensing kan gi et avløpsvann på under 0,2 mg P/l, mens man ved bare å benytte sedimentering må regne med et fosforinnhold som ligger 2 til 4 ganger så høyt.

6.6 SAMMENHENG MELLOM BELASTNING OG BIOLOGISK RESPONS

Saprobiering

Hvis man skal være sikker på å unngå synlig heterotrof begroing grunnet belastning med kommunalt avløpsvann, kan man som en veiledning gi følgende grenseverdier for belastning med organiske stoffer: KOF: 2 mg O/l, eller BOF: 1 mg O/l. Disse verdiene kan synes lave, sett på bakgrunn av at næringsfattig resipientvann kan ha en KOF på 5–10 mg O/l. Sammensetningen av de organiske stoffene i kloakkvann og naturlig vann er imidlertid så forskjellig at de biologiske utslag vil være høyst ulike i de to tilfeller.

Eutrofiering

Eutrofiering vil som regel være et større problem enn saprobiering i forbindelse med kommunalt avløpsvann. Sammensetningen av kloakkvannet

er slik at eutrofieringsvirkningene vil gjøre seg gjeldende ved avløpsvannkonsentrasjon på noen få prosent av det som skal til for å få saprobiering. Hvis man derfor setter inn effektive rensiltak mot eutrofiering, vil man også automatisk komme under de nevnte grenseverdier for heterotrofe begroinger.

Figur 17 viser en prinsipiell fremstilling av biologisk respons ved økende belastning med kommunalt avløpsvann. Når belastningen øker, skjer der endringer både i organismesamfunnenes sammensetning og mengde.

Figur 18 viser en sammenstilling av primærproduksjonsmålinger og typer algesamfunn fra forsøkene på Kjeller for sesongene 1972, 1973 og 1974, uttrykt som en funksjon av totalfosforbelastningen. Ved beregningen er gjennomsnittsverdier for sesongen benyttet. Da resipientvannets totalfosfor (6 μ g P/l) er mindre tilgjengelig enn fosforet i avløpsvannet, og ortofosfatverdien ligger under deteksjonsgrensen, er verdien 2 μ g P/l benyttet som antatt tilgjengelig fosfor i resipientvannet. Primærproduksjonsverdiene fra 1972 er justert for å tilsvare målinger under lysmetning (1973, 1974). Figur 19 viser bilder av karakteristiske begroinger ved ulike belastninger. — Man ser av kurven på figur 18 at enhver fosfortilsats i oligotrofe, fosforfattige resipienter vil øke primærproduksjonen (eutrofieringen). Selv bidrag på under 1 μ g P/l vil kunne gi merkbare utslag. Det opprinnelige organismesamfunn vil dog tåle en viss belastning uten å bli bragt ut av likevekt. Ved belastninger av total fosfor over 6 til 8 μ g P/l til en næringsfattig resipient med en ortofosfatverdi < 2 μ g P/l, vil det være en overhengende fare for at eutrofieringen vil bli så markert at det opprinnelige organismesamfunn blir eliminert. Man vil da få dominans av andre arter alger enn tidligere. Dette vil ofte føre til at de tilstedeværende beitedyr ikke lenger vil være i stand til å sørge for en effektiv omsetning av primærprodusentene. Dette medfører opphopning av organisk stoff på det første trinn i næringskjeden, noe som vil føre til store ulemper i vassdragene. Når belastningen av avløpsvann i resipienten øker opp mot noen få prosent, vil effekten av andre komponenter enn fosfor gjøre seg

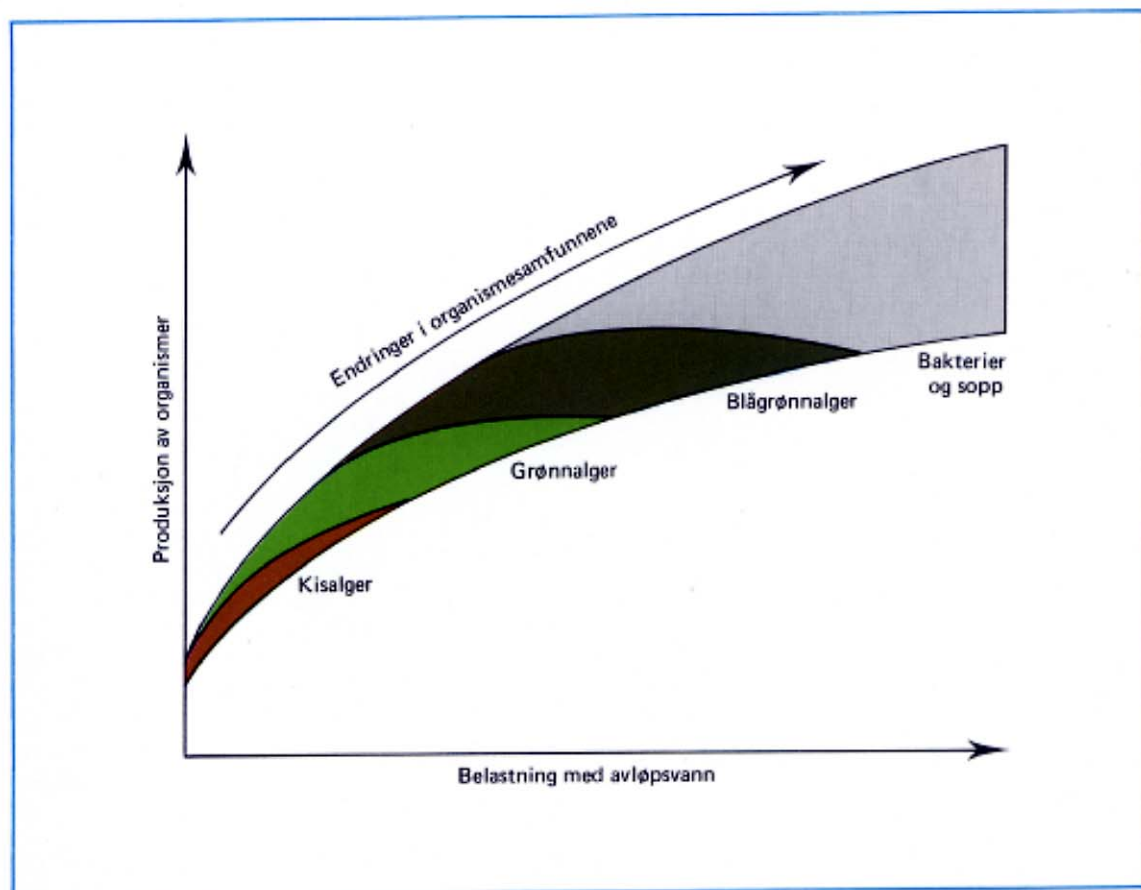


Fig. 17. Prinsipiell fremstilling av biologisk respons ved økende belastning av avløpsvann i strømmende vann. Ved lave belastninger av kommunalt avløpsvann til en næringsfattig resipient vil man først få øket produksjon av det opprinnelige organismsamfunnet i resipienter. Når belastningen øker, vil man snart få økende eutro-

fiering med overgang til andre organismsamfunn som ofte har mindre effektive næringskjeder, noe som kan medføre opphoping av algebegroinger. Ved svært høye belastninger med kommunalt avløpsvann vil man få gråhvite slimete begroinger med bakterier og sopp.

mer og mer gjeldende. Man får en generell konsentrasjonsøkning av uorganiske salter og organiske stoffer, ofte en endring i pH og øket tilførsel av mikronæringsstoffer. I sum vil disse belastninger endre en oligotrof vanntype så meget at selv en svært effektiv fosforreduksjon ikke kan for-

hindre endringer i det biologiske system. Hvilke spesifikke utslag dette vil gi i de enkelte resipienter er det neppe mulig å forutsi. Høy fosforfjerning vil allikevel redusere eutrofieringen og må antas å dempe uheldige biologiske utslag også ved høye volumbelastninger med avløpsvann.

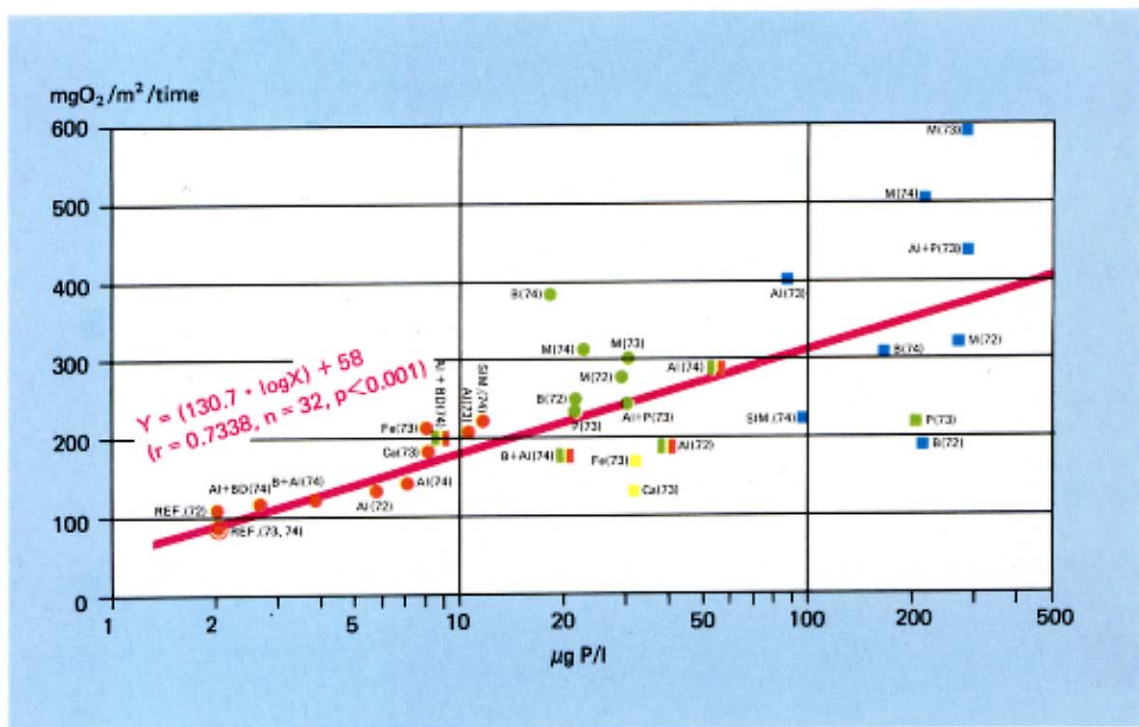


Fig. 18. Brutto primærproduksjon og typer av algesamfunn som funksjon av fosforbelastningen (total P).

- : 0,5 vol.% belastning med avløpsvann
- , ■ : 5 vol.% belastning med avløpsvann

REF.: Referanse

M : Mekanisk behandling

B : Biologisk behandling

BD : Behandling i biodam

SIM : Simultanfelling

Al : Behandling med aluminiumsulfat

Fe : Behandling med jernklorid + kalk

Ca : Behandling med kalk

P : Belastning med ren ortofosfat

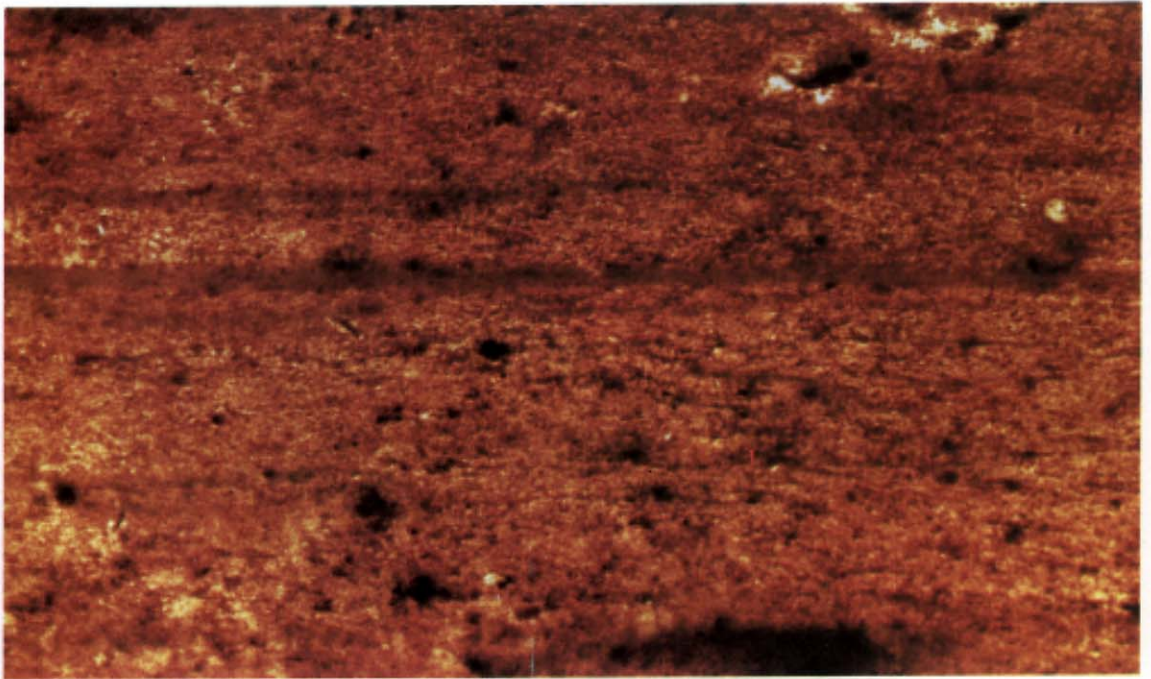
Tegnforklaring til algesamfunnene:

1. Brun farge: Brune til brungrønne begroinger. Delvis lange filamenter. Dominert av diverse diatomeer (eks.: *Tabellaria*), lite næringskrevende grønnalger (som *Mougeotia* og *Microspora*) og *chrysophyceer* (eks.: *Dinobryon*).
2. Grønn farge: Friskt grønne til gulgrønne begroinger. Lange filamenter. Dominert av *xanthophyceen* *Tribonema* og grønnalger som *Mougeotia* og *Stigeoclonium*, og diatomeene *Nitzschia* og *Tabellaria*.
3. Brun + grønn farge: Brune og brungrønne begroinger. Teppelignende begroing. Dominert av grønnalger

som *Mougeotia*, *Scenedesmus* og *Staurastrum*. Forholdsvis lite diatomeer.

4. Gul farge: Organismene hemmet av høy pH. Småklumpet begroing dominert av *Nitzschia*, *Scenedesmus* og flagellater.
5. Blå farge: Teppelignende begroinger med flekkvise mørkegrønne til brunsorte overtrekk av blågrønnalger (*Oscillatoria*, *Pseudanabaena*). Av diatomeer dominerer *Nitzschia* og *Pinnularia*. Vanlige grønnalger er *Staurastrum* og *Scenedesmus*. *Xanthophyceen* *Tribonema* er hyppig forekommende. Innslag av heterotrofe begroinger.

Fig. 19A-H. Karakteristiske begroingsbilder ved ulike belastninger i forsøksresipientene (ca 1/3 av naturlige størrelse). Algesamfunnene er nærmere beskrevet i tabell 3 og i figur 18. Fig. 19A og H faller inn under gruppe 1 beskrevet i tegnforklaringen til figur 18, F og G i gruppe 2, D i gruppe 3, B, C og E i gruppe 5. (Foto: W. Hauke.)



▲
Fig. 19A. Næringsfattig resipientvann uten belastning med avløpsvann.

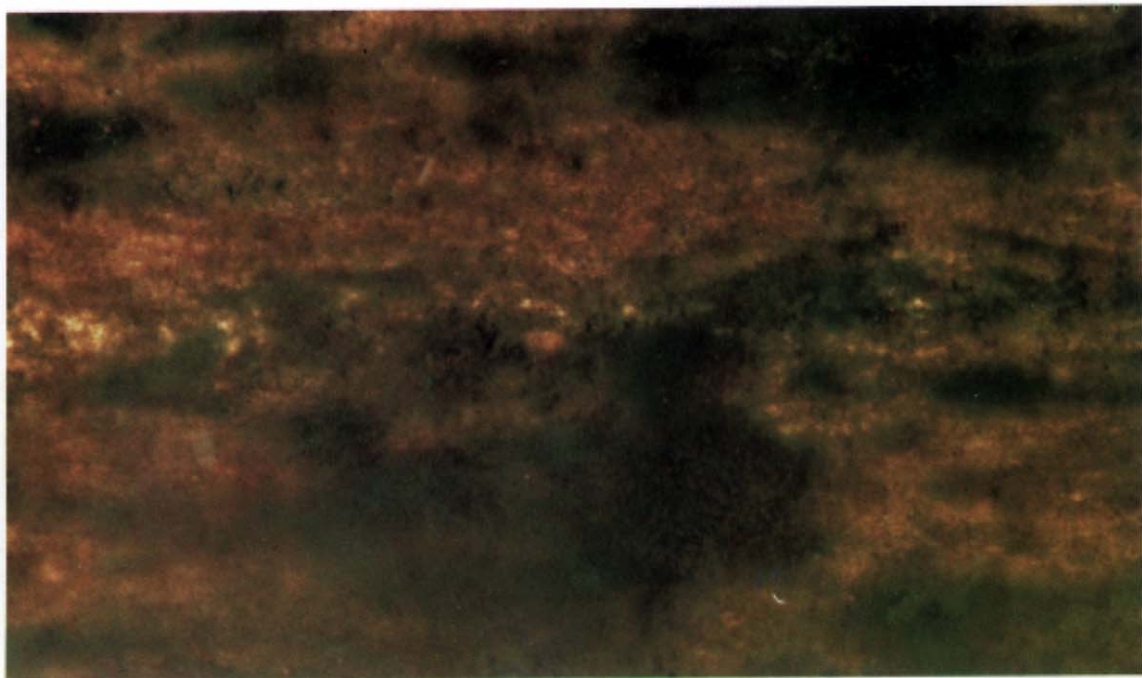
Fig. 19B. Belastning med 5 vol.% mekanisk rensset avløpsvann.





▲
Fig. 19C. Belastning med 5 vol.% biologisk rensset avløpsvann.

Fig. 19D. Belastning med 5 vol.% kjemisk (Al) rensset avløpsvann. God drift av rensanlegget (1972).



▼



▲ Fig. 19E. Belastning med 5 vol.% kjemisk (Al rensset avløpsvann. Periodevis dårlig drift av rensanlegget (1973).

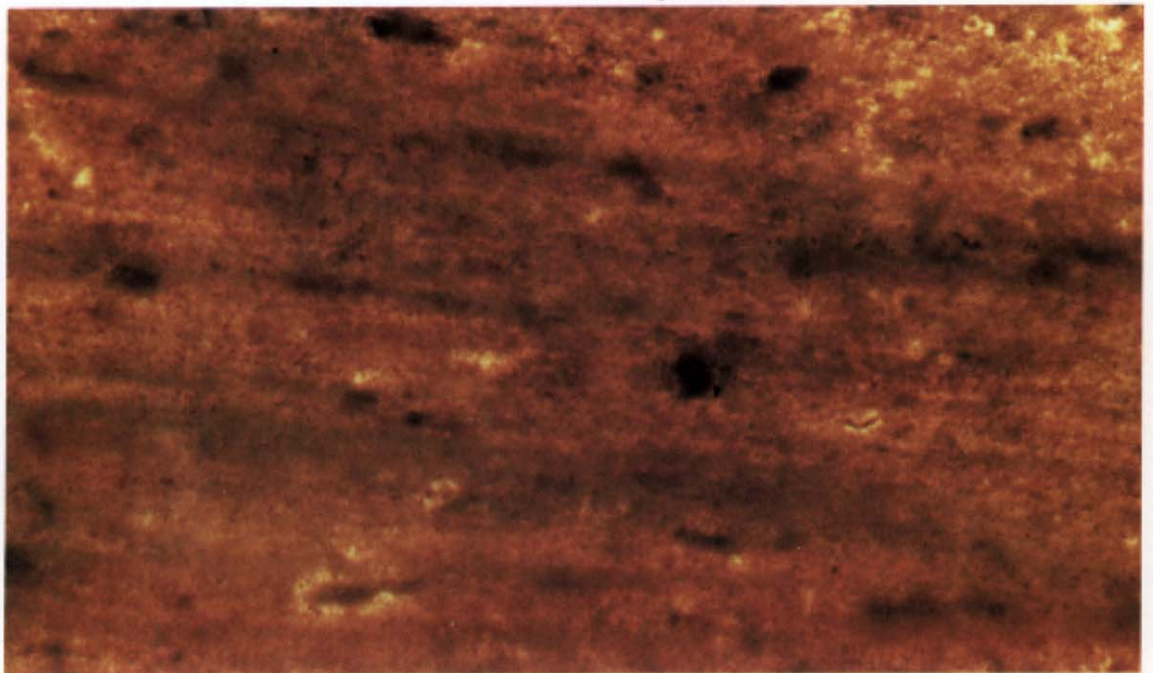
Fig. 19F. Belastning med 0,5 vol.% mekanisk behandlet avløpsvann.





▲ Fig. 19G. Belastning med 0,5 vol.% biologisk behandlet avløpsvann. Bemerk likheten med figur 19F.

Fig. 19H. Belastning med 0,5 vol.% kjemisk (Al) renset avløpsvann. God drift av renseanlegget. Bemerk likheten med figur 19A.▼



7. Vil renseanlegget svare til forventningene?

Tilførsel av forurensningskomponenter fra kommunalt avløpsvann må vurderes i sammenheng med øvrige aktiviteter rundt vassdragene. Bidrag fra industri, jord- og skogbruk, samt overflateavrenning fra byer og tettsteder vil ofte være av stor betydning. Det er først når man får kontroll over samtlige forurensningskilder at man kan vente de store forbedringer i resipienten. Ofte vil imidlertid et fåtall forurensningskilder være dominerende. Da må man kunne forvente raske forbedringer når man setter inne effektive rense tiltak. Når det gjelder kommunalt avløpsvann er en av forutsetningene for et godt resultat at ledningsnett er i orden. I dag er det snarere regelen enn unntaket at ledninger er utette. Feilkobling av ledninger for overvann og avløpsvann er ikke uvanlig (PRA-brukerrapport nr. 4: Lekkasjevannets økonomiske betydning). Stikkprøver ved renseanlegg viser også at så vel teknisk utstyr som selve driften av anleggene er langt fra tilfredsstillende [43].

Selv når de tekniske forhold er bragt under kontroll, kan det vise seg nødvendig med supplerende tiltak. For å beskytte særlig verdifulle lokaliteter, kan man lede avløpsvannet utenom resipienten hvis man har en annen resipient med større bæreevne.

Innsjøer som har vært forurenset i lang tid kan vise seg å beholde forurensningssymptomene i mange år etter at tilførselen av forurensning er sterkt redusert eller praktisk talt opphørt [30]. Årsakene til dette kan være at restbelastningen fremdeles er for stor for resipienten. Man kan også få frigivelse av næringsalter som i en årrekke er akkumulert i sedimentene. Vannets oppholdstid i sjøen vil også være av stor betydning. Det vil også kunne ta tid å få etablert funksjonsdyktige organismsamfunn med effektive næringskjeder, fordi enkelte organismer kan være sterkt desimert eller utryddet.

For å få en raskere forbedring av eutrofe

innsjøer og vassdrag, utprøves det for tiden flere tekniske og biologiske metoder [44]. Blant metodene kan nevnes: tapping av næringsrikt bunnvann ved slutten av stagnasjonsperioden, utspyling ved overføring av vann fra en renere vannkilde, lufting av vannmassene, fjerning av sedimenter, mekanisk fjerning av vannplanter, direktefelling av næringsalter, utsetting av organismer for å effektivisere næringskjedene, samt selektiv inhibering av uønskede organismer (eksempelvis introduisering av virus for eliminering av blågrønnalger). Bruk av giftstoffer (f.eks. koppersulfat) for å hindre algevekst har også vært benyttet. Det er vel i dag stort sett enighet om at en slik fremgangsmåte ikke er tilrådelig [39].

Undersøkelsene på Kjeller har vist at godt konstruerte og veldrevne renseanlegg kan være et virksomt middel til å beskytte vassdragene våre. Samspillet mellom tilstanden i vassdragene og aktiviteten på land er imidlertid komplisert og man bør ikke forledes til å tro at bygging av renseanlegg alltid vil være tilstrekkelig for å beskytte vassdragene. Vi må derfor ha utviklingen i vassdragene under kontinuerlig overvåking.

På lengre sikt må man kunne håpe at det vil bli utviklet systemer som ikke bare fjerner forurensningene fra avløpsvann, men også utnytter den ressurs av verdifulle næringsalter og organiske stoffer som fins i kommunalt avløpsvann [45]. Bruk av slam til jordforbedringsmiddel har vist seg å kunne gi gode resultater (PRA 3.3). Det arbeides også med utvikling av akvakulturer basert på næringsalter i avløpsvann [46]. Forskningsvirksomhet på dette felt er under planlegging også i Norge (PRA 2.13). Forsøk med kontrollert gjødsling av en norsk innsjø har gitt lovende resultater, med raske responser i næringskjeden helt opp til fisk [47]. Hvis man lykkes i å styre den akvatiske produksjonen såvel kvalitativt som kvantitativt, vil man kunne betrakte kommunalt avløpsvann ikke bare som et problem, men som en ressurs. En ennu bedre løsning vil være at man får utviklet metoder for avfallsdisponering hvor avfallet fra husholdninger blir tatt hånd om uten at man for-tynner det med store mengder drikkevann.

8. Litteratur

- [1] Larsen, R., 1975: "Resipientundersøkelser i Målselv-Barduvassdraget". NIVA, februar 1975. Blindern.
- [2] Odum, E.P. 1971: "Fundamentals of ecology". 3. ed. W.B. Saunders Company. Philadelphia.
- [3] Fisher, S.G. & Likens, G.E., 1973: "Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism". Ecological Monographs, 43, pp. 421–439.
- [4] Klein, L., 1957: "Aspects of River Pollution". Butterworths Scientific Publications. London.
- [5] Naumann, E., 1919: "Några synpunkter angående limnoplanktons økologi med särskild hänsyn till fytoplankton". Sv. Bot. Tidskr. 13, pp. 129–163.
- [6] Thienemann, A., 1921: "Seetypen". Naturwissenschaften 9.
- [7] Skulberg, O., 1968: "Studies on eutrophication of some Norwegian inland waters". Mitt. Internat. Verein. Limnol. 14, pp. 187–200.
- [8] Holtan, H., 1972: "Gjersjøen – a eutrophic lake in Norway". Verh. Internat. Verein. Limnol. 18, pp. 349–354.
- [9] Skulberg, O.M., 1971: "Eutrofiering og biologiske forandringer i noen østnorske vannforekomster". I "Forurensning og biologisk miljøvern", pp. 219–235. Red. Ivar Mysterud. Universitetsforlaget. Oslo.
- [10] Holtan, H., 1975: "Mjøsprosjektet". Fremdriftsrapport nr. 5. NIVA, mars 1975. Blindern.
- [11] Beeton, A.M., 1969: "Changes in the Environment and Biota of the Great Lakes". In "Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives". National Academy of Sciences. Washington D.C.
- [12] Hynes, H.B.N., 1960: "The biology of polluted waters". University Press. Liverpool.
- [13] Henriksen, A., 1962: "Laboratory Studies on the Removal of Phosphates from Sewage by the Coagulation Process". Schweiz. Z. Hydrol., 24, Fasc. 2., pp. 253–271.
- [14] Henriksen, A., 1963: d.o. Part 2. Schweiz. Z. Hydrol. 25, Fasc. 2., pp. 380–396.
- [15] Likens, G.E. (editor), 1972: "Nutrients and Eutrophication". Special Symposia. Vol. 1. The American Society of Limnology and Oceanography, Inc. Allen Press, Inc. Lawrence, Kansas.
- [16] Painter, H.A., Viney, M. & Bywaters, A., 1961: "Composition of Sewage and Sewage Effluents". J. Proc. Inst. Sew. Purif., pp. 302–314.
- [17] Kolkwitz, R., 1950: "Oekologie der Saprobien". Schriftenreihe Ver. Wasser-Boden Lufthyg. 4, pp. 1–64.
- [18] Liebmann, H., 1951: Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie, I. München.
- [19] Fjerdingstad, E., 1960: "Forurensning af vandløb biologisk bedømt". Nordisk Hygienisk Tidsskrift Vol. XLI, pp. 149–196.
- [20] Skulberg, O.M., 1967: "Algal cultures as a means to assess fertilizing influence of pollution". Third Int. Conf. Pollut. Res. Munich 1966, 1, pp. 113–127. Water-pollution Control Federation. Wash.
- [21] Streeter, H., 1930: Comparative rates of stream purification under natural and controlled conditions. – Ind. Engng. Chem. 22, 1343–1346.
- [22] Wuhrmann, K., Eichenberger, E., Krähenbühl, H. & Ruchti, J., 1966: "Modelluntersuchungen über die Selbstreinigung in Fließwässern". – Verh. Internat. Verein. Limnol. 16, pp. 897–905.
- [23] Phaup, J.D. & Gannon, J., 1967: "Ecology of *Sphaerotilus* in an experimental outdoor channel". – Wat. Res. 1 pp. 523–541.
- [24] Eichenberger, E., 1972: "Ökologische Untersuchungen an Modellfließgewässern. IV. Auswirkung der Selbstreinigung auf die Biomassebildung in einem Abwassergradienten". – Schweiz, Z. Hydrol. 34, pp. 173–189.

- [25] Skarheim, H.P., Galloway, T.R., Selleck, R.E. & Home, A.J., 1972: "Assessment of biological effects of treated wastewater on the Truckee River". — Univ. of California, Sanitary Engineering Research Laboratory, Berkeley.
- [26] Traaen, T.S., 1975: "Biological effects of primary, secondary and tertiary sewage treatment in lotic analog recipients". — Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, pp. 2064–2069.
- [27] Skulberg, O.M., 1975: "Observation and monitoring of water quality by use of experimental biological methods". Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. Vol. 19. pp. 2053–2063.
- [28] Dahl-Madsen, K.I. & Strange Nielsen, K., 1975: "Matematiske eutrofieringsmodeller". I "Eutrofiering. Tionde Nordiska Symposiet om Vattenforskning". — NORD-FORSK. Miljövårdssekretariatet. Publikasjon 1975:1, pp. 353–386.
- [29] Vollenweider, R.A., 1971: "Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication". Environment Directorate, OECD. Paris.
- [30] Vollenweider, R.A. & Dillon, P.J., 1974: "The application of the phosphorus loading concept to eutrophication research". National Research Council Canada. NRCC No. 13690. Ottawa.
- [31] Ahl, T., 1972: "Plant nutrients in Swedish Lakes and river waters". — Verh. Int. Ver. Limnol. 18 pp. 362–369.
- [32] Ahl, T., 1973: "Mälarens belastning och vattenkvalitet". Scripta Limnologica Upsaliensia 332, pp. 1–76.
- [33] Holtan, H. et. al. 1975: "Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vormå. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer", 1974–1975. O-151/73. NIVA, oktober 1975. Blindern.
- [34] Källquist, T., Hendrey, G.R. & Lindstrøm, E.A., 1974: "Oppumping av vann fra Glåma til Savalen. En undersøkelse av virkningene". O-20/74, NIVA, november 1974, Blindern.
- [35] Dillon, P.J., 1975: "The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario: The importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes". Limnol & Oceanogr. 20(1) pp. 28–39.
- [36] Miljøverndepartementet, 1975: "St.meld. nr. 107 (1974–75). Om arbeidet med en landsplan for bruken av vannressursene".
- [37] Löfgren, M., 1974: "Algkultur-test på kjemisk renat avløpsvatten". A2–04. NIVA, Blindern.
- [38] Freeman, R.A. & Everhart, W.H., 1971: "Toxicity of Aluminium Hydroxide Complexes in Neutral and Basic Media to Rainbow Trout". Trans. amer. fish. soc., 100, No. 4, pp. 644–658.
- [39] Vallentyne, J.R., 1974: "The Algal Bowl. Lakes and Man". Department of the Environment. Fisheries and Marine Service. Ottawa.
- [40] EIFAC, 1970: "Water Quality Criteria for European Freshwater Fish. Report on ammonia and inland fisheries". Technical Paper No. 11. European Inland Fisheries Advisory Commission. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- [41] Källqvist, S.T., 1975: "Algal growth potential of six Norwegian waters receiving primary, secondary and tertiary sewage effluents". Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. Vol. 19. pp. 2070–2081.
- [42] Hawerman, B., Forsberg, C. & Forsberg, Å., 1975: "Tekniske åtgärder mot kommunala avløpsvattenutsläpp". I "Eutrofiering. Tionde Nordiska Symposiet om Vattenforskning". — NORDFORSK, Miljövårdssekretariatet. Publikasjon 1975:1, pp. 181–193.
- [43] Eikum, A.S., Paulsrud, B. & Lundar, A., 1976: "Driftundersøkelse av rensanlegg i Hordaland". PRA 2.10. O–52/75. NIVA, februar 1976, Blindern.
- [44] OECD, 1971: "Report of nationally designated experts on eutrophication control". Environment Directorate, OECD. Paris.

- [45] Miljøverndepartementet, 1973: "Resirkulering og avfallsbehandling." NoU 1973:51.
- [46] Ryther, J.H. et. al., 1973: "The use of flowing biological systems in aquaculture, sewage treatment, pollution assay and food-chain studies". Progress Report. NSF-RANN GI-32140. Environmental Systems Laboratory. Woods Hole.
- [47] Langeland, A., Jensen, A. & Reinertsen, H., 1976: "Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del II". K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1976-2.

Foruten de nevnte referenser bygger denne rapporten på data fra følgende årlige prosjektrapporter:

- 0-40/71 PRA 2. Rensning av avløpsvann. Stabilisering og avvanning av slam. Fremdriftsrapport nr. 1. NIVA, januar 1972.
- 0-40/71-H Fremdriftsrapport for 1972. PRA-Forsøksanlegget, Kjeller. Renneforsøk og laboratorieundersøkelser til belysning av ulike kloakkrensemetoders virkning på biologiske forhold i resipienter. NIVA, mars 1973.
- 0-40/71-H PRA 2.1. Renneforsøk og laboratorieundersøkelser til belysning av ulike kloakkrensemetoders virkning på biologiske forhold i resipienter. – Undersøkelser i 1973. – NIVA, 1974.
- 0-40/71-H PRA 2.1. Renneforsøk og laboratorieundersøkelser til belysning av ulike kloakkrensemetoders virkning på biologiske forhold i resipienter. – Undersøkelser i 1974. – NIVA, august 1975.