

Metoder for fjerning av næringsstoffer fra avløpsvann

Sivilingeniør Arne Rosendahl

Sivilingeniør Arne Rosendahl er utdannet bygningsingeniør fra Graz i Østerrike, 1960. Han gjennomgikk i 1965—1966 International Course In Sanitary Engineering i Delft i Holland. Han er ansatt som forsker ved Norsk institutt for vannforskning.

Etter foredrag i Norsk Forening for Vassdragspleie og Vannhygiene 24. oktober 1968.

Innledning

Vassdragene våre tilføres store mengder forurensninger som er meget komplekst sammensatt, og forurensningenes virkning på vannmassene er svært forskjellig, alt etter hvilken sammensetning de har og hvordan vannforekomstenes natur er. Forurensningene kan blant annet føre til sterk vekst av bakterier, sopp, alger og høyere planter i resipienten. Vann, innsjøer og fjorder reagerer i denne henseende annerledes enn bekker og elver.

I bekker og elver skjer utskifting av vannmassene hurtig, og ved den sterke turbulens vi vanligvis har i Norge, er oksygentilførselen god. I disse resipienttypene betyr utslipp av organisk stoff mest, og vekst av fastsittende heterotofe organismer, f. eks. bakterier og sopp, er dominerende når resipientens selvrensende evne blir overskredet.

I vann, innsjøer og fjorder skjer utskifting av vannmassene langsomt. Her akkumuleres forurensningene, og næringsstoffer fører til vekst av autotrofe organismer, f. eks. alger og høyere planter, som preger bildet i slike resipienter når innholdet av næringsstoffer øker. Hvis denne utviklingen er kommet langt i en innsjø eller fjord, kalles de eutrofe i motsetning til de oligotrofe eller næringsfattige innsjøer og fjorder. Eutrofe vannforekomster har flere karakteristiske trekk, og av disse er det masseforekomst av alger, såkalt algeblomst eller vannblomst, som skaper de største problemene. Ved autotrof vekst virker vannmassene farget, de er grumsete og siktedypet er redusert. Vannforekomster av slik karakter har redusert verdi både som drikkevannskilde og for rekreasjonsformål. Resipienten blir i mange tilfeller tilført vesentlig større mengder organisk stoff ved slik vekst enn det som skyldes primærbelastningen. Når organismene dør, synker de til bunns og her overtar heterotrofe organismer nedbrytingen av det orga-

niske stoffet. Til denne prosessen benyttes oksygen, og det kan føre til oksygenmangel i dypere lag i resipienten.

Naturvitenskapsmenn og ingeniører har lenge arbeidet med å løse problemene med eutrofiering. De har prøvd å klarlegge

hvilke stoffer som kan være begrensende for sekundærproduksjonen av organisk stoff,

hvilke grenser man må holde seg under for å unngå eller redusere sekundærproduksjonen,

hva naturlig vannkvalitet og vannforekomstens topografi har å si for påvirkning med næringsstoffer og

hvilke rensemetoder som best kan anvendes for å fjerne de aktuelle stoffer fra avløpsvannet.

Fosfor- og nitrogenforbindelser synes å være de stoffene som lettest kan bringes ned til slike konsentrasjoner i resipienten at sekundærproduksjonen kan reduseres. Andre komponenter kan imidlertid også spille en rolle, f. eks. enkelte av sporstoffene. Dette er stoffer som forekommer i meget lave konsentrasjoner. En gruppe av sporstoffene — vitaminene — er nevnt i denne sammenheng.

Enkelte mener at problemene kan løses ved å redusere mengden med fosfor i avløpsvannet. Andre mener at innflytelse av nitrogen vil være like markert, og at man i hvert enkelt tilfelle må undersøke om fosfor eller nitrogen, eller begge deler, må fjernes for å kunne begrense algeveksten.

I mange resipienter vil det være ni-

trogenbindende alger til stede. Dette er alger som kan bygge nitrogenforbindelser av fri atmosfærisk nitrogen. Disse typene av alger fører nitrogen over i slik form at det blir tilgjengelig også for andre typer alger. Der hvor dette er tilfellet, vil man oppnå lite ved å fjerne nitrogen fra avløpsvannet.

Med forurensningene føres plantenæringsstoffene delvis ukontrollerbart til resipientene ved direkte avrenning fra ukultiverte områder, fra dyrkede skog- og landbruksområder og delvis kontrollerbart gjennom ledningsnett. Før man går til meget raffinerte og dyre løsninger for å rense avløpsvannet, er det viktig å ha klarlagt de kvalitative og kvantitative forhold mellom den kontrollerbare og den ukontrollerbare delen av avrenningen. Hvis den vesentligste delen av næringsstoffene tilføres ved ukontrollerbar avrenning, vil mulighetene til å oppnå noe ved rens tiltak være redusert.

For Ruhrområdet er dette tilfellet. Der mener man at man ikke vil oppnå noe ved å fjerne næringsstoffer fra avløpsvannet.

For Oslofjorden regner man med at ca. 80 % av fosfor og organisk stoff og ca. 70 % av nitrogentilførselen vil kunne kontrolleres når alle de små direkte utslippene vi har i dag, er avskåret og samlet i få hovedpunkter.

Den største innsatsen med henblikk på å fjerne næringsstoffer har vært gjort på området fjerning av fosfor, og det eksisterer nå flere større og mindre anlegg for dette i Sverige, Tyskland, Sveits og USA.

For fjerning av nitrogen er det utført en hel rekke forsøk, til dels i stor målestokk, men bortsett fra Orsa-anlegget i Sverige er det ikke bygd rensaneanlegg i full målestokk.

Fjerning av fosfor

Sammensetningen av kommunalt avløpsvann har vært undersøkt i forbindelse med NIVA's Oslofjordutredning. Der er man kommet til en gjennomsnittlig spesifikk belastning på ca. 2,5 g P/pers./døgn, og at det fordeles seg med ca. 65% fra fekalier og urin og 25—30 % fra syntetiske vaskemidler, resten fra andre kilder.

I Tyskland og Sverige regner man med et spesifikt avløp på henholdsvis 3,2 og 4 g P/pers./døgn og at 50—60 % kommer fra vaskemidlene. Man regner der med at man i løpet av de siste ca. 10 år har fått en fordobling av fosforutslippet på grunn av de nye syntetiske vaskemidlene.

Fosfor inngår i en rekke kjemiske forbindelser, og forholdene med hensyn til fosfor er kompliserte. Man kan imidlertid si at fosfor hovedsakelig forekommer i tre former i avløpsvannet, som ortofosfat, polyfosfat og komplekst bundet til organisk stoff. Man skiller også mellom fosfor som foreligger i partikulært eller suspendert stoff, og fosfor i oppløst form.

Ved mekanisk rensing (sedimentering) og slambehandling i råtnetank fjernes ca. 15 % av fosforkomponentene fra avløpsvannet. Ved biologisk rensing og slambehandling fjernes ca. 25 %.

For fjerning av større mengder fosfor har man hovedsakelig konsen-

trert seg om metoder for kjemisk felling, men biologiske metoder har også vært forsøkt. Ved spesiell drift av aktivslammetoden med høy slamproduksjon har man oppnådd helt opp i 80 % reduksjon av fosforinnholdet. Hva som skjer under slambehandlingen med det fosfor som er bundet på denne måten, er imidlertid ikke kjent.

Algedammer har vært prøvd for fjerning av fosfor, men effektiviteten er avhengig av temperaturen og spesielt av lysforholdene. I USA har man også drevet forsøk med algekulturer under kunstig belysning.

Ved kjemisk felling har man i første rekke benyttet aluminium (aluminiumsulfat) og treverdige jern (ferriklorid) som hovedkoagulanter. Også kalk har vært brukt, delvis alene, men hittil fortrinnsvis i kombinasjon med aluminium eller jern, og spesielt med henblikk på å korrigere pH for å oppnå optimal felling med hovedkoagulantene.

Det vi her kaller felling er ikke en fellingsprosess i kjemisk henseende, men en koaguleringsprosess. Til en viss grad kan fosfor felles ut som aluminiumfosfat eller ferrifosfat, men det er sannsynlig at det hovedsakelig dannes hydroksyder av aluminium og jern. Disse danner dels komplekse forbindelser med fosfor-forbindelsene, og dels fnokker de seg, og fosfor-forbindelsene bindes til fnokkene ved adsorpsjon.

De fleste undersøkelser som er utført for fjerning av fosfor, er gjort i forbindelse med biologisk rensing. Dette har resultert i de metodene som senere er kalt simultanfelling og etterfelling. I Sverige har man i noen

tilfeller forsøkt å fjerne fosfor uten biologisk rensing, og dette kalles direktefelling.

Ved *direktfelling* (fig. 1) har man først et mekanisk rensetrinn som vanligvis består av rist, sandfang og forsedimentering. Etter forsedimenteringen doseres kjemikalierne inn i et blandekammer der de meget hurtig skal fordeles i avløpsvannet. Fra blandekammeret ledes avløpsvannet med kjemikalier inn i en flokkuleringsenhet hvor det har en oppholdstid på $\frac{1}{2}$ —1 time. Fra flokkuleringskammeret ledes avløpsvannet videre til en enhet for avskilling av slammet. Dette kan utføres ved sedimentering eller ved flotasjon. I Sverige er det bygd noen anlegg av denne typen med en belastning opp til 10 000 pers.ekv. og med flotasjon for avskilling av slam.

Ved *simultanfelling* (fig. 2) tilsettes kjemikalierne ved innløpet til luftebassenget i aktivslamanlegg, og flokkuleringen skjer i luftebassenget. Det kjemiske fellingslammet er her blandet med det biologiske slammet. Det er vanskelig å tilpasse luftingen optimalt for flokkulering. Man får imidlertid god utnyttelse av kjemikalierne ved resirkulasjon av det kjemiske slammet med aktivslammet og ved at overskuddsslammet blandes inn i avløpsvannet før forsedimenteringen.

Denne type anlegg med ferriklorid som fellingsmiddel er introdusert av professor Thomas i Sveits. Der har man slike anlegg belastet med opp til 20 000 pers.ekv., og man har gode erfaringer. Metoden har også vært prøvd i Sverige med aluminiumsulfat

som fellingsmiddel, men der har man ikke oppnådd så gode resultater.

Attisholymetoden er en spesiell utførelse av aktivslammetoden med rensing i to trinn. Den ble introdusert av cellulosefabrikken Attisholz i Sveits for noen år siden med sikte på simultanfelling i det andre trinnet. Man trodde først at man her hadde fått en rimelig og effektiv metode. Med de erfaringer man har i dag ser det ut til at kostnader og resultater for denne metoden ligger i området som for konvensjonelle aktivslamanlegg med simultanfelling.

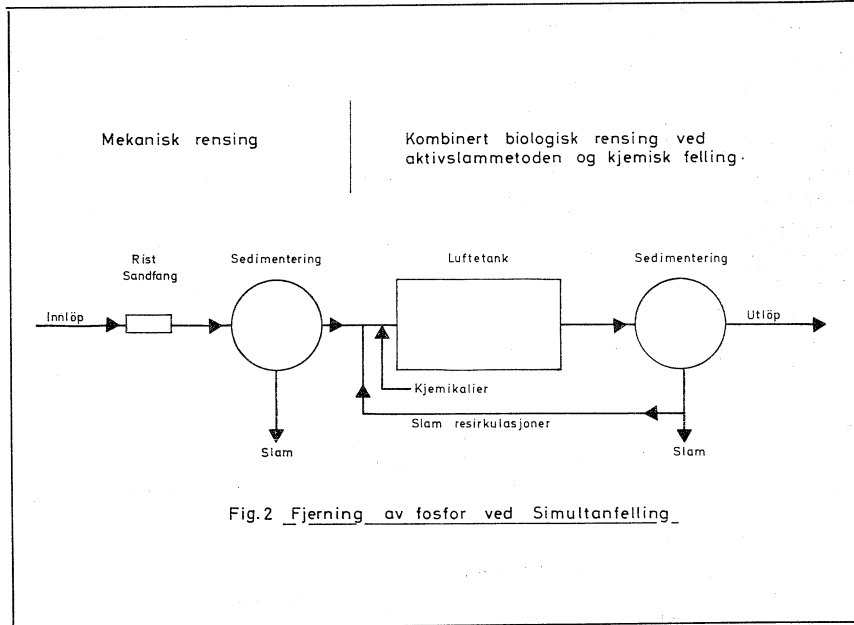
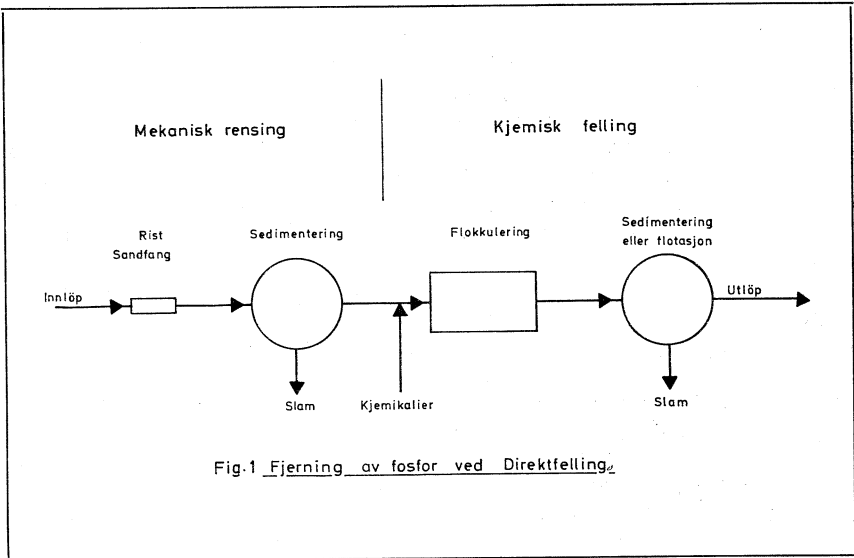
Ved *etterfelling* (fig. 3) foregår den kjemiske fellingsprosessen i et separat fellingsanlegg etter biologisk rensing. Den biologiske rensingen kan her være etter aktivslam-prinsippet, som antydnet på figuren, eller som biologisk filter. Som ved direktefellingen tilføres kjemikalierne umiddelbart foran en flokkuleringsenhet, og slammet fjernes enten ved sedimentering eller ved flotasjon. Denne typen anlegg finner man i Sverige, Tyskland og USA.

Renseeffekten (fig. 4) vil variere med anleggstype, vannkvalitet og kjemikaliemengde. Man kan si at det fjernes

ved direktefelling ca. 70 % org.stoff (BOF₅) og 80—90 % fosfor ved simultanfelling 80—90 % org.stoff (BOF₅) og 80—90 % fosfor ved etterfelling 80—90 % org.stoff (BOF₅) og 85—95 % fosfor.

Disse tallene forutsetter en dosering på ca. 100 mg aluminiumsulfat pr. liter avløpsvann.

Byggeomkostningene vil for direktefelling ligge på ca. 80 % av kost-



nadene for konvensjonelle biologiske anlegg, for simultanfelling ca. 105 % av kostnadene for konvensjonelle biologiske anlegg, for etterfelling ca. 130 % av kostnadene for konvensjonelle biologiske anlegg.

I driftsomkostninger vil direktefelling være noe rimeligere enn de to andre metodene, men det vil ikke være vesentlig forskjell mellom de tre anleggstypene, fordi utgifter til fellingsmidler vil utgjøre den absolutt største delen. Driftsomkostningene vil ligge 30—80 % høyere enn ved konvensjonelle biologiske anlegg, avhengig av kjemikaliedoseringen.

Slammengdene ved direktefelling vil være omtrent som for biologisk rensing. Ved et anlegg i Sverige behandles slammet i råtnetank, ved et annet anlegg tørkes og brennes det. Begge steder blandes slam fra mekanisk rensing og fra det kjemiske fellingstrinnet før behandlingen.

De siste resultater for simultanfellingen fra Sveits viser at overskuddsslammengden ved denne metoden bare øker med ca. 10 % i forhold til slammengdene fra konvensjonelle aktivslamanlegg. Slam fra simultanfellingsanlegg har vært behandlet i råtnetanker.

Ved etterfelling vil slammengdene fra det kjemiske fellingstrinnet være omtrent tilsvarende overskuddsslammengden fra konvensjonelle aktivslamanlegg, ca. 1—2 l/pers./døgn. Dette slammet inneholder antakelig så lite organisk stoff at det ikke er nødvendig å stabilisere det før det deponeres. I Sverige har man likevel blandet slammet fra de forskjellige trinn ved etterfellingsanleggene. Det

tørkes så i tørketårn, og det tørkede slammet blir igjen blandet med søppel og forbrent.

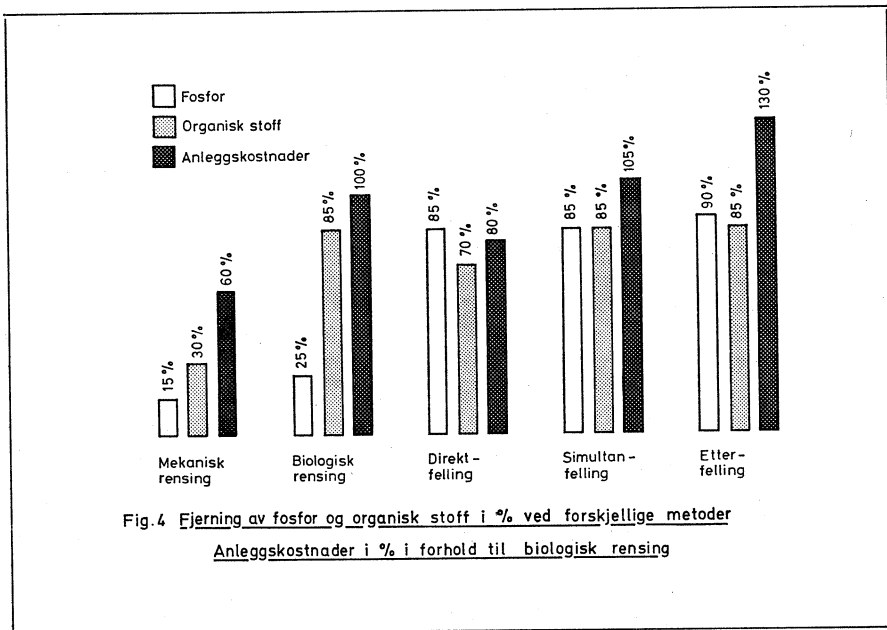
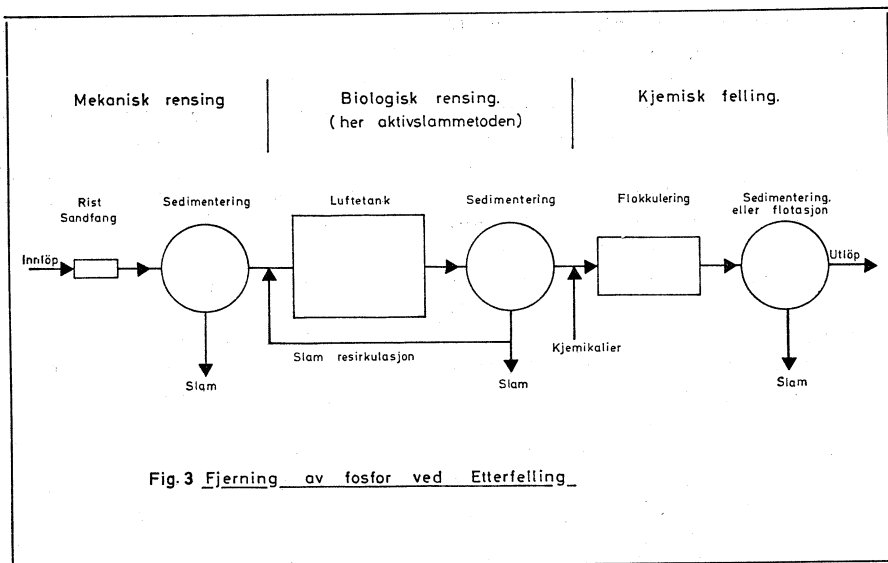
Det har vært hevdet at en vesentlig del av det bundne fosfor vil gå tilbake med slamvannet ved anaerob slambehandling, og at fosfor vil løses lettere når det er felt med jern enn med aluminium. Undersøkelser i Tyskland og Sveits har imidlertid vist at det bare er et par prosent økning av fosforinnholdet i slamvannet etter behandling av slikt slam i forhold til det som er i slamvannet fra vanlig biologisk slam. Valg av fellingskjemikalier synes derfor hovedsakelig å være et økonomisk spørsmål.

Mange mener at det fosforrike slammet fra kjemisk felling vil være verdifullt for jordbruket. Senere undersøkelser har vist at fosforet, når det er bundet til aluminium eller jern, løses så langsomt igjen at det vil ta meget lang tid før vekstene kan dra nytte av det. Hvis man derimot benytter kalk som hovedkoagulant, er det sannsynlig at slammet kan være av større verdi for jordbruket.

Fjerning av nitrogen

En stor del av det nitrogen som tilføres resipientene, kommer fra kommunalt avløpsvann. Andre kilder er gjødslede områder, dyrestaller og næringsmiddelindustrier.

For spesifikt avløp av nitrogen er det god overensstemmelse mellom undersøkelsene for Oslofjordutredningen og resultater fra Tyskland og Sverige. For Oslo-området har man funnet at det er realistisk å regne



med spesifikt avløp på ca. 12 g N/pers./døgn. Ca. 70 % av dette kommer fra urin og fekalier. Av nitrogenforbindelsene i avløpsvannet forekommer ca. 80 % som bundet og fri ammonium, og de resterende 20 % som nitrat og nitrit.

For fjerning av nitrogen fra avløpsvannet har man hittil konsentrert seg om biologiske metoder, men nitrogen kan også fjernes med kjemiske metoder.

Av biologiske metoder er det spesielt to som er mer detaljert beskrevet i litteraturen. I det etterfølgende er de kalt «Wuhrmanns metode», som er utviklet ved EAWAG i Zürich, og «Bringmann og Kühns metode» som er utviklet i Berlin.

Begge metodene bygger på aktivslamprinsippet i første trinn av prosessen. I denne delen av anlegget føres mineraliseringen av organisk stoff meget langt. Ved lav belastning, høy slamkonsentrasjon og lang oppholdstid i luftenheten blir nitrogenforbindelsene ført over i nitratform. Fjerningen av nitrogen skjer så i en separat enhet. Denitrifiserende bakterier opprettholder her sine livsfunksjoner ved å ta oksygen fra nitrat, såkalt mikrobiell denitrifikasjon. Dette skjer antakelig først når oksygeninnholdet i vannmassene er vesentlig redusert. Fri atmosfærisk nitrogen forlater vannet.

Ved *Wuhrmanns metode* (fig. 5) ledes hele avløpet fra luftetanken i aktivslamanlegget inn i et spesielt denitrifikasjonsbasseng. Aktivslammet holdes her i suspensjon ved forsiktig omrøring, og bassenget har liten fri overflate for å redusere til-

gangen på oksygen. Fra denitrifikasjonsbassenget ledes avløpsvann og slam inn i ettersedimenteringsenheten. Herfra forlater det rensede avløpsvannet anlegget, og slammet føres i retur til luftenheten. I forsøksanlegg i stor målestokk har man fjernet over 80 % av avløpsvannets innhold av nitrogen. Oppholdstid i denitrifikasjonsenheten har vært 2½ time.

Ved *Bringmann og Kühns metode* (fig. 6) avsluttes den langt drevne aktivslamprosessen med sedimentering før avløpsvannet går videre til enheten for denitrifikasjon. Den siste enheten kan best beskrives som et neddykket biologisk filter som drives med undertrykk. De denitrifiserende bakteriene vokser på filtermediet, og gassen som utvikles, forlater lettere filtermediet ved at det hele står med undertrykk. Med et slikt anlegg i liten skala, nærmest som benkeforsøk, har det lyktes Bringmann og Kühn å oppnå over 80 % fjerning av nitrogen med 15 min. oppholdstid i denitrifikasjonsenheten.

For Vest-Berlin har det vært drøftet å fjerne nitrogen fra avløpsvannet, og man har gjort forsøk med forskjellige metoder i stor målestokk, men med dårlig resultat, og man har besluttet ikke å bygge slike anlegg ennå. Fjerning av nitrogen ved mikrobiell denitrifikasjon er en ømfintlig og vanskelig biologisk prosess, og man skal ha meget god kjennskap til den for å kunne drive den riktig. Det er kjent at denitrifikasjonsprosessen er sterkt temperaturavhengig og vanskelig å få til når temperaturen i vannet synker under 10—12° C. De-

Mekanisk rensing

Biologisk rensing

Lavtbelastet aktivslamanlegg og mikrobiell denitrifikasjon

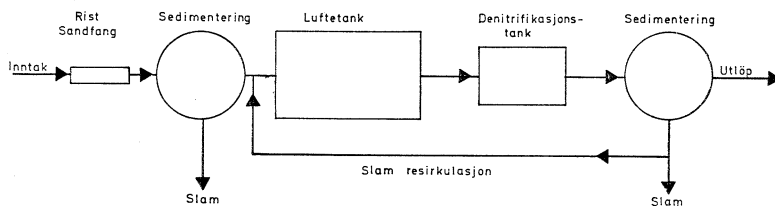


Fig. 5 Fjerning av nitrogen. Wuhrmann's metode.

Mekanisk rensing

Biologisk rensing

Lavtbelastet aktivslamanlegg

Mikrobiell denitrifikasjon

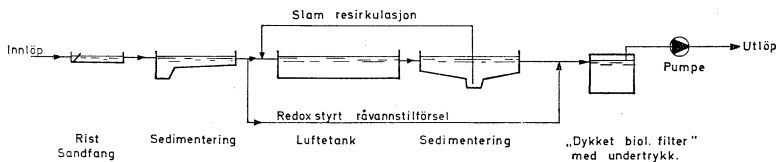


Fig. 6 Fjerning av nitrogen. Bringmann og Kühn's metode

nitrifikasjonsprosessen har også vært vanskelig å gjennomføre ved høy slamkonsentrasjon.

Professor Føyns elektrolytiske prosess

Denne prosessen har vært utførlig behandlet på et møte i NFVV i vår, og jeg skal ikke beskrive den her. Jeg vil bare nevne den for at oversikten over metoder for fjerning av næringsstoffer skal være så fullstendig som mulig.

Professor Føyn og SINTEF ved NTH har vist i laboratorieskala og i teknisk målestokk (fig. 7) at man kan redusere innholdet av fosfor, nitrogen og organisk stoff fra avløpsvann ved elektrolyse av avløpsvann blandet med sjøvann.

Ved prøvedrift av anlegget på Huk har man hatt en del vanskeligheter, og ved prosjektering av et anlegg i større målestokk har man forandret på en rekke forhold. Dette er ikke utprøvd ved forsøksdrift. Den elektrolytiske rensemetoden kan ikke sies å være ferdig utviklet, og det hersker divergerende meninger om bygge- og driftsomkostninger for metoden.

Liljegrens metode

Ved et renselanlegg i Orsa i Sverige for ca. 5000 pers.ekv. har kommunalingenjör Liljegren bygd et renselanlegg hvor man benytter kalkfelling.

I dette anlegget behandles avløpsvannet først biologisk etter aktivslammetoden. Deretter har man felling med kalk. Hittil har man brukt 600

mg hydratkalk pr. liter avløpsvann, men man regner med å kunne drive slike anlegg med 300—500 mg/l avhengig av avløpsvannets kvalitet. Ved denne metoden får man felt ut fosfor, og ammonium blir drevet ut av avløpsmannet ved høy pH. Man har oppnådd 95 % fosforreduksjon, 90 % fjerning av nitrogen og 95 % fjerning av organisk stoff med denne metoden. Avløpsvannet har en meget høy pH, 11—12, og det kan bare slippes direkte ut i resipienten i spesielle tilfeller, ellers må man korrigere for den høye pH-verdien.

Slam fra fellingsanlegget skilles av delvis som flyteslam, delvis som sediment. Dette slammet og slam fra den biologiske delen av anlegget avvannes ved sentrifugering og blandes deretter med ulesket kalk. På denne måten kan man få temperaturen opp mot 100° C. Man får derved et sterilt og tørt slam som kan fylles direkte i sekker. Hittil har man levert slammet til interesserte avtakere. Senere regner man med å kunne selge slikt slam som jordforbedringsmiddel for ca. 100 sv. kr. pr. tonn, og det vil bety en reduksjon av driftsomkostningene.

Ingenjör Liljegren advarer mot å foreta kalkfelling som direkte felling, og da lar prosessen seg best sammenlikne med etterfelling med hensyn til byggeomkostningene. Driftsmessig kan man sammenlikne kostnadene med felling med aluminiumsulfat, som er det man nå kjenner best til. Aluminiumsulfat av teknisk kvalitet vil i Oslo-området koste ca. kr. 300 pr. tonn. Regnes det med en dosering på 120 mg/l, får man en kjemikaliekostnad på 3,6 øre pr. m³ avløps-

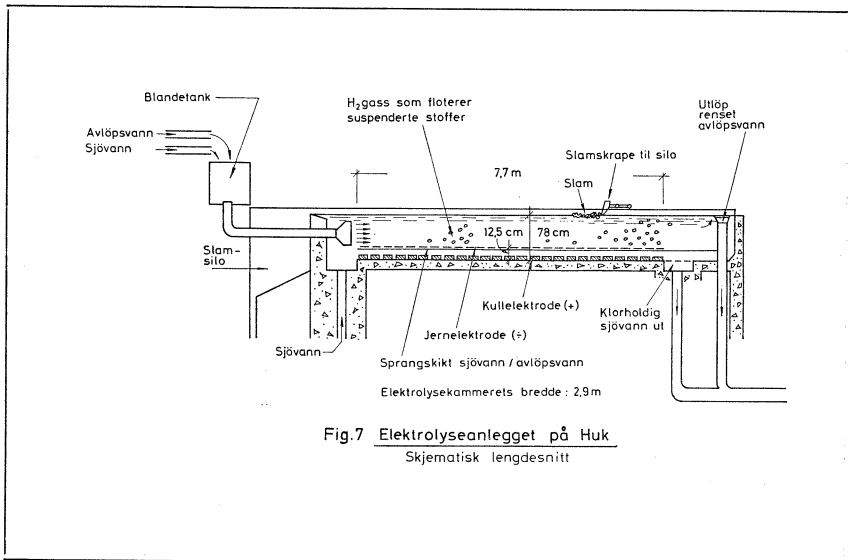


Fig.7 Elektrolyseanlegget på Huk
Skjematisk lengdesnitt

vann. Hydratkalk kan man få for ca. kr. 140 pr. tonn. Regner man med 400 mg/l, får man 5,6 øre pr. m³ avløpsvann. I mange tilfeller må man her ha ytterligere kjemikaliedosering for å senke pH til 7—8 før utslipp. Slambehandlingen har man da sett bort fra i begge tilfeller.

NIVA's arbeid med eutrofieringsproblemer og fjerning av næringsstoffer

Ved NIVA har vi lenge engasjert oss i spørsmål om eutrofiering og fjerning av næringsstoffer, og vi har forsøkt å se problemene fra forskjellige synsvinkler.

Det har vært nedlagt mye arbeid for å komme fram til en forståelse av avløpsvannets virkning på forskjellige typer resipienter. Biologiske vekstforsøk med testalger har vært

gjennomført i laboratoriet, og vi har benyttet forskjellige vanntyper og ulike konsentrasjoner med avløpsvann. I friluft har det vært utført renneforsøk med naturlig vekstrespons ved innblanding med avløpsvann av forskjellig kvalitet og kvantitet.

For fjerning av fosfor ved kjemisk felling eller koagulering har det først vært utført laboratoriestudier vedrørende selve fellingsprosessen, et grunnleggende arbeid av cand. real. Arne Henriksen, som det refereres til i de fleste utredninger om fjerning av fosfor.

Senere har det vært utført forsøk med kjemisk felling i et pilot-anlegg, som direkte felling etter mekanisk rensing og som etterfelling etter biologisk rensing. Disse forsøkene viste lovende resultater for direkte felling. På grunn av at det finnes lite i litte-

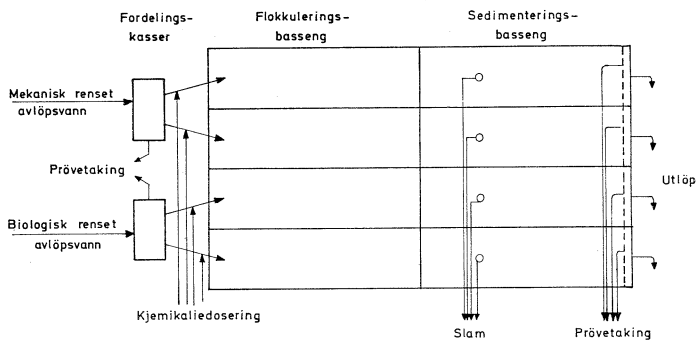


Fig.8 Skjematisk plan. NIVA's försöksanlegg. Fjerning av fosfor ved felling og sedimentering.

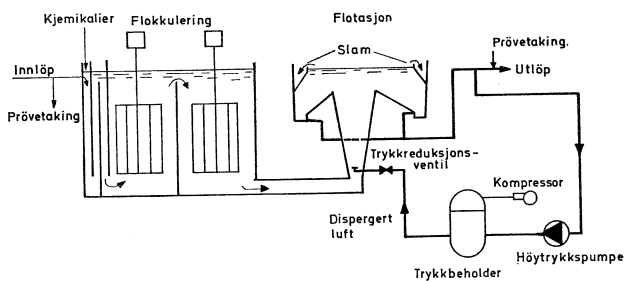


Fig.9 Skjematisk snitt. NIVA's försöksanlegg. Fjerning av fosfor ved felling og flotasjon.

raturen om direkte felling og ikke sammenlikninger med hva man kan oppnå ved direkte felling i forhold til etterfelling, skal vi nå starte slike forsøk i større skala. Vi har fem enheter som hver kan belastes med maks. 2 m³ avløpsvann pr. time. Fire av disse enhetene er bygd for flokkulering og sedimentering (fig. 8), én enhet er bygd for flokkulering og flotasjon (fig. 9). Vi vil bruke forskjellige fellingsmidler og hjelpekoagulanter i forsøkene og håper å få en bred sammenlikning mellom renseeffekter, forskjellige faktorerers innvirkning på fellingsprosessen, og et bedre grunnlag for å bedømme hva de økonomiske konsekvenser ved de ulike metoder og fellingsmidler vil være. Vi vil også arbeide med løsning av de slamproblemene som er knyttet til disse rensemetodene.

Avsluttende bemerkninger

Innledningsvis har jeg forsøkt å belyse sammenhengen mellom næringsstoffene og forhold i resipientene slik man ser det med de kunnskaper man har om dette i dag. Deretter har jeg skissert de typene av renseanlegg som synes aktuelle for fjerning av fosfor og nitrogen. Hvis man kan løse problemene med eutrofiering av innsjøer og fjorder ved å fjerne fosfor eller nitrogen (eller begge deler) fra avløpsvann, så har man i dag metoder for dette. Vi kan redusere fosfor- og nitrogeninnholdet i avløpsvannet til meget lave restkonsentrasjoner. Vi står imidlertid overfor problemet med valg av type renseanlegg, hvilken metode som er best egnet til å

fjerne det man ønsker og hvilken metode som er mest hensiktsmessig å velge ut fra økonomiske betraktninger.

Jeg tror imidlertid ikke at problemene med rensing av avløpsvann ligger så mye på den rent rensetekniske side. Vanskelighetene består i å komme fram til kvalitetskrav for resipientene og i å finne de riktige parametre for å kunne vurdere de rensetekniske tiltak i forhold til de krav man stiller til resipienten.

Litteraturhenvisninger.

Bringmann, Kühn. Schnell — Denitrifikation im Unterdruck — Verfahren. Gesundheits-Ingenieur 1965 h. 1, s. 16.

Bringmann, Kühn. Denitrifikation vom kommunalem Abwasser unter Einsatz des gesamten BSB. Gesundheits-Ingenieur 1967 h. 12, s. 377.

Downing, A. L., Painter, H. A., Knowles, G. Nitrification in the Activated — Sludge Process. Proc. Inst. Sew. Purif. 1963, p. 2—25.

Føyn, E. Elektrolytisk kloakkrensing i teknisk målestokk. Teknisk Ukeblad 1963, h. 25, s. 583.

Gustafsson, B., Westberg, N. Reduktion av växtnäringsemnen i kommunalt avloppsvatten. Statens Naturvårdsverk V-3 — 1968.

Henriksen, A. Laboratory studies on the removal of phosphates from sewage by the coagulation process. Schweiz. Zeitschrift für Hydrologie, Nr. 24, 1962, s. 253 og Nr. 25, 1963, s. 380.

Hilmer, A. Kemisk fällning och flockning — flotation. Vatten nr. 2, 1967, s. 103.

Hünerberg, Sarfert. Versuche zur Stickstoffelimination aus dem Berliner Abwasser. Gas und Wasserfach 1967 h. 34, s. 966 og h. 42, s. 1197.

Avloppsrening Metod *Liljegren*. Byggnadsvärlden 1968, h. 14/15, s. 343.

Skulberg, O. M. Algae cultures as a means to assess the fertilizing influence of pollution. 3rd. International Conference On Water Pollution Research, Munich 1966, Sec. 1, Paper 6.

Thomas, E. A. Verfahren zur Entfernung von Phosphaten aus Abwässern. Schweizerische Eidgenossenschaft. Patentschrift nr. 361543.

Thomas, E. A. Phosphatfällung in der Kläranlage von Uster und Beseitigung des Eisen-Phosphat-Schlammes. Viertel-

jahrschrift der Naturforschenden Gesellschaft im Zürich. Des. 1966, s. 309.

Vatten, tidsskrift för vattenvård. Nr. 2, 1968. Flere artikler om eutrofiering og fjerning av næringsstoffer.

Wuhrmann, K. Stickstoff- und Phosphorelimination. Ergebnisse von Versuchen im technischen Masstab. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie. Nr. 26, 1964, s. 520.

Wuhrmann, K. Probleme der dritten Reinigungsstufe von Abwässern. Föderation Europäische Gewässerschutz, Informationsblatt nr. 14, Mai 1967.